

Dynamiques végétales post-perturbations sur les carrières calcaires au Liban. Stratégies pour l'écologie de la restauration en régions Méditerranéennes.

Carla Khater

▶ To cite this version:

Carla Khater. Dynamiques végétales post-perturbations sur les carrières calcaires au Liban. Stratégies pour l'écologie de la restauration en régions Méditerranéennes.. Ecologie, Environnement. Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2004. Français. NNT: . tel-00413773

HAL Id: tel-00413773 https://theses.hal.science/tel-00413773

Submitted on 7 Sep 2009

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.

ACADEMIE DE MONTPELLIER UNIVERSITE MONTPELLIER II SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANQUEDOC

THESE

Pour obtenir le grade de Docteur de l'Université Montpellier II

2004

Discipline : Biologie des Populations et Ecologie
Formation doctorale : Biologie de l'Evolution et Ecologie
Ecole doctorale : Biologie Intégrative

Dynamiques végétales post-perturbations sur les carrières calcaires au Liban.

Stratégies pour l'écologie de la restauration en régions Méditerranéennes.

Présentée par

Carla KHATER

Soutenue le 27 mars 2004 devant le jury composé de :

R. VALLEJO (Professeur, Université de Barcelone, Espagne)	Rapporteur
T. TATONI (Professeur, Université Aix-Marseille III)	Rapporteur
M. HAMZE (Professeur, CNRS-Liban)	Examinateur
D. MC KEY (Professeur, Université Montpellier II)	Examinateur
J. MAILLET (Professeur, ENSAM)	Directeur
A. MARTIN (Maître de conférences, Université Montpellier II)	Codirecteur
H. MINEAU (Docteur, Aphylantes Ingénieurie)	Invité

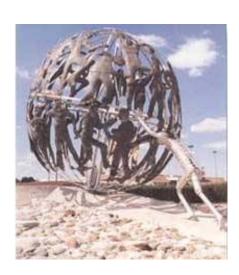
Il faut imaginer Sisyphe heureux...

Tout au bout de ce long effort mesuré par l'espace sans ciel et le temps sans profondeur, le but est atteint....

Sisyphe regarde alors la pierre dévaler en quelques instants vers ce monde inférieur d'où il faudra la remonter vers les sommets.

Il redescend dans la plaine...

Albert Camus



Remerciements

Pour en arriver là...

Au terme de ce voyage, de cette aventure, je suspends le temps l'espace d'une seconde, d'un instant, le temps de penser à tous ceux qui m'ont accompagnée le long de ce parcours. Pour avoir partagé un sourire, ou essuyé une larme, pour avoir ouvert une porte, ou orienté un chemin, pour ces nuits interminables, ces pauses- cafés (ou thé) répétées, pour ceux qui m'ont accompagnés sur le terrain ou ont juste promis de le faire, pour ces longues conversations téléphoniques, ces mails échangés, les heures sur le « chat », et surtout pour tous ceux qui ont cru en ce travail et m'ont donné la chance et les moyens de le réaliser.... Merci.

Plus particulièrement

- MM. Jacques Maillet et Arnaud Martin, pour la partie française et M. Mouin Hamzé pour la partie libanaise, pour avoir patiemment encadré ce travail et pour m'avoir appris la patience, la persévérance et l'humilité
- MM. Tatoni et Vallejo rapporteurs, et les membres du jury pour avoir accepté d'évaluer ce travail, ainsi que l'ensemble des membres du jury
- M. Georges Tohmé Président du conseil d'administration et M. Mouin Hamzé, Secrétaire Général du CNRSL pour leur support, leurs encouragements et pour m'avoir donné l'occasion et les moyens de réaliser cette thèse. Ainsi qu'aux membres de l'équipe administrative du CNRSL.
- M. Mohamed Khawlie et toute l'équipe du Centre National de Télédétection, CNRSL Rania, Shadi, Ghaleb et les autres pour leur accueil au sein de leur unité durant mes séjours au Liban. A Amin pour son amitié et sa patience et ses cours d'initiation à la géologie du Liban
- M. Christopher Carcaillet ainsi que toute l'équipe de l'UMR 5059, CNRS, UMII. Isabelle, Lucie, Christine, Marcel, Chantale, Sarah, Christophe, Jean Fred, Laurent, Claire, Boris et les autres pour leur accueil au sein de leur unité durant mes séjours en France, et pour l'amitié qu'ils ont manifestée à mon égard, et Philippe pour sa motivation et ses encouragements
- MM. James Aronson, Edouard Le Floc'h, James Molina, Francesco Di Castri, Charles Tabet ainsi que Mme Danièle Caraux Garson pour leurs conseils, leurs échanges et leur présence. Georges Michaloud, acteur important qui a été à l'origine des premiers contacts en écologie entre Montpellier et le Liban. Et surtout Hervé Mineau pour son écoute et sa présence et pour les « premiers pas sur l'autoroute » qu'il a fait avec moi.
- M. Maurice Roux, pour sa patience, sa participation active et les précieux conseils en statistiques qu'il m'a apporté et M. Paul Roiron, pour avoir patiemment relu et corrigé ce manuscrit
- Dunia Tabet, Georges Tabakian, Sophie Gachet, Helène Gondard, Errol Véla, Manuel Boissière, et Fanny Fournier pour leur amitié et leur présence
- Je n'oublie pas de remercier sincèrement, Dr Hala Mohtasseb pour m'avoir poussée à aller plus loin et pour le goût de la recherche qu'elle m'a permis de développer.

IL paraît que « c'est lorsque tout s'éteint que les étoiles commencent à briller »...

Véro, et Titou, qui ont su trouver les mots, les tisanes, les kinder, les silences, et qui m'ont aidé pour la biblio et la mise en page de ce travail

Adam, qui m'a corrigée, relue et accompagnée quotidiennement. To my partner, who has helped and encouraged me, who stood by me when things were bad, and shared precious laughs and unforgettable moments... You were always there like just friends can be. Adam thanks for being here when I needed you.

Et enfin, pour l'amour qu'ils me portent, et qui a été pour beaucoup dans celle que je suis aujourd'hui, ma famille et mes amis au Liban et en France (Paris, Marseille et surtout Montpellier)....La liste serait longue, mais le plus précieux cadeau que ces années m'aient fait a été votre amitié (Zeinab, Fouad, Wissam, Salem, Joe, Fado, Clémence, Caroline, Jihane, Rani, Patricia, Noelle, Denis, Sophie, Hanane, Walid, Carla, Touta, Ziad, Mansour, Aline, Dima, Omar, Henri, Carlos, Josette, Tady, Pascal, Bassem, Josiane,...).

A tout ceux que j'aime, Ceux qui sont encore là et tous ceux qui n'y sont plus, Ceux surtout qui ont su me rebooster et me réconforter lorsque tout semblait s'effondrer, Je dédie ce travail et les années d'efforts qu'il a coûté, surtout Papa, Corine, Tony et Mon Rabih, qui m'a accompagnée au passé et qui a rêvé le futur avec moi... Ce travail s'est déroulé dans les locaux du Centre National de Télédétection (NRSC – CNRSL, Mansourieh), du Centre de Bio- Archéologie et d'Ecologie (UMR 5059, Montpellier) et du Centre Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE- CNRS, Montpellier). Il a bénéficié de diverses voies de financement et de supports logistiques :

- i) une bourse de recherches du Conseil National de la Recherche Scientifique du Liban (CNRS Liban) pour une période de trois ans (2000- 2003) renouvelée 3 mois.
- ii) une convention d'échange CNRS Liban et CNRS France pour une période de deux ans (2001- 2003)
- iii) un financement du programme CEDRE (CNRS) qui s'inscrira dans une prolongation du présent travail pour une durée de deux ans (2003- 2005).
- iv) les équipements des laboratoires du Centre de Bio Archéologie et Ecologie
 UMR 5059-France, du CEFE/CNRS- Montpellier et du CNRS- Liban, et en partie ceux des programmes de recherches du Dr. Arnaud Martin.
- v) les documents cartographiques et les images satellites ont été mis à disposition par le NCRS et GIS-Transport, Liban et les photos aériennes par Maps Geosystems, Liban. Les données digitalisées du rapport national sur l'exploitation des carrières au Liban ont été proposées par M. Suhail Srour, Dar el Handassah, Khatib & Alami, Liban.
- vi) L'ensemble des données cartographiques est issu du fond documentaire numérique du Centre National de la Télédétection, CNRS-Liban.

Prologue

Il était une fois...

Elle y avait grandi, solitaire, portée par le vent et nourrie par la pluie. Trouvant ses ressources là où elle pouvait. Elle avait réussi son pari. Aujourd'hui elle ouvre les yeux et elle n'est plus seule. 30 ans plus tard, cette terre inculte qui l'avait recueillie, ressemble à s'y méprendre à ce paradis qui l'a vue naître. Elle n'était sans doute pas seule à atterrir dans cet espace, elle l'a longtemps cru, elle aussi. Portées par le vent ou par quelque oiseau de passage, ou encore par les fourmis infatigables, d'autres compagnes ont, elles aussi réussi cet exploit. Au fil du temps elle les sentait grandir, ou mourir auprès d'elle, au cœur de cette frénésie, ces échanges, ces migrations. Aujourd'hui tout s'explique. Elles n'ont plus besoin de voyager, de se retrouver au fil des rencontres et du hasard de la vie, de se côtoyer, pour se séparer parfois... Aujourd'hui le temps s'accélère, transportées par des engins, ses compagnes, sont sagement choisies, choyées, déposées, et ensuite leur est confiée la lourde tâche d'assurer elles mêmes leurs survies malgré tout.

Cependant de là où je viens, ces conquérantes assurent encore seules leurs parcours. Elles naissent, voyagent, s'installent et grandissent. Lentement, elles tentent de reprendre leurs droits, de se donner une chance.

Il était donc une fois, un pays aux multiples origines, suspendu entre la terre et le ciel, façonné par 6000 ans d'histoire. Il était une fois, un mythe... Dans tout ce qu'il est, le Liban ne se raconte pas, le Liban se vit.

Cette histoire se passe au Liban, en ...99, elle va vous emmener dans un monde dur, un monde de destruction, mais aussi elle va vous faire entrevoir un espoir, celui du rêve, qu'un jour, tout peut recommencer; oui que tout est encore possible....

Il était une fois.... Combien de contes n'ont-ils pas commencé comme cela? Une petite fille dont le rêve était de faire changer le monde... Il était une fois, une plante qui rêvait de conquérir l'espace... Il était une fois...

Cette histoire se passe au Liban, en ..99 dans un endroit désert, un cadre de désolation d'où tous les tracteurs se sont retirés, tous les gens sont partis, dans un site abandonné croyant qu'il n'a plus rien à donner. Exploitée, triturée, guerroyée, la Nature avait fini par baisser les bras, par se replier, se cacher loin de ces piétinements.

Cette histoire commence, le jour où, emportée par un vent léger et déposée au hasard de sa course, une petite graine réussit à germer. Une pionnière nous dira-t-on! Ce jour là, il était clair, la vie reprenait ses droits.... Petit à petit, d'autres consœurs sont venues s'installer un peu plus loin, recherchant elles aussi, des refuges où elles pourraient survivre. Le temps passait, calmement, doucement, l'Homme qui avait fini son travail n'y était plus, et peu à peu de plus en plus d'espèces réussissaient ce pari impossible, celui de se succéder dans le rôle de coloniser cet espace, délaissé, dénudé, dégradé.

Nous, héros secondaires de ce récit, intervenons à ce moment précis. Ce moment où tout est à apprendre, tout est à connaître. Nous observons ce miracle et l'émerveillement de cet exploit prend la forme d'un humble apprentissage. Comment faire ? Que faire ?

Détectives chargés de la surveillance de ces héroïnes, nous les avons suivies, identifiées, photographiées, enregistré leurs moindres faits et gestes, où étaient- elles? Depuis quand? Avec qui? Nous avons analysé leurs trajectoires, leurs groupements, dans une tentative de reconstruire pas à pas leurs parcours. Nous avons suivi leurs traces et parcouru les chemins qu'elles avaient choisis.

A présent, nous en savons beaucoup plus sur elles... leurs noms, les endroits où elles ont poussées, les stratégies qu'elles ont adoptées, celles qui guident la marche et celles qui suivent le pas... Nous savons ce qu'il faut faire pour refaire ce qu'ELLE a fait.

Qu'en ferons nous demain???

A tous ceux qui croient encore aux contes, Quelques pages d'une vie...

Table des matières

Table des matières	7
Chapitre 1- Introduction et problématique	19
1.1- Concepts et définitions	20
1.2- Une approche interdisciplinaire pour l'appréhension d'un écosystème complexe : les carrières en milieu méditerranéen	
1.3- Hypothèses générales de travail :	25
1.4- Objectifs généraux	25
Chapitre 2. Cadre de l'étude	27
2.1- Situation géographique	
2.2- Géologie du Liban	
2.3- Climat	29
2.4- Type de végétation	31
2.5- La répartition des carrières au Liban	32
Chapitre 3. Choix méthodologiques et matériel d'étude	35
3.1- Choix de la zone d'étude	35
3.2- Choix des carrières à échantillonner	
3.3- Conception et réalisation d'un SIG sur les carrières au Liban	41
3.4- L'analyse phyto-écologique, floristique et structurelle de la dynamique de recolonisation	
3.3- Estimation de l'âge d'abandon des sites : apports des analyses morphologiques, dendrochrono et historiques	
3.3.1- Les apports des données historiques	
3.3.2- L'analyse dendrochronologique	
Chapitre 4. La structuration de la végétation : une mosaïque d'espèces en réponse à une pression	
écologiqueécologique memorale de la vegetation : une mosaique d'espèces en reponse à une pression	
4.1- La végétation des carrières	58
4.2- Caractéristiques de la flore échantillonnée	
4.3- Analyses de l'organisation floristique en relation avec les paramètres de l'environnement	66 67 70
4.4 Organisation des mosaïques spécifiques et dynamique de recolonisation	72 77

4.4.1 Regroupements des relevés selon le paramètre pluviométrie	79
4.4.1.1 Le groupe de relevés dans la tranche 700- 1000 mm de précipitations	
4.4.1.2 Le groupe de relevés dans la tranche 1000- 1200 mm de précipitation	82
4.4.1.3 Le groupe de relevés dans la tranche 1200 - 1500 mm de précipitations	
4.4.2 Regroupements des relevés en fonction de la situation et de la pluviométrie	
4.4.2.1 Les relevés sur remblais dans la tranche 700 – 1000 mm de pluviométrie	88
4.4.2.2 Les relevés sur falaises dans la tranche 700 – 1000 mm de pluviométrie	91
4.4.2.3 Les relevés sur remblais dans la tranche 1000 – 1200 mm de pluviométrie	94
4.4.2.4 Les relevés sur falaises dans la tranche 1000 – 1200 mm de pluviométrie	
4.4.2.5 Les relevés sur remblais dans la tranche 1200- 1500 mm de précipitation	
4.4.2.6 Les relevés sur falaises du groupe 1200- 1500 mm de pluviométrie	102
4.5. Distribution des espèces rares	104
4.6. La typologie des spectres écologiques sur les écosystèmes « carrières »	108
4.6.1 Analyse et typologie des spectres biologiques au niveau des communautés végétales	
4.7. Discussion	
4.7.1 Les descripteurs environnementaux	
4.7.2 La flore des carrières	
4.7.2.1 Les espèces majeures et les espèces communes	
4.7.2.2 Les espèces rares	
4.7.2.3 Les espèces généralistes	
4.7.2.4 Les espèces particulières	
4.7.3 Sur le choix des écosystèmes de référence	120
Chapitre 5- Reconstitution de la chrono séquence potentielle et analyse de la succession végétale	123
5.1 Les successions végétales	123
5.2- Caractérisation de l'âge d'abandon des sites	126
5.2.1 Apports des échanges verbaux	127
5.2.2 Apport des données dendrochronologiques	127
5.2.3 Apports de la caractérisation morphologique du site et de son couvert végétal	128
5.2.4 Evaluation des méthodes utilisées et estimation des âges d'abandon des différents sites	128
5.3 Impact de l' « âge d'abandon » sur la composition floristique et les traits de vie des espèces	
5.3.1. Approches méthodologiques	
5.3.1.1 Quantification de la part d'explication portée par le facteur âge d'abandon et analyse de la	
variabilité floristique le long de la succession	
5.3.1.2 Réalisation des profils attributaire et analyse des traits de vie le long de la succession	
5.3.2 Impact de l'âge d'abandon sur la variabilité floristique	
5.3.2.1 La dynamique floristique le long de la chrono-séquence	
5.3.2.1 la courbe aire/espèces	138
5.3.2.4 La dynamique floristique sur les falaises	
5.3.2.5 La dynamique floristique sur les plateformes	141
5.3.3 Impact de l'âge d'abandon sur la distribution des traits de vie	
5.3.3.1 La dynamique écologique sur les remblais	
5.3.3.2 La dynamique écologique sur les falaises	
5.3.4 La dynamique écologique sur les plateformes	
5.4.1 L'âge d'abandon d'un site	
5.4.2 Les successions végétales sur les carrières abandonnées au Liban	
5.4.2.1 Dynamique de recolonisation sur les remblais	
5.4.2.2 Dynamique de recolonisation sur les falaises	
Chapitre 6. De l'écologie de la restauration vers une stratégie d'intervention en milieu méditerranée	
6.1 L'interface scientifique/pratique et ses implications en restauration écologique	
6.1.1 Faut – il intervenir ou laisser-faire la nature ?	
6.1.2. Où intervenir ?	
6.1.4. Quelles espèces utiliser?	
6.1.5 Biologie et choix des espèces	
0.1.5 D1010g10 of 01101A dod odpocod	100

6.2 Stratégies pour l'écologie de la restauration sur les carrières cal	caires au Liban167
Synthèse et conclusion	
Bibliographie	

Liste des figures, tableaux et encadrés

- Figure 1 : l'approche interdisciplinaire et multi-échelle de la problématique « carrières » au Liban
- Figure 2: répartition des carrières sur les différentes formations géologiques au Liban.
- Figure 3: répartition des carrières en fonction des étages de végétation et des variantes bioclimatiques.
- Figure 4: plan d'échantillonnage stratifié en fonction des différents facteurs du milieu.
- Figure 5 : Les stratégies démographiques principales sensu Grime (1977; 2002).
- Figure 6 : distribution des espèces répertoriées en fonction des familles
- Figure 7 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur aire de répartition géographique
- Figure 8 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur type biologique
- Figure 9 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur mode de dissémination
- Figure 10 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur stratégies adaptatives (Grime 1977, 2002)
- Figure 11 : courbe de distribution des espèces inventoriées en fonction de leur fréquence relative et de leur abondance moyenne.
- Figure 12 : représentation factorielle des relevés sur le plan (F1 ; F2) avec respectivement 4.77% et 4.38% d'inertie sur les deux premiers axes..
- Figure 13: représentation factorielle des relevés sur le plan (F1; F2) avec respectivement 4.77% et 4.38% d'inertie sur les deux premiers axes. Les regroupements tiennent compte des résultats de la CAH.
- Figure 14: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1; F2) avec respectivement 4.77% et 4.38% d'inertie sur les deux premiers axes
- Figure 15 : représentation factorielle des variables environnementales (facteurs) sur le plan (F1 ; F2) d'après une AFCVI sur (M3 x E). Les groupements correspondent aux résultats de la CAH.
- Figure 16: représentation factorielle des variables environnementales (facteurs) sur le plan (F1; F2) d'après une AFCVI sur (M3 x E).
- Figure 17: représentation factorielle sur le plan (F1; F2) des relevés dans la tranche 700-1000 mm.
- Figure 18: détail de la partie centrale des espèces de la tranche 700-1000mm de la représentation graphique de l'AFC sur le plan (F1; F2). Les espèces grisées encadrées correspondent aux espèces majeures.
- Figure 19 : les fréquences des espèces majeures sur la tranche 700 1000 mm selon le milieu d'échantillonnage (ER ou ED).
- Figure 20 : représentation factorielle sur le plan (F1 ; F3) des relevés dans la tranche 1000-1200 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH sur les coordonnées factorielles sur les 4 premiers axes.
- Figure 21: distribution des fréquences des espèces majeures sur la tranche 1000- 1200 mm en fonction du milieu d'échantillonnage (ER ou ED).
- Figure 22: détail de la partie centrale de la représentation graphique de l'AFC sur le plan (F1; F3). Les espèces grisées correspondent aux espèces majeures.
- Figure 23: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés dans la tranche 1200-1500 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH.
- Figure 24 : représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des espèces dans la tranche 1200-1500 mm.
- Figure 25 : distribution des fréquences des espèces majeures sur la tranche 1200- 1500 mm
- Figure 26: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur remblais dans la tranche 700-1000 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH.
- Figure 27: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des espèces sur remblais et pente dans la tranche 700-1000 mm.
- Figure 28: distribution des fréquences des espèces majeures sur les remblais de la tranche 700- 1000 mm en fonction du milieu d'échantillonnage (ED ou ER).
- Figure 29: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 700-1000 mm. Les regroupements représentent les ensemble issus de la CAH.
- Figure 30: représentation factorielle sur le plan (F1; F2) des espèces sur falaises dans la tranche 700-1000 mm. Les espèces grisées représentent les espèces majeures pour ce groupe.
- Figure 31: distribution des fréquences des espèces majeures sur les falaises de la tranche 700- 1000 mm en fonction de leur milieu d'échantillonnage (ED ou ER).

- Figure 32: représentation factorielle des relevés sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur remblais et pentes dans la tranche 1000 1200 mm.
- Figure 33: distribution des fréquences des espèces majeures sur les remblais de la tranche 1000- 1200 mm en fonction du milieu d'échantillonnage dans les ER ou ED.
- Figure 34: détail de la partie centrale des la représentation graphique de l'AFC sur le plan (F1; F2). Les espèces grisées correspondent aux espèces majeures.
- Figure 35: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 1000–1200 mm.
- Figure 36: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des relevés falaises dans la tranche 1000 1200 mm
- Figure 37: distribution des fréquences des espèces majeures sur les falaises de la tranche 1000-1200 mm
- Figure 38: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur remblais dans la tranche 1200-1500 mm.
- Figure 39: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des espèces sur remblais dans la tranche 1200-1500 mm
- Figure 40: distribution des fréquences des espèces majeures sur les remblais de la tranche 1200-1500 mm
- Figure 41: représentation factorielle sur le plan (F1; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 1200-1500 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH.
- Figure 42 : représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 1200- 1500 mm
- Figure 43: distribution en fréquences des espèces majeures sur les falaises de la tranche de pluviométrie 1200-1500 mm.
- Figure 44 : représentation factorielle des espèces rares et des paramètres de l'environnement. Les groupes représentent les regroupements à partir d'une CAH.
- Figure 45 : typologie des spectres biologiques et caractérisation des communautés en 6 classes selon une échelle logarithmique.
- Figure 46 : corrélation entre l'estimation de l'âge d'abandon d'un site par une méthode intuitive (en abscisses) et par comptage de cernes ou données historiques (en ordonnées).
- Figure 47: démarche analytique exprimant les divers étapes pour la réalisation d'un profil attributaire
- Figure 48 : représentation factorielle des paramètres environnementaux en fonction de l'âge d'abandon selon l'AFCVI.
- Figure 49 : représentation factorielle des strates où les différentes espèces ont été répertoriées en fonction de l'âge d'abandon selon l'AFCVI. Le graphique montrant les espèces est présenté en annexe 33
- Figure 50 : représentation factorielle des variables à partir d'une AFC sur le profil écologique sur les relevés des ED en fonction de l'âge d'abandon.
- Figure 51 : représentation factorielle des variables à partir d'une AFC sur le profil écologique sur les relevés des ED en fonction de l'âge d'abandon.
- Figure 52 : relation aire/espèces exprimant le nombre d'espèces par rapport au nombre de relevés par sites et âges
- Figure 53: distribution des occurrences des types biologiques le long de la succession sur les remblais.
- Figure 54 : distribution des modes de dissémination le long de la succession sur les remblais.
- Figure 55 : distribution des stratégies adaptatives sensu Grime, le long de la succession sur remblais.
- Figure 56: distribution des types biologiques le long de la succession sur les falaises.
- Figure 57 : distribution des modes de dissémination le long de la succession sur falaises.
- Figure 58 : distribution des stratégies adaptatives le long de la succession sur les falaises.
- Figure 59 : distribution des types biologiques le long de la succession sur les plateformes.
- Figure 60 : distribution des modes de dissémination le long de la succession sur plateformes.
- Figure 61 : distribution des stratégies adaptatives le long de la succession sur les plateformes
- Figure 62 : schéma récapitulatif des critères intervenants pour la validation du choix d'une espèce pour des interventions en écologie de la restauration.
- Tableau 1: répartition des carrières en fonction des paramètres : étage bioclimatique, pluviométrie, et étage de végétation ; ainsi qu'en fonction de la lithologie (l'ensemble des formations décrites sont des formations calcaire et calcaro –dolomitique).
- Tableau 2 : correspondances des situations entre écosystèmes dégradés et écosystèmes de référence.
- Tableau 3: structure verticale de la végétation.
- Tableau 4: correspondances entre les coefficients de Braun- Blanquet et les recouvrements ainsi que les médianes des classes.
- Tableau 5: les facteurs environnementaux descriptifs des relevés.
- Tableau 6 : répartition des relevés selon le plan d'échantillonnage

Tableau 7: Importance du stress et des perturbations, et implication en terme de stratégies pour les plantes (Jauffret & Vela 2000)

Tableau 8 : caractérisation du statut d'une espèce en fonction de sa fréquence relative et de son abondance moyenne

Tableau 9: Le rapport des traces des AFCVI partielles des facteurs explicatifs / AFC globale

Tableau 10 : les traces des AFCVI partielle par couple de facteurs

Tableau 11: rapports des traces des AFCVI partielle par couple de paramètres/trace AFC générale.

Tableau 12: les taux de participation réels des facteurs explicatifs

Tableau 13 : distribution des relevés sur les différentes tranches de pluviométrie

Tableau 14 : distribution des fréquences relatives des principaux types biologique (thérophytes, chaméphytes et phanérophytes) dans chaque groupe pluviométrie/situation/milieu.

Tableau 15 : caractérisation des communautés en : types simples (Th, Ch ou P) ou types mixtes (Th-Ch; Ch-P ou Th-Ch-P) en fonction la composition de chaque relevé.

Tableau 16 : tableau synthétique exprimant pour chaque groupe pluviométrie/situation, la variabilité intra – carrière et les spécificités des relevés en terme d'espèces majeures en fonction du milieu d'échantillonnage

Tableau 17: tableau synthétique montrant les espèces généralistes et pour chaque groupe pluviométrie/situation, les espèces particulières des écosystèmes dégradés (carrières)

Tableau 18 : tableau exprimant parmi les espèces présentes sur les remblais en fonction des catégories d'âges le nombre de celles qui n'existent que sur une tranche particulière. Cette valeur a été pondérée par le nombre de relevés dans chaque tranche d'âge (voir encadré 4)°

Tableau 19 : tableau exprimant parmi les espèces présentes sur les falaises en fonction des catégories d'âges le nombre de celles qui n'existent que sur une tranche particulière. Cette valeur a été pondérée par le nombre de relevés dans chaque tranche d'âge (voir encadré 4)

Tableau 20 tableau exprimant parmi les espèces présentes sur les plateformes en fonction des catégories d'âges le nombre de celles qui n'existent que sur une tranche particulière. Cette valeur a été pondérée par le nombre de relevés dans chaque tranche d'âge (voir encadré 4)

Tableau 21 : distribution des stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1974, 1977) des espèces répertoriées sur falaises en fonction des types biologiques principaux.

Tableau 22 : distribution des stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1974, 1977) des espèces répertoriées sur falaises en fonction des types biologiques principaux.

Tableau 23 : distribution des stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1974, 1977) des espèces répertoriées sur plateformes en fonction des types biologiques principaux.

Tableau 24: Tableau synthétique exprimant pour chaque tranche pluviométrique la liste d'espèces « potentiellement intéressantes pour la revégétalisation des remblais sur les carrières au Liban

Encadré 1 : situation de l'objet de l'étude, problématique, hypothèses et objectifs de la thèse

Encadré 2 : les stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1977; Grime 1998; Grime 2002).

Encadré 3 : sur la part d'inertie imputable à chacune des variables explicatives dans une Analyse Factorielle des Correspondances sur Variables Instrumentales (AFCVI) ou Analyse Canonique des correspondances (ACC)

Encadré 4 : distribution des espèces en fonction de leurs amplitudes d'habitat et de leurs fréquences relatives

Encadré 5 : détails du calcul des taux de remplacement des espèces le long de la succession

Planche 1 : les carrières au Liban : 710 carrières sur le territoire, soit 1/15 Km². Une agression visuelle et une plaie paysagère.

Planche 2 : une carrière présente grosso modo, trois type de biotopes (situations), les remblais, les falaises et les plateformes

Planche 3 : La carrière de Nahr el Kalb abandonnée depuis près de 40 ans lors de la création de l'autoroute

Planche 4 : : la carrière de Chekka localisée à proximité de la citadelle historique de Msailha, actuellement le lieu est fréquenté en tant qu'aire de pique nique

Planche 5: les carrières sont exploitées de façon diachronique, on y retrouve en fonction de leur date d'abandon, des secteurs plus anciens que d'autres sur lesquels la végétation spontanée a commencé à des périodes différentes.

Planche 6 : dans le paysage, la carrière représente une plaie visuelle agressive

Planche 7 : la recolonisation spontanée sur une carrière, une source de potentiels très variés

Planche 8 : sur les carrières dolomitiques friables, les falaises sont riches en substances fines et leur substrat ressemble à celui des remblais

Planche 9 : les plateformes représentent des dalles rocheuses inertes où la recolonisation végétale s'opère au niveau des anfractuosités

Chapitre 1- Introduction et problématique

Les écosystèmes méditerranéens sont principalement caractérisés par des contraintes climatiques particulières (des étés chauds et secs et des hivers doux et pluvieux), mais également par une anthropisation importante, sous forme de pressions d'urbanisme, de déforestations et de surpâturages (Daget 1977; Di Castri 1981; Quézel & Médail 2003). De plus, la topographie accidentée des versants et l'hétérogénéité des micro climats induisent une diversification du couvert végétal et la création d'un paysage très fragmenté (Quézel & Médail 2003).

De par son histoire et sa situation géographique et économique, caractérisé par une pression anthropique importante, des conditions climatiques et édaphiques particulières et la présence de nombreux écosystèmes dégradés, le Liban représente un bon prototype des pays méditerranéens en développement. Le contexte sociopolitique instable qui y a prévalu au cours de trois décennies a eu pour conséquences directes une dispersion de l'habitat et une con-urbanisation qui a rapidement progressé le long des axes principaux de circulation. Pour pallier à une croissance démographique et urbaine incontrôlée, l'ouverture de carrières exploitées au coup par coup et au gré des disponibilités financières et du clientélisme politique, l'exploitation sauvage et illégale de ce secteur a résulté en un gaspillage des ressources et une destruction de sites. Ces activités ont provoqué une érosion accélérée du substrat affleurant, une perte croissante de la biodiversité et une agression visuelle paysagère.

Exploitations de type le plus souvent familial, les carrières d'extraction du gravier et des pierres de taille ont suivi dans leur développement l'expansion urbaine qui a concerné la côte libanaise au début des années 60 et s'est étendue progressivement vers le Mont Liban et le Kesrouan (IAURIF/ ECODIT 1999). Un rapport officiel recense en 1996, 710 carrières réparties sur l'ensemble du territoire, soit 1 carrière / 14.7 Km² (Handassah 1996) alors que des chiffres non officiels de 1995 dénombraient jusqu'à 1800 exploitations sur le territoire. Dans un souci d'organisation et de régularisation de ce secteur, le Ministère de l'Environnement institué en 1992, a promulgué en 1997 un décret administratif¹ visant à arrêter les exploitations en ne délivrant que dans certains cas, des permis spéciaux d'exploitation de durée limitée. De plus en plus de carrières étaient donc laissées à l'abandon, inexploitées et livrées à une régénération naturelle lente et incertaine.

Dans le cadre d'une réflexion en écologie de la restauration, ce travail a pour but de proposer les bases méthodologiques pour la mise en place d'une intervention adaptée aux

¹ Les arrêtés administratifs 182/1, 183/1, 184/1, 185/1 et 186/1 datés du 7/11/97 réglementent l'exploitation des carrières au Liban.

zones dégradées en milieu méditerranéen à travers (1) l'analyse de la recolonisation végétale spontanée sur les carrières et (2) la caractérisation des dynamiques écologiques de ces écosystèmes néoformés, en terme de cortèges floristiques et d'interrelations avec les paramètres abiotiques et biotiques de l'environnement et (3) la suggestion d'une stratégie pour la restauration avec un choix d'espèces adaptées.

Quelques chiffres sur l'exploitation des carrières (Handassah 1996; SOER 2001) :

- 464 carrières sur calcaire et 246 pour l'extraction de sable.
- 46% opèrent sans licence, 71% ne sont pas conformes aux normes de sécurité et 60% sont considérées réellement dangereuses.
- 42% sont localisées dans le Mont Liban avec 45% du volume total de production.
- Les carrières causent l'érosion de 220 tonnes de terre / an.
- Les demandes en agrégats pour le Liban seront comparables avec celles des E.U. ou de la France, soit près de 5 à 6 T/ habitant d'ici 2010.

1.1- Concepts et définitions

Bien que les réflexions sur les conséquences des activités humaines sur les écosystèmes soient déjà présentes dans les philosophies grecques et romaines, l'éveil planétaire sur ces problèmes d'impact et de dégradation est relativement récent. En 1951, l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) publie le premier rapport sur l'état de l'environnement; et en 1972 la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement humain de Stockholm introduit le concept de l' « écodéveloppement » et aboutit à la création du programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) en complément du Programme pour le développement (PNUD). En 1992, le sommet de la Terre à Rio de Janeiro consacre le concept du développement durable et celui de la mise en place de la convention sur la biodiversité. Depuis, les états se sont de plus en plus préoccupés de l'avenir de notre planète et plus précisément de la conservation et du renouvellement de ses ressources.

Consécutivement, aux préoccupations pour la conservation et le renouvellement des richesses naturelles, certaines disciplines se sont intéressées à la « réparation » ou restauration sensu lato des écosystèmes soumis à des perturbations d'origines anthropiques (Aronson & Le Floc'h 1995). Mettre à disposition une « solution » aux problèmes de dégradation pourrait représenter par une distorsion de l'esprit une excuse pour d'éventuelles futures agressions sur l'environnement. Cependant, comme le signalent Berger *et al.* (1988),

il est du devoir des chercheurs / acteurs dans le domaine de veiller au bon développement des applications de leur science.

Le concept de l' « écologie de la restauration » date de 1935 (Jordan 1987) mais ce n'est qu'aux alentours de 1987, avec l'institution de la « Société pour l'écologie de la restauration » que cette discipline est définie comme « toute activité intentionnelle ayant pour but d'initier ou d'accélérer le processus de régénération (recovery) d'un écosystème qui a été dégradé, détruit ou transformé. Le fonctionnement d'un écosystème restauré concerne son état général (health), son intégrité (integrity) et sa durabilité (sustainability) » (SER 2002).

Les confusions sur l'utilisation de termes plus ou moins synonymes tels que « restauration », « réhabilitation », et « réaffectation» ont fait l'objet de nombreuses controverses. Aronson *et al.* (1993), Aronson & Le Floc'h (1995) et SER (2002) présentent une revue exhaustive des définitions et concepts en relation avec cette discipline (cf. lexique).

Par définition, un projet de restauration vise avant tout à permettre à un écosystème de regagner sa trajectoire et ses conditions historiques (SER 2002). Le paysage méditerranéen ayant été façonné par l'Homme depuis le Néolithique, il est difficile de définir les caractéristiques de l'écosystème préexistant avant la perturbation. La notion d'écosystème de référence renvoie à l'état de l'écosystème qui servira de modèle pour la planification d'un projet de restauration et ultérieurement pour l'évaluation de ce projet (White & Walker 1997). Cet état de référence représente un point plus avancé le long de la trajectoire écologique de régénération ; autrement dit, l'écosystème dégradé est supposé acquérir le long de sa trajectoire les attributs de l'écosystème de référence.

La trajectoire écologique d'un écosystème concerne tout autant l'itinéraire naturel que peut suivre cet écosystème (natural restoration) que n'importe quel parcours initié par une intervention en écologie de la restauration visant à accélérer et orienter cette trajectoire (oriented restoration). Il existe trois voies envisageables pour la restauration: (1) recourir exclusivement aux processus naturels de succession, (2) intervenir par des moyens techniques et (3) combiner les (1) et (2) en tentant d'orienter la trajectoire spontanée (Prach 2003).

Dans les zones tempérées où les conditions climatiques de température et de pluviométrie sont favorables, la trajectoire écologique de régénération spontanée (laisser-faire) peut sembler la plus adaptée (Bradshaw 1997; Cullen *et al.* 1998; Prach & Pysek 1999; Prach & Pysek 2001; Tekle 2001). Dans les écosystèmes arides (Le Floc'h 1999; Le Houérou 2000) ou méditerranéens escarpés (Le Dain *et al.* 1988b; Le Floc'h *et al.* 1998; Le Houérou 2000), il semble nécessaire de planifier une intervention adaptée dans le but d'orienter cette trajectoire spontanée d'autant plus que la dégradation imputable à la pression démographique semble être une constante sur l'ensemble des territoires sud

méditerranéens. Il devient donc indispensable d'étudier dans sa globalité la « co-évolution Homme / paysage » (Di Castri 1981; Lefeuvre & Barnaud 1988).

Sur les milieux fortement dégradés, tels que les mines ou les carrières d'extraction, la régénération naturelle semble très lente (Whisenant *et al.* 1995) et la colonisation spontanée reste souvent insuffisante pour assurer une bonne protection contre l'érosion (Bradshaw 1993; Bradshaw 1997; Ninot *et al.* 2001).

La stratégie d'intervention devrait précisément être inspirée de l'observation et de l'analyse de la trajectoire naturelle (Bradshaw 1987; Burrows 1990; Bailey & Gunn 1992; Glenn-Lewin et al. 1992; Bradshaw 1997; Jochimsen 2001) et dépend principalement du choix des espèces à utiliser (Le Floc'h 1999; Ninot et al. 2001; Martin et al. 2002). Initialement le choix des espèces à utiliser était basé sur la capacité des espèces à la recolonisation des espaces perturbés. L'utilisation empirique d'espèces allochtones a parfois représenté des menaces à la biodiversité comme c'est le cas pour la restauration de terrains de montagnes (RTM) amorcées à la fin du 19^e siècle avec Pinus nigra dans les Alpes françaises (ONF 1993; Gachet 2002). L'introduction de plantes comme Carpobrotus edulis (L.) Br. initialement utilisées pour le maintien des dunes du littoral languedocien et qui sont a posteriori devenues envahissantes représente une préoccupation majeure dans le domaine biologique et celui de la santé publique (AME & CBNMP 2003). Actuellement, la sélection des espèces utilisées pour la revégétalisation répond principalement à trois principes: Intégrité biologique (des espèces présentes dans le milieu environnant), Compétitivité (des espèces pérennes et compétitives en conditions locales), Disponibilité (des semences productibles et viables) (Martin 1994; Martin et al. 2002).

1.2- Une approche interdisciplinaire pour l'appréhension d'un écosystème complexe : les carrières calcaires en milieu méditerranéen

L'écosystème « carrière » représente un type particulier de milieu ayant subi une pression d'excavation importante et soutenue dans le temps. Principalement localisées au Liban en flanc de montagne ou au fond des vallées, l'arrêt de ces exploitations induit la création d'une plaie paysagère (pl.1).

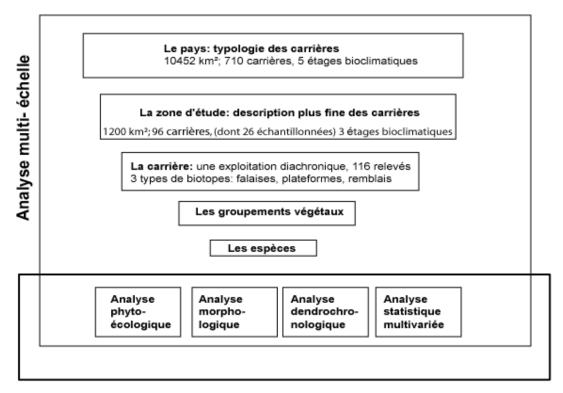
Techniquement, les opérations d'excavation débutent par une suppression du couvert végétal, suivie par un passage de bulldozers qui dénudent au fur et à mesure le substrat dans le but de mettre la roche mère au jour. L'étape suivante consiste à sillonner la pente mise à nue en y créant des chemins qui serviront à creuser des galeries dans la roche où

ultérieurement seront posées les charges explosives utilisées pour le fractionnement et le concassage des roches. Le recours aux explosifs et la nécessité d'espace de stockage du gravier, se sont soldés par la présence dans chacune des carrières d'un front de taille (falaise) de hauteur variable (10 à 40m), d'un carreau d'exploitation (plateforme) de superficie allant de 10 à 50 ha et d'une multitude de remblais résultant soit des dépôts allochtones ramenés par les camions soit des érosions des sols environnants (pl. 2).

D'un point de vue écologique, une carrière abandonnée va établir en tant que milieu neuf des relations d'échanges avec les écosystèmes avoisinants qui vont jouer le rôle de réservoir d'espèces végétales (ou animales) potentielles pour la recolonisation. La cicatrisation naturelle est généralement longue et dépend principalement de la disponibilité, l'accessibilité et l'adaptabilité des espèces présentes dans ces écosystèmes environnants (MacMahon 1987; Bradshaw 2000) aux conditions locales dans les carrières.

Les conditions extrêmes qui prévalent sur les carrières (absence de sol, roche mère affleurante, sécheresse, absence ou paucité d'une banque de graines...) combinées aux conditions environnementales méditerranéennes laissent supposer qu'une caractérisation de la dynamique végétale spontanée pourrait servir de modèle d'apprentissage pour orienter d'éventuelles interventions futures sur les milieux dégradés en zone méditerranéenne.

L'exploitation diachronique des carrières ayant résulté en un panel hétérogène tant au niveau spatial (différents types de biotopes dans les carrières) que chronologique (des secteurs dans les carrières abandonnées à des périodes différentes), notre approche analytique sera articulée autour de deux axes complémentaires : une évaluation spatiale verticale, et une approche interdisciplinaire horizontale (fig.1).



Analyse interdisciplinaire

Figure 1 : l'approche interdisciplinaire et multi échelle de la problématique « carrières » au Liban

L'approche multi échelle va permettre de faire varier le grain d'analyse et de mettre en évidence les frontières et les interrelations entre les différents niveaux (Blanfort 1996). Dans ce cas précis, les différentes échelles d'observation vont permettre de mettre au point une typologie de plus en plus fine des carrières au Liban et de leur distribution sur les différents étages bioclimatiques, les secteurs d'activités et leur répartition géographique. A partir d'une analyse globale de la répartition des carrières sur l'ensemble du pays, il s'agira par le biais de croisement d'informations de délimiter une zone d'étude sur laquelle des descriptions plus précises seront réalisées.

Associée à cette approche spatiale, une série de relevés phyto-écologiques au niveau de la carrière permettront de caractériser les groupements floristiques et d'appréhender leurs interactions avec les paramètres de l'environnement. Une telle analyse va permettre de dégager les espèces qui seraient intéressantes à utiliser dans d'éventuelles opérations de revégétalisation. L'approche multidisciplinaire, en regroupant des analyses statistiques multi variées, des analyses morphologiques et dendrochronologiques, donne accès à des données complémentaires et permet par la suite une interprétation plus pertinente des résultats (encadré 1).

1.3- Hypothèses générales de travail :

A travers cette double approche méthodologique, nous proposons de tester les hypothèses suivantes :

- La dynamique de recolonisation spontanée sur les carrières abandonnées est fortement influencée par la végétation environnante. Le développement d'une espèce ou d'un cortège floristique dans un lieu donné est fonction de sa disponibilité et de son adaptabilité aux conditions locales.
- L'existence au sein d'une carrière de trois unités topographiques (remblais, falaises et plateformes) va induire une colonisation différentielle de ces différents biotopes.
- L'analyse de la colonisation spontanée le long d'une chrono séquence potentielle permet de caractériser les groupements floristiques impliqués dans les phénomènes de succession sur les carrières abandonnées.
- Dans la dynamique de colonisation, il existe des espèces-clés qui vont conditionner les processus et être déterminantes pour l'écologie de la restauration.

1.4- Objectifs généraux

A travers des hypothèses présentées, ce travail a pour objectifs principaux de :

- Analyser la dynamique spontanée de recolonisation végétale dans les carrières calcaires abandonnées en fonction des différentes conditions mésologiques et topographiques,
- 2. Caractériser les différents relevés en fonction de la variable « temps » et décrire les phénomènes de succession sur ces milieux dégradés,
- Discuter de la validité de l'option « trajectoire spontanée » par rapport à celle «trajectoire orientée » pour la restauration écologique sur de tels écosystèmes néoformés,
- 4. Proposer une méthodologie pour la restauration des carrières calcaires en milieu méditerranéen notamment pour le choix des espèces à utiliser.

Afin de répondre à ces objectifs, le plan présentera :

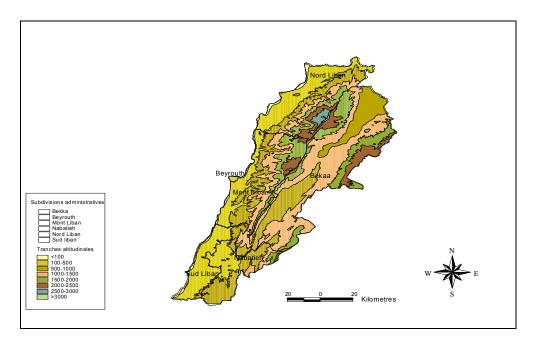
- I- La description du cadre et du matériel d'étude : les carrières de calcaire abandonnées au Liban,
- II- Les différentes approches méthodologiques analytiques qui ont servi de base pour l'élaboration du présent ouvrage,
- III- L'approche verticale multi- échelle qui justifiera le choix de la zone et du matériel d'étude,
- IV- La présentation des résultats des analyses phyto-écologiques pour la caractérisation de l'organisation de la végétation,
- V- L'analyse des chrono séquences à travers une approche pluridisciplinaire
- VI-Les critères de sélection pour le choix des espèces à utiliser pour la revégétalisation,
- VII-La synthèse générale et la conclusion.

Chapitre 2. Cadre de l'étude

2.1- Situation géographique

Situé sur les rives orientales de la Méditerranée, le Liban est compris entre 35°06' et 36°37' de longitude Est et 33° 03' et 34°41' de latitude Nord. D'une superficie de 10452 km² avec 48 km de largeur maximale et 220 km de longueur, il est divisé en huit régions administratives appelées les Mohafazats, à leur tour divisées en 25 sous circonscriptions appelées « cazas » (Carte² 1).

La structure géomorphologique du pays est constituée de deux chaînes montagneuses orientées NNE-SSO qui s'étendent parallèlement au littoral, séparées par une plaine médiane (La Bekaa). La zone littorale, formée d'une côte caractérisée par des falaises accidentées, dénote une érosion accélérée et récente (Dubertret 1955).



Carte 1 : carte topographique du Liban par tranche de 500 m établie d'après (DAGG 1963). La carte montre également six régions administratives ou mohafazats. En 2003, un décret en a précisé la création de deux nouvelles.

27

² L'ensemble des données cartographiques est issu du fond documentaire numérique du Centre National de la Télédétection. CNRS - Liban

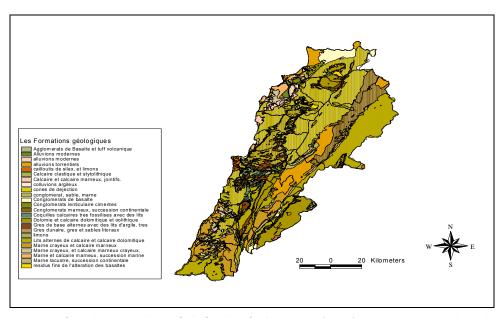
2.2- Géologie du Liban

La géologie du Liban occidental est bien connue grâce à de nombreux travaux dont ceux de Dubertret (1953; 1955; 1966), Ponikarov (1967), Beydoun (1972; 1977; 1988), Aoudeh (1974), Ghattas (1975), Awad (1983), Shaban (1987), Arkadan (1992), Canaan (1992), Khawlie (1991) et Shaban (2003).

La lithologie du Liban peut être classée en quatre catégories principales (carte 2) :

- Les roches calcaires : ils constituent près de 70 de la lithologie du Liban et sont situées pour leur plus grande partie dans les chaînes du Mont- Liban et de l'anti-Liban. Ces formations sont principalement des roches calcaires dures (Jurassique, Aptien supérieur, Cénomanien, partie de l'Eocène et du Néogène). Il existe également des roches de calcaires fragiles et des marnes, comme il est possible de retrouver des calcaires marneux (Sénonien, Paléogène, partie de l'Eocène et du Néogène).
- Les roches en couches croisées : ces roches en couches croisées de marnes, argiles et silices caractérisent les formations crétacées les plus anciennes (Aptien et Albien). Cette alternance de roches perméables et imperméables favorise la mobilité des masses rocheuses et la vulnérabilité des terrains à l'érosion.
- ➤ Les roches volcaniques : peu représentées au Liban, ces formations du Crétacé principalement basaltiques, produisent des sols sablonneux, bien drainés.
- ➤ Les alluvions et les colluvions : ces agrégats du Quaternaire, avec souvent des dépôts d'érosion quaternaires, forment en grande partie la partie nord de la Plaine de la Bekaa.

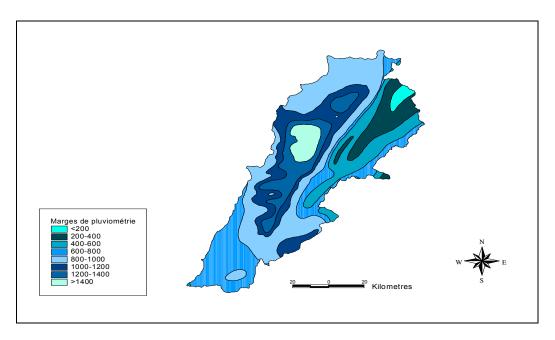
La lithologie a contribué à la diversification des ressources du sol qui dépendent fortement de la roche mère. A l'exception des sols gréseux sur les strates du Crétacé, la majorité des sols est calcaire avec une dominante de Terra Rossa et de rendzines. Là où les phénomènes d'érosion sont importants, les sols fersiallitiques deviennent des lithosols. Ces lithosols sont très fragiles, surtout sur les terrains en pente qui représentent près de 73 % de la superficie du pays. Cette érodabilité des sols est d'autant plus importante que le couvert végétal protecteur est disparate et que l'intensité des pluies et du ruissellement est forte (Shaban et al. 1999; Bou Kheir et al. 2001a; Bou Kheir et al. 2001b).



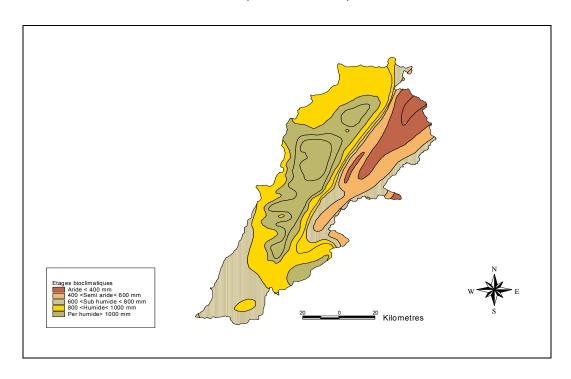
Carte 2 : carte géologique du Liban réalisée d'après Dubertret (1955). La carte montre les principales formations géologiques et les structures majeures au Liban, la légende détaillée se trouve en annexe1.

2.3- Climat

D'ouest en est, le Liban est soumis au climat méditerranéen, et montre des variations importantes : un climat littoral subtropical, un climat froid et humide sur les sommets neigeux et une plaine subdésertique ou même aride par endroits. Le Liban a une moyenne élevée de précipitation par an (Beyrouth, 893 mm) comparée à d'autres pays méditerranéens. La pluviométrie annuelle est caractérisée par de grandes variations saisonnières avec une longue période de sécheresse estivale et près de 80 % des chutes annuelles concentrées entre les mois de novembre et mars sous forme de violentes averses. La moyenne sur le littoral est de 700-1000 mm et va jusqu'à 1600 mm dans les montagnes centrales. La moyenne de température annuelle sur le littoral varie entre 19.5°C et 21.5°C avec un gradient thermique décroissant de 3°C par 500 m jusqu'à une moyenne de 15°C à 1000 m d'altitude. En relation avec les isohyètes 200, 400, 600, 800 et 1000 (Emberger 1954; Quézel & Médail 2003) on définit au Liban cinq zones bioclimatiques allant de l'aride au perhumide (cartes 3 et 4).



Carte 3 : carte de pluviométrie du Liban réalisée sur la base des observations météorologiques de l'observatoire de l'Université Américaine de Beyrouth et celui de Ksara. Les tranches vont de moins de 200 mm à plus de 1400 mm par an.



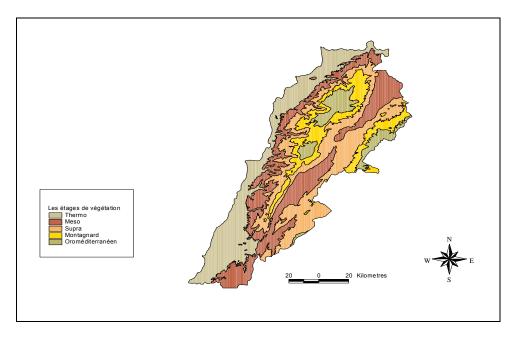
Carte 4 : carte synthétique des subdivisions bioclimatiques au Liban réalisée d'après Abi Saleh et al. (1996) et Abi Saleh & Safi (1988). Les limites des zones dépendent des isohyètes 400, 600, 800 et 1000 selon les moyennes de précipitation et leur répartition le long de l'année, en relation avec les variations de température (Emberger 1930; UNESCO & FAO 1963; Daget 1977).

2.4- Type de végétation

Le Liban est caractérisé par plusieurs régions phyto-géographiques chacune définie par des groupements végétaux spécifiques, et par des zones enclaves où l'on peut retrouver des espèces particulières. La flore terrestre compte 3761 espèces parmi lesquelles 92 endémiques, 38 espèces sont rares et/ou menacées de disparition (Abi Saleh *et al.* 1996). Les forêts représentent près de 7% de la superficie du pays soit environ 70000 ha, elles sont principalement formées de *Quercus calliprinos, Q. infectoria, Q. cerris, Q. cedrorum, Q. brantii, Cedrus libani ; Abies cilicia, Juniperus oxycedrus, J. excelsa. Pinus pinea, P. brutia et P. halepensis* (nomenclature selon Mouterde (1966). La singularité des écosystèmes naturels au Liban découle de ces particularités phyto-géographiques et climatiques.

Le pays concentre presque tous les types de formations végétales des régions méditerranéennes avec principalement un ensemble méditerranéen et un ensemble méditerranéen pré-steppique. Sur la partie occidentale du pays, les étages sont divisés selon un gradient altitudinal de 500m principalement (Abi Saleh & Safi 1988; Abi Saleh & Safi 1990). Dans la partie orientale du Mont Liban et la partie Nord de la Bekaa, on retrouve les variantes pré-steppiques des étages de végétation méditerranéens (Abi Saleh *et al.* 1996) (carte 5).

Sur le versant ouest du Mont-Liban, on distingue dans l'étage thermo-méditerranéen notamment sur substrat calcaire des essences telles que : Ceratonia siliqua, Pistacia lentiscus, Myrtus communis, Pinus halepensis, et Quercus calliprinos. Dans l'étage méso-méditerranéen, on retrouve des espèces comme: Quercus calliprinos, Pinus brutia et Cupressus sempervirens ; et dans l'étage supra-méditerranéen, Quercus infectoria, Fraxinus ornus, Quercus cerris. L'étage montagnard méditerranéen est distingué par le développement de : Cedrus libani, Quercus cedrorum, Quercus brantii, Juniperus excelsa. Alors que l'étage oro-méditerranéen est caractérisé par la présence de Juniperus excelsa (Abi Saleh & Safi 1990; Abi Saleh et al. 1996).

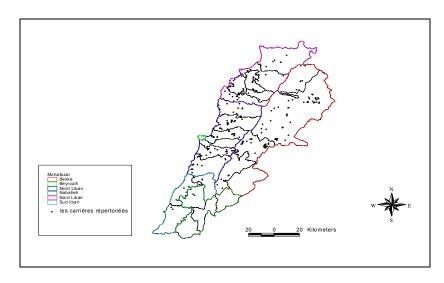


Carte 5: carte des étages de végétation au Liban réalisée d'après Abi Saleh & Safi (1988; 1990). Les étages sont définis en fonction d'un gradient altitudinal de 500 m principalement pour la partie occidentale. Le versant oriental de la chaîne du Mont-Liban ainsi que la partie nord de l'Anti-Liban sont caractérisés par les variantes pré-steppiques des étages de végétation méditerranéens.

2.5- La répartition des carrières au Liban

La distribution des carrières est hétérogène sur l'ensemble du territoire libanais (carte 6). En effet, les carrières pour le gravier ont suivi les axes d'accroissement urbain suite à l'exode rural initié en 1960, en l'absence d'une législation qui régissait ce secteur et à l'ambiance sociopolitique qui prévalait sur le pays (IAURIF/ ECODIT 1999). La mohafazat (région) du Mont Liban recèle à elle seule près de 60% des carrières recensées sur le territoire (Handassah 1996).

La répartition des carrières (fig. 2) sur les grandes formations géologiques au Liban (Dubertret 1955), montre que plus de 67% d'entre elles sont sur des lithologies à dominante calcaire (C4, J4 et J6; voir annexe 1 pour la description de ces formations). Les carrières sont réparties de façon quasi homogène le long du gradient bioclimatique sur les cinq étages de végétation observés au Liban (fig. 3).



Carte 6 : répartition des carrières sur le territoire libanais

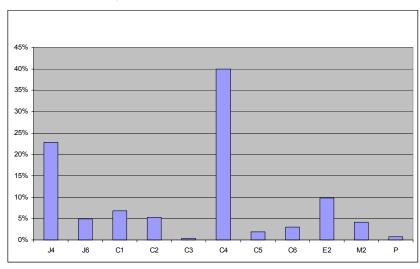


Figure 2: répartition des carrières sur les différentes formations géologiques au Liban (annexe 1).

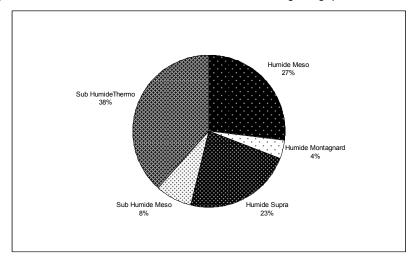


Figure 3: répartition des carrières en fonction des étages de végétation et des variantes bioclimatiques.

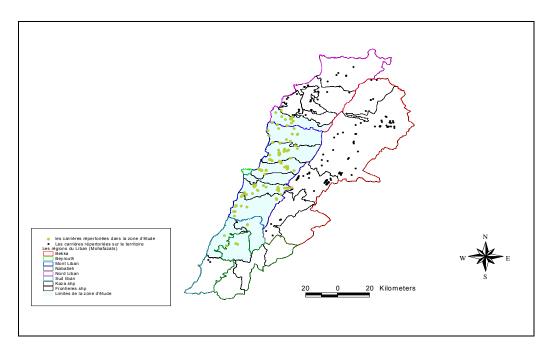
Le Liban est un pays méditerranéen caractérisé par une croissance urbaine massive qui a débuté au cours des années 60 et a principalement concerné la zone littorale formée. La géologie du Liban présente une dominante de roches calcaires et calcarodolomitique particulièrement favorable à l'exploitation de carrières d'extraction pour le gravier et les pierres de taille. Le climat présente d'est en ouest des variantes de bioclimats allant de l'aride (<200 mm/an) au perhumide (> 1000 mm/an). Les étages de végétation suivent sur le versant ouest du Mont-Liban, un gradient altitudinal par tranches de 500m et vont du thermo à l'oro-méditerranéen. On répertorie sur le territoire libanais près de 710 carrières à une densité moyenne d'1 carrière/15 Km², réparties de façon hétérogène sur les différentes Mohafazats avec près de 60% d'entre elle sur la région du Mont-Liban.

Chapitre 3. Choix méthodologiques et matériel d'étude

Cette partie du travail présente l'approche méthodologique entreprise afin de : (1) délimiter la zone d'étude par le biais de croisement de différents niveaux cartographiques, (2) intégrer l'ensemble des données disponibles sous forme d'une base SIG, (3) localiser des carrières pour la réalisation des relevés phyto-écologiques, (4) appréhender l'organisation de la dynamique floristique en fonction de divers paramètres de l'environnement par le biais d'analyses statistiques multivariées et enfin (5) caractériser l'âge d'abandon par le croisement d'informations issues de sources variables, afin d'analyser la succession naturelle sur ces sites.

3.1- Choix de la zone d'étude

Le choix de la zone d'étude a été déterminé à la suite de sorties de reconnaissance sur le terrain en fonction de l'accessibilité des sites et plus précisément à la suite du croisement de différents niveaux cartographiques : (1) répartition des carrières sur le territoire (carte 6) ; (2) la carte de géologie (carte 2) ; (3) la carte des étages de végétation (carte 5). Par souci pratique de visites sur le terrain, nous avons limité la zone en sélectionnant un secteur d'une superficie d'environ 12000 Km² qui s'étend sur 60 Km de long et 20 Km de large et couvre une partie du littoral libanais et la majeure partie du versant ouest de la chaîne du Mont-Liban (carte 7). L'expansion urbaine, la géomorphologie, la facilité d'accès aux sites (par la présence d'un réseau routier bien développé), ainsi que la composition des roches majoritairement sur du calcaire et du calcaire dolomitique, font de cette région un terrain de prédilection pour l'exploitation des carrières pour les agrégats. Cette zone, région agricole d'excellence, s'étale sur trois étages de végétation (thermo, méso et supra) avec une liaison sur le méditerranéen montagnard.

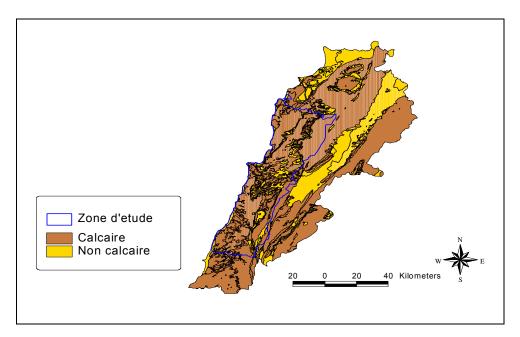


Carte 7: limite de la zone d'étude et distribution des carrières répertoriées d'après le rapport de Dar el Handassah (1996).

3.2- Choix des carrières à échantillonner

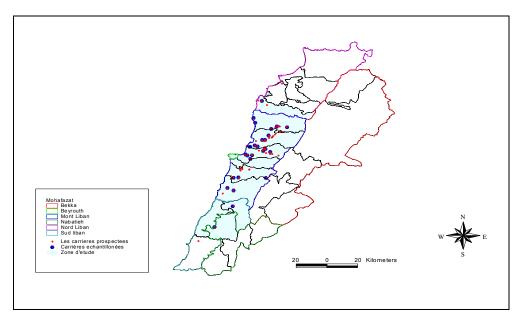
Un croisement entre la zone d'étude (carte 7), la carte de répartition des carrières sur le territoire (carte 6), la carte des étages de végétation (carte 5) et la carte de pluviométrie (carte 3), permet la délimitation d'un certain nombre de polygones qui représentent chacun une combinaison particulière des paramètres environnementaux (Wessels et al. 1998). Afin de respecter les règles de l'échantillonnage stratifié (Frontier 1983), la zone d'étude quasi entièrement sur substrat calcaire ou calcaire dolomitique (carte 8), a été divisée en unités d'échantillonnage en fonction des paramètres décrits (cf 3.2.1) dans lesquelles les carrières ont été sélectionnées. Pour des besoins d'homogénéité, l'échantillonnage a concerné uniquement les carrières de calcaire abandonnées qui avaient été exploitées pour le gravier et les pierres de taille. Toutefois, il n'a pas toujours été possible de retrouver des carrières accessibles dans l'ensemble des polygones considérés (souvent l'accès y était interdit et dans certains cas il a fallu obtenir des autorisations spéciales), la stratégie d'échantillonnage a donc pris en compte l'« accessibilité aux sites » exprimée par la contrainte de minimisation de coût de terrain (Guisan & Zimmerman 2000). Autrement dit, certains polygones n'ont pas été échantillonnés et d'autres contenaient plus d'une carrière choisie pour la réalisation des relevés phyto-écologiques. Etant donné la variabilité inter-carrière (paramètres du milieu) et l'hétérogénéité intra-carrière (différentes unités topographiques et différents âges

d'abandon), l'unité d'échantillonnage a concerné le relevé dans la carrière (cf. 3.4), afin d'avoir un plus grand nombre d'observations par polygone d'échantillonnage.



Carte 8: carte de géologie simplifiée du Liban où l'ensemble des lithologies (Dubertret 1955) ont été regroupées selon le type calcaire ou non calcaire. La carte montre également la localisation de la zone d'étude

Une combinaison des paramètres sus-cités a permis de choisir parmi les 96 carrières sur calcaire de la zone d'étude, 66 qui ont juste été visitées et 26 sur lesquelles les inventaires ont été réalisés (carte 9).



Carte 9: répartition des 66 carrières prospectées et des 26 carrières échantillonnées sur la zone d'étude

3.2.1- Caractérisation des carrières visitées

Les carrières visitées ont été décrites sur le terrain par un certain nombre de paramètres concernant (tabl. 1 et annexe 2) :

- la localisation géographique : latitude, longitude et altitude relevées au GPS
- la taille de l'exploitation : estimée selon la superficie de la carrière et caractérisée en petite (P) lorsque la superficie est d'environ 10 ha, moyenne (M) pour les 10 à 25 ha, grande (G) jusqu'à 50 ha et très grande (GG) pour les exploitations de superficie supérieures à 60 ha.
- l'état de l'exploitation : deux modalités selon que la carrière est en activité (A) lors de la visite (2000) ou stoppée (S).
- le type d'activité de l'exploitation : agrégats ou gravats, pierre de taille, sable, ou autre.
- une estimation de l'âge d'abandon de la carrière qui résulte d'échanges verbaux avec la population locale ou de données disparates amassées au cas par cas.

Les carrières ont été considérées jeunes (J) lorsqu'elles avaient en 2000 moins de cinq ans d'abandon. Ce critère était relativement facile à estimer car l'arrêt de l'exploitation résultait du décret administratif de 1997. L'aspect du site était encore celui d'une exploitation récemment abandonnée compte tenu de l'état

des machines et des bâtiments. Souvent il y avait même des ouvriers encore sur place qui vidaient le reste de la production entassée.

Les carrières d'âge d'abandon moyen (M) concernaient tous les sites qui avaient été exploités et abandonnés durant les vingt dernières années. Ces carrières abandonnées depuis cinq à quinze ans représentaient la majeure partie des situations observées.

Enfin, les vieilles carrières (V) abandonnées depuis plus de vingt-cinq ans. Celles-ci datent d'avant guerre, le couvert végétal y est bien développé. Certaines carrières ont dû être abandonnées pour la mise en place d'une route (pl. 3) ou pour la préservation d'un patrimoine historique.

- une brève description de la lithologie et du type géologique sur le site : pour cette caractérisation, les visites de terrain ont le plus souvent été réalisées avec un géologue du Centre National de la Télédétection CNRSL. L'annexe 1 décrit plus en détail les principales formations géologiques du Liban.
- une estimation de la stabilité du site qui résulte de la combinaison de plusieurs paramètres : pendage, érosion, karstification, structure, perméabilité, fissuration.
- une évaluation de la distance séparant la carrière des habitations environnantes : dans le contexte de la zone d'étude, on se retrouvait avec deux cas de figure, soit la carrière était adjacente aux habitations et dans ce cas elle était notée « proche », soit elle en était séparée de deux à trois km au moins et dans ce cas notée « loin ».
- l'étage de végétation où se trouve la carrière. Sur la zone d'étude les étages de végétation suivent un gradient altitudinal par tranche de 500m (carte 5).
- la moyenne de précipitation annuelle sur la carrière. Sur la zone d'étude, le gradient pluviométrique est latitudinal croissant du sud vers le nord (carte 3). Il est important de souligner que les étages bioclimatiques, bien qu'étroitement corrélés aux taux de précipitation, ne correspondent pas exactement à la même subdivision territoriale. Pour cette raison et, étant donné que le découpage par zone de pluviométrie était plus fin, le choix des carrières à échantillonner a dépendu de la moyenne de pluviométrie relevée sur la zone où la carrière est implantée.

Tableau 1: répartition des carrières en fonction des paramètres : étage bioclimatique, pluviométrie, et étage de végétation ; ainsi qu'en fonction de la lithologie (l'ensemble des formations décrites sont des formations calcaire et calcaro –dolomitique).

Bioclimat	Pluviométrie	Etage de végétation	Total	
Humide	800-1000	Meso		4
		Thermo med		6
	Total 800-100	00		10
Total Humide				10
Per humide	>1400	Meso		1
		Supra med		2
	1000-1200	Meso		3
		Thermo med		2
	1200-1400	Meso		1
		Med montagnard		1
		Supra med		3
		Thermo med		2
Total Per humide				15
Sub humide	600-800	Thermo med		1
Total Sub humide				1
Total	_			26

Lithologie	Total
C2	2
C4	8
C5	1
J6	12
J7	2
M2	1
Total	26

3.3- Conception et réalisation d'un SIG sur les carrières au Liban

Né de l'idée de faciliter le stockage des données cartographiques et le travail de croisement des cartes papiers, le Système d'Information Géographique (SIG) est un système de gestion de données qui emmagasine, analyse, gère et expose des données géoréférencées. Il permet le croisement de différents niveaux cartographiques et de données attributaires (Aspinall 1995; Salem 2003) et peut également servir de modèle prédictif (Van Horssen *et al.* 1999). Il permet la réception, l'analyse et l'intégration de données digitalisées et leur stockage dans une banque de données ainsi que la gestion du système par des requêtes. Il offre également l'avantage d'une interface graphique « user friendly » qui permet de visualiser à l'écran la combinaison de données de sources différentes.

Le choix de l'échelle et du niveau d'intégration des données dépend des hypothèses de départ et des objectifs fixés, tout autant qu'il dépend des moyens matériels et du temps mis à disposition (Blanfort 1996).

La multiplicité des échelles d'observation répond aux contraintes des différentes échelles de temps et d'espace qui caractérisent les exploitations de carrières calcaires au Liban. Afin d'appréhender la complexité liée à cette hétérogénéité, l'ensemble des données disponibles a été intégré sous forme d'une base de données cartographique SIG. Elle réunit toutes les caractéristiques géographiques et physiques des éléments constituant une carte (latitude, longitude, surface, périmètre...) et une base de données attributaire associée.

3.3.1 Le matériel cartographique utilisé

La conception et la réalisation du SIG ont nécessité l'utilisation de différentes cartes sur la région. Ces documents sous forme digitale au 1/200 000 concernent la géologie (carte 2), la pluviométrie (carte 3), la topographie (carte 1), les étages bioclimatiques (carte 4), la carte des étages de végétation (carte 5), ainsi que la carte de répartition géographique de 226 carrières répertoriées par une étude qui en a recensé 710 sur l'ensemble du territoire (Handassah 1996). Chacune de ces couches possède une table attributaire descriptive. Le logiciel utilisé est Arc view 3.2 (ESRI 1999).

3.3.2 Intégration de l'ensemble des données dans la base SIG

La base de données cartographique réalisée a permis en un premier temps de délimiter la zone atelier et de choisir des carrières pour la réalisation des inventaires phyto – écologiques selon un échantillonnage stratifié. En un deuxième temps et à l'issu des résultats obtenus, elle a également servi d'intégrateur de données pour la création d'un outil d'aide à la décision dans le cadre de la restauration écologique du secteur « carrière » au Liban. Cette partie n'est pas totalement achevée. Nous avons posé les jalons pour développer cette structure en y intégrant l'ensemble des résultats obtenus au cours de cette thèse (annexe 3).

L'originalité de ce travail réside dans le fait qu'il a été possible de rajouter à la base de données cartographique (1) la localisation des relevés échantillonnés, (2) la caractérisation des relevés sous forme d'une table attributaire et (3) les résultats des inventaires floristiques sous forme de table attributaire. Pour ce faire, il a été nécessaire, d'attribuer à chaque relevé les coordonnées géographiques de la carrière où il a été échantillonné et d'affecter à chaque espèce les coordonnées du relevé où elle a été répertoriée.

Par le biais de requêtes croisées il est donc possible de visualiser sur les cartes la répartition géographique d'une espèce ou d'un groupe d'espèces aussi bien que de localiser les relevés répondant à certains paramètres particuliers. L'obstacle résidant dans la résolution des cartes disponibles au 1/200 000, il était impossible d'arriver à distinguer sur la visualisation à

l'écran les différents relevés à l'intérieur d'une carrière et *a fortiori* les espèces présentes dans un relevé.

Un travail ultérieur devrait intégrer dans cette base de données des cartes ou des photos digitalisées à plus haute résolution (1/15 000 ou 1/ 10 000) afin de pouvoir séparer les relevés réalisés sur une même carrière. De cette manière, il sera possible par le biais des requêtes de localiser les espèces en fonction des affinités de leur présence sur les différents relevés.

3.4- L'analyse phyto-écologique, floristique et structurelle de la dynamique de recolonisation

Le but de cette analyse est de caractériser l'influence des différents paramètres environnementaux sur la composition floristique d'un relevé et d'analyser les interrelations pouvant exister entre les espèces et les facteurs du milieu. Le relevé intra-carrière est le principal niveau d'organisation impliqué dans cette approche, toutefois, les analyses des résultats concerneront les différents niveaux pris en compte (1) la carrière, (2) la zone d'étude et (3) le pays.

3.4.1- Méthodes d'échantillonnage

3.4.1.1 L'échantillonnage des relevés dans les carrières

Du fait même de l'excavation mécanique et de l'exploitation diachronique des carrières, il en résulte une hétérogénéité tant sur le plan spatial que sur le plan temporel. L'hétérogénéité spatiale est matérialisée par la présence de trois types d'unités topographiques potentielles : les plateformes, les falaises et les déblais/ remblais. L'hétérogénéité temporelle s'exprime sur une même carrière par des secteurs d'âges d'abandon différents ayant subi des degrés différents de perturbations et ayant été exploités de manière asynchrone (pl. 5). Cette hétérogénéité spatio-temporelle justifie l'approche pluridisciplinaire entreprise selon un échantillonnage stratifié (fig. 4).

Une fois les carrières choisies, les relevés ont été réalisés à l'intérieur (écosystèmes dégradés ED) et dans les environs directs de ces carrières (écosystèmes de référence ER). Un écosystème de référence (ER) représente dans la plupart des cas un écosystème situé à proximité mais non concerné par la perturbation de l'excavation, il correspond à l'équivalent « sain » de l'écosystème dégradé en question. Dans les deux types de milieu (ED et ER), et

sur la base d'analogie de substrat ou de situation on a pu ainsi établir des correspondances entre les différents unités topographiques ou situations (tabl. 2 et pl. 2): les falaises environnantes représentent les écosystèmes de référence (ER) pour les falaises des carrières, les pentes correspondent aux écosystèmes de référence (ER) des remblais et les plateformes étant des écosystèmes néoformés n'ont pas d'équivalent dans le milieu naturel.

Tableau 2 : correspondances des situations entre écosystèmes dégradés et écosystèmes de référence.

Ecosystèmes Dégradés (ED)	Ecosystèmes de Référence (ER)
Falaise	Falaise
Déblais / remblais	Pentes
Plateforme	Pas d'équivalent

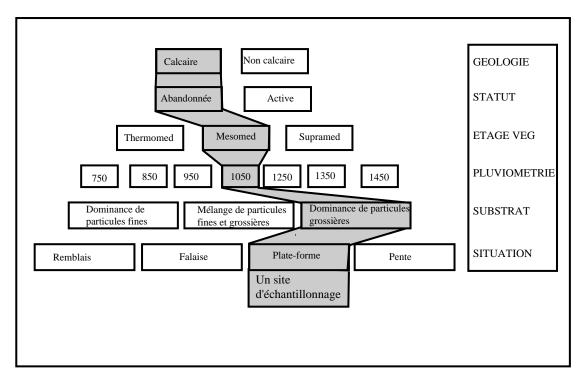


Figure 4: plan d'échantillonnage stratifié en fonction des différents facteurs du milieu.

En ce qui concerne les surfaces échantillonnées, Tatoni & Roche (1994) préconisent 400 m² en milieu forestier et Poissonet *et al.* (1982), 10 à 25 m² en prairie naturelle ; étant donné la multiple hétérogénéité rencontrée sur les sites, il n'a pas été possible de définir une superficie homogène pour l'ensemble des relevés. Le plus souvent les surfaces

d'échantillonnage n'ont pas dépassé 50 à 75 m². Les sites ont été codifiés avec 1 à 2 lettres en référence à la carrière d'où ils étaient issus et d'un numéro correspondant au numéro de relevé sur cette carrière. Par exemple : le relevé K12 représente le $12^{\text{ème}}$ relevé sur la carrière de « Kortada ». Les mêmes coordonnées (latitude, longitude) ont été attribuées à tous les relevés réalisés au sein d'une même carrière. Par contre l'altitude a été mesurée (à l'aide d'un altimètre) de façon à tenir compte du dénivelé pouvant exister entre deux relevés. Au dessus du mur de front, les dénivelés pouvaient atteindre 60 ou 80 m.

3.4.1.2 Les relevés phyto-écologiques

Un relevé floristique montre l'inventaire des espèces sur un site. Il prend également en compte le recouvrement de chaque espèce dans les différentes strates de végétation. Malgré le fait que certaines espèces ont des appellations plus récente, la nomenclature utilisée est conforme à celle de la « Nouvelle Flore du Liban et de la Syrie » (Mouterde 1966), les codes utilisés ont suivi ceux de BASECO (Gachet 2000) et sont donnés dans l'annexe 4. Un indice d'abondance de 0 à 6 est attribué à chaque taxon dans la strate où il est représenté selon l'échelle de Braun-Blanquet (1932) (tabl. 3). Il a été convenu d'adopter pour la suite une codification pour rendre compte de la stratification verticale du couvert végétal. Pour éviter toute confusion quant à l'usage des termes, nous utiliserons la terminologie « strate herbacée » pour désigner les individus dans la strate 0-0.5m de hauteur, sachant que ces individus peuvent concerner des espèces ligneuses ou des chaméphytes encore dans leurs premiers stades de développement.

Tableau 3: structure verticale de la végétation.

Strate de développement de l'espèce	Code	Hauteur
Strate arborescente	AA	> 8 m
Strate arbustive haute	Α'	6 - 8 m
Strate arbustive	Α	2 - 6 m
Strate arbustive basse	а	0,5 - 2 m
Strate herbacée	h	< 0,5 m

GV Une espèce présente dans la strate herbacée et dans la strate arbustive sera notée deux fois, une fois pour sa présence dans chacune des strates.

Afin de caractériser la distribution des différents taxons, nous avons calculé :

- la fréquence relative d'une espèce sur l'ensemble des relevés qui correspond au nombre de fois où elle est présente sur le nombre total de relevés,
- l'abondance moyenne de chaque espèce par relevé qui correspond à la somme des abondances sur les relevés divisée par le nombre de relevés où l'espèce est présente.

L'échelle d'abondance-dominance ne traduit pas correctement les fourchettes d'abondance couvertes par une espèce et ne permet pas d'additionner les coefficients pour obtenir une abondance globale moyenne par relevé. C'est la raison pour laquelle, nous avons remplacé pour le calcul des abondances moyennes par espèce et par relevé, chaque code par la médiane de la classe de recouvrement correspondante (tabl. 4).

Tableau 4: correspondances entre les coefficients de Braun- Blanquet et les recouvrements ainsi que les médianes des classes.

Code d'abondance selon Braun- Blanquet (1932)	Recouvrement correspondant	Médiane de la classe correspondante
0	0	0
1	~ 1%	1
2	< 10 %	5
3	10- 25%	17,5
4	25- 50%	37,5
5	50 - 75 %	62,5
6	> 75 %	87,5

3.4.1.3 Les facteurs du milieu

A chaque relevé floristique sont associées des variables stationnelles descriptives des conditions topographiques (pente, localisation sur la carrière, altitude...), de l'état de la surface du substrat (rochers, cailloux, terre fine) et du taux de recouvrement des strates de végétation (annexe 5). La caractérisation des relevés est essentiellement basée sur une observation in situ et une description objective des facteurs descriptifs de ces sites (tabl. 5). Cette caractérisation est rendue difficile à cause de l'exploitation diachronique des carrières et de la disparité des données disponibles.

Tableau 5: les facteurs environnementaux descriptifs des relevés.

Facteurs	Variantes	Modalités
Situation	4	F, PtF, D/R Pe
Inclinaison	4	O°; 15°; 40°; 90°
Exposition	5	NE, SE; NO; SO; Plat
Substrat	4	Ro; Calro; Calsol; Sol
Milieu	2	ED; ER
Pluviométrie	7	P1; P2; P3; P4; P5; P6; P7
Etage de végétation	3	The, Meso, Supra
Etage bioclimatique	3	Subhumide, Humide, Perhumide

- le facteur « situation » du relevé exprime la position topographique d'un relevé. Elle présente quatre modalités: les falaises (F), les plateformes (PtF), les déblais/ remblais (D/R) et les pentes des écosystèmes de référence (Pe).
- le facteur « inclinaison » représente le degré d'inclinaison du plan d'échantillonnage. Elle est en étroite corrélation avec le facteur « situation » puisque les falaises sont toutes à 90°, les plateformes à 0° et seules les pentes des ER et les remblais peuvent prendre les modalités « 15° » ou « 40° ».
- le facteur « exposition » en cinq modalités : NO, SO, NE, SE, Plat
- le facteur « substrat » caractérise selon une observation sur le terrain en quatre modalités la dominante au niveau de la texture du substrat: dominante roche massive « ro » ; mélange de cailloux et roches (gros blocs) « calro » ; mélange de cailloux et substances fines « calsol » ; et enfin une dominante sur le substrat de matières fines le plus souvent argileuse « sol ».
- le facteur « milieu » d'un relevé exprime la localisation d'un relevé soit dans la carrière (Ecosystème dégradé ED), soit dans les environs (Ecosystème de référence ER).
- le facteur « étage de végétation » est un descripteur régional divisé en trois variantes thermo, méso et supra méditerranéen.
- le facteur « pluviométrie » est une variable régionale avec sept variantes par moyenne de tranches de 100 mm : 750 mm (P1), 850 (P2) ; 950 (P3) ; 1050 (P4) ; 1250 (P5) ; 1350 (P6) et 1450 (P7).
- le facteur « bioclimat » possède trois variantes sur la zone d'étude : subhumide, humide et perhumide.

Tableau 6 : répartition des relevés selon le plan d'échantillonnage

Etage Veg	BIOCLIMAT	Situation	Marge pluviométrie	_ Total
Med montagnard.	Per humide	Déblais/remblais	1200-1400	1
Total Med montagnard.				1
Mesomediterraneen	Humide	Déblais/remblais	800-1000	1 1 6 2 2
		Falaise	800-1000	2
		Pente	800-1000	2
	Per humide	Déblais/remblais	>1400	2
			1000-1200	
		Falaise	>1400	2 3 3
			1000-1200	3
			1200-1400	3
		Pente	1000-1200	3
			1200-1400	1
		Plate forme	1000-1200	1
Total Mesomediterraneen				29
Supra mediterraneen	Per humide	Déblais/remblais	>1400	<u>3</u>
			1200-1400	6
		Falaise	>1400	1
			1000-1200	1
			1200-1400	1
		Pente	>1400	2
			1000-1200	1
			1200-1400	2
		Plate forme	1200-1400	1
Total Supra mediterraneen				18
Thermo mediterraneen	Humide	Déblais/remblais	800-1000	10
		Falaise	800-1000	8
		Pente	800-1000	4
		Plate forme	800-1000	3
	Per humide	Déblais/remblais	1000-1200	15
			1200-1400	4
		Falaise	1000-1200	8
			1200-1400	1
		Pente	1000-1200	8
			1200-1400	1
		Plate forme	1000-1200	2
	Sub humide	Déblais/remblais	600-800	3
		Pente	600-800	1
Total Thermo mediterranee	n			68
Total	_			116

3.2.2- Gestion et traitement des données

3.2.2.1 Une base de données attributaires sur les traits de vie des espèces

En parallèle à l'approche floristique, nous avons tenté de réaliser une base de données comportant les caractéristiques des espèces rencontrées notamment en ce qui concerne leurs traits de vie (annexe 6). A partir de sources disponibles, telles que la « Nouvelle Flore du Liban et de la Syrie » (Mouterde 1966) et de la base de données BASECO (Gachet 2000), des informations sur le comportement des espèces ont été renseignées.

Le choix a porté sur des traits de vie qui *a priori* pourraient caractériser les stratégies des groupements d'espèces à la dispersion et à la colonisation de l'espace (Médail *et al.* 1998), en particulier :

- Le type biologique sensu Raunkiaer (1934) défini par la hauteur du bourgeon de rénovation : géophyte, thérophyte, hémicryptophyte, chaméphyte et phanérophyte.
- Le mode de dispersion : **anémochorie** (diaspores disséminées par le vent), **barochorie** (diaspores sans adaptation apparente, à maturité, elles se détachent et tombent par gravité), **autochorie** (diaspores disséminées par la plante elle-même), **zoochorie** (diaspores disséminées par les animaux), **hydrochorie** (diaspores disséminées par l'eau).
- Les stratégies adaptatives de Grime (1977; 2002): espèces **stress tolérantes S** (rencontrées dans les milieux aux fortes contraintes physiques, de faible productivité et pauvres en nutriments. Elles présentent des taux de croissance et une productivité générale faibles), espèces **compétitives C** (vivant dans des milieux peu perturbés, potentiellement riches, elles ont la capacité de monopoliser les ressources. Elles présentent un développement végétatif et une plasticité importantes, et parfois des propriétés allopathiques) et espèces **rudérales R** (vivant dans des milieux à forte contraintes et fortes perturbations, elles présentent un taux de croissance rapide, un cycle de vie court et une production de graine importante) (tabl. 6, fig. 5 et encadré 2).

Tableau 7: Importance du stress et des perturbations, et implication en terme de stratégies pour les plantes (Jauffret & Vela 2000)

	Stress faible	Stress élevé
Perturbation faible	C	s
Perturbation élevée	R	Non viable

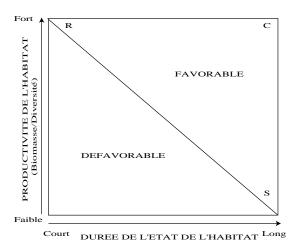


Figure 5 : Les stratégies démographiques principales sensu Grime (1977; 2002).

Des informations concernant l'aire de répartition géographique (méditerranéen, endémique ou cosmopolite) ont été rajoutées au tableau.

3.2.2.2 Analyses statistiques multi-variées

Les résultats des relevés phyto-écologiques réalisés se présentent sous forme d'un jeu de données sur deux tableaux : l'un concerne l'inventaire des espèces sur les différents relevés, c'est le tableau floristique (relevés en lignes x espèces en colonnes) et l'autre contient les différentes caractéristiques topographiques et mésologiques sur les différents sites échantillonnés, c'est le tableau environnemental (relevés en lignes x paramètres en colonnes). De la réalisation de la base de données attributaire, il résulte également un tableau des attributs des espèces (espèces en lignes x traits de vie en colonnes) qui comporte en présence absence une description des traits de vie observés sur les espèces d'une station.

3.3.2.2.1 Le dépouillement des données (les méthodes d'analyses sont précisées dans le paragraphe suivant).

1) Une AFC (Analyse Factorielle des Correspondances) globale sur l'ensemble des données permet de connaître la quantité d'information expliquée par quelques axes factoriels indépendants (Legendre & Legendre 1998) et de dégager les relations essentielles entre la végétation et le milieu (variables environnementales).

- 2) Une AFCVI (Analyse Factorielle des Correspondances sur Variables Instrumentales) globale sur l'ensemble des données permet de dégager la variance relative aux paramètres environnementaux et de résumer les effets de données multivariées.
- 3) Une quantification de la part d'explication portée par chacun des paramètres environnementaux permet d'ordonner ces facteurs en fonction de leur contribution à la variabilité totale.
- 4) Des AFC partielles, tenant compte des regroupements réalisés a posteriori en fonction des variables les plus significatives associées à des CAH (Classification Ascendante Hiérarchique), permettent de constituer des groupes homogènes au sein d'un ensemble de données. Ceci équivaut à se positionner orthogonalement à l'un ou l'autre des facteurs pour mettre en valeur les effets des autres variables environnementales.
- 5) Une approche quantitative des groupements floristiques de chaque groupe (obtenu à l'étape 4) en fonction des fréquences d'occurrence permet de caractériser les espèces majeures dans l'organisation végétale.

3.2.2.2.2 Les principes analytiques

a) L'Analyse Factorielle des Correspondances AFC :

Cette analyse permet de synthétiser les relations entre deux ensembles de variables nominales non quantitatives (Bouroche & Saporta 1980). Elle est relativement peu sensible à la valeur prise par l'abondance d'une espèce au sein d'un relevé et donne approximativement la même représentation factorielle en présence-absence qu'en abondance-dominance (Gachet 2002); Roux, comm. pers). Une difficulté d'interprétation peut être liée au fait qu'avec ce type d'analyse, les contributions des espèces rares sont de ce fait comparables à celles des espèces plus communes. Aussi est-il parfois nécessaire d'ôter les espèces « rares » dans de telles analyses (Legendre & Legendre 1998; Legendre & Gallagher 2001). L'AFC permet de comparer des profils de lignes et de colonnes au lieu des valeurs brutes. Pour être considéré significative, l'inertie d'un axe doit être supérieure à la valeur 2x où x= 100/n-1 où n est le nombre de variables colonnes dans le tableau (Desselle 1990; Rousseau & Puisségur 1999). La contribution relative (CR) mesure la participation d'un individu ou d'une variable à l'inertie d'un axe. Un point peut être considéré significatif dès que sa CR dépasse la valeur seuil 1000/n avec n= le nombre d'individus lignes ou d'individus colonnes. La qualité de la représentation d'un point sur un plan factoriel

est mesurée par sa corrélation ou \cos^2 de l'angle sur chacun des axes constituant le plan. Il est admis que la représentativité est bonne à partir d'un \cos^2 de 0.5 soit un angle $\alpha > 45^\circ$; ou une valeur du $\cos^2 > 500$ millièmes (les logiciels utilisés exprimant les \cos^2 et les CR en millièmes).

b) La Classification Ascendante Hiérarchique ou « cluster analysis » :

C'est une analyse descriptive qui permet de visualiser les regroupements des individus analysés (ici les relevés) en fonction des distances ou dissimilitudes entre les différents éléments, sous forme d'un arbre de classification ou dendrogramme. Les distances euclidiennes peuvent être calculées en relation avec une ou plusieurs dimensions. Dans notre cas, les distances euclidiennes usuelles ont été calculées sur les coordonnées des relevés sur les quatre premiers axes de l'AFC. Dans le cas de variables mesurées le calcul de la distance euclidienne est relativement sensible aux unités de mesure, mais dans le cas des coordonnées factorielles ce problème ne se pose pas.

La méthode de regroupement utilisée procède par agrégations successives des individus, ou groupes, les plus proches : c'est la Construction Ascendante d'une hiérarchie (CAH). Lorsque deux individus, ou deux groupes, sont fusionnés il faut recalculer la distance entre le nouveau groupe et le reste des individus, ou groupes. Ce calcul se fait par la formule de la moyenne des distances entre le nouveau groupe et le reste des éléments non agrégés.

La distance limite en deçà de laquelle les regroupements ont été retenus est variable selon les analyses, la variance des axes et le nombre d'individus analysés. Il est donc difficile de fixer un seuil en dessous duquel les individus seront considérés comme appartenant au même groupe ; dans la plupart des cas une distance voisine de 0.5 a été prise en compte, mais dans certains cas les seuils de séparation étaient nettement plus bas.

c) L'Analyse Factorielle des Correspondances sur Variables Instrumentales (AFCVI) :

L'objectif des analyses sur variables instrumentales est de traiter simultanément deux tableaux de données portant sur les mêmes relevés (ou individus), en cherchant à expliquer la structure de l'un par l'autre (Lebreton *et al.* 1988a; Lebreton *et al.* 1988b; Sabatier *et al.* 1989; Lebreton *et al.* 1991). Ce sont des méthodes d'ordination dites "sous-contraintes" car elles contraignent les axes d'ordination à être des combinaisons linéaires des variables du tableau explicatif (Ter Braak & Prentice 1988). L'Analyse Factorielle des Correspondances sur Variables Instrumentales (AFCVI) (Chessel *et al.* 1987), ou Analyse Canonique des Correspondances (Ter Braak 1986, 1987; Lebreton *et al.* 1988b; Ter Braak 1989), vise à

expliquer la structure d'un tableau floristique (p espèces dans n relevés), relevant d'une AFC, en le couplant à un tableau de relevés de milieu (q variables environnementales sur les mêmes n relevés), relevant d'une ACP ou d'une AFC selon la nature des variables. Le principe de ces analyses consiste à rechercher une combinaison linéaire des variables de X1 qui réalise la meilleure régression multiple sur les variables de X2. Chessel et al. (1987) montrent qu'il s'agit en fait de la projection du tableau X1 sur le sous-espace engendré par les variables de X2.

Ce type d'approche dissymétrique se heurte cependant à un problème majeur associé à la régression sous-jacente. En effet, pour que cette dernière ait un sens le nombre de variables explicatives q doit être nettement inférieur au nombre de relevés n (n>10 q). Le tableau présenté floristique peut être soit en présence absence soit en d'abondance/dominance (Braun-Blanquet 1932), comme c'est le cas pour ce travail ; le tableau environnemental est exprimé sous forme de variables disjonctives complètes (ce qui permet de traiter des variables quantitatives et semi quantitatives en tant que variables qualitatives).

Dans le but de quantifier la participation de chacun des facteurs à la variabilité totale des relevés, nous proposons, en concertation avec le Professeur M. Roux, et inspiré de l'article de Brocard et al. (1992), une méthode d'ordination des variables du tableau environnemental. Le principe est de comparer les traces des différentes AFCVI (totale et partielles) avec celle de l'AFC générale sur l'ensemble des données. Le détail mathématique de cette manipulation est expliqué dans l'encadré 3.

Les Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) et les Analyses Factorielles des Correspondances sur Variables Instrumentales (AFCVI) sont très souvent utilisées en écologie, notamment en ce qui concerne l'ordination et la quantification de la diversité et la variabilité fauno-floristique contenue dans un ensemble de relevés et plus précisément de mettre cette diversité en relation avec les variables du milieu (Lebreton et al. 1988a; Prodon & Lebreton 1994).

d) Les profils écologiques et les profils attributaires :

La construction d'un tableau de croisement, ou tableau de profils écologiques (Mercier et al. 1992), et son traitement par l'Analyse factorielle des correspondances (AFC), permet d'étudier les relations entre un tableau floristique (ou faunistique) et un tableau environnemental. Les deux tableaux doivent porter sur les mêmes relevés et le tableau environnemental ne doit comporter que des variables qualitatives. Cette dernière condition

^{*} Professeur. Maurice Roux, IMEP, Université Aix-Marseille III

n'est pas très contraignante car toute variable quantitative peut être découpée en classes de valeurs, lesquelles peuvent ensuite être considérées comme des modalités de variable qualitative. Cette analyse permet de mettre en relation les espèces avec les variables de l'environnement et réaliser des groupes de réponse à l'une ou l'autre des variables environnementales.

Par rapport à l'Analyse Canonique des Correspondances (ACC, (Ter Braak 1986), encore appelée Analyse factorielle des correspondances sur variables instrumentales (AFC-VI), la méthode du tableau de croisement traite les deux tableaux de base sur le même plan, c'est à dire sans privilégier l'un des tableaux par rapport à l'autre. De plus, cette méthode ne pose aucune condition sur le nombre de modalités du tableau E d'environnement (en ACC ce nombre de modalités doit être inférieur au nombre de relevés).

Le même principe analytique réalisé sur les trois tableaux (relevés x espèces, espèces x traits de vie, relevés x variables de l'environnement) permet de réaliser des **profils attributaires** où le tableau résultant met en relation les traits de vie des espèces en lignes et les variables de l'environnement en colonnes.

La démarche a consisté à faire correspondre la distribution des traits de vie des espèces avec les paramètres de l'environnement. Il s'agit en un premier temps de mettre en relation les espèces avec ces paramètres et en un second lieu les traits de vie avec ces paramètres. Au cours de ce travail, nous avons proposé une méthode équivalente à celle d'une AFCVI sous double contrainte ; Le tableau floristique (R) subissant la contrainte du tableau environnemental (E) et celle du tableau de vie des espèces (F). Le tableau R est présenté en indice d'abondance/dominance; le tableau E exprimé sous forme de variables disjonctives complètes et le tableau F sous forme de variables disjonctives complètes pour caractériser les différents traits de vie.

Nous proposons de traiter ce triplet (R, E, F) par inspiration à la construction des profils écologiques (Mercier *et al.* 1992) par le biais de croisement de tableaux. A l'aide du logiciel Statoscope, le croisement de R (relevés x espèces) avec E (relevés x paramètres de l'environnement) donne un profil écologique P (espèces x paramètres de l'environnement) avec à l'intersection entre les lignes et les colonnes contient la fréquence (dans le cas d'un R en présence/ absence) ou le cumul des abondance (dans le cas d'un R en indice d'abondance) de l'espèce considérée dans les seuls relevés présentant la modalité de l'environnement en question. Le tableau P (espèces x paramètres de l'environnement) est à son tour croisé avec le tableau F (espèces x traits de vie) ce qui permet d'avoir en résultat un tableau (traits de vie x paramètres de l'environnement) que nous appelons un « **profil attributaire** ». Ce tableau, soumis à une AFC permet de caractériser la distribution des traits de vie en fonction des paramètres environnementaux.

Cette méthode est comparable à l'ACC sous double contrainte sur lignes et colonnes (Lavorel et al. 1998a) réalisée sous Biomeco 4.2 (Lebreton et al. 1990) ou à la méthode de co-inertie entre trois tableaux appelée RLQ (Dodélec et al. 1996; Chessel et al. 1997; Barbaro et al. 2000; Gachet 2002) réalisée sous ADE-4 (Chessel et al. 1997). Cette dernière consiste en une triple analyse AFC sur R (espèces x relevés), ACP ou ACM sur L (relevés x variables environnementales) et une ACM sur Q (espèces x traits biologiques). En fait, cette analyse réalise une AFC sur la matrice L, tout en maximisant la covariance entre combinaisons linéaires des colonnes de R et de Q (Dodélec et al. 1996; Barbaro et al. 2000). La méthode proposée au cours de ce travail rejoint dans leur principe, les ACC sous double contrainte (Lavorel et al. 1998b) et la RLQ (Dodélec et al. 1996; Barbaro et al. 2000). Réalisée sous Statoscope, elle présente un avantage par rapport aux ACC, qui est une analyse non symétrique effectuée sur un tableau principal (relevés x espèces), et deux tableaux explicatifs (le tableau environnemental et le tableau des traits de vie des espèces). Alors que la méthode par croisement de tableau proposée dans ce travail traite les deux tableaux de base sur le même plan, sans en privilégier un par rapport à l'autre. De plus, cette méthode ne pose aucune condition sur le nombre de modalités du tableau E d'environnement (en ACC ce nombre de modalités doit être inférieur au nombre de relevés). La méthode proposée peut donc être une alternative intéressante pour les études de la dynamique de la végétation.

Les logiciels utilisés sont Statoscope (conçu par M. Maurice Roux) et Statistica 6.0.

3.3- Estimation de l'âge d'abandon des sites : apports des analyses morphologiques, dendrochronologiques et historiques.

Dans la perspective de suivre la dynamique évolutive dans le temps et de reconstituer une chrono séquence relative au niveau des différents relevés échantillonnés, il s'agit de classer les sites en fonction de leur âge d'abandon. La période d'abandon d'un site correspond à la période où la dynamique spontanée de recolonisation a commencé.

L'estimation des âges d'abandon des parcelles est le plus souvent basée sur des données historiques (Dutoit & Alard 1995), ou déduite d'analyse d'images aériennes ou encore d'anciennes cartes postales (Lepart *et al.* 1996).

Ne disposant pas de telles sources d'informations et suite à l'exploitation anarchique et diachronique des carrières, cette approximation de l'âge d'abandon a été obtenue à partir d'une approche pluridisciplinaire complémentaire. Elle combine les résultats des analyses dendrochronologiques et ceux obtenus à l'issu d'une enquête personnelle auprès des gens du métier et de la population locale.

3.3.1- Les apports des données historiques

Sur certains sites, il a été possible d'avoir des données relativement précises concernant les dates d'abandon des carrières. Ces informations résultaient principalement de dialogues avec la population locale ou de données moins subjectives telles que le création d'une route. Des conversations avec les gens du métier, nous ont également renseigné sur le mode d'exploitation des carrières. Il a été donc possible de sectoriser un site en fonction de la chronologie de son exploitation. Sur la plupart des sites, ceci a permis une estimation relative des âges des différentes zones.

3.3.2- L'analyse dendrochronologique

Le recours à la dendrochronologie pour l'estimation de l'âge d'abandon des parcelles correspondantes a déjà été utilisé (Saïd & Gégout 2000). Le protocole d'échantillonnage des individus ligneux consiste à choisir trois individus ligneux de la même espèce, avec des diamètres de troncs les plus importants (Panaïotis *et al.* 1997). Toutefois, lorsque la diversité et la disparité du couvert végétal sur les sites concernés ne le permettaient pas, les individus étaient choisis parmi les espèces présentes.

Le carottage a été exécuté à l'aide d'une tarière type « Pressler » pour les individus érigés à hauteur de 20 à 25 cm au-dessus du sol. Les individus prostrés (type chaméphyte) ont été coupés au niveau du collet. Ces échantillons ligneux ont ensuite été coupés et poncés au laboratoire pour le comptage des cernes (Munaut 1978; Bourquin-Mignot & Guibal 1999) et la détermination de l'âge de l'individu le plus vieux. Etant donné le rythme régulier de croissance de *Pinus halepensis* et *Pinus brutia* (Montero et al. 2001), le comptage des cernes carottées a été réalisé avec une loupe binoculaire. Pour les échantillons des individus à pores diffus tels que *Salvia triloba*, *Ptilostemon chamaepeuce* ou *Calycotome villosa* cela s'est avéré impossible. Une alternative était de carboniser ces macro restes et de compter les cernes au microscope optique à réflexion. La carbonisation est un processus de subfossilisation qui conserve les parois cellulaires et provoque un retrait volumétrique du bois sans affecter profondément ses structures et microstructures (Chabal et al. 1999). Il reste ainsi possible de discerner les structures des cernes de croissance et d'en déduire les âges des individus concernés.

3.3.3- L'analyse morphologique

En rapport avec la hauteur du couvert végétal, il a semblé possible d'estimer le laps de temps écoulé depuis l'abandon du site, et ce, pour les sites dans les carrières. A cette fin, et en relation avec l'existence et la prépondérance des individus dans la strate arborée A (2-4m), nous avons classés les sites en jeunes (J), pour ceux où la strate herbacée h (<0.5m) était dominante et où il n'y avait pas d'individus dans la strate arborée, moyens (M) pour ceux où le couvert végétal montrait des chaméphytes et quelques arbustes a (0.5-2m), et vieux (V) pour les sites où toutes les strates sont représentées. Les sites classés (ER) sont ceux qui ont été échantillonnés hors des carrières dans les écosystèmes de référence.

La caractérisation finale de la tranche d'âge d'un site, résulte d'une combinaison des différentes estimations obtenues par les méthodes sus-citées, lorsqu'elles étaient disponibles; et d'une extrapolation de l'estimation par la méthode intuitive après validation de cette dernière par une régression de corrélation.

Le contexte socio politique qui a prévalu au Liban au cours des dernières décennies, a résulté entre autre en un développement massif de carrières exploitées pour le gravier et les pierres de taille. Cette activité a rapidement progressé le long des axes routiers principaux et a principalement concerné les substrats calcaires et calcaro-dolomitique en pente. Un croisement d'informations cartographiques notamment (géologie, pluviométrie, étage de végétation, démographie, topographie, répartition des carrières sur le territoire) a permis de choisir une zone d'étude « représentative » qui a servi de région atelier pour ce travail. Cette zone concerne le versant Ouest de la chaîne du Mont Liban, soumis à l'influence d'un climat méditerranéen et présentant trois bioclimats (humide, per humide et sub humide) et trois étages de végétation dans les variantes méditerranéennes (thermo, méso et supra méditerranéen). Elle s'étend sur 12000 Km² et englobe près de 96 carrières recensées. Le choix a porté sur 26 carrières selon un échantillonnage stratifié en fonction de l'étage de végétation, et sur ces carrières, l'unité d'échantillonnage a concerné les sites intra carrières sur lesquels 116 relevés ont été sélectionnés pour la réalisation d'inventaires floristiques dans le but de mettre en évidence les relations entre les paramètres de l'environnement et la composition floristique et de caractériser la dynamique de recolonisation en fonction de ces paramètres.

Chapitre 4. La structuration de la végétation : une mosaïque d'espèces en réponse à une pression écologique

« L'existence d'un univers écologique continu ne remet pas en cause la réalité d'une structure de la végétation au sein de laquelle les ensembles peuvent être discriminés par rapport à des facteurs écologiques » (Austin & Smith 1989).

4.1- La végétation des carrières

Si le paysage des carrières peut sembler à première vue, un paysage de désolation et de désert (pl. 6), une vision de détail permet de révéler le fourmillement de la vie qui s'y cache et la multitude de potentiels qu'il peut recéler (pl. 7).

A contrario de l'exemple des îles Krakatoa (Whittaker et al. 1989; Bradshaw 2000), ces milieux, bien que profondément dégradés, ne sont pas isolés et leur proximité avec un voisinage préservé laisse présager des interactions qui ne vont pas tarder à s'exprimer. Les opérations d'excavations ont entraîné l'enlèvement du sol et du sous-sol pour ne garder qu'une roche mère affleurante principalement au niveau des falaises et des plateformes. Quel que soit le cas, les substrats résultant sont principalement stériles, tant d'un point de vue organique par l'absence d'humus, que biologique par l'absence d'une micro faune ainsi que d'une banque de graines. Les remblais, constitués d'un apport exogène de matières fines et grossières, pourraient sembler moins hostiles à la végétation. Dans ce cas, on pourrait présumer qu'un stock semencier existe encore dans le substrat et pourrait participer à la recolonisation du site; toutefois ceci laisserait supposer que ces graines sont encore viables, qu'elles retrouvent les conditions nécessaires à leur germination et ont survécu in situ. A ces difficultés, s'ajoutent celles des conditions climatiques en région méditerranéenne, ce qui limite considérablement les chances naturelles d'implantation et de réussite des espèces sur de tels milieux.

Les particularités des écosystèmes « carrières calcaires» les rapprochent de celles des talus autoroutiers en milieu méditerranéen. Si leurs chances de recolonisation rapide sont limitées, en revanche, ces écosystèmes peuvent bénéficier d'une diversité floristique originale selon Coumoul & Mineau (2002). En effet, ces auteurs témoignent du « caractère » de tels lieux hôtes qui accueillent une végétation formée d'espèces « passe-partout » ou cosmopolites, de rupicoles et de saxicoles, particulièrement adaptées aux substrats pierreux. Ces espèces sont le plus souvent des herbacées pérennes (hémicryptophytes), non spécialisées et très

peu exigeantes quant à la qualité du milieu; elles seront suivies par les herbacées et les sous- ligneux saxicoles et ultérieurement par les espèces arbustives et arborées. En France méditerranéenne, on y retrouve des espèces comme *Plantago lanceolata, Plantago coronopus, Achillea millefolium, Sanguisorba minor, Psoralea bituminosa, Thymus vulgaris, Sedum acre, Phagnalon sordidum, Spartium junceum, Coronilla glauca et Pinus halepensis.*

Des études sur les potentiels écologiques des carrières sèches (Arnal 1993; Lecointe 1993; Sionneau 1993) ont révélé également la richesse végétale de tels sites en termes de refuges pour les espèces rares ou dans certains cas pour des espèces hors de leur aire biogéographique grâce à la création de micro écosystèmes plus méridionaux que ne le sont les milieux environnants. Mais de manière générale, la recolonisation se refera par effet lisière à partir des écosystèmes environnants sous la condition de répondre aux conditions d'adaptabilité au milieu concerné (Bradshaw 2000; Frochot 2000; Martin *et al.* 2002). Des analyses de la recolonisation végétale dans la région du centre de la France (Allion 1993), en Franche comté (Anon 1991), et dans le Calvados (Lecointe 1993) révèlent également la présence d'espèces végétales particulières aux carrières, parfois même des espèces rares et d'autres plus communes dans les environs. Il en résulte donc l'hypothèse selon laquelle, une espèce retrouvée dans une carrière pourrait être issue du milieu environnant ou dans certains cas, venir de beaucoup plus loin et trouver dans ces lieux un site de refuge.

Au niveau de la carrière même, il est fréquent de noter une colonisation différentielle des remblais par rapport aux fronts de taille ou au carreau d'exploitation ou plateforme (Allion 1993; Morin 1993; Boulet 1996). Bien que ces études aient été réalisées en zones septentrionales, nous émettons l'hypothèse que **les différents biotopes d'une carrière** méditerranéenne ne seront pas colonisés de manière comparable.

Peu de données sont disponibles sur la dynamique des écosystèmes « carrières » en milieu méditerranéen et malgré l'analogie au niveau de la perturbation (excavation pour extraction), il parait difficile de comparer des résultats issus de bioclimats différents. Une approche qui ne serait pas basée sur la phylogénétique ou la systématique permettrait de s'affranchir du niveau floristique et de réaliser des groupes d'espèces en réponse à des contraintes biologiques et écologiques. C'est la définition des groupes fonctionnels (PFT) d'après Wilson (1999) basés sur la caractérisation des traits de vie des espèces. Une telle approche permettrait de comparer des écosystèmes différents d'un point de vue de leur structure et leur dynamique écologique (Gondard *et al.* 2003a; Gondard *et al.* 2003b; Jauffret & Lavorel 2003). Toutefois, malgré les efforts de Westoby (1998; 1999), Hogdson *et al.* (1999); Weiher *et al.* (1999) qui ont proposé de réaliser une classification universelle des espèces en fonction de leur traits de vie, le but est encore loin d'être atteint (Noble & Gitay 1996). En

l'absence de groupes fonctionnels bien définis, l'étude du spectre biologique, basé sur les proportions des types biologique des espèces sensu Raunkiaer (1934) reste intéressante. En effet, cette classification du mode de reproduction en fonction de la hauteur du bourgeon de régénération, apporte une dimension intégrative qui prend en considération des aspects morphologiques, phénologiques et physiologiques d'une espèce. Le spectre biologique représente un bon marqueur pour l'étude de la dynamique des écosystèmes (Médail et al. 1998; Gachet 2002). Nous faisons l'hypothèse qu'une analyse de la dynamique végétale en fonction du type biologique, permettrait d'appréhender les mécanismes écologiques de recolonisation du milieu par les espèces.

Cette partie vise à caractériser la composition et la structure de la végétation des écosystèmes dégradés (carrières) aussi bien que celle de la végétation avoisinante en tant qu'écosystèmes de référence. A cette fin, nous avons utilisé 3 approches analytiques successives et complémentaires. Deux approches synthétiques basées sur des statistiques multi-variées et une approche floristique et structurelle des groupements végétaux présents. Le but est de mettre en évidence les principaux facteurs environnementaux (abiotiques ou/et biotiques) qui déterminent la composition et la structuration de la végétation au niveau d'un relevé intra-carrière.

Nous proposons de (1) identifier les principaux paramètres qui vont structurer le couvert végétal, (2) quantifier la part de variabilité portée par chaque facteur et les ordonner, (3) mettre en évidence les types de regroupements possibles et de caractériser les compositions floristiques des relevés en réponse aux pressions mésologiques et enfin de (4) définir une dynamique écologique sur les carrières en relation avec les traits biologiques des espèces.

4.2 - Caractéristiques de la flore échantillonnée

Les analyses floristiques menées sur 116 sites d'échantillonnages répartis sur 26 carrières, ont permis de recenser 360 espèces (19 d'entre eux n'ont pu être déterminés qu'au genre et 10 demeurent indéterminés (échantillons incomplets). La résultante de ces inventaires se résume sous la forme de deux tableaux : le tableau floristique (116 relevés x 485 taxons : annexe 7) exprimé en indice d'abondance- dominance et le tableau environnemental E (116 relevés x 10 variables) exprimé en un tableau disjonctif complet (116 relevés x 7 facteurs : 29 modalités : annexe 8).

Les facteurs de l'environnement concernent la situation d'un relevé (4 modalités); l'inclinaison (4 modalités); l'exposition (5 modalités); le substrat (4 modalités); le milieu (2 modalités); la pluviométrie (7 modalités) et l'étage de végétation (3 modalités).

Le tableau initial est formé de 330 espèces mais comporte 485 lignes (taxons), car les espèces y sont exprimées en tenant compte de le la strate où elles ont été relevées. Une espèce apparaît ainsi autant de fois qu'elle est représentée dans les différentes strates. Par exemple : INUVISh et INUVISa sont deux enregistrements d'*Inula viscosa* l'un dans la strate h (< 0.5 m) et l'autre dans la strate a (0.5 – 2 m).

Les espèces inventoriées appartiennent à 65 familles de phanérogames, dont les Asteraceae (14.8%) et les Fabaceae (11.8%) sont les plus représentées (fig.6). Compte tenu de leur aire de répartition, la majorité des espèces (96%) sont d'origine méditerranéennes et 28% sont endémiques du Liban ou de la région (Liban, Syrie, Palestine) (fig.7). Les types biologiques prédominants sont les thérophytes (43%) et les chaméphytes (31%) (fig.8). L'anémochorie (58%) et la zoochorie (19%) représentent les modes de dissémination majoritaires (fig. 9). Enfin, en terme de stratégie adaptative, les espèces rencontrées sont selon la classification de Grime (1977; 2002) de type SR (45%) et CS (22%) (fig. 10). Il est important de noter que le tableau des attributs des espèces (annexe 9) n'est pas complet et que la plupart des espèces restent non renseignées quant à leur mode de dissémination (73%) et leur stratégie adaptative (59%). Les proportions présentées dans les figures 9 et 10 peuvent donc être biaisées par la disponibilité en données.

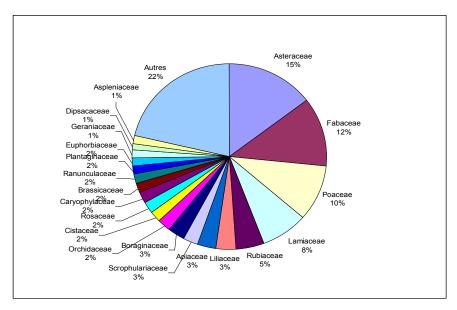


Figure 6 : distribution des espèces répertoriées en fonction des familles

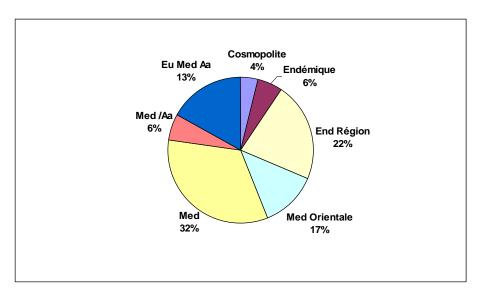


Figure 7 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur aire de répartition géographique

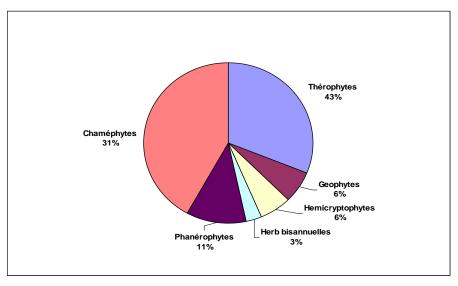


Figure 8 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur type biologique

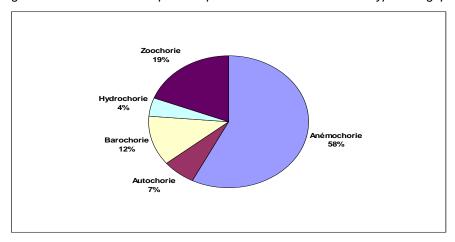


Figure 9 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur mode de dissémination

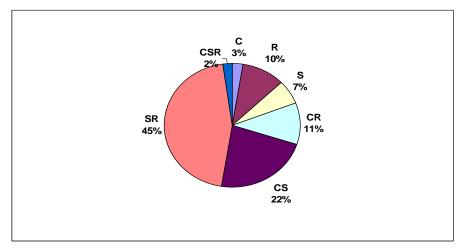


Figure 10 : distribution des espèces répertoriées en fonction de leur stratégies adaptatives (Grime 1977, 2002)

4.2.1- Représentativité des espèces : notions d'espèces rares et d'espèces majeures

Nous avons procédé à la caractérisation des espèces sur l'ensemble des relevés et en fonction des différentes strates³ (h, a, A, A' et AA), en tenant compte de leur fréquence moyenne sur l'ensemble des relevés et de leur abondance moyenne par relevé (fig. 11). La caractérisation du statut d'une espèce en fonction de sa fréquence et de son recouvrement abondance est distinguée en quatre classes (tabl.8).

Tableau 8 : caractérisation du statut d'une espèce en fonction de sa fréquence relative et de son abondance moyenne

% abondance ou fréquence	signification en abondance	signification en fréquence
< 5%	espèces très peu abondantes	espèces rares
5 -10%	espèces peu abondantes	espèces peu fréquentes
10 -25%	espèces abondantes	espèces fréquentes
> 25%	espèces très abondantes	espèces très fréquentes

Les taxons rares (annexe 10) qui apparaissent dans moins de 5% des relevés avec moins de 5% de recouvrement par relevé, représentent près de 50% de l'ensemble des espèces répertoriées soit 254/485. Tel est le cas de *Cercis siliquastrum* (3%), *Cistus salviifolius* (2%) ou *Ptilostemon diacantha* (2%). 84 d'entre elles soit près de 23% du nombre total d'espèces ne sont répertoriées qu'une seule fois (1%) dans les relevés par exemple *Viburnum tinus*, *Reseda alba* ou *Erodium malacoides*. De telles espèces ne seront pas prises en compte dans la suite des calculs afin de limiter le «bruit » qu'elles pourraient générer dans les analyses (Gachet 2002). Toutefois, certaines de ces espèces, bien que d'occurrence rare peuvent avoir un intérêt majeur dans une réflexion en écologie de la restauration plus orientée vers la biologie de la conservation. Ce volet du travail sera abordé dans le chapitre VI.

3

³ strate herbacée h (<0.5 m); arbustive a (0.5-2m), arborescente A (2-4m); arbustive haute A' (4-6m) et arborée (AA >6m).

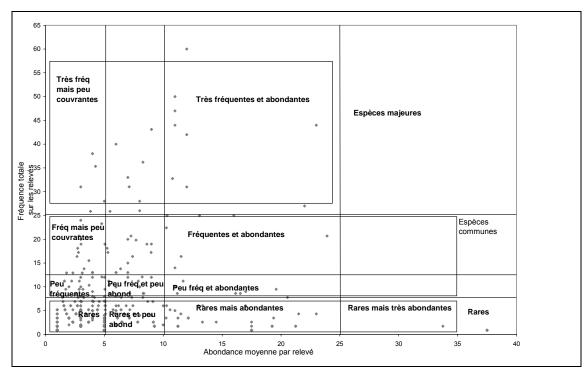


Figure 11 : courbe de distribution des espèces inventoriées en fonction de leur fréquence relative et de leur abondance moyenne (pour des raisons de lisibilité en annexe 11 la même représentation graphique avec les espèces associées).

Les espèces peu fréquentes sont en grande majorité peu dominantes. Toutefois, d'après nos observations, certaines espèces considérées rares (fréquence <5%) sur l'ensemble des relevés peuvent présenter une abondance élevée là où elles sont présentes. Tel est le cas par exemple de *Nicotiana glauca* et *Brachypodium sylvaticum* qui n'ont été répertoriés qu'une seule fois mais avec une abondance de 3. Ce caractère pourrait être la conséquence de facteurs stationnels particulièrement favorables au développement de ces espèces.

La catégorie des espèces « rares mais abondantes » semble être liée à des observations centrées sur les strates. Autrement dit, cette catégorie ne renseigne pas sur le statut d'une espèce sur l'ensemble des relevés mais sur celui d'un taxon dans une strate donnée. Par exemple, *Spartium junceum* est très fréquente et abondante sur l'ensemble des relevés mais dans la strate A' elle est classée comme étant rare. Tel est le cas de Pinus *halepensis* dans la strate A (6-8m) et de *Calycotome villosa* dans la strate A' (4-6 m).

Des taxons peuvent être fréquents (> 10%) ou très fréquentes (>25%) mais peu abondants. Tel est le cas par exemple de *Origanum syriacum, Verbascum sinuatum, Rhamnus punctata, Urospermum picroides, Helichrysum sanguineum* et *Rubia tenuifolia* qui sont observées dans plus de 10-25% des relevés mais dont l'abondance (recouvrement) moyenne par relevé ne dépasse pas 5%.

L'ensemble de ces espèces de fréquences et d'abondances variables et qui ne correspondent ni aux espèces majeures, ni aux espèces rares, sera désigné par «espèce commune ».

Les espèces répertoriées dans plus de 25% des relevés (espèces très fréquentes) quelle que soit leur abondance moyenne, comme par exemple : *Pinus brutia, Pistacia palaestina, Inula viscosa, Phagnalon rupestre, Calycotome villosa, Salvia triloba, Sarcopoterium spinosum, Stachys distans, Helichrysum sanguineum, Oryzopsis miliaceae et Ptilostemon chamaepeuce*, seront appelées espèces majeures puisqu'elles représentent un élément récurrent dans le paysage « carrières ».

4.3- Analyses de l'organisation floristique en relation avec les paramètres de l'environnement

« L'écologie des végétaux est l'étude des relations entre la végétation et le milieu. Elle repose sur l'observation conjointe de l'une et de l'autre dans une « station », c'est à dire dans une unité élémentaire de milieu, et c'est l'ensemble de ces observations qui constitue un relevé » (Daget & Godron 1982).

4.3.1- Caractérisation des grandes tendances des groupements floristiques

Rappel méthodologique : Afin de mettre en évidence les facteurs généraux caractérisant l'organisation de la flore, une AFC a été réalisée sur deux matrices comportant les espèces non rares dont la fréquence relative est supérieure à 5%: la matrice M1 (240 taxons⁴ x 116 relevés : annexe 12) comprend les espèces répertoriées compte tenu de leur strate verticale de développement et la matrice M2 (172 espèces x 116 relevés : annexe 13) où le recouvrement des espèces est exprimé indépendamment des strates. Les deux tableaux de données sont exprimés en indice d'abondance/dominance.

L'AFC sur la matrice M1, révèle une trace de 13.22, et celle de la matrice M2 de 9.805. Le principe même du calcul Khi deux (Bouroche & Saporta 1980) justifie cette différence. En effet, plus le N d'un tableau est grand plus l'écart à l'indépendance expliqué par la trace est grand. Ceci explique donc le fait que l'AFC sur le tableau M2 (172 espèces x 116 relevés) porte une trace inférieure à celle du tableau M1 (240 taxons x 116 colonnes). Néanmoins, la part de contribution portée par les axes factoriels est beaucoup plus importante dans le cas de la matrice M2 que M1 avec pour les quatre premiers axes (4.77%, 4.38%, 3.17% et

66

⁴ Un taxon représente une espèce dans une strate donnée. Nous considérons que la matrice M1 est celle qui prend en considération les espèces dans leurs strates de développement alors que la matrice M2 prend en compte uniquement la présence d'une espèce et son abondance indépendamment de l'histoire de sa colonisation.

3.02%) sur M2 et (3.73%, 3.57%, 2.56%, 2.57%) sur M1. Dans les deux AFC, on note que la structure générale du couvert végétal et la distribution spatiale des espèces sont semblables dans les deux représentations.

L'analyse de la matrice M1 donne des informations sur l'histoire de la colonisation d'une espèce sur un site. Le développement vertical d'une espèce (notamment les espèces ligneuses) et sa présence dans l'une ou l'autre des strates (h; a; A; A'; AA) témoignent de l'âge de la plante et renseignent sur son passé sur le site (y est-elle venu récemment ? a-t-elle eu le temps d'y croître? etc...). Le but de cette partie est de caractériser la réponse d'une espèce en terme de présence et d'abondance en fonction des différents facteurs du milieu. Le statut (fréquente, abondante, etc.) d'une espèce peut différer en prenant en compte sa strate de développement (cf. 4.1). Dans cette configuration, la matrice M1 n'est pas adaptée afin d'obtenir de façon directe et claire les réponses recherchées. Dans la suite du travail, nous avons donc préféré prendre en compte la matrice M2, plus facile à analyser permettant directement d'expliquer la présence d'une espèce en fonction des facteurs du milieu.

4.3.1.1 La projection factorielle des relevés à partir de la matrice M2

Une projection factorielle sur les axes F1 (4.30%) et F2 (4.09%) révèle une première tendance à la séparation des relevés le long du premier facteur entre les relevés dans les carrières (ED) et ceux des milieux environnants (ER) (fig. 12). L'information portée par l'axe 2, semble concerner le paramètre « étage de végétation ». En effet, on observe une tendance à la séparation entre les relevés du supra méditerranéen et ceux du thermo et méso méditerranéen.

Sur le plan (F1; F2), l'axe 1 est principalement constitué par les contributions relatives des relevés des écosystèmes de référence A1 (15) ⁵; B2 (19) et A2 (28), et ceux des carrières Am2 (31) et Ba1 (19). L'axe 2 est caractérisé par la contribution relative des relevés du supra méditerranéen WJ1 (44); WJ2 (116); WJ3 (85). La séparation selon le paramètre « milieu » semble plus marquée pour les relevés des étages thermo et méso que pour ceux du supra. Pour ce dernier, la séparation le long de l'axe 1 reste tout de même perceptible entre les groupes WJ5, WJ6 et WJ7 (milieux environnants ER) et le groupe AZ1, WJ1, WJ2 et WJ3 (carrières ED).

67

⁵ Les chiffres entre parenthèses correspondent aux contributions relatives exprimées en millièmes des points à la représentation factorielle.

On distingue ainsi quatre ensembles de relevés: les relevés des écosystèmes de référence (ER) du supra et ceux du méso et thermo ; et les relevés des carrières (ED) du supra et ceux du thermo et méso.

A ce stade de l'analyse, on peut observer qu'il n'existe pas dans l'étage supra méditerranéen de différences notoires entre les relevés des ER et ceux du ED. Cela suggère que dans ce cas précis la recolonisation végétale des relevés est plus assujettie à l'environnement régional qu'à des paramètres locaux.

A l'inverse les relevés des étages thermo et méso méditerranéen, montrent des différences significatives entre les ER et les ED. Autrement dit, dans ces étages de végétation les relevés de carrières sont plus comparables entre eux qu'avec des relevés de ER situés à proximité. Tel est le cas des relevés B2, A1 et Bw1, situés dans des carrières séparées de plusieurs kilomètres. Dans ce cas de figure, il semblerait que des paramètres locaux liés au système carrière soient plus déterminants pour la composition floristique que des facteurs régionaux.

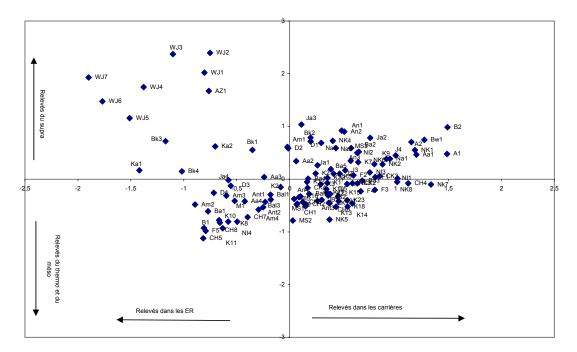


Figure 12 : représentation factorielle des relevés sur le plan (F1 ; F2) avec respectivement 4.77% et 4.38% d'inertie sur les deux premiers axes. Les relevés sont séparés en fonction de leur composition floristique qui tient compte uniquement du recouvrement de l'espèce indépendamment de la strate où elle avait été répertoriée.

L'analyse des projections sur les plans factoriels (F1; F3) et (F2; F3) confirment la séparation le long de l'axe 1 selon le « milieu » du relevé et le long de l'axe 2 selon « l'étage

de végétation». L'axe 3 semble principalement constitué par les relevés du supra WJ1 (158); WJ2 (76); WJ4 (83); WJ7 (78); BK2 (81) et D2 (19).

Pour conforter ces interprétations, une classification ascendante hiérarchique (CAH) (annexe 11) a été réalisée sur les résultats de l'AFC générale (fig. 13). Elle permet de distinguer les relevés du supra réalisés dans les carrières de l'étage supra méditerranéen (WJ2; WJ3; WJ4) des autres relevés. Il est également possible de remarquer le regroupement des relevés A1; A2; B2; Aa1; Bw1 situés dans un milieu « carrière » de ceux des ER; ainsi qu'un ensemble de relevés du thermo et de méso méditerranéens.

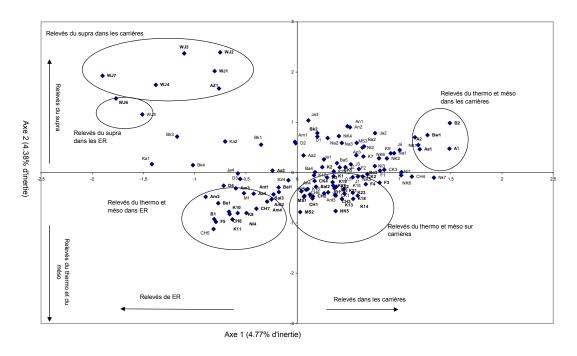


Figure 13: représentation factorielle des relevés sur le plan (F1 ; F2) avec respectivement 4.77% et 4.38% d'inertie sur les deux premiers axes. Les regroupements tiennent compte des résultats de la CAH.

La prise en compte par la CAH des coordonnées sur l'ensemble des axes, permet de discerner un regroupement difficilement explicable par le biais des facteurs « milieu » et « pluviométrie ».

4.3.1.2 La projection factorielle des espèces à partir de la matrice M2

La projection factorielle sur (F1; F2) permet de séparer les espèces le long de l'axe 1 en fonction du facteur « milieu » et le long de l'axe 2 en fonction de l' « étage de végétation ». En effet, il est possible de distinguer les cortèges floristiques qui colonisent les sites de l'étage supra méditerranéen de ceux du thermo et du méso (fig. 14). Du fait du nombre élevé des espèces impliquées dans les analyses, aucune CAH n'y a été effectuée.

Les relevés du supra méditerranéen sont caractérisés par la présence d'espèces aux fortes contributions à l'axe 2 telles que : Poa bulbosa (45) ; Centhranthus longiflorus (44) ; Ornithogalum platyphyllum (29) et Sterigmostemun sulphureum (36). Il est également possible de distinguer d'un point de vue de leur contribution relative à l'axe 1 des espèces se développant préférentiellement dans les milieux dégradés (carrières) comme Inula viscosa (55) ; Galium humifusum (21) et Phagnalon rupestre (11) ; et celles des écosystèmes de référence, comme Pistacia palaestina (20) ; Rhus coriaria (23) ; Quercus calliprinos (18) ; Quercus infectoria (6) et Asphodelus microcarpus (23). Les espèces qui ont de fortes contributions sur les deux axes peuvent être considérées comme des espèces caractéristiques d'un type de milieu comme Centranthus longiflorus (14 ; 44), Poa bulbosa (26 ; 45) et Asphodelus microcarpus (23 ; 12) sont des espèces des ER de l'étage supra méditerranéen ; et Rhus coriaria (23 ; 28) et Quercus calliprinos (36 ; 23) caractérisent les ER des étages thermo et méso méditerranéen.

On note la présence au centre du graphique d'espèces qui ont des faibles contributions relatives sur cet espace factoriel telles que : *Artedia squamata, Anthemis chia, Ptilostemon chamaepeuce, Eryngium falcatum, Salvia triloba, Calycotome villosa.* Ces espèces sont distribuées dans les différents types de relevés et représentent donc les individus qui semblent relativement indifférents aux paramètres de l'environnement considérés. Ces espèces correspondent à celles dont la fréquence relative est supérieure à 25%; ce sont donc des espèces majeures.

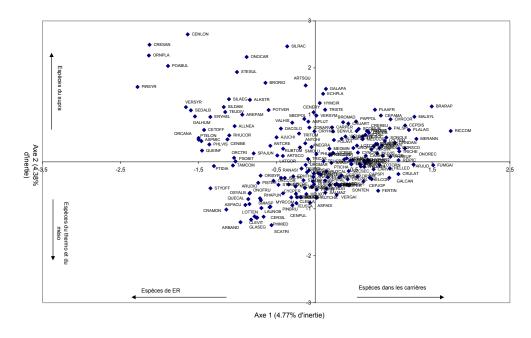


Figure 14: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) avec respectivement 4.77% et 4.38% d'inertie sur les deux premiers axes

Sur l'ensemble des relevés, on observe :

- une prépondérance d'espèces méditerranéennes (96%), de thérophytes (43%)
 et de chaméphytes (31%). Le mode de dissémination dominant est
 l'anémochorie (58%) et la stratégie adaptative la plus représentée est le type
 SR (45%) caractéristique des milieux perturbés et très dégradés.
- près de 50% d'espèces rares et très peu abondantes (fréq <5% et abond <5%).
 Ces espèces ne sont pas prises en compte dans la suite des analyses pour limiter le « bruit » qu'elles pourraient occasionner dans la caractérisation d'une réponse globale de la végétation aux pressions environnementales.
- des espèces fréquentes (> 10%) et très fréquentes ou majeures (>25%) récurrentes dans le paysage des carrières calcaires.
- la composition des groupements végétaux semble dépendre principalement de l'étage de végétation et du milieu où sont localisés les relevés (ED ou ER). Il semblerait que dans l'étage supra méditerranéen la composition des relevés soit moins sensible au facteur « milieu » que dans les étages plus thermophiles
- certains taxons paraissent plus ou moins dépendants d'un type particulier d'environnement alors que d'autres, situés dans la partie centrale du graphique, sont relativement indifférents à ces paramètres. Parmi ces espèces figurent les espèces majeures (fréquence > 25%).

4.3.2- Caractérisation et ordination des différents descripteurs environnementaux.

Il s'agit de hiérarchiser, par le biais de différentes AFCVI, les différents facteurs du milieu en fonction de leur part d'explication à la variabilité totale observée par l'AFC. Un relevé est caractérisé par un cortège floristique et par plusieurs modalités de facteurs de l'environnement.

Rappel méthodologique : une Analyse Factorielle sur Variables Instrumentales (AFCVI), en privilégiant le tableau floristique par rapport au tableau environnemental, va permettre de séparer les relevés dans un espace factoriel sous la contrainte des paramètres de l'environnement. Le rapport trace AFCVI / trace AFC renseigne sur la part de variabilité imputée aux descripteurs des relevés i.e. à l'ensemble du tableau environnemental. Il est également possible de quantifier le taux de participation de chaque facteur descriptif en comparant le rapport des traces résultant d'une AFCVI partielle de chacun des facteurs avec la trace de l'AFC générale espèces/ relevés (cf. encadré 3). Nous rappelons brièvement la définition de chacun des paramètres choisis :

La « pluviométrie » est un facteur régional qui renseigne sur les marges de pluviométrie annuelle sur la zone où la carrière a été exploitée. Elle est divisée en 7 classes de 100 mm chacune allant de 750 mm de pluie par an à plus de 1400 mm annuel. Ce gradient pluviométrique module l'organisation de la végétation à l'échelle du pays (Mouterde 1966; Abi Saleh & Safi 1988; Abi Saleh *et al.* 1996).

La « situation » d'un relevé est un paramètre local, à l'échelle de la carrière. Elle caractérise les différents biotopes (falaises, remblais, plateforme et pente). Ce facteur est entièrement redondant avec le facteur « inclinaison » qui la décrit numériquement. Une inclinaison de 0° étant le plus souvent associée aux plates-formes et 90° aux falaises, les valeurs 15° et 40° décrivent les déblais/ remblais et les pentes des ER.

L' « étage de végétation » est un facteur régional qui va lui-même être fortement influencé par les taux de pluviométrie sur la zone considérée.

Le facteur « **substrat** » détermine fortement la nature du couvert végétal car il va engager les conditions locales de croissance des espèces. Il caractérise grossièrement la composition du substrat avec trois variantes descriptives (sol à matière fine (terra rosa), cailloux + matières fines; roches + cailloux et roches).

L' « exposition » est un facteur local divisé en 5 modalités (NE, NO, SE, SO et plat).

Le « milieu » d'un relevé caractérise en deux modalités sa localisation dans l' «écosystème carrière » ou dans l' « écosystème de référence ».

Compte tenu des limites techniques du logiciel employé (Statoscope), il a été nécessaire pour l'AFCVI de réaliser une matrice M3 (115 espèces x 116 relevés : annexe 38) en excluant du tableau M2 (172 x 116) les espèces dont la fréquence totale était inférieure à 6 %. Les résultats de l'AFCVI générale montrent une trace (variance) de 2.688. Le rapport des traces AFCVI/AFC (2.688 / 9.805) attribue une part d'explication de 27.4% aux paramètres environnementaux choisis.

Afin de quantifier la part de variabilité liée à chaque facteur, nous avons réalisé des AFCVI partielles sur chacun des facteurs séparément (tabl.9). Le rapport des traces permet d'obtenir un classement selon l'importance de la part d'explication portée par chaque facteur.

Tableau 9: Le rapport des traces des AFCVI partielles des facteurs explicatifs / AFC globale

FACTEURS	PLUVIOMETRIE	SITUATION	ETAGE	SUBSTRAT	EXPOSITION	INCLINAISON	MILIEU	TOTAL
TRACE AFCVI/AFC	9.4%	6.3%	4.6%	4.3%	4.0%	3.0%	2.8%	34.4%

La part de variabilité totale expliquée par l'ensemble des paramètres (27.4%) est inférieure à la somme des traces des différents paramètres (34.4%). Ceci peut être expliqué par un chevauchement des parts d'explication des paramètres choisis. En effet, en milieu naturel, l'influence de certains paramètres n'est pas indépendante des autres. Tel est le cas par exemple de la « situation » et de l' « inclinaison ». A l'inverse d'autres descripteurs sont relativement indépendants l'un de l'autre, tel est le cas par exemple de la pluviométrie sur un site, qui est une donnée régionale et la situation du relevé qui relève d'une observation plus locale.

Afin de quantifier la part réelle portée par chacun des facteurs, nous avons réalisé des AFCVI partielles par couple de facteurs et nous en avons déduit la part commune en tenant compte des possibles phénomènes de chevauchement (tabl.10). Pour cela, il est nécessaire de résoudre des systèmes d'équations à trois inconnues basées sur les différentes traces des AFCVI partielles réalisées.

Tableau 10 : les traces des AFCVI partielle par couple de facteurs

	Inclinaison	Pluviométrie	Milieu	Etâge	Situation	Substrat	Exposition
Inclinaison	0.299	1.219	0.565	0.749	0.842	0.688	0.649
Pluviométrie	1.219	0.927	1.177	1.234	1.505	1.362	1.270
Milieu	0.565	1.177	0.280	0.727	0.715	0.606	0.565
Etage	0.749	1.234	0.727	0.452	1.059	0.892	0.817
Situation	0.842	1.505	0.715	1.059	0.618	0.882	0.976
Substrat	0.688	1.362	0.606	0.892	0.882	0.431	0.805
Exposition	0.649	1.270	0.565	0.817	0.976	0.805	0.393

Dans le but de mettre en évidence le pourcentage expliqué par un couple de facteurs, il faut réaliser les rapports des traces des AFCVI partielle/ AFC générale (tabl.11).

Tableau 11: rapports des traces des AFCVI partielle par couple de paramètres/ trace AFC générale.

	Inclinaison	Pluviométrie	Milieu	Etage	Situation	Substrat	Exposition
Inclinaison	0.030	0.124	0.057	0.076	0.085	0.070	0.066
Pluviométrie	0.124	0.094	0.120	0.125	0.153	0.138	0.129
Milieu	0.057	0.120	0.028	0.074	0.072	0.061	0.057
Etage	0.076	0.125	0.074	0.046	0.108	0.090	0.083
Situation	0.085	0.153	0.072	1.108	0.063	0.089	0.099
Substrat	0.070	0.138	0.061	0.090	0.089	0.043	0.082
Exposition	0.066	0.129	0.057	0.083	0.099	0.082	0.040

Les valeurs de la diagonale (en gras) du tableau 11 ne sont pas des valeurs effectives. Elles tiennent compte des chevauchements potentiels des parts d'explication des facteurs entre eux. Afin de quantifier la participation réelle des facteurs descriptifs à la variabilité totale, il s'agit de soustraire de chacune des traces partielles, la part commune de chevauchement portée par le couple de facteurs.

Le tableau 12 montre les taux de participation réels des facteurs après résolution du système d'équations.

Tableau 12: les taux de participation réels des facteurs explicatifs

FACTEURS	PLUVIOMETRIE	SITUATION	ETAGE	SUBSTRAT	EXPOSITION	INCLINAISON	MILIEU	TOTAL
NB DE MODALITES	7	4	3	4	5	4	2	
TAUX DE PARTICIPATION REEL EN %	9.4	5.4	4.6	4.0	3.6	3.0	2.7	32.7

En comparaison avec la classification présentée dans le tableau 9, on remarque que l'ordination des facteurs reste la même et que les différences observées se situent principalement au niveau des taux de participation. Le total de la somme des pourcentages d'explication (32.7%) reste supérieur à celui obtenu par le rapport des traces AFCVI/ AFC totale (27%). Cette discordance est principalement due au fait que, la part réelle imputable à chaque facteur devrait être déduite de la part des facteurs pris par groupe de deux, trois, jusqu'à sept. Cependant, comme l'ont démontré Brocard *et al.* (1992) et comme nous l'avons déjà expliqué dans le paragraphe 3.2.2 (méthodologie), il est possible d'obtenir des ordres de grandeurs réalistes par approximation en prenant en compte les facteurs deux à deux, et, ensuite, de les classer selon des ordres de grandeur, ce qui est l'objectif recherché.

Cependant, en terme de signification écologique, on ne peut pas négliger le fait qu'il persistera une interrelation (chevauchement) entre les marges pluviométriques et les étages de végétation. Ceci est également le cas entre la « situation » et le « substrat » et de « l'inclinaison ». En effet, les situations « falaise/ 90° » et « plateforme/ 0° » étaient toujours associées au type de substrat « roche ». De même que la situation « pente/ 15-40° » est toujours associée au substrat « sol fin ». Les « remblais/ 15-40° » sont liés au substrat de type « sol+cailloux » ou « cailloux + roche ». L'exposition paraît, d'après l'ordination, jouer un rôle dans la variabilité des relevés. Toutefois, les observations de terrain ne permettent pas de confirmer une telle influence. On peut expliquer cet état de fait par le principe de calcul de l'AFCVI partielle qui attribue une part d'explication plus importante au facteur présentant plus de modalités. Dans le cas de l'exposition, ce facteur a été défini selon 5 modalités derrière la pluviométrie (7 modalités) et la situation (5 modalités). Le fait qu'il soit classé après la « situation » montre l'importance de cette dernière dans la variabilité totale. La position en dernière place, du « milieu » semble être liée au fait que ce facteur n'a que deux modalités, alors que dans l'AFC générale (fig.12), il apparaît comme étant le deuxième facteur régissant la recolonisation végétale sur les relevés.

Une représentation factorielle de l'AFCVI couplée à une CAH (annexe 15) sur les tableaux relevés x espèces et relevés x facteurs du milieu (fig.15) permet de montrer que les complexes « pluviométrie/étage de végétation » et « situation/substrat » et le paramètre « milieu » sont les principaux facteurs environnementaux responsable de l'organisation végétale au niveau des relevés. En effet, on note sur le plan (F1; F2) une séparation par (1) le facteur « milieu », opposant les ER et les ED et (2) le complexe « pluviométrie/ étage de végétation » où thermo/méso méditerranéen (taux de pluviométrie inférieur à 1200 mm/an) s'oppose à supra méditerranéen (taux de pluviométrie d'environ 1450 mm/an). La présence

du paramètre « exposition » au centre du graphique semble confirmer sa participation secondaire à l'explication de la variance totale.

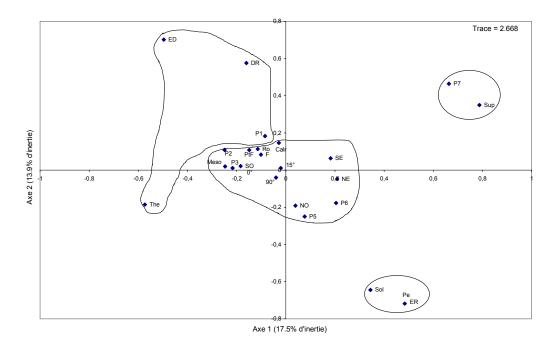


Figure 15 : représentation factorielle des variables environnementales (facteurs) sur le plan (F1 ; F2) d'après une AFCVI sur (M3 x E). Les groupements correspondent aux résultats de la CAH.

Les projections successives sur les plans (F1; F3) et (F2; F3) montrent les même tendances : le long de l'axe 1 (17.5% d'inertie) en fonction du facteur « milieu », le long de l'axe 2 (13.9% d'inertie) en fonction de l'étage de végétation et enfin sur l'axe 3 (9.0% d'inertie) la séparation porte sur le facteur « situation » avec les relevés des remblais « DR » séparés de ceux sur falaise « F ».

Les comparaisons des traces des AFCVI partielles avec celle de l'AFC générale, permettent de quantifier la part d'explication portée par le tableau environnemental (32.2%) et d'évaluer le poids de chaque facteur dans la structuration végétale des différents relevés. Cependant, nous avons pu constater que (1) les contraintes liées aux interférences entre facteurs (chevauchement) et (2) les problèmes liés aux modes de calculs de l'AFCVI, donnent automatiquement un poids prépondérant au facteur présentant de nombreux modalités et complexifient la caractérisation du rôle joué par les différents facteurs. Les projections factorielles (F1; F2; F3) des facteurs, montrent le long de l'axe 1 une matérialisation du complexe « étage de végétation/ pluviométrie», sur l'axe 2, le facteur « milieu » et sur l'axe 3, le complexe « situation/ substrat/inclinaison » d'un relevé.

4.4. Organisation des mosaïques spécifiques et dynamique de recolonisation

La pluviométrie ayant été interprétée comme le paramètre le plus important dans la composition du couvert végétal, les relevés ont été regroupés selon la moyenne de pluviométrie qu'ils reçoivent annuellement. Différentes AFC ont été réalisées dans le but de caractériser à l'intérieur de ces groupes pluviométriques, l'impact des autres paramètres prépondérants (situation et milieu) sur la composition floristique.

L'échantillonnage n'étant pas homogène sur l'ensemble des groupes (tabl.13), il nous a semblé préférable de regrouper les relevés par tranche de 200-300 mm de pluie annuelle, afin d'avoir un nombre équivalent de relevés dans chaque groupe.

Tableau 13 : distribution des relevés sur les différentes tranches de pluviométrie

		Nombre de relevés par classe			
Regroupements par tranche de 100 mm					
7 classes	< 900	26			
	900- 1000	11			
	1000-1100	39			
	1100- 1200	0			
	1200- 1300	18			
	1300-1400	9			
	>1400	13			

Regroupements par tranche de 200-300 mm

3 classes	700- 1000	37
	1000-1200	39
	1200- 1500	40

77

Afin de tester la validité de ce regroupement, une deuxième AFCVI a été réalisée sur le tableau environnemental E' où le facteur pluviométrie avait 3 modalités au lieu de 7 (tabl. 13). Nous présentons la projection factorielle sur le plan (F1;F3 : fig.16) car la représentation visuelle y est plus claire, la projection sur le plan (F1;F2) ne porte aucune information supplémentaire.

On note le long de l'axe 2 (11.9% d'inertie) une séparation selon l'étage de végétation avec les relevés du thermo et méso d'une part et ceux du supra de l'autre et également entre la variante P1 (700- 1000 mm de précipitation) et la variante P3 (1200- 1500 mm). Le long de l'axe 3 (9.3% d'inertie), on remarque une séparation en fonction du facteur « milieu » avec d'un coté les relevés de carrières et de l'autre ceux des ER. On note également sur l'axe 3 une distinction entre les relevés de falaise et ceux des remblais en fonction de la « situation ». Cette AFCVI, confirme les résultats obtenus par l'analyse précédente où le facteur déterminant est la pluviométrie/ étage de végétation, suivi par le facteur « milieu ».

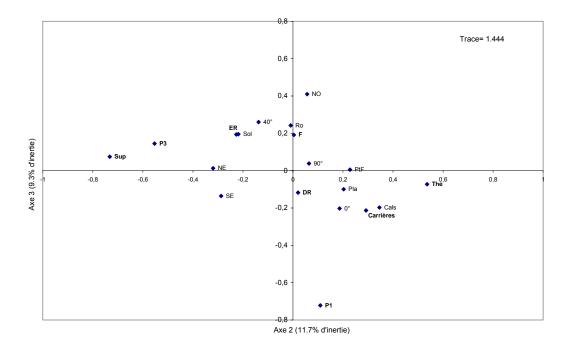


Figure 16: représentation factorielle des variables environnementales (facteurs) sur le plan (F1 ; F2) d'après une AFCVI sur (M3 x E).

4.4.1 Regroupements des relevés selon le paramètre pluviométrie

Dans ce qui suit nous appellerons un groupe pluviométrique, un groupe de relevés caractérisés par leur présence sur des carrières localisées dans les mêmes tranches pluviométriques. Un groupe pluviométrie/situation concernera un groupe d'espèces au sein d'une même tranche de pluviométrie et caractérisés par leur présence sur le même type de situation (falaises ou remblais).

4.4.1.1 Le groupe de relevés dans la tranche 700- 1000 mm de précipitations

Une AFC réalisée sur le tableau (37 relevés x 166 espèces) sur les sites où la pluviométrie annuelle était comprise entre 700 et 1000 mm couplée à une CAH (annexe 16) montre sur le plan (F1; F2) une tendance à la séparation des relevés des ER et ceux des carrières le long de l'axe 1 (7.43% d'inertie). Aucune tendance à la séparation des différents relevés n'est observée le long de l'axe 2 (5.97% d'inertie) (fig.17). NK5 et NK7 sont tous deux des relevés sur falaise, ils semblent comporter des espèces particulières qui justifieraient leur distinction par la CAH. Sur le plan factoriel, ces deux relevés semblent bien placés, NK5 étant un relevé sur falaise dans les ER et NK7 dans la carrière. Les projections sur les plans (F1; F3) et (F2; F3) ne portent aucune information supplémentaire.

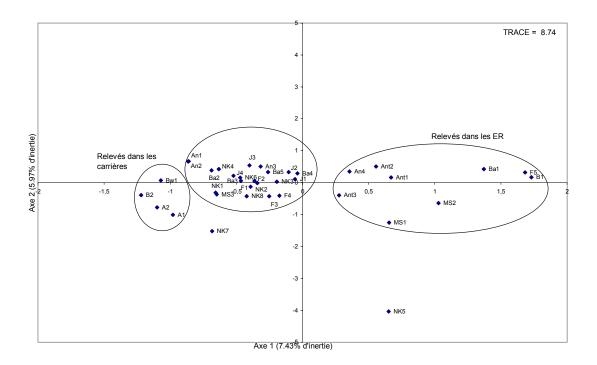


Figure 17: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés dans la tranche 700-1000 mm.

Pour la tranche 700-1000 mm de précipitation, le « milieu » d'un relevé (écosystème de référence ER ou écosystème dégradé ED) semble prépondérant par rapport à sa « situation ». Autrement dit, des relevés réalisés dans des situations équivalentes dans les deux types de milieu seront différents d'un point de vue composition floristique. Par ailleurs, les relevés réalisés dans différentes situations au sein des carrières semblent très proches au niveau des groupements floristiques.

Une analyse de la projection factorielle des espèces devrait permettre de confirmer ou d'infirmer cette observation. On note le long de l'axe 1 le regroupement d'espèces des pentes⁶ des ER comme *Quercus calliprinos* (77); *Cercis siliquastrum* (12); *Ruta chalepensis* (12); *Phillyrea media* (22); *Euonymus latifolia* (6); *Arbutus andrachne* (31) et des espèces sur les remblais des carrières telles que *Hymenocarpus circinatus* (14); *Mercurialis annua* (15); *Lolium temulentum* (10) et *Ricinus communis* (10) (annexe 17).

L'axe 2 (5.97%) sépare distinctement les espèces caractéristiques des falaises comme Scariola triquetra (109); Ptilostemon chamaepeuce (126); Salvia mazalena (75); Ferula tingitala (107) et Euphorbia thamnoides (164). On note que la séparation entre les espèces de falaises et les espèces de pente est plus accentuée dans les cas des Ecosystèmes de Référence. A l'intérieur d'une carrière, les espèces semblent moins sensibles à la contrainte « situation » et les cortèges floristiques sont comparables entre les différents biotopes (falaises, remblais, plateforme). Cela est révélé par l'étalement moins perceptible du nuage de points dans le secteur gauche du graphique.

Cette projection factorielle des espèces permet de confirmer que, pour la tranche 700-1000 mm de pluie, le facteur « milieu » est plus déterminant que le facteur « situation » dans la composition floristique des relevés.

Les espèces localisées au centre du graphique sont en règle générale celles dont les contributions relatives sont faibles sur le plan factoriel considéré. On retrouve parmi ces espèces, celles dont la fréquence relative est supérieure à 25% (espèces majeures) sur les relevés de cette tranche pluviométrique (fig.18). On y retrouve des espèces rudérales comme *Inula viscosa*, et des annuelles comme *Avena sterilis* et *Anagallis arvensis* prépondérantes dans les carrières (ED); certains chaméphytes comme *Sarcopoterium spinosum, Stachys distans, Phagnalon rupestre, Salvia triloba* présentes dans les deux types de milieux (ER et ED); des herbacées pérennes comme *Lotus corniculatus, Trifolium boissieri, Verbascum sinuatum, Helichrysum sanguineum* majoritaires dans les ED mais également des phanérophytes tels que *Pistacia palaestina* particulièrement représentées dans les ER (fig. 19). Leur présence dans la partie centrale révèlent leur appartenance à la

-

⁶ Nous rappelons que les pentes spécifiques aux ER sont les équivalents des remblais dans les ED

plupart des relevés ce qui correspondrait à la définition d'espèces généralistes (Pywell *et al.* 2003).

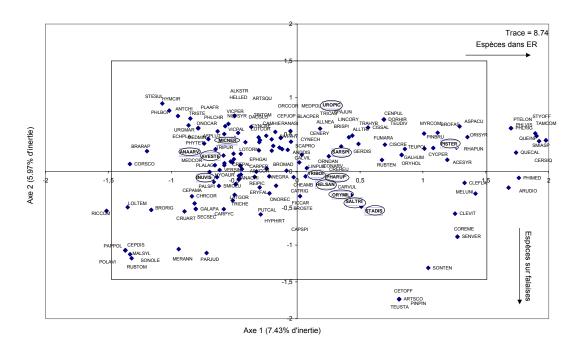


Figure 18: détail de la partie centrale des espèces de la tranche 700-1000mm de la représentation graphique de l'AFC sur le plan (F1 ; F2). Les espèces grisées encadrées correspondent aux espèces majeures.

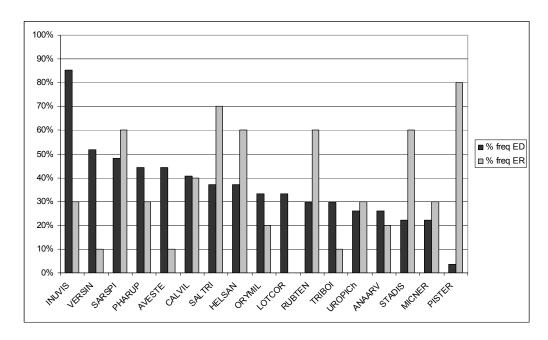


Figure 19 : les fréquences des espèces majeures sur la tranche 700 - 1000 mm selon le milieu d'échantillonnage (ER ou ED).

4.4.1.2 Le groupe de relevés dans la tranche 1000- 1200 mm de précipitation

L'AFC réalisée sur la matrice (39 relevés x 175 espèces) de la tranche 1000-1200 mm de précipitation montre sur les plans (F1 ; F2) et (F1 ; F3) les mêmes organisations des nuages de points. La projection sur les axes F1 et F3 donne un graphique plus explicite. Le long de l'axe 3 (5.48% d'inertie) on observe une tendance à la séparation selon le facteur « milieu » des relevés des ER de ceux des ED (fig.20). Le facteur « situation » ne semble pas jouer de rôle majeur dans la séparation des relevés.

A l'aide d'une classification ascendante hiérarchique (annexe 18) on note une particularité pour les relevés de Aabey (Aa2, Aa3, Aa4) et ceux de Nabatieh (Na2, Na3). Aabey est une carrière sur calcaire marneux très friable ce qui a probablement entraîné une composition floristique particulière, avec une dominance de *Brassica rapa* et *Anagallis arvensis* (fig.21 et annexe 19). La carrière de Nabatieh est localisée en bord de route avec un paysage environnant (ER) très anthropisé justifiant également la particularité des relevés (Na3 : pente de ER) et (Na2 : falaise de ED) avec des espèces comme *Eryngium heldreichi*, *Linum pubescens*, et *Ononis reclinata* (fig. 22).

La projection des espèces montre que les taxons colonisent indifféremment les différentes situations au sein d'une carrière. La distinction entre les espèces des ED et celles des ER est plus importante (fig.22 et annexe 19). On note plus particulièrement dans les ER les espèces à forte contribution sur l'axe 3 comme *Arbutus andrachne* (34); *Quercus calliprinos* (57); *Osyris alba* (27) et celles des remblais des carrières comme *Urospermum picroides* (43); *Hymenocarpus circinatus* (143) et *Teucrium creticum* (128). Dans cette tranche 1000-1200 mm, il semblerait également que la situation d'un relevé soit moins déterminante pour sa composition floristique que son appartenance au milieu (ED ou ER).

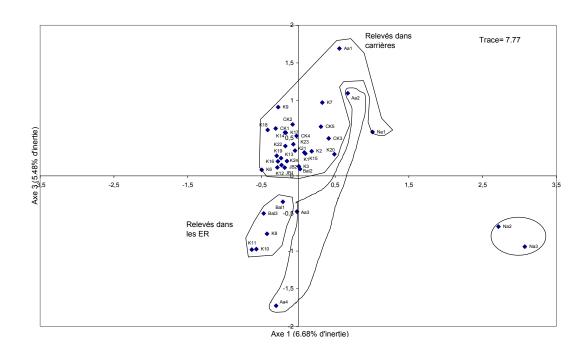


Figure 20 : représentation factorielle sur le plan (F1 ; F3) des relevés dans la tranche 1000-1200 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH sur les coordonnées factorielles sur les 4 premiers axes.

Chez les espèces majeures, les phanérophytes comme *Quercus calliprinos*, *Pistacia palaestina* et *Pinus pinea* sont particulièrement représentés dans les ER, ils correspondent à la végétation du thermo et méso méditerranéens (Mouterde 1966; Abi Saleh & Safi 1988; Abi Saleh & Safi 1990). Les chaméphytes comme *Salvia triloba*, *Stachys distans*, *Sarcopoterium spinosum* et *Cistus creticus* sont présents dans des proportions comparables entre les ER et les ED, alors que des taxons plus rudéraux comme *Inula viscosa*, *Dactylis glomerata*, *Oryzopsis miliaceae* et *Avena sterilis* sont relativement fréquents dans les ED (fig. 22).

La constatation selon laquelle les espèces majeures correspondent aux situations centrales dans la représentation factorielle, est également vérifiée pour les relevés de cette tranche pluviométrique (fig. 21).

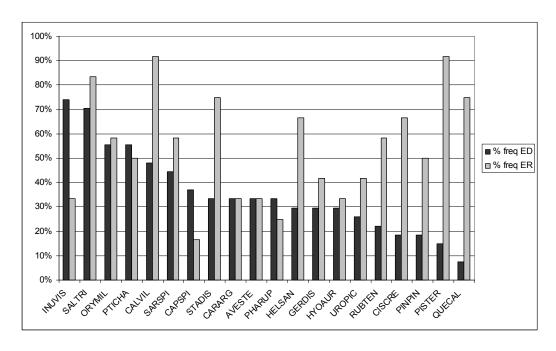


Figure 21: distribution des fréquences des espèces majeures sur la tranche 1000- 1200 mm en fonction du milieu d'échantillonnage (ER ou ED).

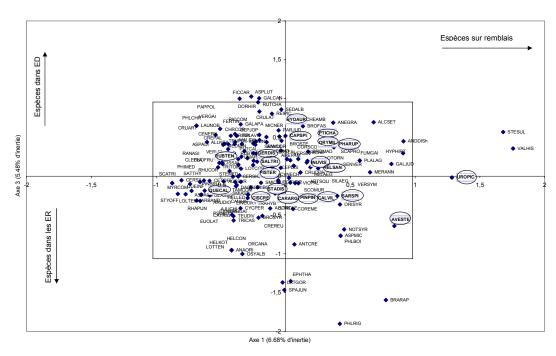


Figure 22: détail de la partie centrale de la représentation graphique de l'AFC sur le plan (F1 ; F3). Les espèces grisées correspondent aux espèces majeures.

4.4.1.3 Le groupe de relevés dans la tranche 1200 - 1500 mm de précipitations

L'AFC réalisée sur la matrice (40 relevés x 183 espèces) caractérisant la tranche de pluviométrie de 1200 à 1500 mm, complétée par une CAH (annexe 20) révèle une séparation entre les relevés qui ne peut pas être expliquée par les facteurs pris en compte (fig.23). Il semblerait que les espèces colonisent indifféremment les différents biotopes (falaises ou remblais) et les différents types de milieu (ER ou ED).

La projection des espèces (fig.24) révèle un pôle dans la distribution factorielle l'un sur l'axe 1 avec *Teucrium divaricatum* (40); *Crepis reuteriana* (104); *Lotus corniculatus* (58); *Cephalaria ammana* (48); *Hyoscyamus aureus* (37) et *Lolium temulentum* (14); et un autre pôle le long de l'axe 2 avec *Fumaria gaiilardotii* (78); *Ricinus communis* (46) et *Lotus ornithopoides* (44). La distribution non déterministe des espèces ne semble obéir ni à la « situation » ni au « milieu ». Les différentes projections factorielles des espèces et des relevés sur les plans (F1; F3) et (F2; F3) n'apportent pas plus d'information. De ce fait, **sur cette tranche 1200-1500mm**, les espèces semblent occuper les relevés indépendamment de leur situation et du milieu d'échantillonnage.

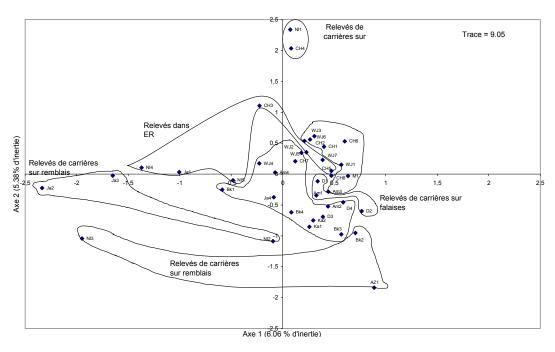


Figure 23: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés dans la tranche 1200-1500 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH.

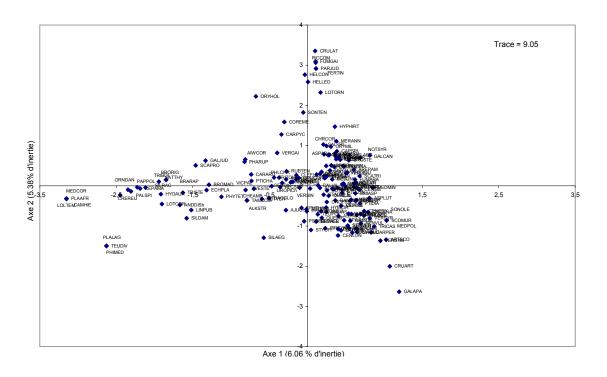


Figure 24 : représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des espèces dans la tranche 1200-1500 mm.

Cette tranche de pluviométrie regroupe des relevés échantillonnés sur des carrières localisées dans l'ensemble des étages de végétation (thermo, méso, supra). Malgré cette hétérogénéité apparente liée à l'étage de végétation (gradient altitudinal), l'homogénéité dans la distribution des espèces semble confirmer l'hypothèse selon laquelle les espèces répondraient d'abord dans leur répartition au gradient pluviométrique.

Parmi les espèces majeures (fréq > 25%) et les espèces fréquentes (fréq > 10%) on note une prépondérance de *Sarcopoterium spinosum* représentés également dans les ER que dans les ED (fig.25). La présence de cette espèce, épargnée par le bétail est révélatrice d'une pression importante du surpâturage (Mouterde 1966). L'ensemble des espèces majeures, à l'exception de *Pistacia palaestina* et *Stachys distans*, ont une importance équivalente dans les deux types de milieu. Les terrains de montagne étant largement exploités pour les estives du bétail notamment dans les montagnes du Mont- Liban, cette pression a pu avoir un impact au niveau du paysage des ER et des ED. Ceci pourrait justifier la similitude observée entre la composition floristique de ces deux types de milieu (ED et ER) (fig.24). Le développement de bulbeuses caractéristiques des zones plus ou moins humides comme *Ornithogallum platiphyllum* est également observé. Ces espèces coïncident en grande partie avec celles de la partie centrale du graphique (annexe 21).

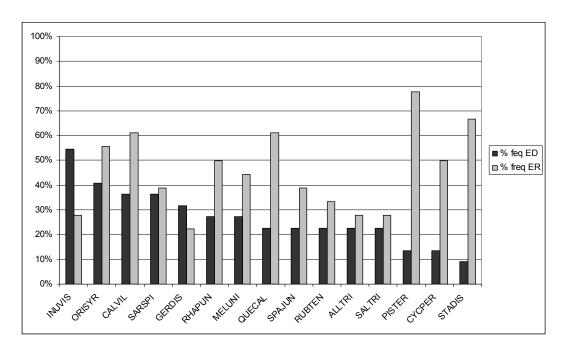


Figure 25 : distribution des fréquences des espèces majeures sur la tranche 1200- 1500 mm

Les AFC réalisées sur les relevés regroupés selon les moyennes de précipitation montrent que pour la tranche 700 - 1000 mm et 1000 - 1200 mm les relevés de carrières étaient plus comparables entre eux d'un point de vue composition floristique qu'avec des relevés dans des situations équivalentes dans les écosystèmes de référence. Pour la tranche 1200- 1500 mm, ce n'est pas le cas et les relevés sont assez homogènes entre eux, indifféremment du « milieu » ou de la « situation ». Or ces régions, au Liban, subissent une pression constante du surpâturage, et les milieux environnants (ER) sont très dégradés. Ceci expliquerait en grande partie la ressemblance dans la composition floristique entre ces deux types de milieux fortement perturbés. A cette échelle d'observation régionale (tranche pluviométrique), nous avons pu mettre en évidence l'importance du facteur « milieu » sur la composition des relevés, mais il n'a pas été possible de montrer clairement l'influence de la « situation ». Néanmoins, dans certains cas, nous avons pu observer que certaines espèces colonisaient préférentiellement certains types de situation. Par exemple aux niveaux des remblais (Lotus corniculatus, Cephalaria ammana, Sterigmostemun sulphureum, Putoria calabrica, Spartium junceum...), sur les falaises (Ptilostemon chamaepeuce, Euphorbia thamnoides, Phagnalon rupestre, Ferula tingitala...) et au niveau des pentes des écosystèmes de référence (Cercis siliquastrum, Quercus calliprinos, Osyris alba, Teucrium divaricatum, Clematis flamula, Styrax officinalis...). Les espèces les plus fréquentes sur l'ensemble des relevés considérés comme espèces majeures, figurent généralement dans la partie centrale des représentations graphiques des AFC.

4.4.2 Regroupements des relevés en fonction de la situation et de la pluviométrie

Cette partie présente une analyse sur une échelle d'observation plus fine, centrée sur la position spatiale des relevés (situation). Le regroupement des relevés se fera donc en fonction du facteur « situation ». Les relevés réalisés sur plateformes ont été regroupés avec ceux sur falaises en raison de leur faible nombre (7) et de l'analogie du substrat entre ces deux situations.

4.4.2.1 Les relevés sur remblais dans la tranche 700 – 1000 mm de pluviométrie

Une AFC couplée à une CAH (annexe 22) sur la matrice (24 relevés x 141 espèces) des relevés échantillonnés sur des remblais (ED) et des pentes (ER) dans la tranche 700-1000 mm, montre une nette séparation le long de l'axe 1 (9.52% d'inertie) selon le paramètre « milieu » entre les relevés des ED et ceux des ER (fig. 26).

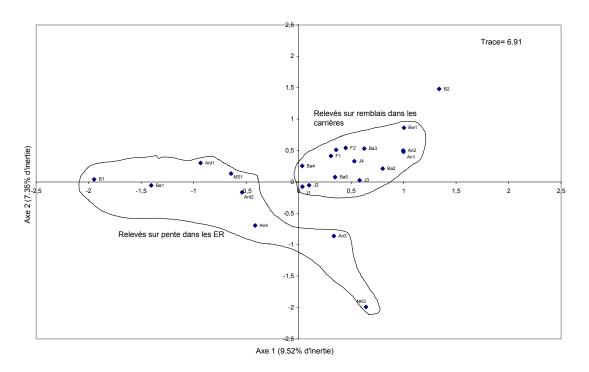


Figure 26: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur remblais dans la tranche 700-1000 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH.

Le relevé B2 réalisé sur un remblai de carrière se distingue des autres relevés par la présence de *Bromus rigidus* et *Malva sylvestris*. Cette particularité floristique pourrait expliquer sa position spatiale particulière sur le plan factoriel.

Le long de l'axe 2 (7.35% d'inertie), on note une dispersion dans la distribution des relevés qui ne peut pas être expliquée par les paramètres environnementaux considérés (substrat, exposition, inclinaison).

L'analyse de la répartition factorielle des espèces échantillonnées sur des remblais et pente de la tranche 700 -1000 mm de précipitation, montre une distinction selon le « milieu » le long de l'axe 1 (9.52% d'inertie) et une séparation le long de l'axe 2 (7.35% d'inertie) au sein même des relevés de carrières (fig.27). Des espèces comme *Bromus rigidus* (5); *Ricinus communis* (16) et *Malva sylvestris* (5) abondamment représentées sur les remblais des carrières à droite du premier axe; d'autres à gauche telle que *Arbutus andrachne* (12); *Laurus nobilis* (23); *Rhus coriaria* (35); *Cercis silisquastrum* (17) sont celles des écosystèmes de référence. L'hétérogénéité est également notée le long de l'axe 2 où l'on remarque une distinction entre les groupements d'espèces comme *Medicago minima* (41); *Linum pubescens* (57); *Plantago lagopus* (41) et *Onopordon carduiforme* (61) et ceux des espèces comme *Bromus rigidus* (11); *Ricinus communis* (34) et *Malva sylvestris* (11).

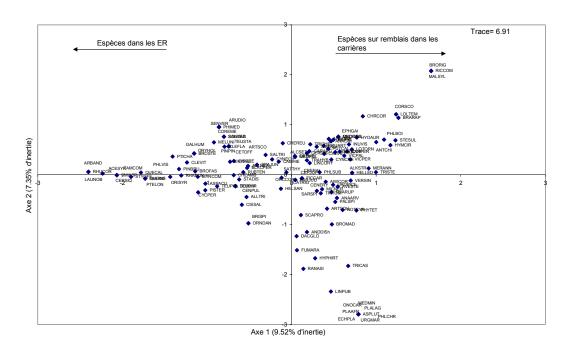


Figure 27: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des espèces sur remblais et pente dans la tranche 700-1000 mm.

On observe donc en plus d'une séparation entre les remblais (ED) et les pentes (ER), une variabilité singulière en terme de cortèges floristiques au sein même des remblais indépendante des facteurs abiotiques considérés. Il serait possible que cette variabilité résulte de paramètres abiotiques non pris en compte dans la caractérisation des relevés, ou bien qu'elle soit le résultat des interactions biotiques entre les différents groupements floristiques.

Les espèces majeures (fig. 28) des relevés appartenant à la tranche de 700 - 1000 mm de pluviométrie, révèlent la présence de *Sarcopoterium spinosum*, *Inula viscosa*, *Helichrysum sanguineum*, *Phagnalon rupestre*, *chaméphytes*, *Geranium dissectum*, *Oryzopsis miliaceae*, *Lotus corniculatus*, herbacées des milieux fréquemment perturbés ainsi que des taxons des milieux environnants (ER) comme *Pistacia palaestina*, *Teucrium pollium*, et *Helichrysum sanguineum*.

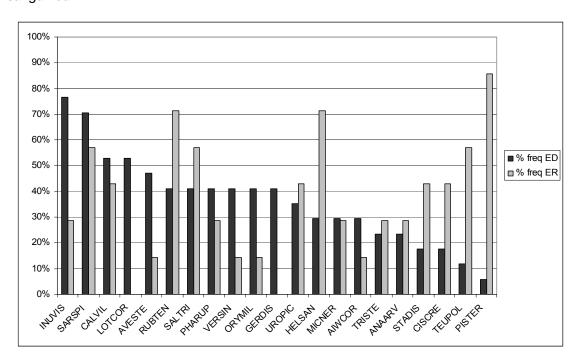


Figure 28: distribution des fréquences des espèces majeures sur les remblais de la tranche 700- 1000 mm en fonction du milieu d'échantillonnage (ED ou ER).

4.4.2.2 Les relevés sur falaises dans la tranche 700 – 1000 mm de pluviométrie

Une AFC sur la matrice (13 relevés x 98 espèces) couplée à une CAH (annexe 23) sur les relevés sur falaises dans la tranche pluviométrique 700-1000 mm montre une séparation le long de l'axe 1 (17.28% d'inertie) selon le facteur « milieu » entre les relevés de carrières (ED) et ceux des ER à gauche de l'axe (fig. 29). Le relevé NK5 occupe une position particulière dans les regroupements ce qui pourrait probablement être expliqué par le fait que NK5 a été réalisé sur une très vieille falaise de Nahr el Kalb où *Ptilostemon chamaepeuce* est très abondante et quasi exclusive. Les relevés NK1 et NK2 ont été réalisés sur des plateformes. Initialement, les relevés de plateformes avaient été regroupés avec ceux des falaises par analogie du substrat. On note en effet, une similitude dans leur composition floristique, leur regroupement à droite de l'axe 1 pouvant probablement être la conséquence d'une diversification moindre en terme de nombre d'espèces colonisatrices.

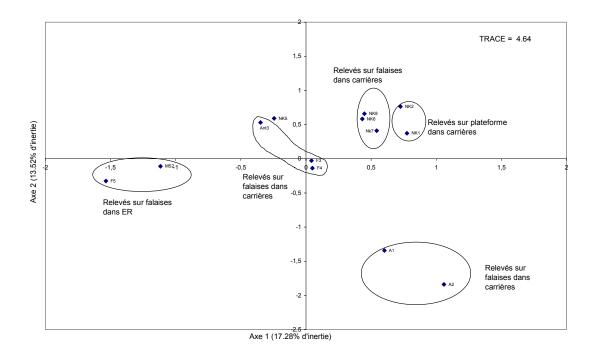


Figure 29: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 700-1000 mm. Les regroupements représentent les ensemble issus de la CAH.

La représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des espèces montre une nette séparation le long de l'axe 1 entre (fig. 30):

- les espèces des ED comme Andropogon distachyus (5); Alcea setosa (7); Cephalaria ammana (5); Urospermum picroides (2); Hypparhenia hirta (5) et Scabiosa prolifera (5).

celles des ER comme Quercus calliprinos (53); Styrax officinalis (21);
 Arbutus andrachne (42); Ruta chalepensis (21); Asparagus acutifolius (11);
 Onosma frutescens (21) et Eonumus latifolia (11).

A l'intérieur des carrières et le long de l'axe 2, on note une distribution singulière avec une séparation entre un groupe d'espèces telles que *Malva sylvestris* (135); *Sonchus oleraceus* (61); *Rubus tomentosus* (25); *Cruciata articulata* (25); Satureija thymbra (25) et *Polygonum aviculare* (25) d'une part et *Lotus ornithopoides* (25); *Cynosurus echinatus* (11) et *Convolvulus arvensis* (13) d'autre part.

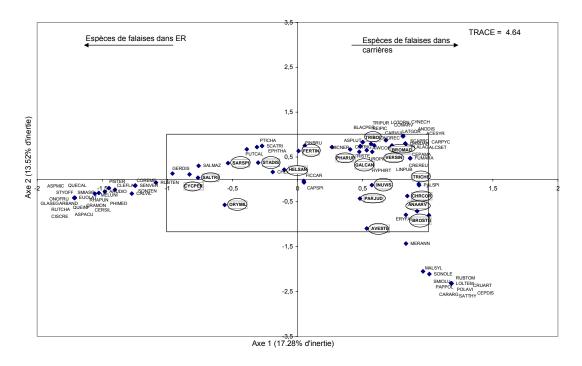


Figure 30: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des espèces sur falaises dans la tranche 700-1000 mm. Les espèces grisées représentent les espèces majeures pour ce groupe.

Une analyse floristique des espèces majeures sur ces relevés (fig. 31) montre une forte représentativité de *Inula viscosa, Helichrysum sanguineum, Salvia triloba, Verbascum sinuatum, Phagnalon rupestre, Oryzopsis miliaceae* et *Bromus madridentis* qui sont également présente dans la partie centrale de la représentation factorielle de l'AFC (fig.30). Parmi les espèces majeures sur les falaises de la tranche de pluviométrie 700 – 1000 mm, *Salvia triloba, Phagnalon rupestre, Stachys distans, Oryzopsis miliaceae* semblent occuper indifféremment les relevés dans les ER et les ED. Alors que *Inula viscosa, Verbascum sinuatum, Bromus madritensis, Anagallis arvensis* sont particulièrement réprésentés dans les ED et *Sarcopoterium spinosum, Cyclamen persicum* et *Rubia tenuifolia* sont plus fréquentes dans les ER.

En comparant les espèces majeures sur les remblais (fig. 28) et sur falaises (fig. 31), on note la présence d'espèces communes qui sont également présentes sur ces deux situations comme *Inula viscosa, Salvia triloba, Phagnalon rupestre, Avena sterilis* et *Geranium dissectum et Ainsworthia cordata*. D'autres espèces comme *Anthemis chia, Lotus corniculatus, Putoria calabrica* et *Trifolium boissieri* quoique particulièrement représentés sur les remblais, sont quasi absents des falaises. Inversement, *Clematis flammula, Pallenis spinosa, Parietaria judaica* et *Ptilostemon chamaepeuce* sont nettement mieux représentés sur les falaises.

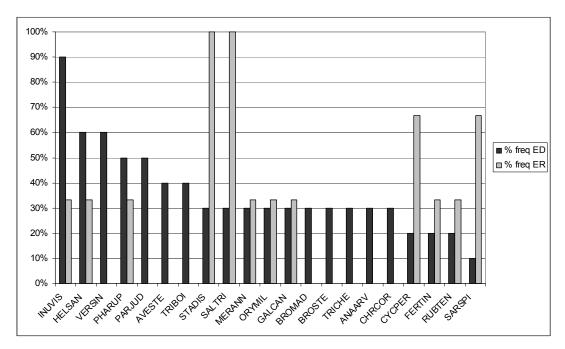


Figure 31: distribution des fréquences des espèces majeures sur les falaises de la tranche 700- 1000 mm en fonction de leur milieu d'échantillonnage (ED ou ER).

4.4.2.3 Les relevés sur remblais dans la tranche 1000 – 1200 mm de pluviométrie

Une AFC sur la matrice (25 relevés x 151 espèces) et une CAH (annexe 24) sur les relevés de remblais et pente dans la tranche de pluviométrie 1000–1200 mm montre sur l'axe 2 (7.48% d'inertie) une séparation selon le paramètre « milieu » entre les relevés de pente des écosystèmes de référence ER et les remblais dans les carrières (fig. 32).

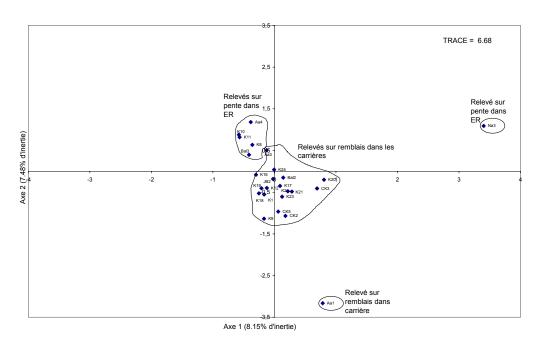


Figure 32: représentation factorielle des relevés sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur remblais et pentes dans la tranche 1000 – 1200 mm.

Les relevés Aa1 et Na 3 occupent des positions particulières sur le plan factoriel aussi bien que dans la classification hiérarchique. Ceci pourrait être expliqué par le recouvrement important de *Anagallis arvensis* et *Brassica rapa* sur Aa1 et de *Ononis reclinata, Eryngium heldrechii* et *Linum pubescens* sur Na3 (annexe 25).

Les relevés dans les carrières semblent localisés au centre du graphique dénotant probablement le fait que les espèces colonisatrices sont en grande majorité des espèces généralistes comme Sarcopoterium spinosum, Helichrysum sanguineum, Hypparhenia hirta et Lotus corniculatus. Les espèces des ER sont celles qui occupent la partie supérieure de l'axe 2 comme Oryzopsis holciformis, Trifolium purpureum, Pallenis spinosa ou Orchis anatolica, Myrtus communis, Rhamnus punctata et Lolium temulentum (annexe 25). Sur cette représentation factorielle, il n'a pas été possible de distinguer comme dans le cas des remblais de la tranche 700–1000 mm, une séparation au sein des relevés de carrières du

point de vue de leur composition floristique. Le détail de la partie centrale (fig. 34) permet de mettre évidence une distribution le long de l'axe 1 qui semble séparer le groupe d'espèces comme *Inula viscosa, Hyoscyamus aureus, Oryzopsis miliaceae, Geranium distachyum, Salvia triloba,* du groupe *Quercus calliprinos, Pistacia palaestina, Origanum syriacum.* Ces espèces figurant au centre du graphique correspondent d'un point de vue fréquence aux espèces majeures retrouvées sur ce groupe de relevés (fig. 33). On y note une distribution équivalente des espèces sur les ED et les ER, sauf *Pistacia palaestina* et *Quercus calliprinos* qui sont plus fréquentes sur les pentes des ER.

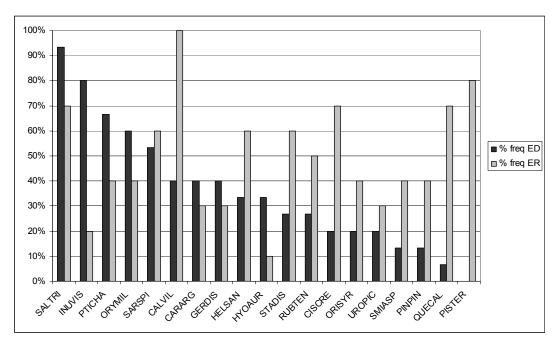


Figure 33: distribution des fréquences des espèces majeures sur les remblais de la tranche 1000-1200 mm en fonction du milieu d'échantillonnage dans les ER ou ED.

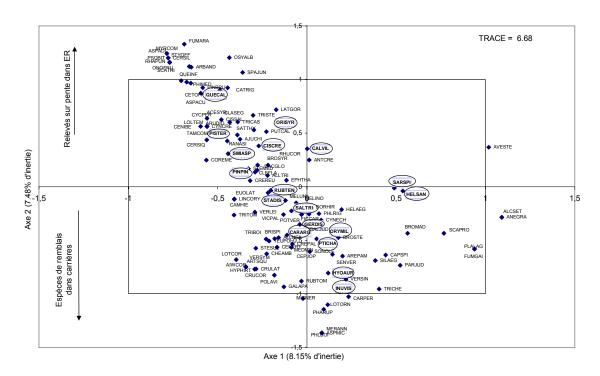


Figure 34: détail de la partie centrale des la représentation graphique de l'AFC sur le plan (F1 ; F2). Les espèces grisées correspondent aux espèces majeures.

4.4.2.4 Les relevés sur falaises dans la tranche 1000 – 1200 mm de pluviométrie

Une AFC sur la matrice (14 relevés x 115 espèces) et une CAH (annexe 26) sur les relevés de falaises dans la tranche de pluviométrie 1000 – 1200 mm montre le long de l'axe 1 (13.44% d'inertie) une distribution des relevés selon le facteur milieu. Le fait de retrouver au centre du graphique les relevés réalisés sur les plateformes, laisse supposer que les espèces qualifiées de généralistes ont réussi à coloniser cet écosystème néoformé. Dans ce groupe de relevés, il n'existe qu'un seul relevé sur falaise dans les ER ce qui limite les conclusions qui peuvent être tirées à ce sujet. On note également le long de l'axe 2 (12.12% d'inertie), une variabilité au niveau des relevés sur falaises (fig. 35).

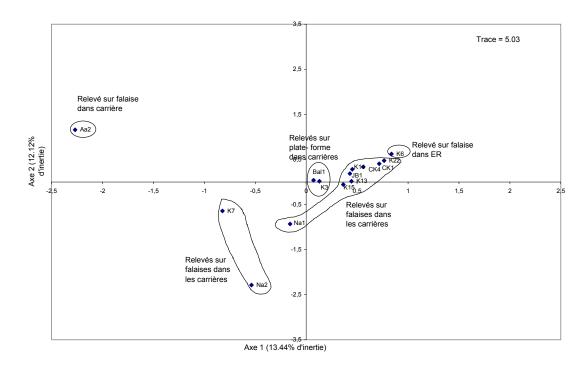


Figure 35: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 1000–1200 mm.

En terme d'espèces, on retrouve trois pôles de distribution sur le plan (F1 ; F2). A droite de l'axe 1, les espèces fréquentes sur les falaises des ER avec *Phillyrea media*, *Teucrium pollium*, *Rhamnus punctata* et *Cercis siliquastrum*. A gauche de l'axe 1 des espèces telles que *Trifolium stellatum*, *Anthemis chia*, *Phlomis rigidus* et *Medicago coronata* présentes dans les relevés de falaise dans les carrières. Le long de l'axe 2, on remarque également une colonisation différentielle avec un pôle composé des espèces telle que *Sterigmostemum sulphureum*, *Teucrium creticum*, *Hymenocarpus circinatus* et *Oryzopsis holciformis* (fig. 37).

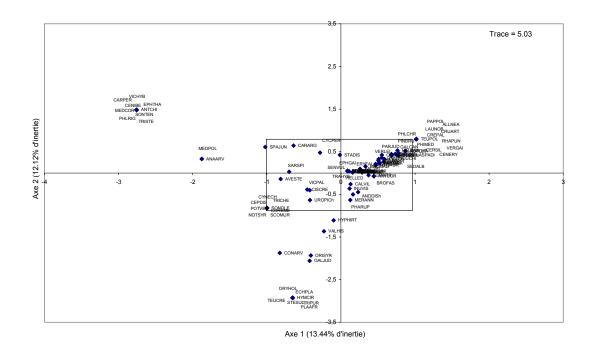


Figure 36: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des relevés falaises dans la tranche 1000 – 1200 mm

Une analyse spécifique des espèces majeures sur ces relevés montre une forte représentativité de *Inula viscosa*, *Oryzopsis miliaceae*, *Phagnalon rupestre*, *Stachys distans* et *Ptilostemon chamaepeuce*, *Avena sterilis*, *Urospermum picroides* (fig. 37).

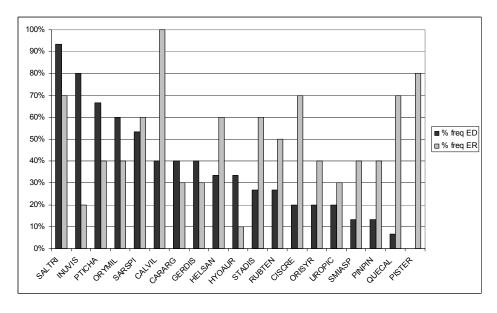


Figure 37: distribution des fréquences des espèces majeures sur les falaises de la tranche 1000-1200 mm

Sur la tranche 1000 – 1200 mm, une comparaison des espèces majeures sur les remblais et les falaises (fig. 34 et fig.37), montre des espèces communes aux deux situations comme *Inula viscosa, Oryzopsis miliaceae, Calycotome villosa, Stachys distans, Pistacia palaestina, Ptilostemon chamaepeuce, Urospermum picroides* et *Sarcopoterium spinosum*. D'autres ne sont présentes que sur les remblais comme *Cistus creticus, Rubia tenuifolia, Geranium distachym, Quercus calliprinos, Origanum syriaum* et *Smilax aspera*, et certaines sont plus particulièrement fréquentes sur les falaises comme *Capparis spinosa, Phagnalon rupestre* et *Hypparhenia hirta*.

4.4.2.5 Les relevés sur remblais dans la tranche 1200- 1500 mm de précipitation

Sur les relevés de remblais et de pente de la tranche 1200 – 1500 mm de précipitation, une AFC couplée à une CAH (annexe 27) sur la matrice (28 relevés x 173 espèces) permet de mettre en évidence le long de l'axe 1 (7.73% d'inertie) une séparation peu marquée entre les relevés de carrières et ceux des ER selon le facteur « milieu » (fig. 40). Au sein du groupe central des relevés de carrières, on remarque la présence de relevés des ER tels que WJ5, WJ6, CH 5 et CH8. Ceci pourrait être expliqué par le fait que dans cette tranche de pluviométrie, les mêmes espèces occupent les milieux dégradés (carrières) et les écosystèmes de référence. En effet, la projection des espèces sur le plan factoriel (F1 ; F2) montre deux pôles de concentration l'un à droite de l'axe 1 avec les espèces comme *Medicago coronata, Lolium temulentum, Hyoscyamus aureus*, et l'autre au bas de l'axe 2 avec *Senecio vulgaris, Phlomis rigidus* et *Cruciata articulata* (fig. 38).

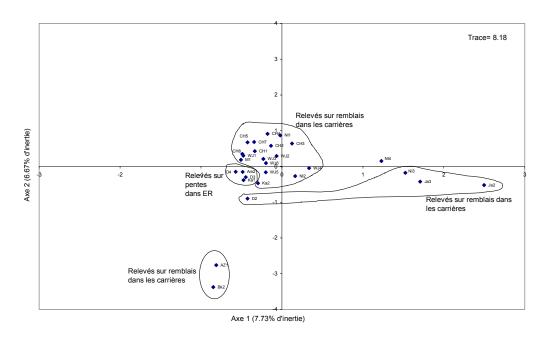


Figure 38: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur remblais dans la tranche 1200- 1500 mm.

On note également une séparation des relevés le long de l'axe 2 (6.67% d'inertie) qui semble indépendante des paramètres abiotiques pris en considération. En terme d'espèces, la séparation en fonction du facteur milieu est moins marquée et la dispersion du nuage s'étale plutôt le long de l'axe 2.

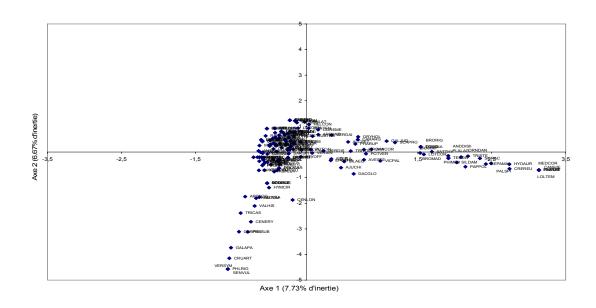


Figure 39: représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des espèces sur remblais dans la tranche 1200- 1500 mm

Un grossissement sur la partie centrale de la projection (annexe 28) permet d'y retrouver l'ensemble des espèces dont la fréquence totale sur ce groupe de relevés est supérieure à 25% (espèces majeures) (fig. 40). Les espèces majeures sont également représentées sur les remblais des ED et sur les pentes des ER, confirmant en outre, la similitude dans la composition floristique de ces deux types de milieux.

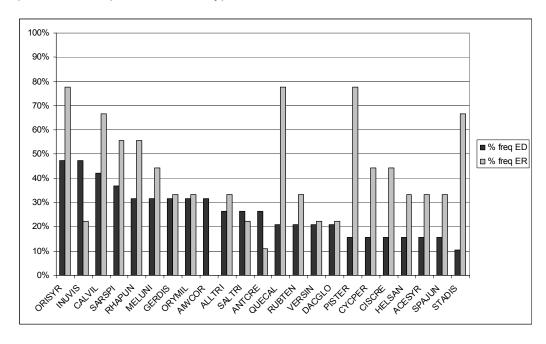


Figure 40: distribution des fréquences des espèces majeures sur les remblais de la tranche 1200-1500 mm

4.4.2.6 Les relevés sur falaises du groupe 1200- 1500 mm de pluviométrie

Une AFC sur la matrice (10 relevés x 87 espèces) couplée à une CAH (annexe 29) montre une séparation le long de l'axe 2 (15.15% d'inertie) en fonction du facteur « milieu » qui sépare les relevés sur falaises dans les ED de ceux des ER (fig. 41). Le long de l'axe 1 (16.46% d'inertie), il est possible de distinguer deux groupes de relevés localisés au sein des carrières qui ne semblent pas pouvoir être expliqués par les paramètres abiotiques pris en compte.

Sur la projection des espèces, les distinctions sont moins évidentes et il semblerait que les espèces colonisent indifféremment les types de milieu considérés (ED ou ER) (fig. 42). On note toutefois la présence d'un pôle d'espèces fréquentes sur les falaises des ER comme Scariola triquetra, Lolium temulentum, Notobasis syriaca, et d'autres plus fréquentes sur les falaises des carrières comme Poterium verrucosum, Poa bulbosa et Cruciata coronata.

En terme d'espèces très fréquentes sur ce groupe de relevés, on note particulièrement la présence de *Inula viscosa, Dactylis glomerata, Spartium junceum, Sarcopoterium spinosum* plus fréquentes sur les falaises des ED et *Salvia triloba, Pistacia palaestina, Calycotome villosa* particulièrement présentes dans les ER. *Stachys distans et Ptilostemon chamepeuce* sont également fréquentes dans les deux types de milieux (fig. 43).

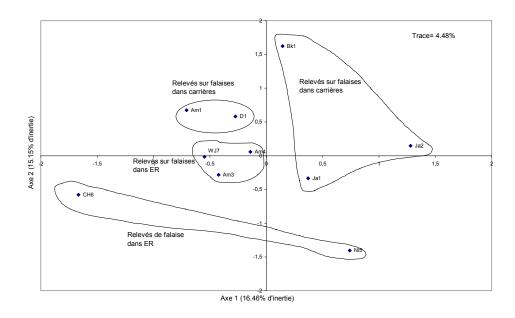


Figure 41: représentation factorielle sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 1200- 1500 mm. Les regroupements représentent les ensembles issus de la CAH.

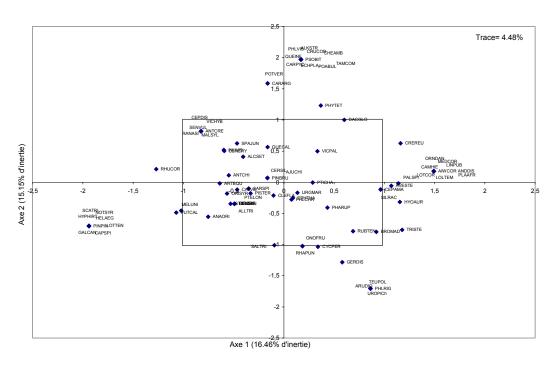


Figure 42 : représentation factorielle des espèces sur le plan (F1 ; F2) des relevés sur falaises dans la tranche 1200- 1500 mm

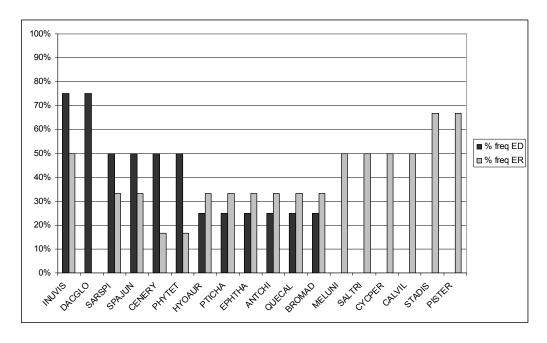


Figure 43: distribution en fréquences des espèces majeures sur les falaises de la tranche de pluviométrie 1200- 1500 mm.

Une comparaison des espèces majeures sur les remblais (fig.40) et falaises (fig. 43) montre des similitudes de composition avec des espèces comme *Calycotome villosa, Sarcopoterium*

spinosum, Inula viscosa, Quercus calliprinos, Melica uniflora, Salvia triloba et Stachys distans; et des particularités sur l'une et l'autre des situations. Ainsi, Origanum syriacum, Rhamnus punctata, Allium trifoliatum et Cistus creticus sont particulièrement présents sur les remblais et Dactylis glomerata, Andropogon distachyus, Hyoscyamus aureus, Ptilostemon chamaepeuce par exemple sont plus développés sur les falaises.

4.5. Distribution des espèces rares

Les espèces rares dont la fréquence sur l'ensemble des sites (116 relevés) était inférieure à 5%, avaient été écartées des analyses visant à caractériser la composition de la flore des carrières et à analyser la réponse de la végétation aux diverses pressions mésologiques.

Afin d'analyser les exigences environnementales des espèces rares, une AFCVI réalisée sur le tableau des espèces rares⁷ (94 relevés x 91 espèces) couplée à une CAH (annexe 30), montre une première séparation en fonction du gradient pluviométrique le long du premier axe factoriel et une seconde en fonction de la situation des relevés (fig. 44).

On y distingue un groupe d'espèces des bioclimats sub humide comme Asperula libanotica, Orchis anatolica, Melica angustifolia, Sherardia arvensis et Eryngium creticum. Les espèces telles que Aristolochia altissima, Euonumus latifolia, Lotus angustissimus et Medicago minima sont plutôt localisées dans les zones per humides où la pluviométrie dépasse 1200 mm/an.

Cette analyse permet également de mettre en évidence des espèces comme *Muscari neglectum, Ptilostemon diacantha, Alkanna strigosa, Dorycnium hirsutum et Plantago afra* qui poussent sur les falaises exclusivement, et des espèces telles que Silene aegyptiaca, *Galium pestalozzae, Muscari comosum, Ononis reclinata* et *Centranthus longiflorus* sur les remblais.

Il est difficile de conclure sur les préférendums écologiques des espèces n'ayant été relevées qu'une seule fois. Pourtant nos observations montrent que certaines sont exclusives des ER comme, *Juniperus oxycedrus*. D'autres semblent inféodées aux falaises comme *Gundelia tournefotii*, *Salvia viridis*, *Centaurea speciosa*, *Galium hierosolymitanum*, *Hypericum thymifollium* et *Reseda alba*. *Erica manipuliflora* n'a été répertoriées que sur une plateforme dans le groupe 1000 – 1200 mm de pluviométrie. Des espèces comme *Anacamptis pyramidale*, *Vulpia myosuros*, *Bellis perennis et Onosma aucherana* on été retrouvées sur des remblais dans les carrières.

-

⁷ Ce tableau comporte les espèces dont la fréquence varie entre 2 et 4%. (les espèces qui n'apparaissent qu'une seule fois seront traitées à part ; une des contraintes de l'AFCVI étant que le nombre d'espèces soit inférieur à celui des relevés. On y note 94 relevés au lieu de 116 puisque cette analyse ne tient compte que des relévés où ont été répertoriées des espèces rares.

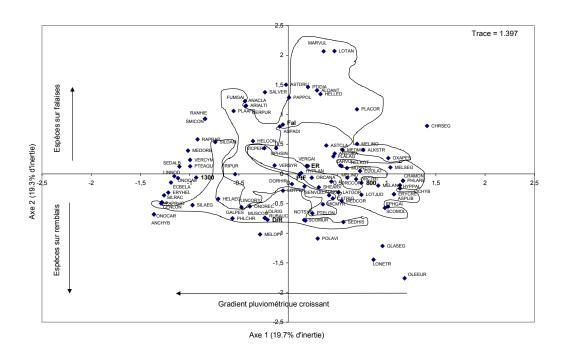


Figure 44 : représentation factorielle des espèces rares et des paramètres de l'environnement. Les groupes représentent les regroupements à partir d'une CAH.

L'intérêt des espèces rares réside dans le fait que certaines de ces espèces requièrent un habitat très particulier pour leur développement. Il reste envisageable que les opérations d'excavation, en créant des unités topographiques propres, aient favorisé l'implantation de telles espèces par la création de nouveaux habitats. L'éventualité selon laquelle, de telles espèces rares auraient une écologie particulière qui les empêcherait de se développer en concurrence avec d'autres espèces, et qui expliquerait leur installation dans des zones peu colonisées, n'a pas été abordée dans ce travail mais devra être approfondie ultérieurement.

L'approche multi scalaire entreprise a pour vocation de mieux comprendre la réponse de la végétation aux différents pressions mésologiques notamment celle des complexes étage de végétation/ marge de pluviométrie et situation topographique/ substrat. Sur l'ensemble des données floristiques nous avons pu caractériser en fonction de leur fréquence totale : des espèces majeures (fréquence relative >25% des relevés) et des espèces rares (fréquence relative <5% des relevés) qui n'ont pas été prises en compte dans la suite des analyses. Une première AFC a permis de mettre en évidence l'importance des facteurs « étage de végétation », « situation » et «milieu ». Par le biais d' AFCVI successives, il a été possible d'ordonner les différents facteurs en fonction de la part d'explication qu'ils apportent à la variabilité totale : Pluviométrie (9.4%), Situation (5.4%), Etage (4.6%), Substrat (4.0%), Exposition (3.6%), Inclinaison (3.0%) et Milieu (2.7%). Le facteur « milieu » étant un facteur synthétique fortement corrélé aux précédents. L'AFCVI a permis de confirmer la prédominance des complexes « étage de végétation/pluviométrie » ; « situation/substrat » et du facteur « milieu » dans l'explication de la composition floristique des relevés. Toutefois, une forte part d'explication reste liée à des facteurs non déterminés.

Une série d'AFC couplées à des CAH réalisées sur les matrices (espèces x relevés) dans les différents groupes de pluviométrie (groupe pluviométrie) et dans les différentes situations (groupe pluviométrie/ situation), a permis de mettre en évidence:

Une hétérogénéité régionale principalement liée à la pluviométrie annuelle. Au niveau de la zone d'étude, la végétation, pourrait être catégorisée selon trois secteurs (700/1000; 1000/1200 et 1200/1500 mm/an) qui correspondent aux différentes subdivisions bioclimatiques (sub humide, humide et per humide).

Une divergence entre les relevés de carrières (ED) et ceux des écosystèmes de référence (ER) principalement marquée dans les zones où la pluviométrie est inférieure à 1200 mm /an. Dans le bioclimat per humide (> 1200 mm), les espèces semblent occuper indifféremment les deux types de milieu. Il est possible que ceci résulte de la pression du surpâturage sur les terrains d'altitude qui a eu pour conséquence une adaptation du couvert végétal des écosystèmes de référence aux perturbations récurrentes.

- a. Pour les tranches 700 1000 mm et 1000 1200 mm, les espèces semblent plus sensibles à la pression dégradation de l'écosystème qu'à celle de la situation topographique. Les relevés à l'intérieur d'une carrière semblent plus comparables entre eux d'un point de vue floristique qu'avec des relevés des ER dans des situations équivalentes. Ce phénomène semble plus marqué dans le cas des remblais que dans celui des falaises. Autrement dit, la distinction entre ED et ER est plus évidente entre les remblais et les pentes qu'entre les falaises environnantes et les fronts de taille des carrières.
- b. Dans la tranche 1200-1500 mm de précipitation, les espèces semblent occuper indifféremment les différentes situations indépendamment du milieu d'échantillonnage. Or, d'après les observations de terrains, les carrières situées dans ces zones sont en majorité sur une lithologie calcaire dolomitique assez friable (pl.8) et par suite, la présence d'éléments fins dans le substrat des falaises les rend comparables aux remblais ce qui expliquerait la similitude dans leur composition.
- Certaines espèces sont particulièrement fréquentes dans les ED, d'autres plus présentes dans les ER, et quelques unes sont également présentes dans les deux types de milieu ED et ER (tab. 13 et 14). Ce sont les espèces généralistes qui sont pour la plupart également des espèces majeures. Ces espèces vont présenter un intérêt particulier en écologie de la restauration (cf. chap. VI).
- Une hétérogénéité locale liée à l'exploitation même de la carrière en relation avec le complexe situation/substrat d'un relevé. Pour certains groupes, on note une certaine variabilité spécifique révélée par la présence de deux pôles d'espèces au sein des relevés dans des situations équivalentes.

4.6. La typologie des spectres écologiques sur les écosystèmes « carrières »

L'analyse du spectre biologique vise principalement à rendre compte si les différences floristiques observées en réponse aux facteurs environnementaux entraînent une pression de sélection sur le cycle de vie et les modes de reproduction des espèces. L'objectif de cette partie étant principalement de mettre en place une typologie des différentes communautés à travers l'analyse de la distribution des types biologique sur les différents relevés d'un groupe (pluviométrie/situation).

Rappel méthodologique: A partir du tableau des attributs vitaux (annexe 9) nous avons classé les espèces en fonction de leur type biologique et calculé la fréquence relative (exprimée en moyenne ± écart type) des différents types biologiques dans les relevés pour chaque groupe pluviométrie/situation/milieu (ED/ER). La typologie des spectres biologiques a été basée sur l'attribution d'une communauté à l'une des 6 classes Th, Ch, P, Th-Ch, Ch-P et Th-Ch-P. Les bases de cette classification ont été obtenues en considérant qu'un relevé appartenait à la classe qui présentait le pourcentage le plus élevé. Ces pourcentages étant réparti selon une échelle semi-logarithmique. Si deux ou trois pourcentages appartenait à la même classe, les relevés ont été classés dans des classes mixtes (Th-Ch ou Ch-P par exemple) (fig. 45).

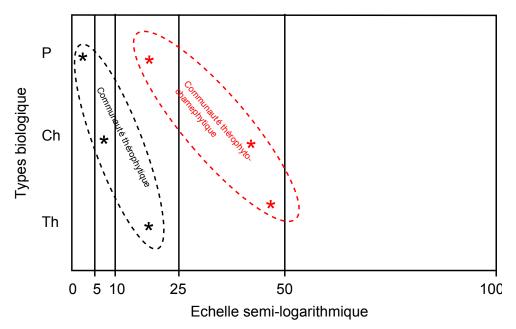


Figure 45 : typologie des spectres biologiques et caractérisation des communautés en 6 classes selon une échelle logarithmique.

L'analyse de la distribution des types biologiques en fonction de la « pluviométrie », de la « situation » et du « milieu », permet, en un premier temps, de séparer les relevés des ED de ceux des ER. Les thérophytes sont plus représentées sur les sites dans les carrières, alors que les phanérophytes sont plus fréquents au niveau des écosystèmes de référence. Par

ailleurs, ils semblent moins importants sur les falaises que sur les remblais. Les spectres semblent assez comparables pour tous les relevés sur falaises indépendamment de la tranche pluviométrique, les relevés entre ED et ER sont également comparables sauf pour le groupe pluviométrique 700-1000 mm (tabl.14).

L'importance des écart-types par rapport à la moyenne des fréquences relatives calculées pour chaque type biologique, montre cependant, une forte hétérogénéité inter relevé. Cette variabilité relève d'une réalité écologique et révèle la présence de communautés végétales différentes au niveau des relevés d'un même groupe (pluviométrie/ situation/milieu).

Tableau 14 : distribution des fréquences relatives des principaux types biologique (thérophytes, chaméphytes et phanérophytes) dans chaque groupe pluviométrie/situation/milieu.

	Tranche pluviométrique en mm/an	Principaux types biologiques par groupe (pluviométrie/situation/milieu) (% d'espèces ayant le même type biologique sur l'ensemble des relevés d'un groupe)		
			ED	ER
	700-1000	Th	57 ± 24	27 ± 27
		Ch	42 ± 19	44 ± 18
		P	16 ± 13	35 ± 23
Remblais	1000-1200	Th	29 ± 12	19 ± 12
		Ch	38 ± 13	32 ± 12
		<u>P</u> .	11 ± 5	25 ± 12
	1200-1500	Th	25 ± 10	13 ± 10
		Ch	31 ± 11	34 ± 7
		Р	14 ± 9	22± 9
	700-1000	Th	26 ± 5	6 ± 5
Falaises		Ch	27 ± 27	51 ± 27
		Р	11 ± 21	20 ± 21
	1000-1200	Th	22 ± 19	20 ± 6
		Ch	46 ± 19	44 ± 13
		Р	12 ± 11	20 ± 12
	1200-1500	Th	25 ± 17	15 ± 6
		Ch	37 ± 8	39 ± 9
		Р	14 ± 8	16 ± 6

4.6.1 Analyse et typologie des spectres biologiques au niveau des communautés végétales

En un deuxième temps, on tente de caractériser la variabilité floristique à l'échelle du relevé en analysant le spectre biologique par relevé. Cette analyse permet de dresser une typologie des communautés végétales au niveau de chaque relevé afin de mieux mettre en évidence les différences de composition. Dans cette configuration, il est possible d'observer la distinction ED/ER et de noter la faible proportion de relevés thérophytiques au niveau des ER dans l'ensemble des groupes pluviométrie/situation (exception faite des remblais de la tranche 1000-1200mm). Les pentes des ER des étages sub-humide et humide, montrent une structure complexe de type « Th-Ch-P », alors que ce type de communauté parait totalement absent des pentes dans la tranche 1200-1500mm. Cela rejoindrait l'explication énoncée plus tôt, selon laquelle le surpâturage exercé dans ces régions aurait provoqué une uniformisation du paysage entre les ED et les ER (tabl.15).

On note également l'absence de relevés « phanérophytiques » au niveau des remblais des ED, qui sont largement dominés par des communautés « thérophytiques » ou « thérochaméphytiques ». Ce résultat ne devrait pas être interprété par l'absence de phanérophytes dans les remblais, mais comme l'absence de communautés dominées par les phanérophytes.

Sur les falaises des ED, les communautés les plus fréquentes sont de type « chaméphytique » ou « thérophyto-chaméphytique ». On note l'absence de communautés dominées par les thérophytes, ce qui, ne devrait pas être interprété par l'absence de thérophytes sur les falaises. Le type biologique dominant semble être les chaméphytes (tabl.15).

L'existence de types de communautés distinctes plus ou moins complexes laisse supposer des histoires différentes. On peut ainsi s'interroger sur l'impact de l'âge d'abandon des carrières qui pourrait expliquer cette différence au niveau des spectres biologiques au sein des relevés d'un même groupe pluviométrie/situation soumis aux mêmes conditions abiotiques prépondérantes.

Tableau 15 : caractérisation des communautés en : types simples (Th, Ch ou P) ou types mixtes (Th-Ch; Ch-P ou Th-Ch-P) en fonction la composition de chaque relevé.

	Tranche	Type de communautés par groupe (% de relevés de type « X »)			
	pluviométrique				
	en mm/an				
			ED	ER	
	700-1000	Th	53		
Remblais		Ch	18	14	
		Р		14	
		Th - Ch	29	29	
		Ch - P		29	
		Th – Ch - P		14	
	1000-1200	Th	13	10	
		Ch	33	30	
		Р		10	
		Th - Ch	47	10	
		Ch - P		20	
		Th – Ch - P		20	
	1200-1500	Th	20		
		Ch	20	38	
		Р			
		Th - Ch	40	13	
		Ch - P	15	50	
		Th – Ch - P			
Falaises	700-1000	Th	30		
		Ch	30	67	
		Р			
		Th - Ch	20	33	
		Ch - P	10		
		Th – Ch - P			
	1000-1200	Th	8		
		Ch	50	50	
		Р			
		Th - Ch	42		
		Ch - P		50	
		Th – Ch - P			
	1200-1500	Th			
		Ch	50	50	
		Р			
		Th - Ch	50	17	
		Ch - P		17	
		Th – Ch - P			

L'ensemble des résultats présentés au cours de cette partie, nous permet de constater que la dynamique écologique de recolonisation végétale passe par plusieurs phases distinctes : sur le plan spécifique en relation avec les facteurs « pluviométrie », « situation » et « milieu » ; et sur le plan structurel en fonction de la « situation » et du « milieu » d'un relevé indépendamment de sa « pluviométrie ». Par suite, il est possible de suggérer une trajectoire de régénération qui serait propre aux écosystèmes « carrières », différente sur les falaises et sur les remblais. D'un point de vue spécifique, les cortèges floristiques vont être différents et dépendre de la tranche pluviométrique et par suite de la disponibilité en espèces dans le milieu environnant, mais la structuration en terme de type biologique des écosystèmes dépendra principalement du facteur « situation/substrat/inclinaison ». Le chapitre V abordera la question de savoir : serait-il possible d'analyser ces processus de recolonisation en relation avec des phénomènes de succession végétale ?

4.7. Discussion

L'analyse phyto-écologique a révélé l'importance d'un certain nombre de facteurs prépondérants dans la composition de la végétation au niveau des carrières calcaires et de leurs écosystèmes de référence. Elle a également permis de mettre en évidence des espèces caractéristiques de conditions particulières et d'autres espèces qui ont été qualifiées d' « espèces généralistes ».

Trois points seront discutés ci-après : (1) une analyse de la composition de la flore des écosystèmes « carrières » en fonction des différents facteurs de milieu choisis, (2) une caractérisation des divers groupements floristiques et de l'écologie des espèces associées, et enfin, (3) une critique sur le choix des écosystèmes de référence.

4.7.1 Les descripteurs environnementaux

La composition des communautés végétales résulte d'une combinaison de facteurs plus ou moins corrélés entre eux. Les interactions biotiques et abiotiques entre les différents facteurs, vont déterminer l'hétérogénéité spatio-temporelle des écosystèmes. Au cours de ce travail, l'analyse a principalement abordé une quantification de la part d'explication portée par les descripteurs environnementaux pris en compte.

Les résultats montrent que ces descripteurs portent une part d'explication de 32.2% de la variabilité floristique observée. En l'absence de comparaison, cette valeur pourrait paraître peu significative. Or, les facteurs analysés par Le Bourgeois (1993) au Cameroun expliquaient 33% et ceux par Blanfort (1996) sur l'île de la Réunion 20% de la variabilité floristique totale. Brocard *et al.* (1992) reportent des tableaux environnementaux ayant des poids explicatifs allant de 5 à 18.8% pour les facteurs considérés. De ce fait, nous pouvons conclure que l'ordre de grandeur de 32% révèle un impact écologique important imputable aux facteurs environnementaux. De surcroît, l'influence de ces descripteurs sur la flore a été démontrée aussi bien pour les espèces majeures que pour les espèces rares.

Les facteurs environnementaux étant assez corrélés entre eux, la méthode proposée par Brocard *et al.* (1992) prévoit de partitionner la variabilité totale et de quantifier la part de chacun de ces facteurs en tentant d'en exclure la part commune d'explication. Compte tenu des interdépendances écologiques entre ces différents facteurs, il a été difficile d'obtenir une quantification exacte de la part de chacun des facteurs. Toutefois, il a été possible de les ordonner selon une échelle décroissante d'influence.

Nous avons ainsi montré au cours de ce chapitre que la composition floristique répondait principalement à l'effet combiné de six facteurs parmi les sept considérés pour décrire les relevés.

En prenant en compte les interactions écologiques potentielles entre les différents facteurs il a été possible de les regrouper en trois complexes de facteurs « pluviométrie/étage de végétation » ; « situation/substrat/inclinaison » et « milieu » auxquels il a été attribué globalement une part d'explication de 29%, l'exposition n'ayant pas été retenue en tant que variable explicative significative.

Les résultats des AFCVI successives ont montré une prépondérance du facteur **pluviométrie** sur la composition de la végétation des carrières à l'échelle du pays. La réponse de la végétation au gradient pluviométrique ou plus exactement au gradient altitudinal a depuis longtemps été mise en évidence.

Cependant, on s'aperçoit que la distribution des espèces le long du gradient pluviométrique dans les carrières n'est pas totalement similaire à celui rencontré dans les ER. En effet, la mise en place de l'écosystème « carrière » semble créer des microclimats plus méridionaux qui vont entraîner une translation dans la répartition des espèces qui serait équivalente à celle d'un étage de végétation. Plus précisément, Le Duc (1985), et Sionneau (1993), ont montré la présence d'espèces sur les fronts de taille plus thermophiles en comparaison avec la végétation environnante. Le Duc (1985) a de plus mis en évidence une accentuation des conditions d'aridité sur les roches nues en milieu méditerranéen. Anon (1991) reporte la présence d'une espèce de la garrigue méditerranéenne au sein d'une carrière calcaire en France Comté. Nos observations de terrain permettent de confirmer la présence de cortèges floristiques dans des carrières alors qu'ils existaient dans le milieu naturel à des altitudes plus basses (étage de végétation inférieur). Le cas de Salvia triloba mérite d'être cité en ce sens que, la distribution biogéographique reconnue de cette espèce s'étend au Liban du littoral jusqu'à 800 m d'altitude, et plus particulièrement dans des zones thermo ou mésophiles (Mouterde 1966; Gali-Muhtasib et al. 2000). Au cours des campagnes de terrain, Salvia triloba a été répertoriée dans des carrières à 1100 m (carrières de Delb et Marjaba) et dans une zone per humide où la pluviométrie régionale allait jusqu'à 1500 mm/an (carrière de Chnannir). Ceci laisse effectivement supposer la présence de conditions plus xériques au sein des écosystèmes carrières, où les espèces thermophiles pourraient se développer dans des étages mésophiles voir même dans des régions plus humides.

La situation topographique (falaises, remblais, plateformes) apparaît également comme un facteur important de différenciation de l'organisation et la composition floristique des relevés. Ce paramètre est étroitement lié à la composition du substrat et par suite, il va naturellement

conditionner l'installation des espèces, comme l'ont également soulignés Cullen *et al.* (1998), Boulet (1996), Frochot (2000), Bradshaw (2000). Il est important de noter que ces études ayant été réalisées dans des contextes bioclimatiques très différents de ceux du Liban, cette constatation semble inféodée à l'exploitation « carrières » ou « mines » et intimement liées à la nature du substrat.

Le paramètre « milieu d'échantillonnage » qui sépare les relevés des carrières de ceux des écosystèmes de référence, permet d'évaluer l'impact de la variable « perturbation d'excavation » sur la composition floristique. Classé dans l'ordination après le facteur régional « pluviométrie/étage de végétation », et après le facteur local « situation », l'influence du « milieu » semblerait analytiquement moins déterminante que la « situation ». Dans une même tranche pluviométrique, deux falaises l'une dans les carrières l'autre dans les ER, seront plus comparables d'un point de vue composition entre elles qu'une falaise et un remblais appartenant à la même carrière. La distinction ER/ED est le plus souvent une constante sur les différents groupes des relevés (pluviométrie et pluviométrie/situation). Cependant, pour les relevés sur remblais entre 1200- 1500 mm, la distinction entre la composition floristique des écosystèmes dégradés et des écosystèmes de référence n'est pas très perceptible. La pression du surpâturage en haute altitude justifierait la présence des mêmes cortèges floristiques sur les remblais et les pentes de cette tranche de pluviométrie. Il apparaît cependant clairement dans toutes les AFC, une séparation nette entre la végétation des remblais d'une part et celle des pentes de ER d'autre part.

Le facteur « exposition » (dont la part d'explication s'élève à 3%) ne semble pas avoir d'après nos résultats une influence aussi importante que celle reléguée à ce facteur tant dans les milieux ouverts (forestiers e.g (Gachet 2002) ou même dans des zones enclavées (Le Duc 1985; Sionneau 1993). On aurait pu s'attendre à une meilleure expression de cette pression au niveau de la flore des carrières au Liban. Cependant, les résultats des inventaires phyto-écologiques ne le montrent pas. Nous avançons pour expliquer cet état de fait, l'argument selon lequel, la réponse de la végétation requière de larges surfaces pour que l'effet de l'exposition ait des répercussions au niveau de la composition. Dans le cas des carrières échantillonnées, il est probable que les surfaces exposées uniformément ne soient pas suffisamment homogènes pour que l'expression de ce facteur y soit perceptible.

L'ensemble des facteurs expliquant une part de 32% de la variabilité floristique, il subsiste cependant, 68 % qui reste inexpliquée par le tableau environnemental. Cette part non négligeable, pourrait être due à des facteurs qui n'ont pas été pris en compte dans la description des relevés tels que : une caractérisation plus fine du substrat (% d'éléments fins), ou la disponibilité et la proximité des semenciers dans les écosystèmes avoisinants, ou même l'histoire même de la parcelle (âge d'abandon). Cette variabilité non expliquée peut

également être due à des interactions biotiques difficilement quantifiables (Legendre & Fortin 1989; Brocard *et al.* 1992).

4.7.2 La flore des carrières

Les milieux dégradés « carrières calcaires en zones méditerranéennes », objet de ce travail, sont caractérisés par un ensemble de conditions qui leur sont propres :

- une perturbation type « excavation » soutenue et limitée dans le temps qui a eu pour conséquence la création d'un milieu neuf qui garde d'étroites relations avec son environnement direct. En effet, les carrières présentent des superficies assez réduites allant de 10 à 50 ha pour la plupart et sont le plus souvent enclavées dans un environnement boisé plus ou moins urbanisé.
- une topographie particulière qui présente une succession de falaises (fronts de taille), de remblais, et de plateformes (carreaux d'exploitation).

Les groupes de relevés que nous avons identifiés (pluviométrie/situation/milieu) ont une flore caractéristique. En relation avec leurs fréquences sur les différents relevés et leurs préférendums d'habitats, les espèces peuvent être (1) espèces rares, espèces communes et des espèces majeures et (2) espèces généralistes, espèces indicatrices ou espèces particulières.

Au lieu de présenter un catalogue d'espèces avec une liste de leurs exigences écologiques, après avoir décrit succinctement les différentes catégories d'espèces, nous nous attarderons sur quelques unes dans chaque catégorie. Les données disponibles sur les espèces de la Flore du Liban (Post 1932; Mouterde 1966; Abi Saleh *et al.* 1996; Tohmé & Tohmé 2002) sont fondamentalement d'ordre botanique. Peu d'informations sur leur écologie étant mise à disposition, nos conclusions sont basées pour l'essentiel sur les sources bibliographiques mais sont surtout issues d'observations personnelles et des résultats de ce travail.

La terminologie utilisée pour caractériser l'écologie des espèces s'applique uniquement dans le cas des inventaires réalisés au cours de ce travail. Elles donnent certainement des orientations sur l'écologie des espèces mais nous ne prétendons nullement définir le comportement des espèces à partir de nos seules observations. Plus d'investigations seront indispensables dans ce sens. Cela est précisément le cas pour les espèces rares.

4.7.2.1 Les espèces majeures et les espèces communes

Les espèces majeures sont définies en fonction de leur fréquence relative (>25%) sur les relevés d'un groupe. Un groupe de relevés ayant été défini sur des sites caractérisés par un même ensemble pluviométrique ou une même situation au sein d'un même ensemble pluviométrique, le caractère d'espèce majeure peut s'appliquer en fonction soit de l'étage de pluviométrie soit au niveau d'un groupe de relevés (pluviométrie/situation). Autrement dit, une espèce peut être majeure dans un groupe et moins fréquente dans un autre (tabl.16). Etant donné qu'un groupe contient à part variable des relevés dans les ED et dans les ER, le statut d'espèce majeure n'implique en rien la prépondérance de l'espèce en fonction du milieu d'échantillonnage (ER ou ED). Autrement dit, on peut retrouver des espèces majeures sur ED, d'autres sur ER et des espèces majeures communes aux deux (tabl. 16). Une analyse plus fine sur trois espèces choisies comme modèle parmi les espèces majeures montre que : Inula viscosa est surtout inféodée aux milieux dégradés (ED), qu'à l'inverse Pinus brutia est surtout présent dans les ER et que Salvia triloba est caractérisée par une présence à part équivalente dans les deux types de milieux (annexe 31). Inula viscosa est donc une espèce majeure particulière des milieux dégradés, Pinus brutia une espèce majeure particulière des pentes des ER et Salvia triloba une espèce majeure généraliste (encadré 5).

Les **espèces communes** désignent les espèces dont la fréquence varie entre 5 et 25% et dont les abondances relatives sont très variable. Etant assez communes dans l'ensemble de nos relevés, nous ne nous attarderons pas à détailler leur comportement écologique. Toutefois, certaines de ces espèces peuvent présenter un intérêt pour l'écologie de la restauration.

4.7.2.2 Les espèces rares

Les **espèces rares** ont été définies comme étant des espèces dont la fréquence sur l'ensemble des sites (116 relevés) était inférieure à 5% (annexe 10). Ces espèces sont très peu présentes mais elles peuvent être abondante à l'endroit où elles poussent. Ceci est le cas par exemple *Brachypodium sylvaticum* ou *Nicotiana glauca*, qui n'ont été relevées qu'une seule fois mais dans des sites où elles étaient très abondantes. Il est difficile de savoir si elles sont inféodées au milieu où elles ont été répertoriées ou si leurs capacités à la dissémination et à l'installation sont limitées. L'analyse des espèces rares est particulièrement délicate à mener puisque peu de conclusions sur leur écologie peuvent être tirées à partir d'un nombre d'observations si réduit. Toutefois, il est possible d'en déduire que si elles se sont trouvées là cela implique (1) que les graines ont pu accéder au site, et (2) que les conditions locales ont été particulièrement favorables en ce lieu pour leur germination et leur développement.

Nous disposons de peu de données sur les exigences par exemple de *Centaurea speciosa*, à part son caractère rupicole. Toutefois, le fait qu'elle n'ait été répertoriée que sur une seule falaise, suggèrerait qu'à cet endroit précis, des conditions plus précises se soient retrouvées expliquant ainsi, la présence de cette espèce à cet endroit distinctif, alors que des habitats similaires abondent à proximité. L'exemple de *Plantago coronopus* (Plantaginaceae) espèce inféodée aux substrats sableux (Fournier 1934-1940; Coumoul & Mineau 2002) retrouvée sur les bas de falaises sur deux localités littorales, laisserait supposer l'accumulation de particules sableuses au sein des anfractuosités rocheuses ce qui aurait créé un microclimat favorable à l'installation de cette espèce en ces lieux. Tel est probablement le cas également pour *Ptilostemon diacantha* (Asteraceae) qui aurait retrouvé une combinaison des exigences requises pour son implantation au sein de la falaise de Mar Semaan. La présence de *Asperula libanotica*, (Rubiaceae) espèce endémique des sous bois, laisse supposer la présence, sur la falaise où elle a été retrouvée, d'une combinaison de facteurs micro environnementaux qui ont favorisé son installation.

Il serait également possible de lister *Hypericum pallens* (Hypericaceae), plante essentiellement rupicole, qui a été retrouvée sur une plateforme; et *Muscari comosum* (Liliaceae) plante de sous bois, qui a été répertoriée sur un remblai.

Ces exemples ne sont certes pas exhaustifs. Les espèces rares permettent d'illustrer par leur présence (quoique occasionnelle) le fait qu'il se créerait de façon récurrente, à certains niveaux, des conjonctures qui seraient particulièrement favorables à l'implantation d'espèces qui pourraient représenter un patrimoine « à protéger » d'espèces endémiques, rares ou menacées.

Les carrières peuvent en effet représenter dans certains secteurs, des sites refuges pour des espèces à haute valeur patrimoniale. Par exemple dans le Calvados (France), la découverte dans une carrière calcaire de *Sorbus latifolia*, espèce protégée, a permis d'initier une action officielle pour la protection du site. Lecointe (1993) et Véla & Viglione (2001) ont reporté la présence d'une orchidée protégée *Serapias parviflora* sur le site d'une carrière à Port Miou.

Il est donc indispensable d'inclure dans les études d'impact et les projets d'aménagements futurs, la prise en compte de l'éventualité de la présence de telles espèces qu'il serait intéressant de protéger et de bien prospecter les lieux avant d'entreprendre n'importe quel type d'opérations.

4.7.2.3 Les espèces généralistes

Les **espèces généralistes** sont définies comme des espèces pouvant s'installer et se développer sur un large panel de relevés différents par leurs paramètres mésologiques (Pywell *et al.* 2003). Elles peuvent être retrouvées dans des habitats très différents et

présentent une large amplitude écologique. Ces espèces présentent l'avantage de pouvoir s'implanter et se développer aussi bien sur les falaises et sur les remblais, dans les écosystèmes dégradés (ED) et dans les milieux environnants (ER), ainsi que dans les différentes tranches pluviométriques. En terme de fréquence, ces espèces généralistes peuvent être très fréquentes (majeures) ou très peu fréquentes (rares) (encadré 4 et tabl. 17). Parmi ces espèces on relève plus précisément Salvia triloba, Ptilostemon chamaepeuce et Hypparhenia hirta qui sont des espèces majeures généralistes, et Silene aegyptiaca et Sherardia arvensis qui sont des espèces rares ayant été répertoriées sur 3 et 4 relevés mais dans des conditions très différentes ce qui leur prête un caractère généraliste. Les espèces généralistes auront un poids particulièrement significatif dans le choix des espèces pour la restauration écologique (cf. chap VI).

4.7.2.4 Les espèces particulières

Les espèces particulières sont celles qui colonisent un type particulier d'habitat de façon plus ou moins préférentielle. On définit pour les besoins de l'étude, différents degrés d'espèces particulières. Celles qui n'ont été répertoriées⁸ que dans des conditions très particulières de combinaison de facteurs écologiques seront appelées des espèces indicatrices (encadré 4 et tabl.17). D'un point de vue écologique, les espèces indicatrices se comportent comme des espèces aux exigences élevées et dont l'amplitude d'habitat est assez restreinte.

Parmi les espèces particulières, on distingue celles qui colonisent préférentiellement les falaises (dans les ER ou les ED) dont on cite Ptilostemom diacantha et Muscari neglectum en tant qu'espèces rares particulières. Inula viscosa, Avena sterilis et Brachypodium distachyus sont des espèces majeures. Elles ont été répertoriées le plus souvent sur les remblais dégradés des carrières, toutefois, sur deux ou trois relevés sur les pentes des ER nous avons retrouvé des communautés relativement disparates notamment de Inula viscosa. Il serait possible que cette espèce se soit installée sur des zones particulièrement dégradés au sein des écosystèmes avoisinants, et que dans ce cas il soit plus judicieux de la classer avec les espèces majeures indicatrices des milieux fortement dégradés. En effet, cette espèce comme Oryzopsis miliaceae et Bromus madritensis sont répertoriées comme étant des espèces de milieux fortement perturbés (de Ruffray et al. 1998-2001).

Parmi les espèces indicatrices, on cite par exemple Galium canum (Rubiaceae), espèce endémique de la Méditerranée Orientale qui n'a été relevée que sur les falaises dans les thermo méditerranéen subhumide. Sa présence non restrictive à un seul relevé, mais à un ensemble de relevés sur falaises dans le thermo méditerranéen, confirme son caractère

plus poussée concernant l'itinéraire d'une espèce interviendra plus tard).

⁸ Il est important de noter que si les conditions environnementales sont indispensables pour expliquer la présence d'une espèce dans un lieu donné, elles ne sont certes pas suffisantes. L'espèce doit pouvoir arriver au site pour s'y implanter (une discussion

rupicole (Mouterde 1966). Elle témoigne de la similitude entre les falaises naturelles et les fronts de tailles des carrières (Cullen *et al.* 1998). *Plantago lagopus, Plantago afra* et *Sedum album* peuvent également illustrer la catégorie des espèces rupicoles indicatrices des falaises des carrières.

Les implications que peuvent avoir les espèces en fonction de leur statut d'espèce rare, généraliste ou indicatrice dans une perspective de restauration écologique seront abordées au cours du chapitre VI.

Les analyses montrent la présence d'espèces particulières aux ED (34%) et d'autres (17%) rencontrées plus fréquemment dans les milieux environnants et moins dans les carrières. Dans cette configuration, il serait possible de se demander si les espèces particulières des carrières, ne pourraient-elles pas à leur tour coloniser certains espaces dégradés des ER? La présence à de fréquences très faibles (moins de 1%) de près de 17% des espèces des milieux dégradés dont *Inula viscosa, Oryzopsis holciformis* et *Hymenocarpus circinatus* par exemple dans les ER, pourrait effectivement laisser croire que l'échanges de diaspores se feraient dans les deux sens et que la carrières pourrait elle- aussi servir de source de semence.

4.7.3 Sur le choix des écosystèmes de référence

« Même si le futur (d'un écosystème) est pour une bonne part imprévisible, et qu'il n'existe pas qu'un seul écosystème légitime de référence, le choix d'un référentiel semble essentiel pour tester les théories, évaluer les interventions, clarifier les objectifs ou retenir les méthodologies à suivre » (Aronson et al. 1995).

Désigné comme un « état alternatif stable », l'écosystème de référence peut, selon la finalité qui lui est attribuée, concerner soit (1) un état de l'écosystème préexistant avant la perturbation (description détaillée, photothèque, échantillons d'herbiers etc.); (2) un équivalent de l'écosystème dégradé « sain » ou aménagé différemment, (3) en l'absence de l'écosystème d'origine, un écosystème « apparenté » localisé à proximité.

Bien que assez controversée (Cairns 1991; Picket & Parker 1994; Zedler & Callaway 1999), la désignation d'un écosystème de référence semble incontournable pour orienter ou évaluer la réussite d'une intervention en écologie de la restauration (Aronson *et al.* 1995).

Au cours de ce travail, le choix de l'écosystème de référence a concerné un écosystème apparenté localisé à proximité. Les fronts de taille avaient pour correspondants les falaises naturelles, les remblais ont été comparés aux pentes des écosystèmes avoisinants et il a été difficile de désigner un écosystème de référence pour les plateformes étant donné que ce type de biotope n'a pas d'équivalents dans le milieu naturel.

On se demande comment évaluer la pertinence du choix d'un référentiel choisi par définition pour être un équivalent non concerné par la perturbation ayant causé la dégradation. Autrement dit, est il légitime de comparer deux entités ayant eu potentiellement des histoires différentes même si celles-ci sont situées à proximité et sont donc soumises aux mêmes facteurs régionaux? Dans le cas des carrières, un remblais ressemblerait—il plus à un autre remblais situé plus loin géographiquement qu'aux pentes d'un écosystème qui lui est voisin? Une falaise serait-elle comparable avec un front de taille dans une carrière?

Cullen *et al.* (1998) ont comparé, en terme de composition floristique, des falaises dans des carrières avec des falaises naturelles et avec des « réplicats » résultants d'une intervention (réclamation) sur des fronts de taille de carrière. Ils ont démontré la similitude entre l'évolution naturelle d'un écosystème dégradé « falaise » avec son équivalent dans la nature. Nos résultats ont également montré peu de différences dans la composition et surtout dans la structure de la végétation sur les relevés de falaises entre les écosystèmes de référence et certaines falaises des carrières. Il est à ce point impossible de répondre à la question si la (ou les) trajectoire(s) de régénération sur les falaises convergent ou non vers leurs écosystèmes de référence, mais il est toutefois possible de remarquer une similitude entre ces deux types de milieux qui pourrait rejoindre le schéma théorique proposé par Le Floc'h & Aronson (1995).

Zedler & Callaway (1999) reportent la divergence observée entre la réalité du devenir d'un écosystème et les propriétés de l'écosystème de référence. Frochot (2000) propose un schéma bilatéral dans lequel la carrière serait non seulement influencée par son environnement végétal en tant que récepteur, mais où elle même, pourrait avoir un impact sur ses environs directs en tant que lieu de nidation, refuge etc. Ceci montre les interactions existantes entre les écosystèmes dégradés et leurs environs.

Dans le cas des remblais (ED) *versus* pentes (ER), nos résultats ont montré une séparation nette entre les relevés dans les carrières et celles dans les écosystèmes de référence. Cela laisse sous entendre que le référentiel choisi, bien que source de diaspores pour la recolonisation, diffère profondément de l'écosystème dégradé (récepteur de ces diaspores). La présence d'espèces communes (52%) aux ER et aux ED permet de confirmer l'hypothèse de départ selon laquelle la dynamique de recolonisation des sites dégradés est fortement influencée par la végétation environnante.

Dans le cas des carrières, l'excavation a imposé la mise en place de trois unités topographiques différentes à l'endroit où juste une topo-séquence le long d'une pente existait. Par conséquent, les écosystèmes avoisinants ne représentent pas des équivalents des biotopes dans la carrière. Les écosystèmes de référence devraient donc être choisis

parmi les secteurs de la carrière en fonction de la chronologie d'exploitation du site. Ce volet de l'étude sera abordé au chapitre V. De plus, dans le cadre de ce travail, l'objectif principal du choix de l'ER réside en son rôle de source de semences pour expliquer la composition et l'organisation des communautés végétales au sein des carrières. Par suite, il était incontournable de choisir des écosystèmes avoisinants en tant qu'écosystèmes de référence même si, en tant que référentiel du potentiel devenir des sites dégradés, ceux-ci se sont avérés insuffisants. Cette observation est surtout notée au niveau des remblais et bien entendu des plateformes qui n'ont pas d'équivalents dans la nature. Le choix des écosystèmes avoisinants et apparentés dans le cas des falaises ayant prouvé une efficacité relativement satisfaisante en tant que référentiel.

Chapitre 5- Reconstitution de la chrono séquence potentielle et analyse de la succession végétale

Les résultats du chapitre IV ont permis de montrer une variabilité dans la structure de la végétation à l'échelle des relevés en relation avec les facteurs « situation » et « milieu ». L'AFC sur le tableau environnemental apporte 32.2% de part d'explication dans la distribution des espèces, il est probable qu'une part importante de la variabilité totale résulte de facteurs environnementaux qui n'ont pas été pris en compte dans l'analyse ou plus simplement d'une interaction biotique entre les individus qui peut difficilement être quantifiable.

De plus, étant donné qu'après l'arrêt d'une perturbation, un écosystème dégradé va être naturellement colonisé selon les processus de la succession végétale (Lepart & Escarré 1983), on suppose également que le facteur « âge d'abandon d'un site » peut intervenir de façon significative dans l'organisation et la composition des communautés végétales.

L'objectif de ce chapitre est de mieux cerner les mécanismes de la dynamique de la végétation dans les carrières afin de caractériser d'une part d'éventuels stades de succession et d'en tirer d'autre part des informations pour orienter les choix de restauration ultérieurs.

5.1 Les successions végétales

Le terme de succession (végétale) désigne «le processus de colonisation d'un biotope par des êtres vivants et les changements dans le temps de la composition floristique d'une station après qu'une perturbation ait détruit partiellement ou totalement l'écosystème préexistant » (Lepart & Escarré 1983).

Selon que cette succession s'opère sur un substrat entièrement mis à nu comme sur les carrières ou les mines, ou qu'elle fait suite à une destruction totale ou partielle d'une communauté préexistante, dans le cas des friches agricoles par exemple, on parle respectivement de succession primaire (Bradshaw 1993; Greipsson & El Mayas 1999; Prach & Pysek 2001; Wiegleb & Felinks 2001), ou de succession secondaire (Lepart & Escarré 1983; Alard *et al.* 1998; Kalamees & Zobel 1998; Tekle 2001). Lepart & Escarré (1983) présentent une revue bibliographique exhaustive sur le sujet.

Les processus de succession attendus sur les falaises et les plateformes des carrières, dont le substrat est composé d'un affleurement de roches nues, sont ceux des successions

primaires. Pour les remblais, le substrat étant formé d'un apport exogène de matière fines issues des travaux de remaniement ou des apports érosifs des sols avoisinants, il est possible qu'une banque de graines participe à la recolonisation végétale et que, dans ce cas, les processus soient ceux d'une succession secondaire. Cette hypothèse devra être validée ou invalidée par les résultats de notre travail.

L'étude de la succession sur un site peut être réalisée selon deux approches: l'approche directe et l'approche indirecte (Lepart & Escarré 1983). L'approche directe ou diachronique consiste à suivre dans le temps les modifications de la composition floristique d'une station donnée. Elle nécessite des observations périodiques sur une longue durée (Lepart et al. 1996; Prach & Pysek 2001; Tekle 2001). L'approche indirecte ou synchronique, également appelée « syndynamisme », consiste à replacer les groupements végétaux dans une dimension temporelle en essayant de décrire au mieux les mécanismes de succession qui décrivent leur trajectoire à partir d'une observation à un instant donné. Le choix de sites d'âges différents permet d'appréhender la dynamique végétale par une caractérisation de la composition et de la structure de la végétation le long des différentes étapes de son évolution. Il est indispensable de limiter au maximum les disparités entre les différents relevés - uniformité du climat, du substrat et de l'environnement végétal direct, uniformité (si possible) de la nature et de l'intensité de la perturbation exercée sur le site- et d'éviter que des activités humaines n'y aient été exercées depuis l'arrêt de la perturbation. Cette approche nécessite donc une bonne connaissance des conditions écologiques des stations et de l'historique de leurs exploitations (Escarré et al. 1983; Boulet 1996; Wiegleb & Felinks 2001).

Pendant la succession, l'installation et le remplacement des espèces dépendent d'un certain nombre de paramètres (dissémination, compétition, aptitude à l'adaptation aux conditions locales, prédation...). Connell et Slayter (1977) ont proposé d'illustrer ces mécanismes successionnels selon trois modèles synthétiques.

- Le modèle de « facilitation » dans lequel les espèces transitoires ne peuvent s'établir et se développer qu'après que des espèces pionnières aient modifié favorablement le milieu.
- Le modèle de « tolérance » qui considère que les espèces transitoires peuvent s'installer indépendamment de l'action des espèces pionnières. Dans ces deux types de modèles, les espèces pionnières disparaissent à la suite de phénomènes de compétition avec les espèces qui arrivent plus tard.
- Le modèle d'inhibition selon lequel les espèces pionnières, ou d'un stade ultérieur, bloquent la succession à un stade particulier. Après disparition de ces

espèces suite à des perturbations dans le milieu, d'autres espèces peuvent occuper l'espace.

Dans les modèles de tolérance et d'inhibition, toutes les espèces ont le potentiel de coloniser l'espace dès les premiers stades de la succession (Escarré *et al.* 1983; Lepart & Escarré 1983).

Quel que soit le modèle, certaines espèces vont nécessairement arriver avant d'autres parce qu'elles ont des aptitudes colonisatrices plus importantes telles qu'une production de diaspores plus importante, un pouvoir de dormance élevé, une dissémination à grande distance (Escarré *et al.* 1983) ; ou tout simplement du fait même de leur disponibilité dans le milieu environnant.

L'analyse des successions végétales, peut être axée soit sur l'étude de l'évolution de la composition floristique spécifique, soit sur celle des groupes fonctionnels. Celui ci est constitué par un groupe d'espèces qui possèdent des attributs morphologiques, physiologiques et phénologiques communs. Ces espèces sont supposées utiliser des ressources semblables et jouer des rôles similaires dans l'écosystème (Wilson & Watkins 1994; Noble & Gitay 1996).

Les assemblages en groupes fonctionnels peuvent notamment s'articuler autour de la notion de traits de vie des espèces *via* la détermination des attributs vitaux (Noble & Gitay 1996; Lavorel *et al.* 1997; Weiher *et al.* 1999). Le choix des traits à prendre en considération représente une étape délicate car il conditionne l'interprétation ultérieure des résultats (Kroner 1994; Box 1996; Pillar 1999; Gachet 2002). L'approche fonctionnelle, malgré les potentialités indéniables qu'elle peut offrir, reste complémentaire et non exclusive de la description taxinomique traditionnelle (Duckworth *et al.* 2000).

Dans ce chapitre, nous avons cherché à tester particulièrement les hypothèses suivantes :

- 1. La variabilité inter-site observée au niveau floristique et structurel relève en partie des effets liés à une dynamique végétale de recolonisation du site en relation avec la période d'abandon.
- 2. Il est possible de caractériser l'âge d'abandon d'un site d'après une analyse morphologique de la structure de son couvert végétal.
- 3. Lors de l'arrêt des activités, la recolonisation végétale spontanée qui s'opèrera sur les carrières suivra les mécanismes d'une succession primaire sur substrats nus dans le cas des falaises et des plateformes. Dans le cas des remblais, un processus de succession secondaire résultant de la participation de la banque de graines est à vérifier.

En fonction de ces hypothèses, nous essaierons de :

- estimer l'âge des différents sites afin de recaler les groupements floristiques dans un contexte temporel plus ou moins précis,
- (2) quantifier et analyser la part de variation explicable par le facteur « âge d'abandon d'un site »,
- (3) caractériser la composition floristique et la structure de la végétation le long d'une chrono-séquence potentielle
- (4) analyser ces processus et les confronter à ceux des successions végétales.

5.2- Caractérisation de l'âge d'abandon des sites

La nature des données renseignant sur le passé d'exploitation des carrières au Liban sont très disparates. Une étude réalisée par un bureau d'étude en ingénierie (Handassah 1996) pour le compte du Ministère de l'Environnement donne, pour certaines carrières, la date du début des activités. L'exploitation irrégulière et diachronique des carrières a engendré une hétérogénéité au niveau des périodes d'abandon des différents secteurs et une recolonisation différentielle dans le temps. Il est important de noter que sur une carrière abandonnée par exemple depuis plus de 40 ans, tous les sites auront au moins 40 ans d'abandon ; alors que sur une carrière abandonnée depuis près de 5 ou 6 ans, il est possible de retrouver des secteurs abandonnés depuis bien plus longtemps. Il est donc probable, qu'au sein d'une même carrière, les processus de recolonisation végétale aient débuté à des moments différents.

Les sources traitant de l'historique d'exploitation n'étant pas disponibles, il a été nécessaire de coupler des données diverses et complémentaires afin de pouvoir attribuer aux différents sites un âge d'abandon probable. Dans cette perspective, la démarche a consisté à :

- (1) collecter des informations diverses sur les carrières à partir d'échanges verbaux : a) historique d'exploitation ; b) date relative de fin d'exploitation des différents secteurs de la carrière ; c) date d'abandon définitive des travaux.
- (2) échantillonner, carotter et compter les cernes sur des individus ligneux bien développés lorsqu'ils étaient présents sur un relevé.
- (3) caractériser une période d'abandon relative sur un site en fonction de la structure verticale du couvert végétal et de la morphologie générale du site.

(4) évaluer la validité de la méthode d'estimation de l'âge basée sur une estimation in situ par la confrontation des résultats obtenus par (1), (2) et (3) et proposer un âge d'abandon sur chacun des sites échantillonnés.

5.2.1 Apports des échanges verbaux

Les échanges verbaux avec des carriers ont permis dans certains cas de caractériser chronologiquement les différents secteurs⁹ de la carrière qui ont été exploités. Ceci nous a permis de donner un âge minimum relatif aux sites en fonction de l'ensemble des secteurs exploités. Les données historiques résultants d'échanges verbaux avec les gens du métier étaient disponibles pour 32 relevés parmi 116 (27%) (Annexe 32).

5.2.2 Apport des données dendrochronologiques

Il s'agit de caractériser l'âge minimal d'un site, en fonction de l'âge des individus ligneux qui s'y développent. La dendrochronologie, permet de déterminer par comptage des cernes de croissance, l'âge d'un individu lambda. En zones tempérées, la différentiation entre les bois d'été et les bois d'hiver est assez marquée surtout pour les gymnospermes permettant donc de compter aisément les différents cernes de croissance. C'est par exemple le cas pour le genre Pinus, dont la croissance est régulière. Dans d'autres cas, notamment pour les angiospermes à pores diffus (types chaméphytes), où les espèces qui présentent fréquemment des faux cernes, l'âge de l'individu est plus complexe à obtenir. Ces variations sont particulièrement importantes dans les régions arides ou semi-arides. La hauteur du prélèvement de l'échantillon de bois (carottes ou rondelles) va être déterminante pour la caractérisation de l'âge de l'individu sachant que l'estimation la plus fiable serait celle qui serait le plus proche du collet (Schweingruber 1989). Les individus à port érigé ont été carottés à 25 cm au dessus du collet, et par suite le comptage des cernes révèle une estimation minimale de l'âge. Les chaméphytes ont été coupés à ras du sol, le comptage des cernes donne une estimation plus proche de l'âge réel de l'individu. Le comptage des cernes sur individus ligneux a été possible sur 18 sites parmi 116 soit 15% des cas, il permet de définir un âge minimum d'abandon du site, correspondant à l'âge d'arrivée de l'individu (annexe 32).

-

⁹ Un secteur correspond à une zone géographique exploitée à l'intérieur d'une carrière. Donc, au sein même d'une carrière il peut exister plusieurs secteurs qui ont été exploités synchroniquement ou diachroniquement. Chaque secteur peut présenter les trois types de biotopes : remblais, falaises et plateformes.

5.2.3 Apports de la caractérisation morphologique du site et de son couvert végétal

La démarche consiste à estimer un âge relatif des sites par une combinaison et une intégration subjective de différents éléments visuels disponibles au moment de l'échantillonnage tels que :

- les indices d'exploitation laissés sur le site (traces de pneus, état des bâtiments logistiques, machines à proximité). En fonction de la chronologie de l'exploitation dans une carrière, certains secteurs ont été abandonnés alors que les travaux continuaient sur d'autres. Une fois sur le terrain et après avoir été initié au « coup d'œil » par les gens du métier, il est possible de reconnaître et de classer grossièrement les secteurs d'une carrière en fonction de leur âge d'abandon.
- l'état de patine de la roche¹⁰: en comparant des coupes fraîches sur roches calcaires, il est relativement aisé de classer une fois sur le terrain les roches en « plus ou moins vieilles ».
- la structure verticale du couvert végétal : les observations de terrain ont permis d'assigner *a priori* un classement relatif d'abandon du site en relation avec la nature du couvert (composition) et de son développement vertical.

La combinaison de ces différentes observations d'ordre visuel a permis d'estimer l'âge d'un site d'après un classement relatif en sites dits jeunes, moyens et vieux, et de les distinguer de ceux échantillonnés dans les écosystèmes de référence (ER) (annexe 32).

5.2.4 Evaluation des méthodes utilisées et estimation des âges d'abandon des différents sites

Confrontés à des données disparates et d'origines diverses, une approche pluridisciplinaire nous a permis de palier concrètement au manque de données historiques. Ceci a permis de classer les sites d'échantillonnage selon une chrono séquence relative, élément indispensable afin de pouvoir caractériser une éventuelle trajectoire de succession végétale au sein des carrières.

La méthode de comptage des cernes de croissance sur les individus ligneux est une méthode objective fiable de datation (Munaut 1978; Tessier 1984; Schweingruber 1989). Il a été cependant impossible d'obtenir des âges *via* la dendrochronologie pour l'ensemble des sites, du fait que : (1) sur une majorité des parcelles, le couvert est principalement composé d'individus dans la strate herbacées (pas d'individus ligneux développés), (2) les cernes de certaines essences, principalement celles à pores diffus sont difficilement distinguables

-

¹⁰ La patine d'une roche correspond à l'aspect et la coloration pris par cette roche sous l'effet du temps.

même sous microscope photonique à réflexion et (3) la campagne de carottage ayant été réalisée un à deux ans après les premières visites sur les carrières, certains sites sont par la suite devenus inaccessibles pour diverses raisons. D'un autre coté, ces données même précises sont relatives à un individu sur le site, et ne permettent pas une généralisation des données relatives à l'ensemble du site. Cette méthode permet d'obtenir des données précises sur l'âge de l'individu et sur la date de son arrivée sur la parcelle mais pas nécessairement sur l'âge d'abandon de la parcelle elle-même (Saïd & Gégout 2000). Globalement elle sous-estime systématiquement l'âge d'abandon. En effet, les observations de terrain ont montré que les délais de temps entre l'abandon d'un site et l'arrivée des premiers individus ligneux sur ce site pouvaient quelquefois être relativement longs. Comme il a été dit précédemment l'arrivée d'une espèce ligneuse sur un site, dépend de (1) la distance des semenciers aux sites, (2) du mode de dissémination, (3) de la facilité d'accès des graines au site et (4) de son mode de germination et de son adaptabilité aux conditions locales. Ces paramètres vont sûrement moduler l'arrivée d'un individu ligneux sur un site et son développement.

Les informations recueillies d'après les échanges verbaux avec les locaux ou les gens du métier (ouvriers, carriers) peuvent représenter des sources relativement sures de datation. Toutefois, ces personnes étant quelquefois assez peu éloquentes, les renseignements concernant les rythmes d'exploitation et les dates d'arrêt sont assez difficiles à obtenir.

L'analyse morphologique représente un moyen simple d'estimation qui permet de caractériser l'âge relatif d'un site à la suite d'une observation *in situ*. Cependant, nous estimons que les échanges verbaux et le comptage dendrochronologique représentent des estimateurs relativement fiables de l'âge des sites alors que l'estimation « morphologique » est une méthode subjective qui doit être validée. La comparaison des âges obtenus sur 36 sites (soit 31%) pour lesquels les trois sources d'informations étaient combinées (fig. 46) a montré une forte corrélation (r²= 0.87) ce qui a permis de valider l'approche «évaluation in situ » et a permis par suite d'assigner une tranche d'âge relative à chaque site (annexe 32).

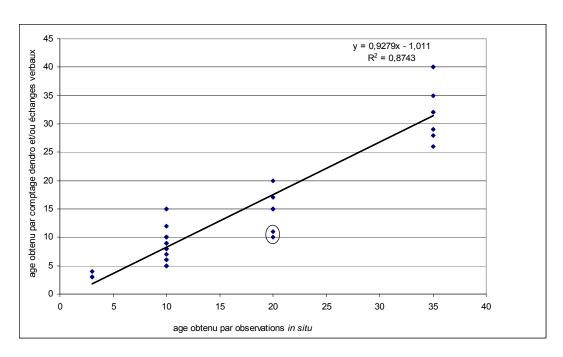


Figure 46 : corrélation entre l'estimation de l'âge d'abandon d'un site par une méthode intuitive (en abscisses) et par comptage de cernes ou données historiques (en ordonnées).

Le croisement de plusieurs sources d'informations indépendantes et la forte corrélation obtenue entre les méthodes de datations « objectives » (dendrochronologie et échanges verbaux) et « subjectives » (intégration d'éléments *in situ*), ont permis de vérifier que l'appréciation subjective intégrative permettait une assez bonne estimation de l'âge d'abandon. Dans un second temps nous avons donc décidé d'assigner à chacun des sites pour lesquels aucun élément historique ou de mesure dendrochronologique n'avait été possible, un âge d'abandon selon 3 classes (« jeune », « moyen », « vieux ») sur la base de l'appréciation subjective (annexe 32).

Les sites jeunes (J) représentent les sites les plus récemment abandonnés, là où la colonisation spontanée est encore débutante. Ce sont les sites abandonnés depuis moins de 5 ans. Les sites moyens (M) concernent la plupart des sites échantillonnés. Cette catégorie va de 5 à 15 ans d'abandon. Les sites vieux (V) représentent les sites échantillonnés sur des carrières abandonnées depuis plus d'une quinzaine d'années et ceux issus des premiers secteurs exploités dans certaines carrières encore en activité. La recolonisation végétale y date de plus de 15 ans, le couvert y est généralement assez développé et la patine de la roche révèle une oxydation au cours du temps. Il existe néanmoins une marge d'erreur non négligeable entre sites moyens et sites vieux. En effet, sur le terrain, certains sites ayant été catégorisés d'âge vieux présentaient des individus ligneux qui avaient 10 ou 12 ans (points entourés sur la fig. 46). La présence d'individus de moins de 15 ans met en évidence le fait

que les espèces ligneuses semblent coloniser l'espace quelques années après l'arrêt de la perturbation, ce qui expliquerait que sur des sites abandonnés depuis près de 15 à 20 ans (vieux) certains individus ligneux aient 10 ou 12 ans. Les écosystèmes de référence (ER) représentent les sites échantillonnés dans les environs directs des carrières soit sur des pentes soit sur des falaises. Ils sont considérés comme non concernés par l'exploitation « carrière » et peu perturbés par les opérations d'excavations. Les ER ont été assimilés à des sites d'âge moyen de 35 ans bien que sur certains secteurs la végétation boisée soit largement antérieure à une telle estimation.

L'analyse des processus de succession impose la condition incontournable de pouvoir classer les sites le long d'une chrono-séquence en fonction de la date où la dynamique y a débuté. Qu'il s'agisse d'une succession primaire (substrat mis à nu) ou secondaire (destruction partielle du couvert végétal), la reprise de cette dynamique implique nécessairement un arrêt de la perturbation. Dans le cas des carrières au Liban, l'arrêt de la perturbation coïnciderait avec la période d'abandon du site et la cessation des activités sur le secteur concerné. Cependant, l'exploitation diachronique et irrégulière a pour conséquence une asynchronie dans les dates d'abandon et il est fréquent de retrouver au sein d'une même carrière des secteurs qui ont été exploités et abandonnés à plusieurs reprises. De plus, les informations renseignant sur les rythmes d'exploitations et les dates de cessation d'activités sont quasi inexistantes. Un rapport officiel (Handassah 1996) reporte les dates de fin d'exploitation pour certaines carrières. Ces données peuvent servir à estimer un âge minimum pour les sites sachant que certains secteurs d'une carrière ont pu être abandonnés bien avant la fin de l'exploitation. Il était donc indispensable de chercher à classer les différents sites selon une chronologie d'abandon afin d'analyser la dynamique de recolonisation en fonction du facteur temps. Les données sur les âges d'abandon, quoique d'origines variées, ou bien l'estimation subjective intégrative (sur la base des corrélations avec les données mesurées) ont permis d'estimer pour chacun des 116 sites une tranche d'âge relative rendant compte de sa période d'abandon.

5.3 Impact de l' « âge d'abandon » sur la composition floristique et les traits de vie des espèces

Parmi les facteurs explicatifs pouvant justifier la disparité et la variabilité floristique observée au sein des relevés d'un groupe (pluviométrie/ situation), l'âge d'abandon d'un site pourrait

jouer un rôle important. Au cours de cette partie nous présenterons en détails les différentes approches analytiques ensuite il sera question d'analyser la variabilité floristique, et la variabilité au niveau des traits de vie en fonction de l'âge d'abandon. L'objectif étant de tenter de vérifier si la distribution des espèces est mieux expliquée lorsqu'on introduit le facteur « âge d'abandon ».

5.3.1. Approches méthodologiques

5.3.1.1 Quantification de la part d'explication portée par le facteur âge d'abandon et analyse de la variabilité floristique le long de la succession

Le rapport des traces AFCVI (partielle) /AFC renseigne sur la part de variabilité portée par chacun des facteurs de l'environnement (cf. 4.2.2). Dans le but de quantifier la variabilité imputée à l'âge d'abandon d'un site, il s'agit de (1) intégrer dans le tableau des relevés la colonne âge des sites et d'y réaliser une AFC, (2) faire une AFCVI sur la matrice M3 (115 espèces x 116 relevés) et le tableau (116 relevés x âge d'abandon des sites), pour les calculs d'AFCVI, les contraintes du logiciels imposant que le nombre d'espèces soit inférieur au nombre de relevés, M3 contient donc les espèces relevées dans plus de 6 % des cas et (3) calculer le rapport des traces AFCVI/ trace AFC.

L'analyse de la dynamique végétale le long de la chrono séquence a été réalisée par une interprétation du profil écologique en fonction de l'âge du site. Afin de suivre la colonisation des espèces en fonction de l'âge d'un site, l'analyse a été réalisée sur la matrice M1 (240 taxons x 116 relevés : annexe 12) où le développement vertical des espèces *via* les strates de développement des espèces est pris en compte.

L'analyse de la trajectoire floristique en fonction des différentes situations le long de la succession consiste en une analyse en présence-absence des espèces dans les différentes tranches d'âge et une évaluation de leur taux de remplacement avec le temps (encadré 5).

On conviendra de s'en tenir aux appellations stades I, II et III pour signifier l'état (composition et structure du couvert végétal) respectivement sur les sites d'âges jeunes, moyens et vieux).

5.3.1.2 Réalisation des profils attributaire et analyse des traits de vie le long de la succession

Afin d'analyser d'un point de vue des traits de vie, la dynamique écologique en fonction des différentes situations (remblais, falaises, plateformes), il s'agit de mettre en relation directe les paramètres environnementaux avec les traits biologiques des espèces. A cette fin,

inspirés de la méthode de réalisation des profils écologiques par le croisement de deux tableaux (tableau floristique et tableau environnemental), nous proposons avec la collaboration du Prof. M. Roux la réalisation d'un profil « attributaire » sur les relevés des carrières. Il s'agit de réaliser le croisement pour chaque situation du tableau floristique (espèces des ED x relevés ED), et du tableau environnemental tenant compte des variables prises en compte (dans ce cas l'âge d'abandon) sous forme disjonctive complète. Il en résulte un profil écologique (espèces x facteur environnemental ici âge d'abandon). Ce tableau est ensuite croisé avec le tableau des attributs des espèces sous forme disjonctive complète (espèces x traits de vie). Le tableau résultant appelé **profil attributaire**, comporte les traits de vie en lignes et les paramètres environnementaux en colonnes; les cases situées à l'intersection des lignes et des colonnes contiennent les cumuls d'abondance pour chaque traits de vie sur les relevés présentant la modalité du paramètre de l'environnement concerné (fig. 47). Dans la représentation des distributions des différents traits de vie en fonction de l'âge sur chaque type de situation, l'axe des ordonnées représente des cumuls d'abondance, qui doivent être pondérés par le nombre de relevés pour chaque modalité de l'âge. Par conséquent, nous avons choisi de présenter ce graphique sous forme de barre cumulée à 100% afin de représenter visuellement les différentes proportions de chaque trait pour les différents âges.

Cependant, certaines informations relatives aux traits de vie des espèces inventoriées, notamment des endémiques de la Méditerranée orientale ou la zone Liban-Syrie, n'étaient pas disponibles dans les bases de données consultées. La mention « nd » signifie information non disponible. Le type biologique a été renseigné pour 100% des espèces, le mode de dissémination pour 73% et les stratégies adaptatives de Grime pour 59% d'entre elles. Il est important d'analyser les résultats avec réserve, l'interprétation pouvant être biaisée par la disponibilité de l'information. Pour les AFC (cf. chap IV), les plateformes avaient été analysées avec les falaises en raison du faible nombre de relevés qui y ont été réalisés et par analogie du type de substrat.

L'analyse de la trajectoire écologique le long de la succession consiste en une analyse de la distribution des différents traits de vie issue du profil attributaire sur chacune des situations et par une validation de l'inégalité J # M # V par un test de X².

5.3.2 Impact de l'âge d'abandon sur la variabilité floristique

L'AFC réalisée sur la matrice M3 donne une trace de 9.805 (cf. 4.2.2) et l'AFCVI sur M3 x (relevés x âge d'abandon) une trace de 0.382. La part de variabilité relative à l'âge d'abandon est donc de 0.382/9.805 soit 3%. Dans l'ordination des facteurs, l'âge d'abandon se positionne donc au même niveau que le facteur « exposition » et le facteur « inclinaison »

avec 3% d'explication chacune. Bien que l'influence du facteur exposition n'ait pas été considérée comme majeure dans l'explication de la variabilité, celle du facteur inclinaison combinée au complexe « situation/substrat/inclinaison » avait été notable. Dans cette configuration l'impact du facteur « âge d'abandon » pourrait apporter un supplément d'information surtout que son effet est subordonné à celui du « milieu ER/ED ». Une redondance écologique partielle vient du fait que l'influence du facteur « âge d'abandon » ne s'exerce bien entendu qu'au niveau des écosystèmes carrières (ED).

5.3.2.1 La dynamique floristique le long de la chrono-séquence

La projection des paramètres environnementaux sur l'espace factoriel, montre particulièrement une opposition des ED et des ER le long de l'axe 1 (20.10%) et révèle peu de distinction entre les trois catégories d'âges (fig. 48). Toutefois les variantes V, M, J, s'ordonnent de façon logique le long de l'axe 2. Une AFC portant uniquement sur les relevés ED s'avère nécessaire pour préciser la répartition des espèces.

La projection factorielle des espèces met en évidence des espèces présentes dans les ER comme Eryngium heldreichii, Phlomis viscosa, Lotus tenuis, Smilax aspera, Scariola triquetra, Euonymus latifolia, Pirus syriaca, Clematis vitalba, Ranunculus asiaticus, Rhus coriaria, Pistacia palaestina et Onosma frutescens. Les espèces particulières des ED sont entre autre Brachypodium distachyus, Brassica rapa, Phleum boissieri, Plantago lagopus, Inula viscosa, Reichardia picroides et Oryzopsis holciformis. La position centrale de certaines espèces comme Geranium dissectum, Oryzopsis miliaceae, Calycotome villosa, Dactylis glomerata, Sarcopoterium spinosum, Satureja thymbra, Salvia triloba, Ptilostemon chamaepeuce, Melica uniflora, Putoria calabrica et Hypparhenia hirta témoigne de leur statut d'espèces généralistes pouvant être retrouvées aussi bien dans les ED que dans les ER (annexe 33).

La représentation factorielle des espèces sur laquelle uniquement les strates de développement sont représentées (fig.49) révèle une complexification de la structure verticale du couvert végétal le long de la succession. Même si le remplacement spécifique le long de la chrono séquence n'est pas très clair (annexe 33), les espèces se développent et la structure du couvert végétal se complexifie avec l'âge. Cela confirme que les successions ne sont pas bloquées aux espèces herbacées mais que la colonisation par les ligneux a lieu parfois très tôt.

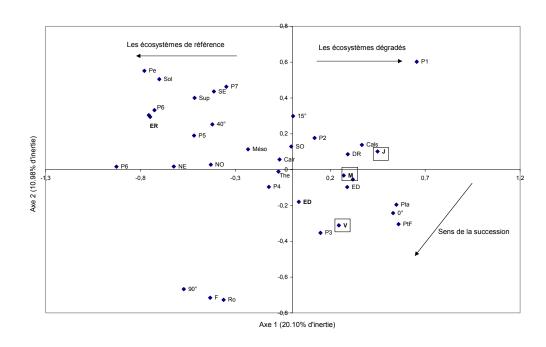


Figure 48 : représentation factorielle des paramètres environnementaux en fonction de l'âge d'abandon selon l'AFCVI.

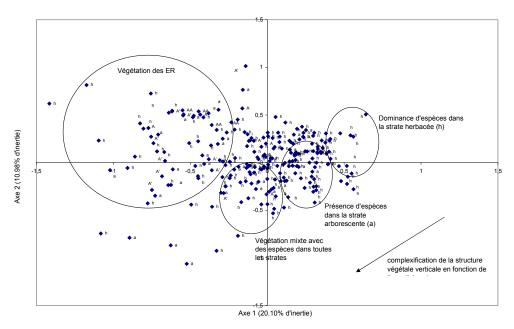


Figure 49 : représentation factorielle des strates où les différentes espèces ont été répertoriées en fonction de l'âge d'abandon selon l'AFCVI. Le graphique montrant les espèces est présenté en annexe 33

L'AFC sur le profil écologique des relevés de ED réalisé sur la matrice M4 (76 relevés des ED x 200 taxons dans les ED) ne montre peu de distinction en fonction de l'âge d'abandon (fig.50). Au niveau spécifique, le graphique montre surtout une opposition entre les espèces du supra méditerranéen et celles du thermo et du méso méditerranéen (fig.51). Ces résultats rejoignent ceux de l'AFC générale réalisée sur M1 (116 relevés x 240 espèces), et montrent que les espèces des carrières suivent une organisation générale équivalente à celle qui s'opère dans le milieu naturel (réponse au gradient pluviométrique et à la pression de la situation topographique).

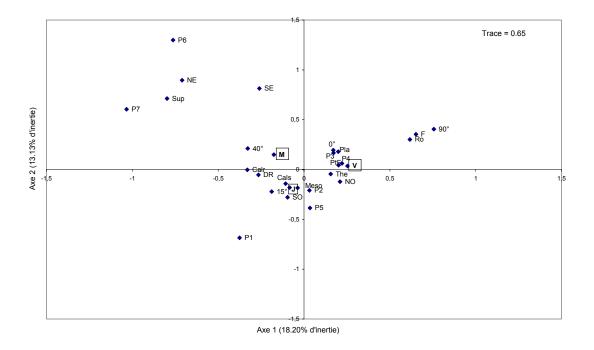


Figure 50 : représentation factorielle des variables à partir d'une AFC sur le profil écologique sur les relevés des ED en fonction de l'âge d'abandon.

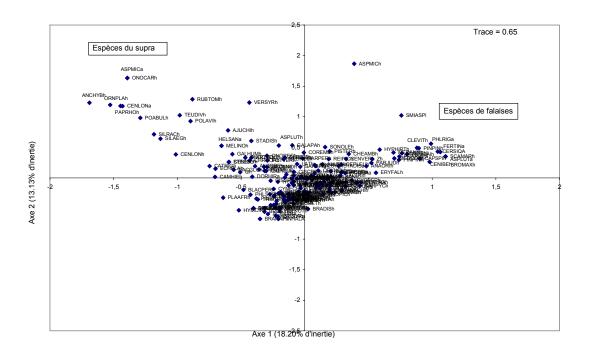


Figure 51 : représentation factorielle des variables à partir d'une AFC sur le profil écologique sur les relevés des ED en fonction de l'âge d'abandon.

Il semblerait que d'un point de vue taxinomique, l'âge d'abandon ne soit pas suffisant pour expliquer la variabilité et la dispersion des taxons sur l'espace factoriel. Toutefois, une analyse en présence/absence du tableau (relevés x espèces) sur les différentes situations en fonction de l'âge d'abandon permet de révéler et d'évaluer le taux de remplacement des espèces le long de la succession et de caractériser les modèles de succession observés.

5.3.2.1 la courbe aire/espèces

La courbe aire espèce exprimant le nombre de relevés par rapport au nombre d'espèces par site et par âge (fig. 52) montre une bonne relation linéaire (r²=0.81) justifiant l'hypothèse d'une proportionnalité et pondération entre le nombre d'espèces totales et le nombre de relevés pour chaque ensemble (site et âge).

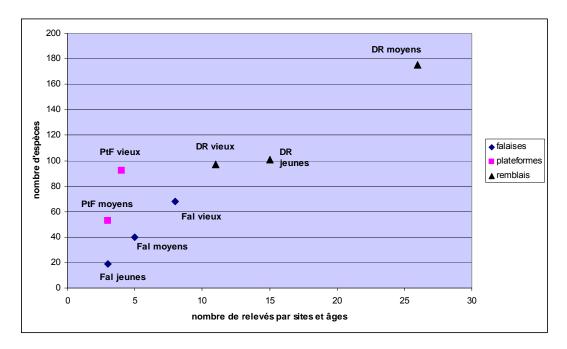


Figure 52 : relation aire/espèces exprimant le nombre d'espèces par rapport au nombre de relevés par sites et âges

5.3.2.3 La dynamique floristique sur les remblais

La distribution des espèces sur les remblais en fonction de l'âge d'abandon montre : (voir également annexe 34 et tabl. 18).

1. les espèces pionnières retrouvées sur les stades I (sites jeunes) se maintiennent tout le long de la succession étudiée. Près du tiers (35.2%) des espèces totales répertoriées sur les relevés sur remblais, sont présentes dès les premiers stades. 50% d'entre elles dont Rubus tomentosus, Sterigmostemum sulphureum, Phagnalon rupestre, Ainsworthia cordata, Micromeria nervosa, Rhamnus punctata, Origanum syriacum, Pinus brutia, Oryzopsis holciformis, Pallenis spinosa, Satureja thymbra et Phlomis viscosa sont encore présentes dans les stades III (sites vieux). La moitié dont Anchusa hybrida, Anagallis arvensis, Anthemis chia, Brassica rapa, Melica uniflora, Lolium rigidum, Mercurialis annua, Lotus corniculatus, Inula viscosa, sont présentes jusqu'aux stades II mais disparaissent ensuite. Parmi les espèces pionnières (présentes dans les stades I), certaines comme Ecballium

- elaterium et Silene aegyptiaca, ont déjà été classées parmi les espèces rares et d'autres comme *Inula viscosa* et *Salvia triloba* par exemple sont considérées comme des espèces majeures.
- 2. une bonne proportion des espèces (40.1%) apparaissent dans les stades II dont Brachypodium distachyum, Andropogon distachyus, Nicotiana glauca, Pinus halepensis, Poa bulbosa, Medicago orbicularis, Plantago afra, Smilax aspera, et Teucrium divaricatum. On note également la présence d'espèces rares comme Ptilostemon diacantha, Smirnium olusatrum et des espèces majeures comme Pistacia palaestina, et Quercus infectoria. Pourtant, beaucoup d'espèces (42.2%) d'espèces des premiers stades (I, II et II), ne se maintiennent pas jusqu'aux stades III.
- 3. Parmi les espèces présentes dans les stades III, 28% proviennent des stades I et 22,5% des stades II avec 49.5% d'espèces nouvelles révélant un fort enrichissement spécifique à partir de ces stades. Les espèces des stades III sur remblais concernent entre autres Asplenium luteum, Cistus salviifolius, Clematis vitalba, on y retrouve des espèces rares comme Orchis tridentata et Ceterach officinarum.

Tableau 18 : tableau exprimant parmi les espèces présentes sur les remblais en fonction des catégories d'âges le nombre de celles qui n'existent que sur une tranche particulière. Cette valeur a été pondérée par le nombre de relevés dans chaque tranche d'âge (voir encadré 4)°

	Nombre	de	Nombre d'esp	Nombre d'esp	% d'esp après
	relevés		exclusives dans	après pondération	pondération p/r
			chaque tranche	p/r au nombre de	au nombre
			d'âge	relevés par	de relevés par
				tranche	tranche
J (stade I)	15		0	0	0%
M (stade II)	26		45	173	27.6%
V (stade III)	11		17	155	24.7%
JM (stades I et II)			50	122	19.5%
MV (stades II et III)			29	78	12.5%
JMV (stades I, II et			51	98	15.7%
III)					
Total	52		192	626	100%

5.3.2.4 La dynamique floristique sur les falaises

La distribution pondérée des espèces sur les falaises en fonction de l'âge d'abandon montre: (voir également annexe 35 et tabl. 19).

- dans les stades I, une très faible richesse spécifique avec 19 espèces uniquement (soit 20.4%) présentes sur les sites jeunes. Une faible rémanence des espèces entre les stades I et II avec 39% parmi les espèces présentes sur les stades I qui disparaissent aux stades II. On distingue notamment Andropogon distachyus, et Veronica leiocarpa
- 2. de nombreuses espèces propres aux stades II (26.5%) et au total une grande richesse spécifique soit 40.2% par rapport au nombre d'espèces totales se retrouvent sur les sites d'ages moyens. On note parmi ces espèces Mercurialis annua, Galium judaicum, Valentia hispida et Oryzopsis miliaceae, Phagnalon rupestre, Ptilostemon chamaepeuce, Inula viscosa, Avena sterilis, Hypparhenia hirta, Helichrysum sanguineum, Salvia triloba, Stachys distans et Capparis spinosum qui perdurent jusqu'aux stades III
- 3. sur les sites vieux, il existe 46.8% d'espèces propres à ce stade avec près de 10.8% des espèces qui proviennent des stades I et II. On cite parmi elles Euphorbia thmanoides, Putoria calabrica, Pistacia palaestina, Galium canum, et Spartium junceum, ainsi que Plantago psyllium, Hyoscyamus aureus en tant qu'espèces rares.

Tableau 19 : tableau exprimant parmi les espèces présentes sur les falaises en fonction des catégories d'âges le nombre de celles qui n'existent que sur une tranche particulière. Cette valeur a été pondérée par le nombre de relevés dans chaque tranche d'âge (voir encadré 4)

	Nombre	de	Nombre d'esp	Nombre d'esp	% d'esp après
	relevés		exclusives dans	après pondération	pondération p/r
			chaque tranche	p/r au nombre de	au nombre
			d'âge	relevés par	de relevés par
				tranche	tranche
J (stade I)	3		5	167	13%
M (stade II)	5		17	340	26.5%
V (stade III)	8		48	600	46.8%
JM (stades I et II)			3	38	2.9%
MV (stades II et III)			9	69	5.4%
JMV (stades I, II et			11	69	5.4%
III)					
Total	16		93	1282	100%

5.3.2.5 La dynamique floristique sur les plateformes

La distribution pondérée des espèces sur les plateformes en fonction de l'âge d'abandon s'opère uniquement entre les stades II et III, les stades I étant totalement dépourvu de végétation. Malgré le très faible nombre de relevés, cette analyse permet de montrer: (voir également annexe 36 et tabl. 20).

- une colonisation qui commence tardivement avec 27.9% des espèces qui s'installent sur les sites moyens avec des espèces telles que Lolium temulentum, Poterium verrucosum, Bidens pilosa, Alkanna strigosa, Raphanus raphanustrum, Cruciata articulata, Tamus communis, Medicago polymorpha, Satureja thymbra, Poa bulbosa, Sonchus oleraceus et Echium plantagineum.
- 2. un enrichissement considérable à partir des stades III avec 56.5% des espèces qui s'installent sur les sites vieux dont on note Ainsworthia cordata, Origanum syriacum, Ferula tingitala, Lotus corniculatus Melica uniflora, Sarcopoterium spinosum, Andropogon distachyus, Bromus madritensis, Capparis spinosa, Carlina vulgaris. Ces espèces sont également des espèces fréquentes sur les remblais. On y retrouve également des espèces rares de falaises comme Onosma frutescens Euphorbia gaiilardotii, Valentia hispida.

Tableau 20 tableau exprimant parmi les espèces présentes sur les plateformes en fonction des catégories d'âges le nombre de celles qui n'existent que sur une tranche particulière. Cette valeur a été pondérée par le nombre de relevés dans chaque tranche d'âge (voir encadré 4)

	Nombre de	Nombre d'esp	Nombre d'esp	% d'esp après	
	relevés	exclusives dans	après pondération	pondération p/r	
		chaque tranche p/r au nombre de		au nombre	
		d'âge	relevés par	de relevés par	
			tranche	tranche	
J (stade I)					
M (stade II)	3	23	767	27.9%	
V (stade III)	4	62	1550	56.5%	
JM (stades I et II)					
MV (stades II et III)	30	30	429	15.6%	
JMV (stades I, II et				%	
III)					
Total	7	115	2745	100%	

5.3.3 Impact de l'âge d'abandon sur la distribution des traits de vie

Après la cessation d'une activité, si les conditions locales s'y prêtent (substrat, disponibilité et adaptabilité des semences), un site abandonné va progressivement être colonisé par la végétation selon une dynamique de recolonisation. Le couvert végétal subira des modifications de composition et de structure. Si l'approche spécifique s'avère insuffisante pour analyser les mécanismes de succession sur les carrières calcaires après leur abandon, le regroupement des espèces en fonction de leurs traits de vie, pourrait permettre de caractériser significativement les processus de succession.

Dans cette perspective, nous analysons les processus écologiques dans les carrières d'un point de vue des traits de vie des espèces en considérant les (1) types biologiques sensu Raunkiaer (Raunkiaer 1934; Mouterde 1966; Gachet 2000), (2) les types de dissémination des diaspores, (3) les stratégies adaptatives de Grime (Gachet 2000; Grime 2002), en replaçant ces résultats le long de la chrono séquence. Ces traits principalement qualitatifs représentent les principales fonctions impliquées dans la définition des groupes fonctionnels (Mc Intyre et al. 1995; Lavorel et al. 1999). La complémentarité entre l'analyse floristique et l'analyse des traits de vie peut permettre de mieux appréhender la complexité de l'organisation végétale.

5.3.3.1 La dynamique écologique sur les remblais

A partir du profil attributaire, l'analyse de la distribution des traits de vie le long de la chrono séquence sur les remblais montre :

Une distribution différentielle des types biologiques en fonction de l'âge d'un site (fig.53) confirmée par un test de Chi Deux où H # Ho (X^2 =36, dl=8, α =5%). La trajectoire sur les remblais débute sur les substrats nus par une prédominance de thérophytes, ceux-ci sont progressivement remplacés par les chaméphytes qui deviennent prédominants dans les stades II et III.

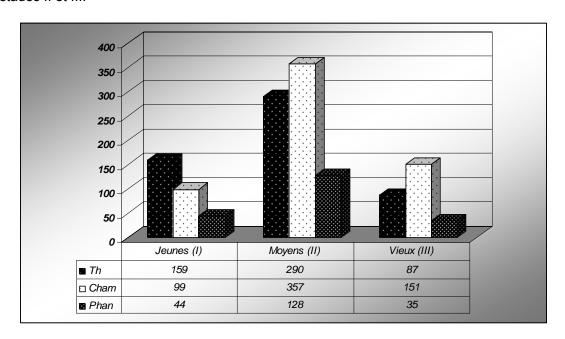


Figure 53 : distribution des occurrences des types biologiques le long de la succession sur les remblais.

En terme de distribution des modes de dissémination, la distinction entre les stades I, II et III avec un test de Chi Deux où H # Ho (X^2 = 16.09; dl=8; α = 5%), est principalement matérialisée par une décroissance de la proportion d'anémochores et une légère augmentation de la représentativité des espèces zoochores le long de la succession (fig.54). Le pourcentage d'espèces sur remblais, pour lesquelles le mode de dissémination n'est pas renseigné, s'élève à 24%.

Près de 43% des espèces répertoriées sur les relevés de remblais n'ont pas été caractérisées pour les stratégies adaptatives *sensu* Grime (fig.55). Le test de Chi deux révèle une similitude dans la distribution de ce trait de vie avec une bonne représentativité des espèces SR et CS sur les différents stades de la succession (J, M, V) avec H=Ho (X^2 =10.1; dl= 14; α = 5%). Le biais lié aux espèces non renseignées étant important, il est donc délicat d'interpréter les résultats de la distribution de ces stratégies le long de la succession.

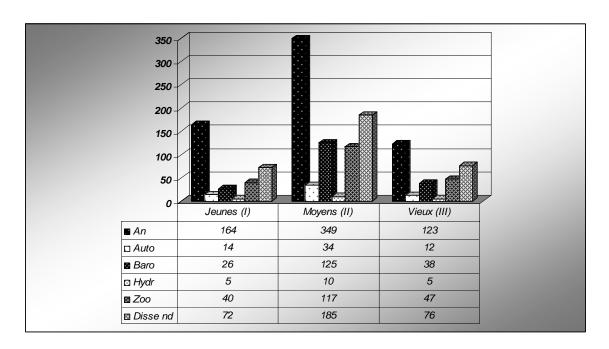


Figure 54 : distribution des modes de dissémination le long de la succession sur les remblais.

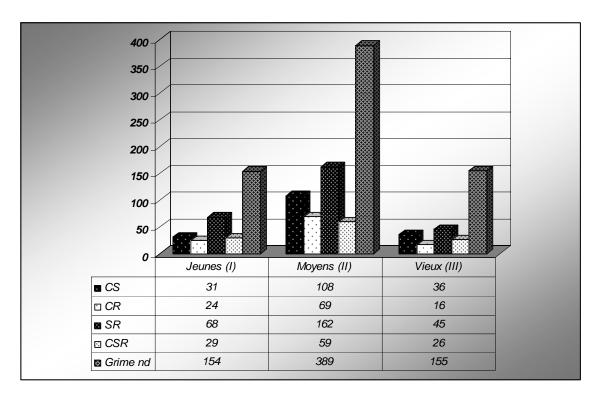


Figure 55 : distribution des stratégies adaptatives sensu Grime, le long de la succession sur remblais.

La distribution des types biologiques en fonction des stratégies de Grime montre que la grande partie des thérophytes sont de type SR, les chaméphytes sont pour la plupart également de type SR et CS. Les phanérophytes sont dans leur majorité de type CS (tabl.21).

Tableau 21 : Distribution des stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1974, 1977) des espèces répertoriées sur falaises en fonction des types biologiques principaux.

Type bio	С	CR	CR	CS	CSR	R	S	SR	Total
Th		3	1	3		10	3	31	51
Ch		5		6	1	2		8	22
Р	2	3		11	3			2	21

5.3.3.2 La dynamique écologique sur les falaises

D'après une analyse du profil attributaire, la distribution des traits de vie le long de la succession sur les falaises montre :

Malgré l'apparente décroissance des thérophytes le long de la succession (fig. 57), le test de X^2 avec H=Ho (X^2 =3.09 ; dl=8 ; α = 5%) montre une similitude dans la distribution des types biologiques le long de la succession indépendamment de l'âge d'abandon. Néanmoins, on note une prépondérance des thérophytes et chaméphytes par rapport aux phanérophytes dans les différentes tranches d'âges.

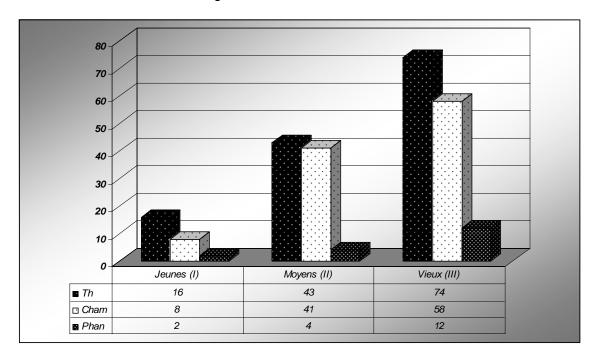


Figure 56: distribution des types biologiques le long de la succession sur les falaises.

En terme de mode de dissémination, on note une dominance des espèces anémochores tout le long de la succession (fig.57) et une ressemblance dans la composition des différents stades révélée par un test de X^2 où H= Ho (X^2 = 20.77; dl= 17; α = 5%). Le taux d'espèces sur falaises pour lesquels le mode de dissémination n'est pas renseigné s'élève à 24%.

La distribution des stratégies adaptatives le long de la succession et le test de chi deux réalisé où H= Ho (X^2 =8.66; dl= 14; α = 5%), montrent le peu de distinction entre la composition des différents stades (I, II, III). On note toutefois une prépondérance du type SR tout le long de la chrono séquence (fig.58). Le taux des espèces non renseignées pour ce trait de vie est de 38%.

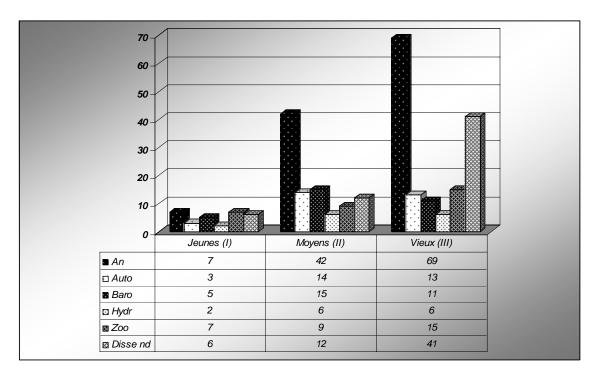


Figure 57 : distribution des modes de dissémination le long de la succession sur falaises.

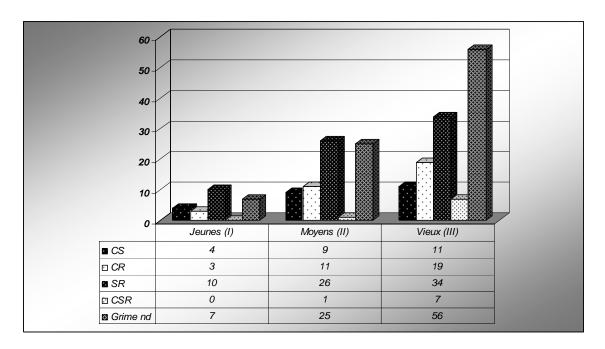


Figure 58 : distribution des stratégies adaptatives le long de la succession sur les falaises.

Etant donné que le test de chi deux ne montre pas de différence significative entre les différents stades de la succession (J, M, V), on se demande quelles seraient les stratégies adaptatives des thérophytes et des chaméphytes qui semblent prépondérantes sur les falaises. Afin de caractériser plus précisément le processus de remplacement spécifique le long de la succession, il nous semble intéressant d'exprimer la distribution des types biologiques en fonction des stratégies de Grime. Ceci permet de montrer que le type SR est le plus représenté parmi les thérophytes, et que les chaméphytes sont également CR et CS et SR, alors que les phanérophytes sont distribués entre CS et à moindre part C (tabl. 22).

Tableau 22 : Distribution des stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1974, 1977) des espèces répertoriées sur falaises en fonction des types biologiques principaux.

	С	CR	CS	CSR	R	S	SR	Total
Th		4			3	1	15	23
Ch		5	3	1	2	3	5	19
Р	2	1	5	1			1	10

5.3.4 La dynamique écologique sur les plateformes

Le cas des plateformes est un peu particulier en ce sens que ce type de biotope ne possède pas d'équivalent dans le milieu naturel. L'échantillonnage n'ayant pas inclus des plateformes jeunes, le profil se limitait à deux catégories d'âge d'abandon (M et V) et par suite à deux stades de la succession (I et II). Il semblerait d'après nos observations de terrain que les plateformes soient colonisées plus tardivement par la végétation (plateformes jeunes vierges) et uniquement dans les interstices rocheux où les particules fines réussissent à s'accumuler et où les racines des espèces végétales arrivent à pousser (pl. 9).

A partir de l'analyse du profil attributaire sur les plateformes, il est possible de montrer qu'il n'y a pas de réelle distinction entre les stades II et III avec H = Ho ($X^2 = 7.70$; dI= 5; α =5%). On note cependant, une prépondérance des thérophytes dans les stades II et des chaméphytes dans les stades III (fig. 59).

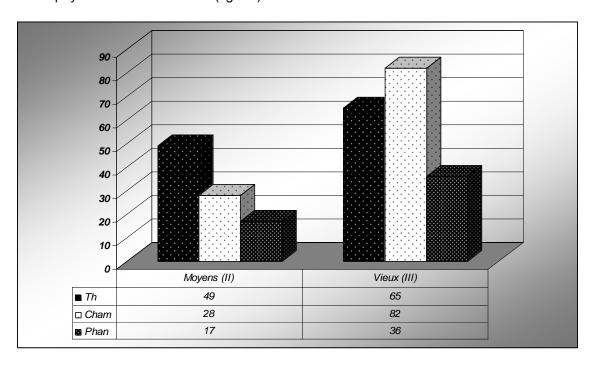


Figure 59 : distribution des types biologiques le long de la succession sur les plateformes.

En terme de mode de dissémination, le test de Chi deux révèle une similitude entre les sites stades II et III avec H= Ho ($X^2=7.86$; dl= 11; $\alpha=5\%$). Près de 26 % des espèces n'ont pas été renseignées, cependant on note une prépondérance le long de la succession des espèces anémochores (fig.60).

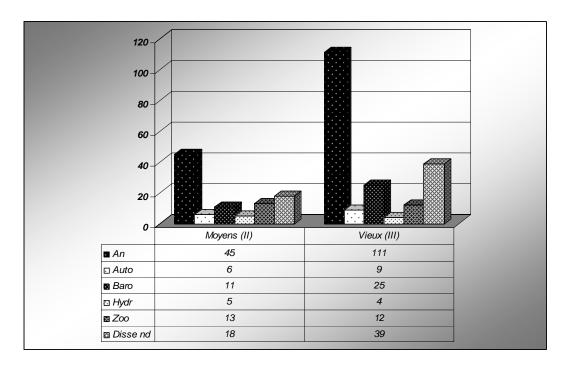


Figure 60 : distribution des modes de dissémination le long de la succession sur plateformes.

Enfin, en ce qui concerne les stratégies adaptatives avec 39% d'espèces non renseignées, il semblerait surtout que les espèces SR dominent tout le long de la succession (fig. 61). Le test de Chi deux montre une ressemblance dans la composition des stades II et III avec H= Ho ($X^2=2.77$; dI= 9; $\alpha=5\%$).

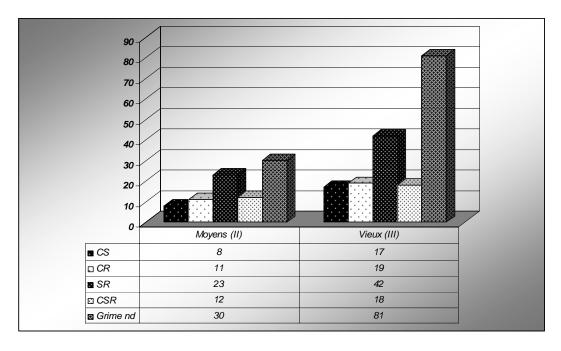


Figure 61 : distribution des stratégies adaptatives le long de la succession sur les plateformes

Comme dans le cas des falaises, on tente de caractériser la distribution des types biologiques en fonction des stratégies de Grime. Ceci permet de montrer que le type SR est le plus représenté parmi les thérophytes, et que les chaméphytes sont également CR, alors que les phanérophytes sont distribués entre CS et à moindre part CSR (tabl. 23).

Tableau 23 : Distribution des stratégies adaptatives sensu Grime (Grime 1974, 1977) des espèces répertoriées sur plateformes en fonction des types biologiques principaux.

	С	CR	CS	CSR	R	S	SR	Total
Th		4			7	2	19	32
Ch		5	3	1	1		5	15
Р	2	2	5	3			2	14

La caractérisation de l'âge d'abandon par une approche pluridisciplinaire (échanges verbaux, dendrochronologie, et morphologie du lieu) a permis de classer les différents sites selon une chrono séquence potentielle. La variable « âge d'abandon » apporte 3% d'explication supplémentaire à la variabilité floristique totale. On observe trois types de trajectoires selon les différentes situations (remblais, falaises et plateformes). Sur les remblais, on observe une distinction entre les trois catégories d'âge (stades de la succession) avec une dominance des thérophytes sur les stades I. Ils décroissent le long de la trajectoire au profit des chaméphytes. Les espèces anémochores dominent également sur les stades I alors que les zoochores sont plus représentées sur les vieux. On note également une bonne représentativité des espèces à stratégie SR et CS le long de la succession. Sur les falaises, les trois stades semblent comparables avec une prépondérance de chaméphytes. Les espèces anémochores et les espèces à stratégie SR sont bien représentées le long de la succession. Sur les plateformes, la colonisation végétale semble s'opérer dans les interstices rocheux avec une bonne représentativité des thérophytes et des chaméphytes ainsi que des espèces anémochores et des espèces à stratégies SR. Les renseignements concernant les modes de dissémination et les stratégies adaptatives sensu Grime n'ayant pas été assurés pour toutes les espèces (26%) et (41%) respectivement, il est important de ne pas tirer des conclusions généralisables au sujet des trajectoires en fonction de ces deux traits de vie avant d'avoir des informations plus complètes sur les espèces. En terme spécifique, la succession est matérialisée par la présence d'espèces propres aux stades I, II ou III en fonction des différentes situations et par des espèces communes aux trois stades (J, M, V). Parmi ces espèces, on retrouve certaines qui avaient été catégorisées avec les espèces rares ou et d'autres qui sont des espèces majeures. Les espèces communes aux trois stades répondent à la définition des espèces généralistes.

5.4 Discussion

L'analyse de la végétation sur les différents sites et la mise en place d'une chrono séquence nous a permis de caractériser différents types de successions végétales sur les carrières calcaires abandonnées au Liban.

Deux points seront discutés ci-après: (1) une critique de la méthode de classement chronologique utilisée, et (2) une caractérisation des différentes dynamiques de succession végétales observées en relation avec des mécanismes de successions primaires ou secondaires.

5.4.1 L'âge d'abandon d'un site

L'estimation de l'âge d'abandon des différents sites a été fortement dépendante des données dendrochronologiques et de l'observation générale du site (morphologie et structure de la végétation).

La méthode dendrochronologique a été souvent employée (Escarré *et al.* 1983; Saïd & Gégout 2000) dans le but de déterminer l'âge des individus ligneux présents sur un site. Cette approche peut permettre de caractériser par extrapolation la dynamique des communautés végétales (Saïd & Gégout 2000). Cette méthode présente cependant certaines limites: (1) elle ne renseigne *sensu stricto* que sur l'âge de(s) individu(s) carotté(s) et par suite sur la date de son arrivée sur la parcelle mais pas directement sur l'âge d'abandon de la parcelle elle-même, (2) il peut s'écouler un laps de temps important entre l'abandon d'un secteur et sa colonisation par des individus ligneux (qui est directement influencée par la pluie de graines et l'état du milieu récepteur). Cette réalité a souvent été observée sur le terrain dans des zones où l'environnement végétal était pauvre en espèces ligneuses. Tel est le cas par exemple du site de Aabey, où sur certains secteurs abandonnés depuis près de dix ans, aucun individu ligneux n'a été observé.

Afin de compléter l'approche dendrochronologique, nous avons cherché à déterminer les âges d'abandon par l'intégration lors de l'échantillonnage de certains critères tels que la patine de la roche, l'état des engins et des bâtiments de service ainsi que la structure globale du couvert végétal et notamment de sa structure verticale. La fiabilité de la mesure de la taille des individus dans le but de caractériser un état de succession d'un couvert végétal, a souvent été sujet à controverse (Weiher *et al.* 1999; Falster & Westoby 2003). La relation entre la taille d'un individu et son âge, semble en effet assez difficile à cerner, Panaiotis *et al.* (1997) ont tenté de modéliser la relation entre le diamètre d'un arbre et son âge.

Conscients de cette limite liée tant aux conditions environnementales (édaphiques et climatiques) qu'à la physiologie de croissance de l'espèce considérée, nous nous sommes attachés à décrire globalement la structure de la végétation par la présence d'individus ligneux dans les différentes strates (h, a, A', A, AA). Nous y avons également couplé, des données physiques relatives à l'historique de l'exploitation, afin d'optimiser nos classifications.

La notion de sites jeunes, moyens et vieux est totalement inhérente au système écologique étudié. Dans ce travail, nous avons tenté de reconstituer une chrono séquence sur une quarantaine d'années (ER ~ 35 ans) avec des classes pour les écosystèmes dégradés réparties en Jeunes (<5 ans); Moyens (5-15 ans) et Vieux (15-25 ans). Cette classification est due au fait que l'exploitation massive des carrières au Liban n'a débuté qu'à partir des années 60 accompagnant l'explosion urbaine (IAURIF/ ECODIT 1999). Dans d'autres systèmes, certaines reconstitutions de chrono séquence ont été faites sur des pas de temps plus importants : 120 ans pour Escarré *et al.* (1983), 76 ans pour Prach *et al.* (2001), 70 ans pour Wiegleb & Felinks (2001) et 60 ans en Normandie où Boulet (1996) caractérise les carrières par tranches de 10 ans avec : la modalité très récente (5-10 ans), récente (10-30 ans), ancienne (30-60 ans) et très ancienne (> 60ans).

La combinaison d'informations issues de sources variables (échanges verbaux, analyse dendrochronologique et morphologique) a permis de palier au manque de données absolues (cadastres, photos aériennes etc.). Il est certain que chacune de ces méthodes présente des limites. La synergie des différentes approches peut représenter une alternative intéressante permettant l'analyse de la dynamique dans un contexte de succession, ce qui aurait été impossible le cas échéant. L'absence de résultats probants sur la différence de composition floristique entre carrières d'âges estimés différents provient probablement en partie de ces difficultés.

5.4.2 Les successions végétales sur les carrières abandonnées au Liban

L'analyse des processus de succession sur les divers biotopes a permis de révéler des dynamiques différentes selon la situation du relevé (remblais, falaises et plateformes) confirmant les observations de Boulet (1996) et Frochot (2000).

Bradshaw (2000) expose l'itinéraire d'une espèce de son lieu de production à son lieu d'installation comme un résultat à la fois de sa **disponibilité** dans les milieux environnants, de sa capacité à accéder au lieu ou de son potentiel à l'**immigration**, et par la suite son **installation** et son développement *in situ*. Dans ce qui suit, nous proposons en trois points

une discussion sur cette dynamique de recolonisation le long des trajectoires de régénération en fonction de l'âge d'abandon et de la situation d'un site.

La distribution du nombre d'espèces en fonction de l'âge des sites sur l'ensemble des situations étudiées (remblais, falaises, plateformes) montre bien qu'il s'opère une dynamique au cours du temps avec une rémanence de certaines espèces, la disparition et l'installation de nouvelles espèces.

5.4.2.1 Dynamique de recolonisation sur les remblais

L'analyse de la dynamique de régénération en fonction des traits de vie des espèces révèle une colonisation différentielle dans le temps en fonction de l'âge d'abandon des sites. La présence d'un substrat riche en matières fines semble profiter aux thérophytes, principalement rudérales et stress-tolérantes (SR) dont le développement est optimal durant l'été et qui disparaissent en saison hivernale. On note une décroissance des herbacées annuelles le long de la succession au profit des chaméphytes. Le taux des phanérophytes semble relativement constant le long de la trajectoire ce qui laisserait supposer que la colonisation est également assurée par des espèces ligneuses pionnières qui s'installent dès l'arrêt des excavations et se développent dès que les conditions leur sont favorables. En effet, le fort taux de remplacement des espèces (50%) entre les stades I et II, semble confirmer l'hypothèse d'une colonisation rapide et dynamique par des espèces annuelles, capables de coloniser le milieu très vite mais qui ont des taux de rémanences trop faible.

Les résultats obtenus corroborent ceux de Le Duc (1985), Frain (1991) et Boulet (1996) sur les substrats meubles dans les carrières. Frochot (2000) a montré que les premières années après l'abandon sont les plus favorables à l'installation des thérophytes, qui sont progressivement remplacées par des hémicryptophytes et des chaméphytes puis par des phanérophytes. Bien que les hémicryptophytes ne semblent pas très représentées dans la flore des carrières au Liban, la dynamique structurelle observée est dans l'ensemble assez concordante avec celle décrite par Frochot (2000) et Wiegleb et Felinks (2001). Nos résultats concordent également avec ceux de Grime (1974; 1977) et de Pywell et al. (2003), avec une importante proportion d'annuelles principalement rudérales sur les sites dégradés. En revanche, l'ensemble de ces résultats contraste avec ceux de Tsuyuzaki & Del Moral (1995) qui ont noté sur les zones volcaniques et sur les terrains réhabilités une faible représentativité des espèces annuelles parmi les espèces pionnières. Il est possible que cela résulte du fait que ce type biologique est peu représenté dans la flore environnant les volcans, mais ces auteurs suggèrent que la présence des thérophytes dans la flore, pourrait résulter d'une participation active de la banque des graines dans le substrat. Les carrières abordées dans ce travail, sont pour la plupart entourées d'une végétation bien développée et par suite, on peut probablement attribuer cette richesse spécifique notamment en herbacées

annuelles à la pluie de graines qui arrive sur le site. Toutefois, nous ne pouvons écarter l'éventualité selon laquelle la banque de graines aurait pu participer à la recolonisation du site (cf 5.4.2.1.2).

Une bonne partie des espèces inventoriées ont une dissémination anémochore. Il est fréquent de retrouver une dominance de ce trait de vie chez les espèces colonisant les sites perturbés dans les carrières (Boulet 1996; Khater *et al.* 2003), les mines (Wiegleb & Felinks 2001), ou sur les zones post volcaniques (Del Moral & Wood 1993). Ce mode de dispersion par le vent est particulièrement adapté aux espèces colonisatrices (Grime 2002). Les observations réalisées au cours de ce travail ne permettent pas de confirmer la présence d'un mode de reproduction non sexué parmi les espèces concernées et de confirmer l'hypothèse selon laquelle l'installation d'une espèce serait fonction également de sa capacité à se reproduire par voie végétative (Prach & Pysek 1999; Weiher *et al.* 1999). Il semblerait possible que les graminées gazonnantes telles que *Brachypodium distachyum*, *Hypparhenia hirta, Oryzopsis holciformis* aient recours à ce mode de reproduction pour se développer une fois sur le site. Mais toujours est-il que, l'accessibilité d'une espèce jusqu'à la carrière doit absolument se faire sous forme de graines, et la dispersion anémochore semble en effet, la plus adaptée.

En terme de stratégies adaptatives *sensu* Grime (1974; 1977), la proportion importante (43%) d'espèces non renseignées dans nos inventaires, entrave une généralisation des résultats. Cependant, la prépondérance de la stratégie secondaire SR suggère que, malgré l'arrêt de la perturbation, le milieu reste sous l'influence d'un stress qui peut être en relation avec le manque de ressources sur les sites. On note également l'importante part de la stratégie secondaire CS, qui pourrait être liée à la présence d'espèces du milieu environnant (ER) et qui réussissent une implantation dans les microsites relativement moins perturbés et où le stress est moins perceptible. Une analyse plus fine de la localisation des espèces serait nécessaire pour confirmer cette hypothèse.

5.4.2.1.1 Modèle de facilitation versus de tolérance modèle

Au niveau spécifique, on note la présence de cinq catégories d'espèces sur les remblais en fonction de leur présence dans l'un ou l'autre des stades de la succession (I, II et III). Cette observation montre bien qu'il s'opère un schéma de succession qui s'opère sur les remblais. Dans le cas des modèles de facilitation et d'inhibition sensu Connell & Slayter (1977), les premiers stades semblent décisifs dans l'orientation de la succession, alors que dans le modèle de tolérance, peu d'influence peut être attribuée aux premiers stades. Un modèle alternatif proposé par Wilson et al. (1992) consiste à supposer dans un cas (« complete initial floristics »), que toutes les espèces peuvent être présentes depuis le début de la

succession et que leur développement s'opère plus ou moins tardivement ; dans l'autre cas (« preemptive initial floristics »), les espèces de début de succession sont indispensable pour orienter la succession sur le site. Etant donné la lenteur du processus qui se met en place sur les remblais où les stades III contiennent encore jusqu'à 50% des espèces pionnières des stades I, et étant donné que la totalité des espèces présentes dans les stades I se maintiennent jusqu'aux stades II, on pourrait en déduire qu'il y a peu de différence entre les sites jeunes et les moyens et que le milieu a peu été modifié sur ce pas de temps. Nous proposons d'assimiler la trajectoire entre les stades I et II à un processus où les espèces peuvent être présentes dès les premières étapes, le modèle de tolérance initial. Cette colonisation s'opérant pour la majeure partie avec des annuelles qui faillissent à coloniser le site longtemps, il est possible de supposer que seules les espèces adaptées le plus souvent des chaméphytes, une fois installées, peuvent se maintenir au cours du temps. L'enrichissement en espèces nouvelles notamment en chaméphytes le long de la succession pourrait suggérer des mécanismes de facilitation qui pourraient avoir lieu sur les remblais entre les stades II et les stades III. En effet, il serait possible que l'installation des premières espèces sur le site représente un relais pour les espèces à dissémination zoochore. Nos résultas montrent en effet une faible augmentation de la représentativité des zoochores même si la grande partie des espèces sont encore anémochores.

5.4.2.1.2 Succession primaire versus succession secondaire

Sur les remblais, d'après la courbe aire-espèce il semblerait que l'enrichissement spécifique est plus important entre les stades I et II qu'entre les stades II et III. Cette décroissance de la diversité pourrait représenter un des effets possibles des successions secondaires qui pourraient s'opérer sur ce type de biotope. Les processus de succession primaire ont souvent été décrits sur des substrats vierges, sur les volcans (Tsuyuzaki & Del Moral 1995), les dunes (Greipsson 2002) et dans les mines (Jochimsen 2001). Les remblais des carrières sont des sites assez hétérogènes. Ils peuvent être constitués soit d'un substrat de graviers et de particules de terre fines héritées des érosions superficielles des terrains voisins, soit d'un apport exogène résultant des dépôts des chargements des camions. Il est donc possible de supposer que sur de tels substrats, la participation à la dynamique de succession soit le fait d'un certain nombre d'espèces issues de la banque de graines.

Aucune conclusion ne peut pourtant être émise à ce sujet étant donné que 1) nous n'avons pas réalisé d'expérimentations sur le potentiel germinatif et la durée de vie du stock semencier; et 2) la présence d'une banque de semences n'implique en rien la viabilité de ces semences *in situ*.

Vu les conditions de stress sur les remblais, il est probable que les espèces à régénération par des propagules de réserve (rhizome, tubercules...) n'ont pu se maintenir, et que seules des espèces à graine avec forte longévité pourraient éventuellement rester dans la banque de graines et participer de façon réduite à une succession secondaire. D'où la dominance d'espèces rudérales atypiques, venant de l'extérieur.

5.4.2.2 Dynamique de recolonisation sur les falaises

Sur les falaises, le faible nombre de sites échantillonnés rend plus difficile l'interprétation des résultats. On constate une flore assez diversifiée avec 93 espèces au total, mais beaucoup moins diversifiée que sur les plateformes. Ceci entraîne deux hypothèses alternatives, (1) la flore des falaises est plus spécialisées que celle qui colonise les plateformes, ou (2) la dissémination des espèces est plus difficile sur les falaises ainsi que le maintien des semences sur des structures verticales. Toutefois, l'analyse de la distribution des traits de vie le long de la succession montre une dominance d'espèces rupicoles principalement des chaméphytes et des thérophytes. La colonisation des substrats rocailleux par une végétation rupicole spécialisée essentiellement chaméphytique a été montrée par Le Duc (1985), Coumoul & Mineau (2002) sur les carrières et les milieux rocailleux et par Vidal et al. (1998) en zone insulaire. Cependant, la présence également dans des proportions importantes de thérophytes semble contredire les processus écologiques observés ailleurs, où une flore spécialisée annuelle est rarement dominante (Wheater & Cullen 1997; Coumoul & Mineau 2002). La majorité des thérophytes rencontrées a une stratégie du type SR (tabl.20). Ce type de stratégie reflète des conditions environnementales de stress qui coïncident avec la période de croissance des végétaux (Grime 2002). En région méditerranéenne, la période de croissance a lieu pendant le printemps ou l'été. Nous rappelons que le substrat des falaises est composé de roches calcaires mises à nues où les températures peuvent quelquefois en été monter de 2 à 3°C par rapport à la température ambiante (Le Duc 1985; Frochot 2000). Ce stress généré par la sécheresse extrême du site à la période de croissance pourrait expliquer la présence d'espèces thérophytes de type SR sur les falaises. Il est important de noter que les références bibliographiques consultées concernent des latitudes moins contraignantes d'un point de vue climatique surtout en saison chaude. Par conséquent, nous adoptons l'hypothèse (1) selon laquelle la sélection des espèces qui colonisent les falaises répond à une contrainte d'adaptation au milieu, plutôt qu'à des limites de dissémination ou de maintien de graines.

5.4.2.2.1 Modèle de facilitation versus modèle de tolérance

Les sites d'âges moyens recèlent une flore d'une assez grande richesse, au total 40.2% des espèces totales colonisent les stades II, avec 26.5% d'espèces propres à ce stade (après pondération). Le taux de rémanence des espèces entre les stades II et III est très faible (18.7%). Globalement, il y aurait peu de lien entre les trois stades de la succession d'un point de vue spécifique. On pourrait se demander si cela pourrait être dû à un modèle de facilitation très marqué ou à un turn-over d'espèces non orienté en relation avec les conditions stressantes qui prévalent sur les falaises.

En terme de traits biologiques, on note une similitude globale entre les sites dans les différents stades de la succession. On pourrait donc, privilégier l'éventualité d'un turn-over d'espèces avec un remplacement et mortalité des espèces au hasard de la richesse de la pluie de graines, plutôt qu'un modèle de facilitation qui se traduirait par une colonisation progressive d'espèces rupicoles plus adaptées. Cette facilitation s'accompagnant d'une augmentation du pourcentage des espèces zoochores dans les stades III. Bien que toutes les espèces n'aient pas été renseignées par rapport à leur mode de dissémination, nos résultats ne permettent pas de conclure sur une différenciation dans les traits de vie le long de la succession.

5.4.2.2.2 Succession primaire versus succession secondaire

Les falaises présentent un substrat rocheux fortement fissuré mis à nu par les opérations d'excavation. Elles représentent un milieu neuf présentant trop peu de substrat meuble pour pouvoir accueillir un éventuel stock semencier. La dynamique de végétation va très probablement être initiée par un apport allochtone de graines (Cullen *et al.* 1998) et les mécanismes observés sont ceux d'une **succession primaire**. Ceci est conforté par la forte proportion d'espèces anémochores sur ce type de situation. De plus, les fronts de taille des carrières sont en position limitrophe de la zone d'exploitation et correspondent le plus souvent à des secteurs assez rapprochés des écosystèmes avoisinants. Ces milieux représentent également des zones équivalentes aux falaises naturellement fréquentes dans les paysages méditerranéens.

5.4.2.3 Dynamique de recolonisation sur les plateformes

Sur les plateformes, les premiers stades de la succession sont plus lents par rapport à ceux des falaises ou des remblais en effet, les plateformes jeunes sont dépourvues de végétation. De plus, le faible nombre de relevés limite les conclusions pouvant être tirées à ce sujet. Cependant, la grande richesse floristique (115 espèces) observée au niveau des relevés sur les plateformes surtout en stades III, pourrait s'expliquer par un accès plus facile aux graines ou également par la proximité des remblais, qui pourraient, eux-mêmes, jouer le rôle de

sources de colonisation lorsque la végétation y est bien développée. La similitude dans la composition spécifique des remblais et celles des plateformes avec des espèces associées comme *Helychrisum sanguineum*, *Cistus creticus*, *Origanum syriacum*, *Salvia triloba* et *Anagallis arvensis* (annexe 36), plaiderait pour cette deuxième explication. De plus, il est possible que l'amassement de particules fines dans les anfractuosités linéaires horizontales que colonise la végétation, créent des microsites plus proches de celles des remblais que celles des falaises.

5.4.2.3.1 modèle de facilitation versus modèle de tolérance

L'enrichissement des stades III sur plateformes avec une absence de végétation sur les sites jeunes pourrait être interprétée comme un modèle de facilitation dans lequel la présence des premières espèces pourraient jouer un rôle attractif pour les insectes et les oiseaux et favoriser la dissémination de nouvelles espèces. Or le manque de données sur le mode de dissémination et les stratégies adaptatives pour la plupart des espèces impliquées dans la colonisation des plateformes, empêche de conclure catégoriquement sur ce point. Il est d'autant plus difficile de caractériser la dynamique avec un modèle de succession prédéfini, puisque la principale contrainte à la colonisation est une contrainte liée à la disponibilité de l'espace « potentiellement » exploitable par la végétation (microfissures) (pl.9). Toujours est —il que sur ce type de biotope néoformé, qui n'a pas d'équivalent dans la nature, la désignation d'un écosystème de référence est difficile. La succession est très lente sur les pas de temps étudiés (25 ans), et les stades III qui correspondent aux sites vieux, semblent coïncider avec des phases de début de succession. En effet, sur les substrats formés de roches lisses l'apparition du couvert végétal semble très lente et conditionnée uniquement par la présence de fissures (Le Duc 1985; Coumoul & Mineau 2002).

Les processus de succession sont ceux d'une succession primaire sur un milieu neuf qui doit entièrement être assurée par la végétation environnante.

Globalement, la dynamique de recolonisation sur les carrières peut être matérialisée par une succession en trois phases en relation avec l'âge d'abandon depuis l'arrêt de la perturbation. Toutefois le facteur « âge d'abandon », joue un rôle moindre que celui de la pluviométrie et la situation du relevée dans la carrière, pour expliquer la composition floristique. Les phénomènes de succession spécifique diffèrent en fonction du biotope : ils suivent un modèle mixte de tolérance initiale sur les remblais, qui serait suivie par un modèle de facilitation. Il est probable que les mécanismes de succession soient ceux d'une succession secondaire. Sur les falaises, la contrainte est principalement liée aux conditions stressantes de l'habitat avec un turn-over spécifique élevé. Les mécanismes de successions sont ceux d'une succession primaire. Sur les plateformes, la principale contrainte à l'installation et au développement des espèces est une contrainte d'espace « potentiellement exploitable » et par suite peu de conclusions peuvent être tirée au sujet du modèle de succession qui s'opère. Toutefois on pourrait supposer une succession primaire très lente sur un modèle de facilitation. L'organisation et la structure des communautés végétales sur les écosystèmes carrières semblent indépendants du facteur « pluviométrie/étage de végétation ». En effet les traits de vie étudiés et le spectre biologique le long de la succession sont semblables, indépendamment de l'étagement bioclimatique. La trajectoire est sensiblement comparable sur les différents biotopes avec une prépondérance de l'anémochorie et de la stratégie SR parmi les espèces impliquées dans ces processus. Toutefois, le spectre biologique semble différent en fonction de la situation d'un relevé avec une dominance de chaméphytes et de thérophytes tout le long de la succession sur les falaises et les plateformes et une évolution allant de communautés thérophytiques à des communautés thérophyto-chaméphytiques sur les remblais.

Chapitre 6. De l'écologie de la restauration vers une stratégie d'intervention en milieu méditerranéen

Ce chapitre a pour objectif de proposer une méthodologie d'application pour des interventions concrètes en écologie de la restauration. Les résultats présentés dans les chapitres IV et V ont permis de mieux comprendre la composition et la structuration des groupements végétaux en réponse aux principaux facteurs de l'environnement. Face à la multiple hétérogénéité et à la complexité de l'écosystème « carrière », quelle serait la stratégie de restauration la plus adaptée ?

6.1 L'interface scientifique/pratique et ses implications en restauration écologique

L'écologie de la restauration est une science de l'intervention qui se situe à l'interface entre les concepts d'écologie des écosystèmes et la biologie des plantes d'une part, et l'ingénierie du paysage d'autre part. Si les connaissances scientifiques dans le domaine de l'écologie de la restauration sont diffusées dans des revues spécialisées, les acquis de l'ingénierie écologique sont plus disparates ou restent confinés dans des rapports plus ou moins accessibles. Cependant, l'augmentation conséquente des publications dans le domaine de l'écologie de la restauration permet d'avoir une idée de l'état d'esprit de la communauté scientifique vis à vis des applications pratiques dans la « remise en état » des espaces dégradés. Parmi les différentes interrogations qui se posent au restaurateur, quatre questions principales se dégagent :

- 1. faut il intervenir ou laisser faire la nature ?
- 2. où faut il intervenir?
- 3. comment faut -il intervenir?
- 4. quelles espèces faut-il utiliser?

En préambule et avant de proposer une stratégie d'intervention issue des résultats des analyses présentées dans cette thèse, une discussion sur ces quatre questions est indispensable.

6.1.1 Faut – il intervenir ou laisser-faire la nature ?

D'après Jordan *et al.* (1987), « les pratiques en restauration sont les tests de validation des théories en écologie ». Il est possible d'envisager la restauration d'un site selon trois éventualités : (1) avoir recours à la recolonisation spontanée, (2) choisir des mesures techniques pour intervenir sur le milieu ou (3) opter pour une attitude mixte qui consiste à orienter la trajectoire spontanée de succession par des interventions ciblées (Prach 2003).

La recolonisation spontanée peut dans certains cas, et dans certaines conditions environnementales représenter une alternative efficace pour la cicatrisation d'un site dégradé (Bradshaw 1997; Cullen *et al.* 1998; Frochot 2000; Prach & Pysek 2001; Tekle 2001). Les pas de temps impliqués dans ce processus sont généralement assez long de l'ordre de 15 à 25 ans. Des études en zone bioclimatique océanique (en Normandie française) ont estimé le temps nécessaire à la colonisation spontanée par la végétation d'une carrière calcaire de 6 ha à près de 36 ans, et pour une superficie de 0,2 ha à 12 ans (Boulet 1996). En zone méditerranéenne, il semble difficile de calculer la vitesse de recolonisation spontanée en fonction de la fermeture du milieu, étant donné que les conditions environnementales (climatiques et édaphiques) rendent les impacts des pressions anthropiques d'autant plus perceptibles.

Les écosystèmes méditerranéens sont définis par des critères thermo hydriques qui vont déterminer la caractérisation des paysages (Daget 1977; Di Castri 1981; Quézel & Médail 2003). Les conséquences écologiques majeures qui en découlent sont particulièrement notables au niveau (1) de l'adaptation des végétaux à la sécheresse estivale et aux variations brutales de températures notamment en hiver, (2) de l'accélération des processus érosifs et du lessivage des horizons humifères et (3) de l'amenuisement progressif de la réserve en eau disponible. De plus, la topographie accidentée des versants, et l'hétérogénéité des micro climats induisent une diversification du couvert végétal et la création d'un paysage très fragmenté (Quézel & Médail 2003). Par conséquent, ces contraintes peuvent également limiter ou freiner la dynamique de recolonisation spontanée sur les milieux dégradés. C'est pourquoi, de nombreux auteurs considèrent qu'il est indispensable en milieu méditerranéen de prévoir une certaine planification de l'intervention notamment pour orienter et accélérer les processus de succession naturelle le long de la trajectoire de recolonisation (Le Dain et al. 1988a; Le Floc'h et al. 1998; Le Houérou 2000). Par opposition, certaines études ont révélé que la dynamique spontanée sur des espaces dégradés pouvait aboutir à une richesse spécifique importante, avec l'implantation d'espèces rares ou protégées (Vela 2002). Face à cette dualité apparente, la réponse à la question intervenir ou laisser- faire, dépend surtout des exigences des aménageurs et du devenir du site.

6.1.2. Où intervenir?

Dans l'optique où une intervention est décidée, il reste à savoir concrètement où intervenir. Dans cette configuration, il est nécessaire de sectoriser les zones dégradées afin d'intervenir de façon ciblée en fonction des exigences locales. Le potentiel des zones dégradées en tant que site d'« accueil » pour les espèces rares ou à haute valeur patrimoniale, doit peser lourd et orienter cette sectorisation. En effet, dans une perspective de conservation de la biodiversité, une des préoccupations primordiales est de localiser et de protéger les « potentiels sites refuges » contre une intervention systématique qui aurait pour conséquence une baisse de la qualité biologique. Ceci sous-entend que l'intervention devrait être menée sur des zones affichant après évaluations (relevés floristiques, topographie, exposition etc.) peu de potentiel écologique et où une végétation « banale 11 » principalement rudérale pourrait s'installer. L'intervention en écologie de la restauration peut relever donc d'une nécessité écologique telle que la conservation de la diversité, ou la réintroduction d'espèces menacées, mais relève également d'une exigence d'aménagement pour l'intégration paysagère et la stabilisation superficielle des substrats (Coumoul 1994; Khater 1999; Coumoul & Mineau 2002).

Il ne semble pas évident de déterminer *a priori* les zones où l'intervention serait recommandée, mais en fonction de la planification du « devenir » d'un site, et en tenant compte des implications budgétaires, une stratégie d'intervention est avant tout ciblée et adaptée au cas par cas.

6.1.3. Comment intervenir?

L'écologie de la restauration est une science encore jeune et, jusqu'à récemment, les espaces naturels étaient encore traités comme de véritables « jardins grandeur nature » : améliorer le substrat, amender les sols, fertiliser, arroser, etc.

Pratiquement, le but d'une intervention est avant tout d'assurer une stabilisation superficielle des substrats, et en corrolaire, une intégration paysagère. Le but donc, d'une restauration réussie, est de présenter une solution permanente, auto suffisante et relativement peu onéreuse.

L'initiation et la mise en place d'un couvert végétal ou revégétalisation peut représenter une alternative durable, efficace et peu coûteuse. Elle permet de limiter l'érosion superficielle par l'enracinement des plantes, et d'amorcer une cicatrisation visuelle. Dans le cas des sols

¹¹ On qualifie de végétation banale, les groupements spécifiques couramment rencontrés dans les écosystèmes voisins.

pollués, elle permet par phyto-remédiation, l'assainissement des substrats (Tordoff *et al.* 2000).

En milieu méditerranéen, les interventions basées sur l'amélioration des propriétés du solsupport et l'utilisation d'espèces de plantes de pâturage ou d'ornement, relevaient beaucoup plus du lexique horticole que écologique. Elles ont résulté en des interventions souvent très coûteuses et assez fugaces. Les premières solutions efficaces en milieu méditerranéen français ont été apportées par le recours à un matériel végétal plus approprié et mieux adapté aux conditions d'accueil. Cela implique l'utilisation privilégiée d'espèces indigènes présentes spontanément dans la végétation naturelle (Mineau & Puech 1985, 1987a; Coumoul & Mineau 2002).

La présence spontanée d'une espèce confirme qu'elle répond aux conditions d'implantations, la migration, l'installation et l'adaptabilité aux conditions locales (MacMahon 1987; Bradshaw 2000; Martin & Puech 2001). Son installation et son développement optimal sont probablement entravés par des facteurs locaux. La présence d'une espèce dans un des relevés d'un groupe, prouve son adaptabilité aux conditions de ce site (pluviométrie, situation topographique, etc.). Son absence d'autres relevés dans les mêmes conditions, révèlerait sa non disponibilité dans la pluie de graines issue de la végétation environnante (Boulet 1996). En effet, l'implantation et le développement d'une espèce sont dépendants avant tout de la facilité d'accès de cette espèce au lieu concerné (Ash *et al.* 1994; Coulson *et al.* 2001).

Les techniques de revégétalisation permettent de palier au déficit semencier résultant des problème de dispersion de l'espèce, par un apport exogène de matériel biologique (notamment des semences) à un milieu qui en est pauvre ou dépourvu (Brofas & Varelides 2000; Brofas & Karetsos 2002b; Martin *et al.* 2002; Pywell *et al.* 2002). Parmi les techniques disponibles en bio—ingénierie, l'hydroseeding représente une méthode efficace, particulièrement adaptée aux zones escarpées et aux grandes surfaces (pour une revue voir (Schiechtl & Stern 1996; Tordoff *et al.* 2000) (annexe 34).

Dans un contexte hors méditerranéen, l'intervention conventionnelle par plantation d'arbustes et d'arbres peut donner de bons résultats en complément des semis. Toutefois, en conditions difficiles, Shiechtl & Stern (1996), Bradshaw (1997) et Coumoul & Mineau (2002) recommandent, le recours aux semis non seulement pour les herbacées mais aussi pour les chaméphytes et les ligneux. Lorsqu'elles sont plantées, de telles espèces réagissent difficilement au stress environnant, l'énergie de la plante étant consacrée au maintien plutôt qu'au développement. Le recours au semis permet d'assurer dès la germination des conditions *in situ* de sorte que les individus ayant réussi à germer et à s'installer poursuivront leur croissance sans assistance (Mineau 1988, 1989; Brofas & Varelides 2000; Martin *et al.*

2002). De plus, cette méthode permet de se rapprocher autant que possible de l'écologie originelle de la plante.

6.1.4. Quelles espèces utiliser?

Bailey & Gunn (1992) et Bradshaw (1997) suggèrent que le choix d'espèces pour la revégétalisation doit être inspiré de l'analyse de la trajectoire naturelle de recolonisation à partir des groupements floristiques observés *in situ*. Le succès de l'intervention dépend du choix des espèces utilisées dans le mélange de semis selon les principes de: l'intégrité biologique, la compétitivité locale et la disponibilité en semences en termes de faisabilité économique et biologique (Bradshaw 1993; Pywell *et al.* 2002; Khater *et al.* 2003; Pywell *et al.* 2003). La composition des écosystèmes environnants ainsi que la distance aux semenciers sont également des paramètres qui peuvent être déterminants dans l'éventualité qu'une espèce soit effectivement ou pas introduite dans le mélange de semences (Tsuyuzaki & Del Moral 1995; Palmer *et al.* 1997).

D'un point de vue pratique cela se manifeste selon deux possibilités :

- (1) une alternative d'intervention lorsque l'espèce est présente sous forme de semenciers dans les abords directs du site dégradé (disponibilité) et son installation et son développement sont rendus probables par la présence d'individus épars de cette espèce dans des milieux analogues (adaptabilité). Dans ce cas, l'apport en semis pourrait servir à augmenter le potentiel d'installation de l'espèce.
- une obligation d'intervention lorsqu'il s'agit de renforcer la présence d'une espèce du fait l'absence de semenciers dans les abords directs. Le potentiel de l'espèce à l'installation et au développement étant confortés par la présence de cette espèce dans des sites analogues (adaptabilité mais non disponibilité).

Cependant, le choix des espèces suppose également une dimension économique qui peut parfois se révéler assez contraignante. Certaines des espèces « à fort potentiel » produisent peu de graines ou sont difficiles à multiplier, c'est pourquoi l'ingénierie écologique (Mineau & Puech 1987b; Le Dain *et al.* 1988a; Mineau 1988; Coumoul & Mineau 2002) fait souvent appel à des espèces à large spectre écologique pouvant coloniser des milieux variés, ce qui rejoint la notion écologique d' « espèce généraliste » (Pywell *et al.* 2003).

En terme de biologie des espèces, Barron *et al.* (1996) ont admis que les larges graines ont un taux d'établissement meilleur que les petites graines. Coumoul & Mineau (2002)

soulignent l'inutilité d'introduire des thérophytes par apport exogène puisque ces espèces naturelles de la friche annuelle méditerranéennes seront soit présentes d'elles mêmes dans le milieu lorsque celui leur sera favorable. Ces espèces annuelles constituent la flore banale des milieux abandonnés, les spécificités locales en terme d'intérêt floristique s'exprimant plus librement avec les herbacées pérennes.

La réussite des espèces méditerranéennes via une collecte de graines dans la nature a commencé en France par Spartium junceum; Cercis siliquastrum; Pinus halepensis, Salvia officinalis; Thymus vulgaris; Viburnum tinus (Coumoul & Mineau 2002). Une expérience d'une quinzaine d'années en milieu méditerranéen français tant dans le domaine scientifique (Mineau & Puech 1985; Martin 1994; Coumoul & Mineau 2002; Martin et al. 2002) que dans le milieu industriel (comm. orale) ont prouvé la réussite de taxons tels que Brachypodium phoenicoides, Dactylis glomerata, Melica ciliata, Lotus corniculatus, Medicago minima, Helichrysum stoechas, Salvia officinalis, Silene vulgaris, Sedum album, Plantago coronopus, Sanguisorba minor, Thymus vulgaris et Coronilla glauca.

Sanguisorba minor, Trifolium subterraneum, Spartium junceum et Pinus nigra ont donné de bons résultats en terrains post miniers en Grèce, alors que Dactylis glomerata, Festuca arundinaceae et Melilotus officinalis ont montré de faibles développements après semis (Brofas et al. 2000; Brofas & Karetsos 2002a). Des références plus techniques (Mineau 1988, 1989) recommandent l'utilisation de Brachypodium ramosum, Spartium junceum et Thymus vulgaris pour les zones thermo méditerranéennes française et Plantago lanceolata, Sanguisorba minor et Bromus erectus pour le méso méditerranéen. Dans le but de restaurer le capital azoté dans le sol, Bradshaw (1997) recommande l'utilisation des Fabaceae pérennes, plus spécialement Lotus corniculatus et Medicago sativa. Une utilisation systématique des légumineuses (N-fixatrices) dans le but de faciliter les premières étapes de la succession, peut avoir des résultats contradictoires lorsque ces espèces agissent en tant que compétitrices sur les ressources disponibles dans le milieu (Walker 1993; Jochimsen 2001).

6.1.5 Biologie et choix des espèces

La planification d'un projet de restauration implique la prise en compte des aspects économiques, agronomiques et écologiques. La dimension écologique entraîne le restaurateur à choisir des **espèces indigènes**, naturellement présentes dans le milieu environnant, aussi bien que des espèces **adaptées** aux conditions locales. Le choix intéresse également des espèces pérennes (herbacées ou chaméphytes) et des espèces dont le système racinaire soit assez développé pour permettre la protection du substrat

contre l'érosion superficielle surtout en saison de pluies. La contrainte économique impose le choix d'espèces **disponibles** ou du moins potentiellement disponibles sur le marché, ainsi que le choix d'espèces à **large spectre écologique** qui pourront se développer sur plus d'un type de substrat. Ce qui aura pour conséquence principale de limiter le nombre d'espèces à intégrer dans le mélange de graines et d'obtenir une plus grande rentabilité de la production des semences. Les objectifs agronomiques, sont basés sur le choix d'espèces « **faciles à produire** ». Cela concerne des espèces qui ont une bonne productivité, une bonne viabilité et une bonne germination des graines.

Un schéma récapitulatif (fig.62) des différents paramètres déterminants dans le choix des espèces a été réalisé en tenant compte des échanges verbaux avec des producteurs de semences, ingénieurs du paysage (H.Mineau, comm orale) et d'après des compilations bibliographiques consultées à ce sujet (Bradshaw 1987, 1988; Weiher *et al.* 1999; Bradshaw 2000; Coumoul & Mineau 2002; Martin *et al.* 2002). Il représente une grille de sélection d'une espèce en fonction de certaines propriétés biologiques et physiologiques à partir de laquelle une espèce pourra être considérée comme « bonne » « acceptable » ou « rejetée».

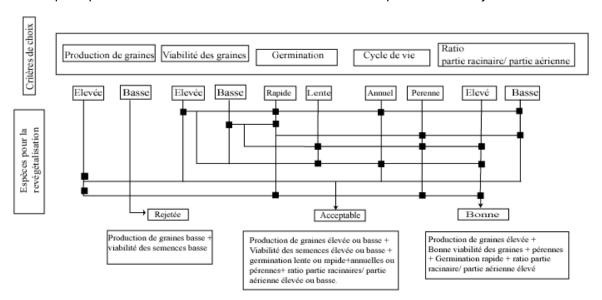


Figure 62 : schéma récapitulatif des critères intervenants pour la validation du choix d'une espèce pour des interventions en écologie de la restauration.

Si depuis une dizaine d'années, l'utilisation des « espèces méditerranéennes » est bien développée en France, on constate que peu d'espèces peuvent prétendre répondre à toutes ces conditions simultanément, et le producteur est souvent contraint de privilégier certains aspects au dépens d'autres (H. Mineau, comm orale). Par exemple, parmi les espèces produites en France méditerranéenne *Plantago coronopus* et à degré moindre *Sanguisorba minor* donnent toute satisfaction : une bonne productivité acquise souvent dès la première

année de culutre au champ, une germination convenable et une belle capacité, ensuite, à s'installer dans tous types de terrains. A l'inverse *Astragalus Monspessulanus* produit peu de graines qui plus est assez difficile à récolter, cela conduit jusqu'à ce jour à écarter cette espèces. Entre ces deux extrêmes, l'exemple des *Sedum sp.* saxicoles. Ils germent bien, s'installent efficacement dans les rocailles sèches mais leur culture aléatoire et la récolte problématique de leurs graines presque microscopiques engendrent des coûts de production fort élevés. L'emploi de ces espèces très spécialisées doit donc être réservé à leurs milieux de prédilection.

6.2 Stratégies pour l'écologie de la restauration sur les carrières calcaires au Liban.

Proposer une stratégie en écologie de la restauration pour les carrières calcaires au Liban, consiste à embrasser à la fois des complexités d'ordre écologiques, économiques et sociales. Aujourd'hui, le paysage est celui d'une multitude de « crevasses » dispersées aux flancs des montagnes. Cette réalité quoique désolante, apporte une richesse d'information sur le plan de la connaissance du fonctionnement des écosystèmes dégradés.

Les observations et les analyses menées au cours de cette thèse, ont permis de mettre en évidence que la colonisation spontanée s'opérait bien sur les carrières. Cependant, la régénération naturelle qui permettrait une intégration paysagère conséquente, a lieu de façon très lente. Vu l'ampleur du problème « carrière » au Liban, et dans un contexte où les pouvoirs publics prennent de plus en plus conscience de la nécessité de préserver et/ou restaurer l'intégrité de l'environnement, l'urgence est de mise. Dans cette optique, le recours à une « intervention » est inévitable. En effet, des initiatives d'organismes publics et privés commencent déjà à voir le jour.

Comme le disait si bien Confucius « de petites impatiences peuvent ruiner des grands projets ». Le caractère urgent de la situation fait que des précipitations peuvent se produire et provoquer de graves aberrations écologiques : introductions d'espèces allochtones qui peuvent à terme devenir envahissantes ou tout simplement une inadaptabilité des espèces utilisées aux conditions locales, conduisant à une perte des ressources naturelles et économiques ou quelquefois à une « articificialisation » du milieu.

Ayant pris conscience de l'ensemble des contraintes pouvant conduire à une bonne ou mauvaise restauration écologique, nous proposons dans ce qui suit une stratégie d'intervention ciblée, en adéquation avec la spécificité du système « carrière ».

Le système carrière se compose de trois types de biotopes (falaises, plateformes, remblais) nécessitant pour chacun d'eux une prise en considération particulière. La question qui se pose se résume à : faut-il intervenir ou pas sur les falaises, sur les plateformes et sur les remblais?

Les falaises

Les falaises représentent un milieu particulier pouvant, dans la nature, accueillir une flore saxicole et/ou rupicole dont la richesse peut être particulièrement intéressante (Anon 1991; Frochot 1993; Boulet 1996; Frochot 2000), surtout en zone méditerranéenne (Coumoul & Mineau 2002). La présence de falaises naturelles semble être une constante paysagère dans les écosystèmes méditerranéens. La flore qui les colonise présente une diversité biologique élevée pouvant jouer un rôle majeur dans des perspectives en biologie de la conservation.

Sur les carrières au Liban, les murs de front sont taillés à la verticale, affichant donc une certaine analogie topographique avec les falaises naturelles. Les résultats présentés au cours de ce travail (cf chap IV), ainsi que ceux de Cullen *et al.* (1998) ont montré la similitude entre la composition floristique des falaises des carrières (ED) et celle des écosystèmes de référence (falaises du milieu naturel).

Au Liban, les études traitant de la valeur écologique potentielle des carrières sont quasi inexistantes. Par conséquent, il n'est pas possible d'attribuer *a priori* un rôle « conservatoire » à de tels sites. Néanmoins, on peut aisément supposer que les falaises des carrières peuvent, comme les falaises naturelles, servir de zones refuges pour des espèces rares ou endémiques. Tel est le cas par exemple de *Centaurea speciosa, Galium canum, Asperula libanotica, Tracheliopsis tubulosa* et *Onosma frutescens* observées sur des murs de fronts de certaines carrières.

Les falaises représentent de par leur configuration particulière des sites présentant une capacité à héberger des espèces qui leur sont propres, le plus souvent des espèces endémiques ou rares. Il est par suite indispensable, lors de la planification d'un projet de restauration de ménager l'intervention afin d'éviter de perturber l'habitat.

L'intervention, à moins qu'elle ne soit dictée par des impératifs d'aménagement, devrait être évitée sur ces biotopes.

Les plateformes

Sur les plateformes, nos résultats ont montré que les espèces ne s'installaient que dans les anfractuosités. Par opposition aux plateformes qui ont été crées dans des zones tempérées

et qui ont montré une grande diversité écologique (Anon. 1991), la succession sur les plateformes au Liban est très lente avec une végétation très disparate. La nature semble impuissante à assurer d'elle même la cicatrisation de ces plateformes. Par conséquent, afin de réduire l'ampleur de ces biotopes extrêmement dégradés, une intervention est indispensable. Cependant, pour pouvoir rendre de tels milieux plus accueillants à la végétation, il faut planifier des opérations de décompactage du substrat (Le Duc 1985; Anon 1991; Sionneau 1993) associés ou non des apports exogènes de sols. Ces opérations visant à remodeler le milieu demandent la mobilisation d'investissements colossaux.

Une autre vocation des plateformes pourrait concerner leur réaffectation à des usages récréatifs tels que des aires de pique-nique, parkings etc. Cette alternative moins onéreuse demande toutefois la mise en place d'infrastructures d'accueil dans un espace sécurisé.

Les Remblais

Nos résultats montrent que les remblais présentent toutes les caractéristiques pouvant permettre de mettre en place une stratégie d'intervention efficace et économiquement faisable. D'un point de vue composition et structure de la végétation, la dynamique de succession s'opère en trois phases distinctes en relation avec l'âge d'abandon du site. Une première phase sur les remblais jeunes dominée par les thérophytes et une colonisation de plus en plus importante des ligneux (chaméphytes et phanérophytes) avec le temps (stades I, II et III). Les premières années sont donc prioritairement concernées par un cycle d'occupation du substrat régi par le développement des annuelles. Ces espèces vont germer au printemps, croître en été et disparaître en automne, au moment où les averses successives entraîneront progressivement des érosions de plus en plus importantes.

Nous avons démontré que la mise en place d'un couvert d'herbacées pérennes ou de chaméphytes pouvant assurer une stabilisation du substrat par leur système racinaire et une occupation de l'espace en hiver, n'avait lieu qu'à partir de 5 ou 6 ans selon les conditions locales. L'analyse de la succession spécifique sur les remblais a montré que cette dynamique suivait un modèle de tolérance sur les premières années (0-15 ans) où toutes les espèces peuvent occuper l'espace selon leur chronologie d'installation et indépendamment des conditions du milieu. Nous avons également montré un enrichissement du milieu par des espèces annuelles qui continuent d'occuper le milieu jusqu'aux stades II (10-15 ans). Dans cette configuration, une espèce (chaméphyte ou hémicryptophyte) qui arriverait trop tard durant la belle saison (printemps/été) aura du mal à s'installer, la plus grande partie de l'espace étant occupée par des thérophytes. Durant l'hiver, après la disparition des annuelles, l'espèce en question ne trouvera plus les conditions nécessaires à sa germination. Par ailleurs, les thérophytes qui colonisent les remblais sur les carrières sont

dans leur majorité de stratégies stress-rudérales (SR). D'après Grime (2002) ces espèces sont caractérisées par un investissement important des ressources vers la reproduction et la dissémination. Par conséquent, on pourrait en déduire qu'à égalité de chances d'arriver sur le même site (sur la carrière), en même temps, les espèces SR germeront et s'installeront plus vite, limitant ainsi les chances d'installation des autres espèces. De surcroît, ces espèces sont généralement capable d'une production importante de graines qui va leur permettre de décupler leurs possibilités d'arriver sur les lieux en pionnières et occuper ainsi l'espace aux dépens des autres.

La trajectoire naturelle arrive donc, d'elle même à assurer la mise en place d'un écosystème viable et interactif avec les écosystèmes avoisinants. Toutefois, le couvert végétal qui se développe de manière spontané est assujetti à la prépondérance des annuelles, pouvant entraver la succession en retardant l'installation et le développement des espèces pérennes.

Dans cette configuration, l'intervention sur remblais viserait à orienter la colonisation par l'intégration anticipée d'espèces pérennes dans le processus. Il s'agit principalement de « court-circuiter » la phase thérophytique et de favoriser l'installation précoce des espèces qui pourront assurer une auto-gestion du système. Autrement dit, il s'agit de permettre aux espèces des stades II (5-15 ans) de s'installer plus tôt par apport exogène, dès l'abandon du site, des semences d'espèces choisies. En France méditerranéenne, ce type d'opérations par revégétalisation sur les talus autoroutiers a permis de gagner un laps de temps pouvant aller de 5 à 10 ans selon les milieux (Coumoul & Mineau 2002).

Une telle intervention permettrait de réduire les processus érosifs avec des enracinements permanents d'espèces pérennes et à long terme d'assurer une stabilisation des substrats et une meilleure intégration paysagère.

Quelles sont les espèces potentiellement intéressantes pour la revégétalisation des remblais ?

A ce stade de la réflexion, il est nécessaire de mettre en avant des critères qui permettront d'orienter de façon perspicace le choix des espèces à prendre en compte pour la revégétalisation des remblais. Nous ne prétendons nullement proposer des listes « recettes », ce qui aurait pour effet l'utilisation systématique des espèces préconisées et pour conséquence un risque élevé d'une banalisation du milieu.

Le choix des espèces s'articule autour de trois axes fondamentaux: les exigences écologiques, la faisabilité agronomique (biologie de l'espèce) et économique. Le manque de données disponibles sur la biologie et le comportement des espèces impliquées d'une part, l'absence de connaissance sur l'aspect économique d'autre part, représentent un handicap

majeur dans notre procédure de sélection. Par conséquent, nous nous attacherons principalement au volet écologique dans notre démarche sélective.

Les espèces « potentiellement intéressantes pour d'éventuelles opérations de révégétalisation », devraient être choisies en réponse aux critères primordiaux de disponibilité dans le milieu environnant (notion d'espèces indigènes) et d'adaptabilité aux conditions locales (notion d'espèces pionnières). Ces espèces devront pouvoir s'installer et se développer sur des sites très dégradés (jeunes), mais subsister dans des conditions plus favorables dans les sites moyens et vieux, où elles devront faire face à la compétition et/ou aux stress. Il s'agit donc d'espèce dites « généralistes ».

La mixture de semences devra aussi comporter (1) des espèces herbacées « passe-partout », terme utilisé par Coumoul & Mineau (2002) pour exprimer le caractère « large spectre écologique de ces espèces qui auront pour rôle d'assurer rapidement un couvert végétal, et (2) des chaméphytes qui serviront de base pour la pérennisation du couvert végétal. Dans cette deuxième catégorie, il sera indispensable de prendre en compte des espèces spécialisées saxicoles ou rupicoles adaptées donc aux substrats caillouteux. Enfin nous pensons qu'il serait judicieux de choisir lorsque cela est possible des graines de petite taille qui pourront s'incruster plus facilement dans les anfractuosités rocheuses et entre les cailloux.

Dans les chapitres IV et V, nous avons mis en évidence l'importance du facteur pluviométrie/étage de végétation dans l'organisation des patrons de végétation au niveau espèce. Ce paramètre environnemental sera le fil directeur qui orientera au sens large l'intégration de telle ou telle espèce dans le mélange de semences qui sera appliqué sur les remblais selon le contexte bioclimatique. Nous rappelons que trois tranches pluviométriques avaient été distinguées dans l'analyse floristique des carrières : 700-1000, 1000-1200 et 1200-1500 mm.

Le tableau 24, résume les espèces ayant satisfait les principales exigences écologiques énoncées ci-dessus. Il contient d'une part les herbacées pérennes qui auront pour rôle d'assurer un développement rapide sur le site et d'autre part des espèces chaméphytes qui assureront la structure du couvert et de participer à la stabilisation du substrat par leurs systèmes racinaires. Malgré le manque de données disponibles sur la biologie et le comportement germinatif des espèces, nous en proposons quelques unes qui répondent aux conditions d'espèces généralistes pouvant: (1) se développer dans plusieurs marges de pluviométrie, (2) s'adapter à des situations très dégradées (sites jeunes) et se maintenir compétitivement jusqu'à des stades plus avancés (sites vieux). Dans cette configuration, nous avons principalement exploités le potentiel des espèces généralistes spécialement

pour les chaméphytes et les espèces particulières en terme d'herbacées pérennes. Ces dernières adaptées aux milieux dégradés présentent l'avantage d'assurer un développement rapide en conditions du site. Les espèces particulières ont des exigences soit en terme de pluviométrie, et leur utilisation se limiterait à un groupe de relevés bien particuliers. Par conséquent, leur production ne serait pas rentabilisable par leur large utilisation, ou bien elle seront inféodées à un stade particulier de la succession (I, II ou III) et leur implantation aurait moins de chances de réussite si elle sont incluses dans la mixture de semences. En ce qui concerne les espèces rares, nous préférons orienter la protection de leur habitat que préconiser leur introduction par semis.

L'écologie de la restauration est une science appliquée qui côtoie le monde de l'ingénierie de l'écologie dont le rôle consiste à intervenir sur le terrain pour « recréer la nature » ou « aider la nature à se recréer. Elle implique donc, des contraintes scientifiques dans le choix de la méthode d'intervention et des limites de faisabilité économique et de réalisation. Nous avons présenté l'état des lieux de la connaissance scientifique notamment par rapport à quatre questions de base pour la restauration écologique : intervenir ou pas ? Où intervenir ? Comment intervenir ? Et avec quelles espèces ? En un deuxième temps, et sur la base des résultats de l'analyse des trajectoires sur les différents types de situations nous avons proposé des stratégies d'intervention en fonctions de la complexité des exigences et des finalités (revégétalisation, conservation de la biodiversité, réaffectation...). L'environnement bioclimatique est un facteur déterminant dans l'orientation de la stratégie. La mixture d'espèces qui sera utilisé dans la tranche pluviométrique 700-1000 sera différente de celle utilisée dans la tranche 1200-1500 mm par exemple. En conclusion, les stratégies d'interventions mises en jeux, devront permettre dans le cas des remblais par exemple d'orienter et d'accélérer la succession végétale et de court-circuiter les premiers stades dominés par une végétation de thérophytes rudérales, peu cicatrisante. Les perspectives économiques d'une telle discipline pour le Liban s'inscrit dans une notion de développement durable qui répond à la fois aux logiques d'aménagement, participe au développement économique par la création d'une nouvelle filière et obéit aux règles du respect de l'environnement.

Synthèse et conclusion.

Les carrières, au moins celles du Liban, représentent un système écologique interactif dont nous avons montré la complexité. Les résultats mis en évidence ont permis d'identifier et de comprendre la composition des communautés végétales qui s'y développaient après l'arrêt des perturbations. Nous avons pu montrer que le paysage qui se met en place sur les carrières est issu de la combinaison dynamique, donc instable, d'éléments physiques, biologiques et anthropiques qui réagissent les uns sur les autres. Afin d'appréhender au mieux l'effet de ces interactions, nous avons proposé une approche verticale multi scalaire (du pays à l'espèce) et une approche horizontale interdisciplinaire.

Végétation environnante, disponibilité et adaptabilité des espèces

A partir de nos résultats nous avons pu souligner l'importance de la végétation environnante comme source de diaspores dans le processus de colonisation spontanée sur les carrières calcaires. Globalement, les espèces qui s'installent sur les carrières sont issues des écosystèmes avoisinants (ou environnants), révélant en corollaire le poids du complexe « pluviométrie/étage de végétation ». Les analyses ont permis de révéler la présence d'un certain nombre d'espèces généralistes intéressantes dans une perspective de restauration, et des espèces rares qui pourraient avoir des répercussions en biologie de la conservation. Les espèces qui colonisent les carrières sont des espèces adaptées à ce type de milieu dans le sens où ce ne sont pas toutes les espèces de l'écosystème avoisinant qui s'y développent. Toutefois, certaines espèces présentes dans les carrières sont absentes de la végétation environnante. Ces espèces, désignées comme étant des espèces particulières, proviennent probablement de milieux dégradés (bords de route, autres carrières etc.) situés dans les environs.

Un écosystème complexe composé de trois types de biotopes indépendants et en interaction.

L'exploitation des carrières sur roche calcaire au Liban a généré la mise en place de trois types de biotope ou situation : les **falaises**, les **remblais** et les **plateformes**. Ces biotopes sont caractérisés par des situations topographiques, substrats et inclinaisons qui les distinguent les unes des autres. Il s'opère une colonisation différentielle sur ces trois biotopes révélant le poids du **facteur situation** dans l'organisation de la végétation du système carrière. Même si nos analyses ne permettent pas de le démontrer directement, nous pensons qu'il serait probable d'envisager que les biotopes où la végétation semble bien

installée, jouent eux-mêmes un rôle en tant que source de colonisation et de dissémination de disapores vers les autres biotopes.

Pour chacun des biotopes nous avons cherché à définir son équivalent naturel par la caractérisation d'un écosystème de référence (ER). Cette approche écologique avait pour objectif de mieux cerner les processus dynamiques mis en jeu entre les carrières (ED) et le milieu naturel. La désignation d'un écosystème de référence a été une démarche essentielle mais complexe. En effet, les plateformes sont des écosystèmes néoformés sans équivalents dans la nature. Les remblais qui correspondent à des monticules de particules fines et grossières ont été rattachées aux pentes dans les milieux naturels, tout en ayant conscience des différences notoires qui existent entre eux. Les fronts de taille ont été assimilés aux falaises naturelles par analogies évidentes. Cette délimitation entre ER et ED nous a permis de souligner l'influence du facteur milieu (en dehors et dans les carrières) sur les groupements floristiques analysés.

Dynamiques et successions végétales sur les écosystèmes carrières

Par le biais d'une méthode fondée sur des analyses dendrochronologiques, historiques et de l'état morphologique général des sites (couverture végétale et marques d'exploitation), il a été possible d'assigner un âge relatif à chaque site. Nous les avons classé selon trois catégories d'âge : jeunes (< 5 ans), moyens (entre 5 et 15 ans) et vieux (15 et 25 ans). A partir de cette classification, nous avons pu caractériser des dynamiques de successions en trois stades sur les différents biotopes (remblais, falaises et plateformes). Ces dynamiques végétales s'opèrent au niveau des groupements d'espèces, mais également au niveau des combinaisons de traits de vie (types biologiques, modes de dissémination et stratégies adaptatives). Sur les remblais les différents processus écologiques observés font référence à une succession végétale probablement secondaire, avec un modèle intermédiaire de tolérance initial suivi de facilitation le long de la chronoséquence (jeunes → moyens → vieux). Sur les falaises, les successions sont de type primaire avec un une richesse spécifique élevée et un turn over d'espèces en relation avec les conditions stressantes du milieu qui est progressivement colonisés par des espèces adaptées (chaméphytes rupicoles). Sur les plateformes, les mécanismes de succession primaires suivent un modèle assimilable à de la facilitation où la contrainte principale à la colonisation est liée au manque d'espace potentiellement exploitable. De façon générale, les dynamiques de végétation sur les carrières s'opèrent selon des pas de temps relativement longs.

Restauration écologique et choix d'espèce.

Les carrières au Liban font figure d'un problème aux enjeux nationaux. Dans cette configuration, une stratégie de restauration basée sur une analyse précise et intégrée des exigences écologiques, économiques et agronomiques est indispensable. Nos investigations centrées sur la caractérisation des pressions environnementales sur les carrières, apportent des éléments de réflexion originaux et des orientations pour des interventions futures.

Les fronts de taille des carrières semblent être des lieux privilégiés pour le refuge d'espèce endémiques et rares. Ce type de biotope, représente un habitat à haut potentiel biologique pouvant jouer un rôle majeur dans une perspective de conservation de la biodiversité. Dans cette optique les interventions de restauration devront prendre en compte ce particularisme afin d'éviter tout perte écologique avec la destruction d'espèces à haute valeur patrimoniale.

Les **plateformes** sont des biotopes affichant une dégradation extrême. Leur restauration est vitale quoique coûteuse afin de redonner au paysage une certaine intégrité visuelle et écologique. La végétation est incapable de coloniser ces dalles inertes à part au niveau des anfractuosités disparates. Une intervention consisterait en un **décompactage de la roche** ou en un apport de sols afin de rendre ces biotopes plus accueillant à la végétation.

Les **remblais** sont naturellement colonisés par des espèces majoritairement thérophytes dans les stades jeunes et par des chaméphytes et phanérophytes dans les stades moyens et vieux. Une intervention sur les remblais viserait à **court-circuiter les phases thérophytiques**, en rendant disponible sur les sites jeunes, des semences d'espèces herbacées pérennes et des chaméphytes adaptés. L'introduction de telles espèces aura pour conséquence directe la mise en place d'un couvert végétal permanent et à long terme une stabilisation superficielle des substrats. Nous préconisons en fonction de l'ensemble des acquis de cette thèse, l'utilisation dans les mélanges de semences en majorité d'espèces généralistes indigènes saxicoles ou rupicoles telles que : *Salvia triloba, Ptilostemon chamaepeuce, Origanum syriacum, Stachys distans, Phagnalon rupestre* et *Putoria calabrica*. Il serait judicieux de prévoir dans la mixture des semences d'espèces herbacées « passe partout » comme *Hymenocarpus circinatus, Dactylis glomerata, Melica uniflora* et *Oryzopsis holciformis* afin d'assurer rapidement un couvert végétal.

L'intervention sur les remblais d'âge moyens et vieux, s'insèrerait dans d'une politique globale d'aménagement qui consisterait à augmenter la pluie de graines *via* la plantation de pieds mères qui joueront le rôle de semenciers. Néanmoins, ce volet appliqué sort du contexte de ce travail.

En conclusion les écosystèmes « carrières » sont des entités pouvant être assignées à des écosystèmes émergents définis comme étant « des écosystèmes qui se sont développé à la suite de changements des conditions, sociales économiques ou culturels induisant la mise en place de nouvelles communautés biotiques qui colonisent et persistent avec des répercussions sociales, économiques et sur la biodiversité » (UNESCO, 2003). Dans une perspective systémique, 12 nos investigations futures intégreront des approches complémentaires (système expert d'aide à la décision, caractérisation des traits biologique, test de germination et comportement des espèces in vitro et in situ) dans le but de mieux circonscrire la problématique « dynamique végétale dans les carrières au Liban ». Cette perspective de recherche ne prendra donc tout son sens que dans un cadre transdisciplinaire en collaboration avec des partenaires locaux et internationaux. Dans le cadre du programme CEDRE (France-Liban), nous avons en cours un projet de recherche intitulé «Réhabilitation écologique et conservation de la diversité floristique au Liban : cas des écosystèmes dégradés et/ou vulnérables» qui s'inscrit parfaitement dans une dimension interdisciplinaire.

_

¹² Les carrières sont assimilées à des systèmes complexes où interagissent des facteurs biotiques et abiotiques

(Grime 1979; White & Picket 1985; Tatoni 1992; Médail 1996; Hilton-Taylor 2000; Jauffret & Vela 2000; Raad 2002; Vela 2002; Shaban 2003)

Bibliographie

Abi Saleh, B.; Nasser, N.; Rami, H.; Safi, N.; Safi, S. & Tohmé, H. 1996. Flore terrestre. Etude de la biodiversité du Liban, République Libanaise, Ministère de l'Agriculture, PNUE. 3.

Abi Saleh, B. & Safi, S. 1988. Carte de la végétation du Liban au 1/500 000 et notice explicative. *Ecologia Mediterranea* 9: 123-142.

Abi Saleh, B. & Safi, S. 1990. La recherche phytoécologique: premiers résultats et perspectives. *Ecologia Mediterranea* **16**: 365-370.

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 Seine**. *Acta Oecologica* **19**(3): 275-284.

Allion, M. Y. 1993. Etude de la recolonisation des groupements végétaux calcicoles après extraction, en région Centre. L'aménagement et la réhabilitation écologique des carrières sèches, Beaune, France, Association Française de Ingénieurs Ecologues.

AME & CBNMP 2003. Plantes envahissantes de la région méditerrannéenne, Agence Méditerranéenne de l'Environnement; Conservatoire Botanique National Méditerrannéen de Porquerolles; Agence Régionale pour l'Environnement Provence Alpes Cote d'Azur.

Anon. 1991. **Etudes et recherches en écologie comtoise**. *Les Cahiers de l'Environnement* **10**: 34 pp.

Anon. 1991. **Typologie des carrières hors eau de Franche Comté**, Laboratoire d'écologie animale; Université de Franche Comté.

Aoudeh, S. 1974. **Geology of the area of Ain Dara**. Geology Department, American University of Beirut.

Arkadan, A. 1992. The geology, geomorphology and hydrogeology of the Damou-Awali area coastal and hinterland. Geology Department, American University of Beirut.

Arnal, M. G. 1993. La reconquête par le végétation spontanée des carrières de Fontainebleau. Approche de la dynamique végétale. recommandation pour une valorisation écologique. L'aménagement et la réhabilitation écologique des carrières sèches, Beaune, France, Association Française de Ingénieurs Ecologues.

Aronson, J.; Dhillion, S. & Le Floc'h, E. 1995. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology* **3**(1): 1-3.

Aronson, J.; Floret, C.; Le Floc'h, E.; Ovalle, C. & Pontanier, R. 1993. **Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems. I. A view from the South**. *Restoration Ecology* 1: 8-17.

Aronson, J. & Le Floc'h, E. 1995. Ecologie de la restauration, définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Societes* Hors série: 29-35.

Ash, H. J.; Gemmel, R. P. & Bradshaw, A. D. 1994. The introduction of native plant species on industrial waste heaps- a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology* **31**: 74-84.

Aspinall, R. J. 1995. **Geographic information systems: their use for environmental management and nature conservation**. *Parks* **5**: 20-31.

Austin, M. P. & Smith, T. M. 1989. A new model for the continuum concept. *Vegetatio* 83: 35-48.

Awad, H. 1983. Geomorphology, stratigraphy and hydrogeology of the Doha-Damour area and hinterland. Geology department, American university of Beirut.

Bailey, D. E. & Gunn, J. 1992. Landform replication research in two English limestone quarries. Achieving land use potential. 9 th Annual National meeting., Duluth, Minessota.

Barbaro, L.; Corcket, E.; Dutoit, T. & Peltier, J. P. 2000. Reponses fonctionnelles des communautés de pelouses calcicoles aux factuers agro-écologiques dans les préalpes françaises. *Can. J. Bot.* 78: 1010-1020.

Barron, P.; Bishop, G. & Dalton, G. 1996. **Regeneration of degraded mallee vegetation using direct seeding**. *Australian Journal of Soil and Water Conservation* **9**: 40-44.

Berger, J. J., Ed. 1988. Environmental restoration, Science and strategies for restoring the earth. Washigton D.C., Covelo, California, Island press.

Beydoun, Z. 1972. A new evaluation of the petroleum prospects of Lebanon with special reference to the Pre-Jurassic. 18th Arab Pet. Cong., Algeria.

Beydoun, Z. 1977. **Petroleum prospects of Lebanon: re-evaluation**. *American Association of Petroleum Geologists* **61**: 43-64.

Beydoun, Z. 1988. The Middle East: Regional Geology and Petroleum Resources. London.

Blanfort, V. 1996. Agro-écologie des pâturages d'altitude à l'île de La Réunion. Pratiques des éleveurs et durabilité des ressources herbagères dans un milieu à fortes contraintes, Université Paris XI.

Bou Kheir, R.; Girard, M. C. & Khawlie, M. 2001a. Impact des activités humaines sur l'érosion hydrique des sols dans la région côtière montagneuse du Liban. Sécheresse 12(3): 157-165.

Bou Kheir, R.; Girard, M. C.; Shaban, A.; Khawlie, M.; Faour, G. & Darwish, T. 2001b. Apport de la télédétection pour la modélisation de l'érosion des sols dans la région côtière du Liban. *Télédétection* 21: 91- 102.

Boulet, L. 1996. Approche phytoécologique de la dynamique des végétations primaires dans les carrières de roches massives, Univeristé de Rennes I.

Bouroche, J. M. & Saporta, G. 1980. L'analyse des données. Paris, Press Universitaires de France.

Bourquin-Mignot, C. & Guibal, F. 1999. **La dendrologie**. La botanique. Ferdière, A., Errance.

Box, E. O. 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* **7**: 309-320.

Bradshaw, A. 1997. **Restoration of mined lands - using natural processes**. *Ecological Engineering* **8**: 255-269.

Bradshaw, A. D. 1987. **The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems**. Restoration Ecology: a synthetic approach to ecological research. Jordan III W. R., G., M. E., Aber, J. D., Cambridge.

Bradshaw, A. D. 1988. **Reclamation of land and ecology of ecosystems**. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Aber, J. D., Cambridge University Press.

Bradshaw, A. D. 1993. **Understanding the fundamentals of succession**. Primary succession. Walton, D. W., Blackwell Scientific publications.

Bradshaw, A. D. 2000. The use of natural processes in reclamation- advantages and difficulties. *Landscape and urban planning* **51**: 89-100.

Braun-Blanquet, B. 1932. **Plant sociology. The study of plant communities**. New York, London, Hill Book Company.

Brocard, D.; Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. **Partialling out spatial component of ecological variation**. *Ecology* **73**(3): 1045- 1055.

Brofas, G.; Andreou, G.; Varelides, C. & Mantakas, G. 2000. The effect of trees and shrubs on lands disturbed by mining in the West. New forest for a changing world. 3rd conference on mineral resources, Athens.

Brofas, G. & Karetsos, G. 2002a. **Revegetation of mining spoils by seeding of woody species on Ghiona mountain, central Greece**. *Land Degradation & Development* **13**: 461-467.

Brofas, G. & Karetsos, G. 2002b. **Revegetation of mining spoils by seeding of woody species on Ghiona Moutain, Central Greece**. *Land Degradation and Development* **13**: 461-467.

Brofas, G. & Varelides, C. 2000. **Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece**. *Land Degradation & Development* **11**: 375-382.

Burrows, C. J. 1990. Processes of vegetation change. London, UK, Unwin, Hyman.

Cairns, J. J. 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. *Environmental Professional* 11: 152-159.

Canaan, G. 1992. The hydrogeology of western slopes and coastal plan of Zaharani-Awali region. Geology Department, American University of Beirut.

Chabal, L.; Fabre, L.; Terral, J. F. & Théry-Parisot, I. 1999. **L'anthracologie**. La Botanique. Errances.

Chessel, D.; Dodélec, S. & Champely, S. 1997. **Triplet d'analyse des correspondances**, Université Lyon I.

Chessel, D.; Lebreton, J. D. & Yoccoz, N. 1987. **Propriétés de l'analyse canonique des correspondances. Une utilisation en hydrobiologie**. *Revue de Statistiques Appliquées* **35**(4): 55-72.

Connell, J. H. & Slayter, R. O. 1977. **Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization**. *American naturalist* **111**: 1119-1144.

Coulson, S. J.; Bullock, J. M.; Stevenson, M. J. & Pywell, R. F. 2001. Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* **38**(1): 204-216.

Coumoul, H. 1994. Nature et paysage sur le réseau des autoroutes du sud de la France. Coll. Journées techniques de la route. Route Innovation Environnement.

Coumoul, H. & Mineau, H. 2002. **Jardins de l'autoroute. Histoire de graines, d'herbes et de rocailles**, Actes Sud.

Cullen, W. R.; Wheater, C. P. & Dunleavy, P. J. 1998. **Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK**. *Biological Conservation* **84**: 25-33.

Daget, P. 1977. Le bioclimat méditerranéen: caractères généraux, modes de caractérisation. *Vegetatio* **34**(1): 1-20.

Daget, P. & Godron, M. 1982. Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés. Paris, Masson.

DAGG 1963. Carte topographique à 1/50 000. République Libanaise, Beyrouth, Direction des affaires géographiques et géodésiques.

de Ruffray, P.; Brisse, H.; Grandjouan, G. & Garbolino, E. 1998-2001. **Sophy base de données phytosociologiques**, http://sophy.u-3mrs.fr/.

Del Moral, R. & Wood, D. M. 1993. Early primary succession on the volcano Mount St Helens. *Journal of Vegetation Science* 4: 223-234.

Desselle, J. L. 1990. Analyses multivariées sous contraintes: présentation à partir d'exemples, réalisation à partir du logiciel BIOMECO. CEFE, Univeristé Montpellier II.

Di Castri, F. 1981. **Mediterranean type shrublands**. New York, Elsevier Scientific Publishing.

Dodélec, S.; Chessel, D.; Ter Braak, C. J. F. & Champely, S. 1996. **Matching species traits to environmental variables: a new three table ordination method**. *Environment Ecology and Statistics* **3**: 143-166.

Dubertret, L. 1953. Carte géologique au 1/50 000 de la Syrie et du Liban. 21 feuilles avec notices explicatrices, Beyrouth, Ministère des Travaux Publics.

Dubertret, L. 1955. Carte géologique au 1/20 000 de la Syrie et du Liban. 21 feuilles avec notices explicatrices, Beyrouth, Ministère des Travaux Publics.

Dubertret, L. 1966. Liban, Syrie et bordure des pays voisins: notes mem., Moyen Orient.

Duckworth, C. J.; Kent, M. & Ramsay, M. P. 2000. Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography? *Progress in Physical Geography* 24(4): 515-542.

Dutoit, T. & Alard, D. 1995. **Mécanisme d'une succession végétale secondaire en pelouse calcicole: une approche historique**. *Compte rendu de l'Académie des Sciences* **318**: 897-907.

Emberger, L. 1930. La végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. Revue générale de botanique 2: 1-38.

Emberger, L. 1954. **Une classification biogéographique des climats**. *Rec. Trav. Lab. Bot. Géol. Zool. Univ. Montpellier* **Série Bot.**(7): 3-43.

Escarré, J.; Houssard, C.; Debussche, M. & Lepart, J. 1983. Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne: étude de succession dans les Garrigues du Montpelliérais (France). Acta Oecologica 4(18): 221-239.

ESRI 1999. Arc view GIS, CA, ESRI, Inc., Redlands.

Falster, D. S. & Westoby, M. 2003. **Plant height and evolutionary games**. *Trends in Ecological Evolution* **18**(7): 337-343.

Fournier, P. 1934-1940. Les quatre flores de France, Corse comprise (générale, alpine, méditerranéenne, littorale). Paris (FR).

Frain, M. 1991. Approche phytosociologique de la dynamique des végétations primaires sur roches artificiellement dénudées en Auvergne, Velay et Limousin, Clermont Ferrand.

Frochot, B. 1993. **Intérêt ornithologique des carrières sèches. Objectifs et conditions de réaménagement**. L'aménagement et la réhabilitation écologiques des carrières sèches., Beaune, Association Française des Ingénieurs Ecologues.

Frochot, B. 2000. Intérêt écologique et implications économiques des réaménagements de carrières. Méthodes d'évaluation et d'études des trajectoires et vitesses d'évolution, Université de Bourgogne.

Frontier, S. 1983. **Stratégies d'échantillonnage en écologie**. Paris, Québec, Masson, Les presses de l'Université Laval.

Gachet, S. 2000. A tool to elaborate plant functional types: the floristic database **BASECO**. Groupes fonctionnels: concepts et applications, Montpellier.

Gachet, S. 2002. **Organisation de la biodiversité forestière: vers une modélisation de la dynamique du sous-bois en fonction des pratiques agricoles**. Ecologie, Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix Marseille.

Gali-Muhtasib, H.; Hilan, C. & Khater, C. 2000. **Traditional uses of** *Salvia libanotica* (**East Mediterranean sage**) and the effects of its essential oils. *Journal of Ethnopharmacology* **71**: 513-520.

Ghattas, I. 1975. The geology and hydrology of the western flexure of Mount Lebanon between Dbaiyeh and Jdaide. Geology Department, American University of Beirut.

Glenn-Lewin, D. C.; Peet, R. K. & Veblen, T. T. 1992. **Plant succession. Theory and prediction**. London, UK, Chapman & Hall.

Gondard, H.; Jauffret, S.; Aronson, J. & Lavorel, S. 2003a. **Plant functional types: a promising tool for management and restoration of degraded lands**. *Applied Vegetation Science* **6**: 223-234.

Gondard, H.; Romane, F.; Aronson, J. & Shater, Z. 2003b. Impact of soil surface disturbances on functional group diversity after clear-cutting in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) forests in southern France. For. Ecol. Manage 180: 165-174.

Greipsson, S. 2002. **Coastal dunes**. Handbook of Ecological Restoration. Davy, A. J., Cambridge University Press. **2 vol.**

Greipsson, S. & El Mayas, H. 1999. Large-scale reclamation of barren lands in Iceland by aerial seeding. *Land Degradation & Development* **10**: 185-193.

Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26-31.

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: 1169-1194.

Grime, J. P. 1979. Plants strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester.

Grime, J. P. 2002. **Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties**. New York, Wiley.

Guisan, A. & Zimmerman, N. E. 2000. **Predictive habitat distribution models in ecology**. *Ecological modelling* **135**: 147-186.

Handassah, D. e. 1996. A national survey on quarrying in Lebanon, Khatib & Alami.

Hilton-Taylor, C. 2000. IUCN, Red list of threatened species, IUCN.

Hodgson, J. G.; Wilson, P. J.; Hunt, R.; Grime, J. P. & Thompson, K. 1999. **Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem**. *Oikos* **83**: 282-294.

IAURIF/ ECODIT 1999. **Evaluation environnementale de la cote libanaise**, Conseil du développement et de la reconstruction, Republique Libanaise.

Jauffret, S. & Lavorel, S. 2003. Plant functional types: relevant to describe degradation in steppes of arid southern Tunisia? *Journal of Vegetation Science* 14: 399-408.

Jauffret, S. & Vela, E. 2000. Passé, présent et devenir de la végétation des paysages pastoraux au sud et au nord de la Méditerranée. L'exemple du sud Tunisien et du sud-est Français. Séminaire international MEDENPOP: population rurale et environnement en contexte bioclimatique méditerranée, Djerba (TN).

Jochimsen, M. E. 2001. **Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil**. *Ecological Engineering* **17**: 187-198.

Jordan, W. R., Gilpin, M. E., Aber, J. D., Ed. 1987. **Restoration eoclogy: a synthetic approach to ecological research**. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge, Cambridge University Press.

Kalamees, R. & Zobel, M. 1998. Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecologica* 19(2): 175-180.

Khater, C. 1999. La végétation des talus autoroutiers: un passé pour quel futur ? Bilan d'une recolonisation en milieu méditerranéen, Université D'Aix Marseille III.

Khater, C.; Martin, A. & Maillet, J. 2003. **Spontaneous vegetation dynamics and restoration prospects for limestone quarries in Lebanon**. *Applied Vegetation Science* **6**: 199-204.

Khawlie, M. R. 1991. An environmental perspective on quarrying for the construction industry in Lebanon, Annual report to Lebanese Council for Scientific Research.

Kroner, C. 1994. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. Biodiversity and ecosystem function. Mooney, H. A., Springer-Verlag.

Lavorel, S.; Canadell, J.; Rambal, S. & Terradas, J. 1998a. **Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects**. *Global ecology and biogeography letters* **7**: 157-166.

Lavorel, S.; Mc Intyre, S.; Landsberg, J. & Forbes, T. D. A. 1997. **Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance**. *Trends in Ecological Evolution* **12**: 474-478.

- Lavorel, S.; McIntyre, S. & Grigulis, K. 1999. **Plant response to disturbance in a Mediterranean grassland: how many functional groups?** *Journal of Vegetation Science* **10**: 661-672.
- Lavorel, S.; Touzard, B.; Lebreton, J. D. & Clément, B. 1998b. **Identifying functional groups for response to disturbance in an abandonned pasture**. *Acta Oecologica* **19**(3): 227 240.
- Le Bourgeois, T. 1993. Les mauvaises herbes dans la rotation contonnière au nord-Cameroun (Afrique). Académie de Montpellier, Université Montpellier II.
- Le Dain, A. Y.; Allag-Dhuisme, F.; Marcesse, M. & Payani, M. 1988a. **Stabilisation** superficielle et végétalisation naturelle des talus en zone méditeranéenne française, IARE SETRA CETE.
- Le Dain, A. Y.; Marcesse, M. & Payani, M. 1988b. Stabilisation superficielle et végétalisation naturelle des talus en zone méditerranéenne française. 3 Tomes.
- Le Duc, J. 1985. Evaluation des potentialités écologiques des sites de carrières après exploitation et modalités de leur restauration écologique, Sauveterre, Ingénieurs conseil.
- Le Floc'h, E. 1999. **Rehabilitation experiment at Menzel Habib, Southerm Tunisia**. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **13**: 357-368.
- Le Floc'h, E. & Aronson, J. 1995. **Ecologie de la restauration. Définitions de quelques concepts de base**. *Nature Sciences et Sociétés* **Hors série**: 29-35.
- Le Floc'h, E.; Aronson, J.; Dhillion, S.; Guillerm, J.-L.; Grossmann, A. & Cunge, E. 1998. **Biodiversity and ecosystem trajectories: first results from a new LTER in southern France**. *Acta Oecologica* **19**(3): 285-293.
- Le Houérou, H. N. 2000. Restoration and rehabilitation of arid and semiarid mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia: a review. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14: 3-14.
- Lebreton, J. D.; Chessel, D.; Prodon, R. & Yoccoz, N. 1988a. L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances. *Acta Oecologica* 9(1): 53-67.
- Lebreton, J. D.; Richardot-Coulet, M.; Chessel, D. & Yoccoz, N. 1988b. L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances. II Variables de milieu quantitatives. *Acta Oecologica* 9: 137-151.
- Lebreton, J. D.; Roux, M.; Reboulet, A. M. & Banco, G. 1990. **BIOMECO** (**Biométrie-écologie**).
- Lebreton, J. D.; Sabatier, R.; Banco, G. & Bacou, A. M. 1991. Principal component and correspondence analyses with respect to instrumental variables: an overview of their role in studies of structure-activity and species-environment relationships. Applied

multivariate analysis in SAR and environmental studies. Karcher, W., Kluwer Academic Publishers.

Lecointe, M. A. 1993. Exemple d'un arrêté de biotope dans les anciennes carrières d'Orival (Calvados). L'aménagement et la réhabilitation écologique des carrières sèches, Beaune, France, Association Française de Ingénieurs Ecologues.

Lefeuvre, J. C. & Barnaud, G. 1988. Ecologie du paysage: mythe ou réalité. *Bulletin d'Ecologie* 19: 493-522.

Legendre, P. & Fortin, M. J. 1989. **Spatial pattern and ecological analysis**. *Vegetatio* **80**: 107-138.

Legendre, P. & Gallagher, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.

Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical ecology. Amsterdam, Elsevier.

Lepart, J.; Dervieux, A. & Debussche, M. 1996. Photographie diachronique et changement des paysages. Un siècle de dynamique naturelle de la forêt à Saint-Bauzille-de-Putois, vallée de l'Hérault. Forêt méditerranéenne 17(2): 63-79.

Lepart, J. & Escarré, J. 1983. La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. *Bull. Ecol.* 14(3): 133-178.

MacMahon, J. A. 1987. **Disturbed lands and ecological theory: an essay about a mutualistic association**. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Jordan III W. R., G., M. E., Aber, J. D., Cambridge University Press.

Martin, A. 1994. La revégétalisation d'espaces dégradés à l'aide d'espèces sauvages: importance de la variabilité intraspécifique. Biologie des populations et écologie, Université Montpelllier II.

Martin, A.; Khater, C.; Mineau, H. & Puech, S. 2002. **Rehabilitation ecology by revegetation: approach and results from two Mediterranean countries**. *Korean Journal of Ecology* **25**(1): 9-17.

Martin, A. & Puech, S. 2001. **Interannual and interpopulation variation in Helichrysum stoechas, a Species of disturbed habitats in the Mediterrenean region**. *Plant Species biology* **16**: 29-37.

Mc Intyre, S.; Lavorel, S. & Tremont, R. M. 1995. **Plant life-history attributes:their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation**. *Journal of Ecology* **83**: 31-44.

Médail, F. 1996. Structuration de la biodiversité de peuplements végétaux méditerranéens en situation d'isolement, Université d'Aix Marseille.

Médail, F.; Roche, P. & Tatoni, T. 1998. Functional groups in phytoecology: an application to the study of isolated plant communities in Mediterranean France. *Acta Oecologica* **19**(3): 263 - 274.

Mercier, P.; Chessel, D. & Dodélec, S. 1992. Complete correspondence analysis of an ecological profile data table: a central ordination method. *Acta Eocologica* 13(1): 25-44.

Mineau, H. 1988. Etude des problèmes posés par la végétalisation des parements d'ouvrages en terre raidis, Scetauroute, Seravert.

Mineau, H. 1989. Suivi dynamique des murs raidis de l'autouroute A7. Bilan, Scetauroute, Seravert.

Mineau, H. & Puech, S. 1985. Quelques données à propos du polymorphisme germinatif chez des espèces de la garrigue languedocienne. *Ecologia Mediterranea* T XI(2/3).

Mineau, H. & Puech, S. 1987a. Le mode de germination des diaspores et la résistance des plantes à la sécheresse estivale chez quelques espèces herbacées colonisatrices des talus routiers. *Ecologia Mediterranea* T XIII(1/2): 43-51.

Mineau, H. & Puech, S. 1987b. Le mode de germination des diaspores et la résistance des plantes à la sécheresse estivale, chez quelques espèces herbacées colonisatrices de talus routiers. *Ecologia Mediterranea* 13(1): 43-51.

Montero, G.; Canellas, I. & Ruiz-Peinado, R. 2001. **Growth and yield models for** *Pinus halepensis* **Mill.** *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* **10**(1): 179-201.

Morin, E. 1993. La Chalandrue, réhabilitation d'une carrière. L'aménagement et la réhabilitation écologique des carrières sèches, Beaune, France, Association Française de Ingénieurs Ecologues.

Mouterde, P. s. 1966. Nouvelle Flore du Liban et de la Syrie. Beyrouth, Dar el Machreck.

Munaut, A. V. 1978. La dendrochronologie, une synthèse de ses méthodes et applications. Revue de Botanique. Liège, Belgique: 49 pp.

Ninot, J. M.; Herrero, P.; Ferré, A. & Guardia, R. 2001. **Effects of reclamation measures on plant colonization on lignite waste in the eastern Pyrenees, Spain**. *Applied Vegetation Science* **4**: 29-34.

Noble, I. R. & Gitay, H. 1996. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science* **7**: 329-336.

ONF 1993. Prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière, Office National des Forêts.

Palmer, M. A.; Ambrose, R. F.; Poff, N. & LeRoy, N. 1997. **Ecological theory and community restoration ecology**. *Restoration Ecology* **5**(4): 291-300.

Panaïotis, C.; Carcaillet, C. & M'Hamedi, M. 1997. **Determination of the natural mortality age of an holm oak** (*Quercus ilex* L.) stand in Corsica (Mediterranean Island). *Acta Oecologica* 18(5): 519-530.

Picket, S. T. A. & Parker, V. T. 1994. Avoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology* 2: 75-79.

Pillar, V. D. 1999. **On the identification of optimal plant functional types**. *Journal of Vegetation Science* **10**(631-640).

Poissonet, P.; Romane, F.; Austin, M. A. & Van der Maarel, E. 1982. **Vegetation dynamics in grasslands, heathlands and mediterranean ligneous formations**, Dr W. Junk.

Ponikarov, F. 1967. **The geology of Syria**, Ministry of Industry. Geology Departement, Mineral Research.

Post, G. E. 1932. Flora of Syria, Palestine and Sinai. Beirut, American Press.

Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: what information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6: 125-129.

Prach, K.; Bartha, S.; Joyce, C. B.; Pysek, P.; Van Diggelen, R. & Wiegleb, G. 2001. **The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: a perspective**. *Applied Vegetation Science* **4**: 111-114.

Prach, K. & Pysek, P. 1999. **How do species dominating in succession differ from others?** *Journal of Vegetation Science* **10**: 383-392.

Prach, K. & Pysek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.

Prodon, R. & Lebreton, J. D. 1994. Analyses multivariées des relations espèces-milieu: structure et interprétation écologique. *Vie Milieu* 44(1): 69-91.

Pywell, R. F.; Bullock, J. M.; Hopkins, A.; Walker, K. J.; Sparks, T. H.; Burkes, M. J. W. & Peel, S. 2002. **Restoration of species- rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment**. *Journal of Applied Ecology* **39**: 294-309.

Pywell, R. F.; Bullock, J. M.; Roy, D. B.; Warman, L.; Walker, K. J. & Rothery, P. 2003. **Plant traits as predictors of performance in ecological restoration**. *Journal of Applied Ecology* **40**: 65-77.

Quézel, P. & Médail, F. 2003. Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerrannéen. Paris, Elsevier.

Raad, S. 2002. **Optimisation d'approches en terrains difficiles**, Municipalité de baalbek.

Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford, Oxford University Press.

Rousseau, D. D. & Puisségur, J. J. 1999. Climatic interpretation of terrestrial malacofaunas of the last interglacial in southern France. *Palaeogeography, Palaeoclimatolomy, Palaeoecology* **151**: 321-336.

Sabatier, R.; Lebreton, J. D. & Chessel, D. 1989. **Principal component analysis with instrumental variables as a tool for modelling composition data**. Multiway data analysis. Bolasco, S., Elsevier Science Publishers B.V.

Saïd, S. & Gégout, J.-C. 2000. Using the age of the oldest woody specimen for studying post-pasture successions in Corsica (Mediterranean Island). *Acta Oecologica* **21**(3): 193-201.

Salem, B. B. 2003. **Application of GIS to biodiversity monitoring**. *Journal of Arid Environments* **54**: 91-114.

Schiechtl, H. M. & Stern, R. 1996. **Ground Bioengineering techniques for slope protection and erosion control**. London, Blackwell Science.

Schweingruber, F. H. 1989. **Tree rings. Basic and applications of dendrochronology**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

SER 2002. Society for ecological restoration and policy working group, The SER primer on ecological restoration.

Shaban, A. 1987. **Geology and hydrogeology of the Nabatieh area**. Geology Department, American University of Beirut.

Shaban, A. 2003. **Etude de l'hydrogéologie au Liban Occidental: utilisation de la télédétection**. Géologie Appliquée, Université de Bordeaux I.

Shaban, A.; Bou Kheir, R. & Khwalie, M. 1999. Land degradation through the study of gully development on rendzinas soils and soft marl rocks in the Saida area, South Lebanon. 6th International meeting on soils with Mediterranean type of climate (IMSMTC), Barcelona (Catalonia), Spain.

Sionneau, J. M. 1993. Les potentialités écologiques des carrières sèches. L'aménagement et la réhabilitation écologiques des carrières sèches., Beaune, Association Française des Ingénieurs Ecologues.

SOER 2001. **State of the environment Report**, ECODIT, Ministry of Environment.

Tatoni, T. 1992. Evolution post culturale des agrosystèmes de terrasses en Provence calcaire. Phytoécologie et impact humain, Université de Provence.

Tatoni, T. & Roche, P. 1994. Comparison of old-field and forest revegetation dynamics in **Provence**. *Journal of Vegetation Science* **5**: 295-302.

Tekle, K. 2001. Natural regeneration of degraded hillslopes in Southern Wello, Ethiopia: a study based on permanent plots. *Applied Geography* 21: 275-300.

Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **69**: 69-77.

Ter Braak, C. J. F. 1987. **Unimodal models to relate species to environment**. AC Wageningen, The Netherlands.

Ter Braak, C. J. F. 1989. **CANOCO an extension of DECORANA to analyse species-environment relationships**. *Hydrobiologica* **184**: 169-170.

Ter Braak, C. J. F. & Prentice, I. C. 1988. **A theory of gradient analysis**. Advances in ecological research. Begon M., F. A. H., Ford E. D., Macfadyen A. **18**.

Tessier, L. 1984. **Dendroclimatologie et écologie de Pinus sylvestris L. et Quercus pubescens Willd. dans le Sud Est de la France**. Laboratoire de botanique historique et palynologie, Université d'Aix Marseille III.

Tohmé, G. & Tohmé, H. 2002. **A thousand and one flowers of Lebanon**. Beirut, Lebanon, The Lebanese university.

Tordoff, G. M.; Baker, A. J. M. & Willis, A. J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41: 219-228.

Tsuyuzaki, S. & Del Moral, R. 1995. **Species attributes in early primary succession on volcanoes**. *Journal of Applied Vegetation Science* **6**: 517-522.

UNESCO & FAO 1963. Carte bioclimatique de la zone méditerranéenne, notice explicative. Recherche sur la zone aride XXI: étude écologique de la zone méditerranéenne.

Van Horssen, P. W.; Schot, P. P. & Barendregt, A. 1999. **A GIS-based plant prediction model for wetland ecosystems**. *Landscape Ecology* **14**: 253-265.

Vela, E. 2002. Biodiversité des milieux ouverts en région méditerranéenne. Le cas de la végétation des pelouses du Luberon (Provence Calcaire). Ecologie, Université de droit, d'économie et des sciences d'Aix Marseille (Aix Marseille III).

Vela, E. & Viglione, J. 2001. Etat de référence du site "château port-miou" ancienne carrière solvay à port-miou, cassis (13). Rapport d'expertise, Hemisphères.

Vidal, E.; Médail, F.; Tatoni, T.; Vidal, P. & Roche, P. 1998. Functional analysis of the newly established plants induced by nesting gulls on Riou architelago (Marseille, France). *Acta Oecologica* 19: 241-250.

Walker, L. R. 1993. **Nitrogen fixers and species replacement in primary succession**. Primary succession on land. Walton, D. W., Ser. British Ecological Society. **12**.

Weiher, E.; Van der Werf, A.; Thompson, K.; Roderick, M. & Eriksson, O. 1999. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science* **10**: 609-620.

Wessels, K. J.; VAn Jaarsveld, A. S.; Grimbeek, J. D. & Van der Linde, M. J. 1998. **An evaluation of the gradsect biological survey method**. *Biological Conservation* **7**: 1093-1121.

Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* **199**: 213-227.

Westoby, M. 1999. **Generalization in functional plant ecology: the species sampling problem, plant ecology strategy schemes and phyllogeny**. Handbook of functional plant ecology. Valladares, F., Marcel Dekker.

Wheater, C. P. & Cullen, W. R. 1997. **The Flora and Invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom**. *Restoration Ecology* **5**(1): 77-84.

Whisenant, S. G.; Thurow, T. L. & Maranz, S. J. 1995. **Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites**. *Restoration Ecology* **3**(1): 61-67.

White, P. S. & Picket, S. T. A. 1985. **Natural disturbance and patch dynamics: an introduction**. The ecology of natural disturbances and patch dynamics. White, P. S., Academic Press.

White, P. S. & Walker, J. L. 1997. **Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology**. *Restoration Ecology* **5**(4): 338-349.

Whittaker, R. J.; Bush, M. B. & Richards, K. 1989. Plant recolonization and vegetation succession on the Krakatau Islands, Indonesia. *Ecological Monographs* **59**(2): 59-123.

Wiegleb, G. & Felinks, B. 2001. **Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia - chance or necessity**. *Ecological Engineering* **17**: 199-217.

Wilson, J. B. 1999. Guilds, functional types and ecological groups. Oikos 86: 507-522.

Wilson, J. B.; Gitay, H.; Roxburgh, S. H.; King, W. & Tangney, R. S. 1992. **Egler's concept of initial floristic composition in succession ecologists citing it do not agree what it means**. *Oikos* **64**: 591-593.

Wilson, J. B. & Watkins, A. J. 1994. **Guilds and assembly rules in lawn communities**. *Journal of Vegetation Science* **5**: 591-600.

Zedler, J. B. & Callaway, J. C. 1999. **Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories?** *Restoration Ecology* **7**(1): 69-73.