



**HAL**  
open science

# Influence de la distribution spatiale de la végétation sur la production sédimentaire de ravines marneuses dans les Alpes du sud

F. Rey

► **To cite this version:**

F. Rey. Influence de la distribution spatiale de la végétation sur la production sédimentaire de ravines marneuses dans les Alpes du sud. Sciences de l'environnement. Doctorat Géographie physique, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 2002. Français. NNT: . tel-02580848

**HAL Id: tel-02580848**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02580848>**

Submitted on 14 May 2020

**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.

**UNIVERSITÉ JOSEPH FOURIER - GRENOBLE I**  
**ECOLE DOCTORALE « DROIT SCIENCE POLITIQUE RELATIONS INTERNATIONALES »**  
**LABORATOIRE TEO**

**CEMAGREF DE GRENOBLE**  
**UNITE DE RECHERCHE « ECOSYSTEMES ET PAYSAGES MONTAGNARDS »**

**THÈSE**

*pour obtenir le grade de*

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ JOSEPH FOURIER - GRENOBLE I**

**Discipline : Géographie physique**

*présentée et soutenue publiquement par*

**Freddy REY**

*le 12 juin 2002*

**INFLUENCE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE  
DE LA VÉGÉTATION  
SUR LA PRODUCTION SÉDIMENTAIRE  
DE RAVINES MARNEUSES  
DANS LES ALPES DU SUD**

—

**JURY**

Directeur	<b>M. Alain MOREL</b>	Professeur	Université Joseph Fourier
Co-Directeur	<b>M. Christophe CHAUVIN</b>	ICGREF	Cemagref Grenoble
Rapporteur	<b>M. Jean-Louis BALLAIS</b>	Professeur	Université de Provence
Rapporteur	<b>M. Alain MARRE</b>	Professeur	Université de Reims
Examineur	<b>M. Eric ROOSE</b>	Directeur de recherche	IRD
Examineur	<b>M. Georges ROVÉRA</b>	Maître de conférence	Université Joseph Fourier
Examineur	<b>M. Didier RICHARD</b>	IGREF	Cemagref Grenoble

**UNIVERSITÉ JOSEPH FOURIER - GRENOBLE I**  
**ECOLE DOCTORALE « DROIT SCIENCE POLITIQUE RELATIONS INTERNATIONALES »**  
**LABORATOIRE TEO**

**CEMAGREF DE GRENOBLE**  
**UNITE DE RECHERCHE « ECOSYSTEMES ET PAYSAGES MONTAGNARDS »**

**THÈSE**

*pour obtenir le grade de*

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ JOSEPH FOURIER - GRENOBLE I**

**Discipline : Géographie physique**

*présentée et soutenue publiquement par*

**Freddy REY**

*le 12 juin 2002*

**INFLUENCE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE  
DE LA VÉGÉTATION  
SUR LA PRODUCTION SÉDIMENTAIRE  
DE RAVINES MARNEUSES  
DANS LES ALPES DU SUD**

—

**JURY**

Directeur	<b>M. Alain MOREL</b>	Professeur	Université Joseph Fourier
Co-Directeur	<b>M. Christophe CHAUVIN</b>	ICGREF	Cemagref Grenoble
Rapporteur	<b>M. Jean-Louis BALLAIS</b>	Professeur	Université de Provence
Rapporteur	<b>M. Alain MARRE</b>	Professeur	Université de Reims
Examineur	<b>M. Eric ROOSE</b>	Directeur de recherche	IRD
Examineur	<b>M. Georges ROVÉRA</b>	Maître de conférence	Université Joseph Fourier
Examineur	<b>M. Didier RICHARD</b>	IGREF	Cemagref Grenoble

## REMERCIEMENTS

Je ne saurais commencer cette page de remerciements sans exprimer ma profonde gratitude à **Michel LECOMPTE**, professeur à l'Université Denis Diderot-Paris VII, qui a été mon directeur de thèse pendant près de trois ans et qui nous a quittés en octobre 2001. Je tiens à souligner sa disponibilité, ses minutieuses relectures, ses conseils avisés pour l'orientation de mon travail, enfin sa passion et son enthousiasme.

Je tiens ensuite à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail, et plus particulièrement :

- **Alain MOREL** : pour avoir accepté de reprendre au pied levé la direction de cette thèse ;
- **Christophe CHAUVIN** : pour m'avoir fait confiance pour la réalisation de ce travail, ses conseils et son appui permanents ;
- **Jean-Louis BALLAIS** et **Alain MARRE** : pour avoir accepté d'être rapporteurs, mais aussi pour nos fructueuses conversations lors des réunions du GIS Draix ;
- **Eric ROOSE** : pour avoir accepté de participer au jury ;
- **Georges ROVÉRA** : pour avoir assuré l'intérim de la direction de la thèse, mais aussi pour son suivi de mes travaux tout au long de la thèse ;
- **Didier RICHARD** et **Nicolle MATHYS** : pour leur disponibilité et leurs précieux enseignements sur l'érosion et l'hydrologie ;
- **Jean-Emmanuel OLIVIER**, **Jérémy ROUX** et **Sébastien KLOTZ** : pour leurs nombreux coups de main et leur compagnie dans le pays du bout du monde ;
- **Eric MERMIN** et **Jean-Philippe LEFEBVRE** : pour leur grande aide sur le terrain ;
- **Gwenaël ANSQUER** : pour sa connaissance et son aide sur Arc-View ;
- **Quentin JOURGET**, **Sébastien RAYOT**, **Béatrice NAVETTE** et **Caroline ROUSSEAU**, stagiaires de terrain motivés qui ont grandement participé à ce travail ;
- **Alain BÉDÉCARRATS** : pour ses conseils en statistiques ;
- **Maurice MEUNIER** : pour ses remarques et son expérience ;
- **Sylvie** et **Yves TEISSIER**, **Jean-Marc CHENU**, **Robert CANCELÉ** et **Lionel MAZOYER** (ONF 04) : pour la confiance qu'ils m'ont témoignée, leur intérêt et leur disponibilité ;
- **Yannick ROBERT**, **Frédéric ALEXANDRE**, **Marianne COHEN**, **Alain GÉNIN**, **Cécile MIRAMONT**, et tous les membres du GIS Draix : pour les nombreux et enrichissants échanges que nous avons eues autour de mon travail ;
- **Frédéric BERGER**, **Bénédicte BOISSEAU**, **Françoise DINGER** et **Marie-Hélène CRUVEILLÉ** : pour leur immense soutien et la confiance qu'ils m'ont témoignée pour le déroulement de la thèse et de ses à-côtés ;
- la joyeuse équipe du Cemagref de Grenoble, d'abord ceux de l'étage (« la cave ») : **Gwen**, **Aurélie**, **Lolo**, **Jean-Phi**, **Véro**, **Lolotte**, **JP**, **Nath**, **Audrey**, **Céline**, **Laurent**, **Marc-Jérôme** ; le staff EPM : **Anne-Marie**, **Denise**, **Catherine** et **Geneviève** ; les collègues de FOREVER : **Murièle** et **Benoît** ; les CIDUR : **Eric**, **Pascal** et **Bernard** ; les footex : **Olivier**, **Philou**, **Pierre**, **Louis** et **Nico** ; et toutes les personnes du Cemagref qui agrémentent les journées du thésard par leurs sourires.

Enfin, je remercie ma famille et mes amis qui ont su créer les conditions nécessaires pour une réalisation agréable de cette thèse.

## SOMMAIRE

	pages
<b>Page de garde</b>	<b>1</b>
<b>Remerciements</b>	<b>2</b>
<b>Sommaire</b>	<b>3</b>
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE</b>	
<b>1<sup>er</sup> chapitre : Contexte technique</b>	<b>6</b>
1 - Contexte général	6
2 - Les enjeux	7
3 - La gestion des problèmes d'érosion sur marnes par le génie écologique	9
<b>2<sup>ème</sup> chapitre : L'érosion dans les bassins versants torrentiels marneux</b>	<b>10</b>
1 - Introduction	10
2 - Les mécanismes de l'érosion dans un bassin versant marneux dégradé	12
<b>3<sup>ème</sup> chapitre : Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion</b>	<b>21</b>
1 - Les mécanismes d'action de la végétation	21
2 - L'effet général de la végétation sur l'érosion	26
<b>4<sup>ème</sup> chapitre : Le travail de thèse</b>	<b>33</b>
1 - Bilan des travaux antérieurs, hypothèses et questionnements	33
2 - Objectif	34
3 - Cadre conceptuel	35
4 - Démarche scientifique	36
<b>5<sup>ème</sup> chapitre : Contexte environnemental des sites d'étude</b>	<b>37</b>
1 - Cadre général	37
2 - Cadre local	38

### *1<sup>ère</sup> partie*

## **ÉTUDE DES PROCESSUS DE PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS PAR DES BARRIÈRES VÉGÉTALES**

<b>1<sup>er</sup> chapitre : Mise en évidence qualitative du piégeage des sédiments par des barrières végétales</b>	<b>44</b>
1 - Introduction	44
2 - Matériels et méthodes	44
3 - Résultats et discussion	48
4 - Conclusion	59

<b>2<sup>ème</sup> chapitre : Efficacité des barrières végétales pour le piégeage des sédiments</b>	<b>60</b>
1 - Introduction	60
2 - Matériels et méthodes	60
3 - Résultats et discussion	64
4 - Conclusion	70

### *2ème partie*

## **INFLUENCE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DE LA VÉGÉTATION SUR LA PRODUCTION SÉDIMENTAIRE DE RAVINES MARNEUSES**

<b>1<sup>er</sup> chapitre : Mise en évidence de l'importance de la distribution spatiale de la végétation sur une ravine pour l'activité érosive à son exutoire</b>	<b>71</b>
1 - Introduction	71
2 - Matériels	71
3 - Méthodes	80
4 - Résultats et discussion	82
5 - Effet d'échelles spatiales	96
6 - Conclusion	97
<b>2<sup>ème</sup> chapitre : Stabilité des ravines</b>	<b>99</b>
1 - Introduction	99
2 - Observations sur la stabilité des ravines au cours des 3 ans de thèse	99
3 - Recherche d'un indicateur de la stabilité des ravines : les profils en long des ravines	102
4 - Conclusion	110
<b>3<sup>ème</sup> chapitre : Synthèse : typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées pour une caractérisation de leur état d'activité érosive et de stabilisation</b>	<b>111</b>
1 - Introduction	111
2 - Matériels et méthodes	111
3 - Résultats	112
4 - Affinage de la typologie	119
5 - Conclusion	128

### *3ème partie*

## **STRATÉGIES DE GESTION OPTIMALE DES PROBLÈMES D'ÉROSION PAR LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE**

1 - Introduction	129
2 - Réhabilitation des écosystèmes érodés	131
3 - Accompagnement et gestion durable de l'écosystème réhabilité	139
4 - Conclusion	147

## **CONCLUSION GÉNÉRALE**

1 - Conclusion sur le travail de thèse	149
2 - Perspectives	150

<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>154</b>
------------------------------------	------------

<b>TABLES</b>	<b>167</b>
---------------	------------

<b>ANNEXES</b>	<b>183</b>
----------------	------------

**Résumé / Abstract**

# **INTRODUCTION GÉNÉRALE**



# INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 1<sup>er</sup> CHAPITRE

-

### CONTEXTE TECHNIQUE

## 1 - CONTEXTE GÉNÉRAL

Les marnes noires callovo-oxfordiennes sont des terrains très érodables fréquents dans les Alpes françaises du Sud. Sujettes au ravinement sous forme de « roubines », elles présentent de spectaculaires modelés de « bad-lands » (photo 1). Soumis à un climat régional subméditerranéen et montagnard à fortes averses, les bad-lands contribuent à la genèse de crues torrentielles. Ce fut notamment le cas au siècle dernier, où le déboisement massif des montagnes se traduisait par maintes crues, inondations, laves torrentielles et envasement des fonds des vallées. Afin de se prémunir contre ces événements, les terrains dégradés ont fait l'objet depuis 130 ans d'importants travaux de réhabilitation, par les services de Restauration des Terrains en Montagne (RTM) (Vallauri *et al.*, 1997). La revégétalisation – principalement avec le pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* Arn. *ssp. nigricans* Host.) – fut, avec le génie civil, l'outil principal de ces opérations de réhabilitation. Ces travaux ont souvent permis de réduire considérablement les problèmes d'érosion et les crues (Combes *et al.*, 1995).



**Photo 1 : Bad-lands marneux à Draix (Alpes-de-Haute-Provence, France)**

Plus d'un siècle plus tard, de vastes zones en proie au ravinement subsistent cependant, les marnes noires dénudées représentant encore plusieurs dizaines de milliers d'hectares dans les Alpes du Sud. Cette érosion a notamment pour conséquence une augmentation de la charge solide des cours d'eau, en particulier dans la Durance (Meybeck, 2001).

La prévention et la lutte contre l'érosion et le risque torrentiel restent donc de nos jours une préoccupation importante des gestionnaires de l'Office National des Forêts (ONF) et des services RTM. Les enjeux à protéger sont de deux types : rapprochés et éloignés (Poncet, 1995).

## **2 - LES ENJEUX**

### **2-1 - Les enjeux rapprochés**

Les enjeux rapprochés sont les populations, les habitations et les infrastructures humaines, situées à proximité de l'exutoire des bassins versants marneux. Ces enjeux sont principalement menacés par les crues torrentielles, mais ils restent également soumis à des problèmes d'envasement liés à la charge solide des cours d'eau. A titre d'exemple, on peut citer le cas de la retenue du Saignon, sur la commune de La Motte du Caire (Alpes de Haute Provence) (photo 2).

L'économie locale à La Motte du Caire est étroitement liée à l'arboriculture. Un barrage destiné à retenir l'eau nécessaire pour irriguer les vergers a ainsi été construit en 1962 sur le Saignon. Le barrage a été utilisé entre 1964 et 1969 pour l'irrigation. Le barrage était fermé l'été mais il était ouvert en hiver et au printemps pour permettre l'évacuation des sédiments marneux accumulés. En 1969, la mise en service des puits de la vallée du Sasse a permis d'irriguer les vergers et d'abandonner l'utilisation de l'eau du lac. Le barrage est alors resté constamment fermé, aboutissant à son envasement complet survenu en 1979. A partir du

comblement de la retenue, le volume total de matériaux érodés et transportés jusqu'au niveau du barrage pendant 10 ans a pu être calculé. 180 000 m<sup>3</sup> se sont déposés dans la retenue. Si on ajoute les sédiments s'étant évacués avec l'eau, on atteint un volume de près de 200 000 m<sup>3</sup>.



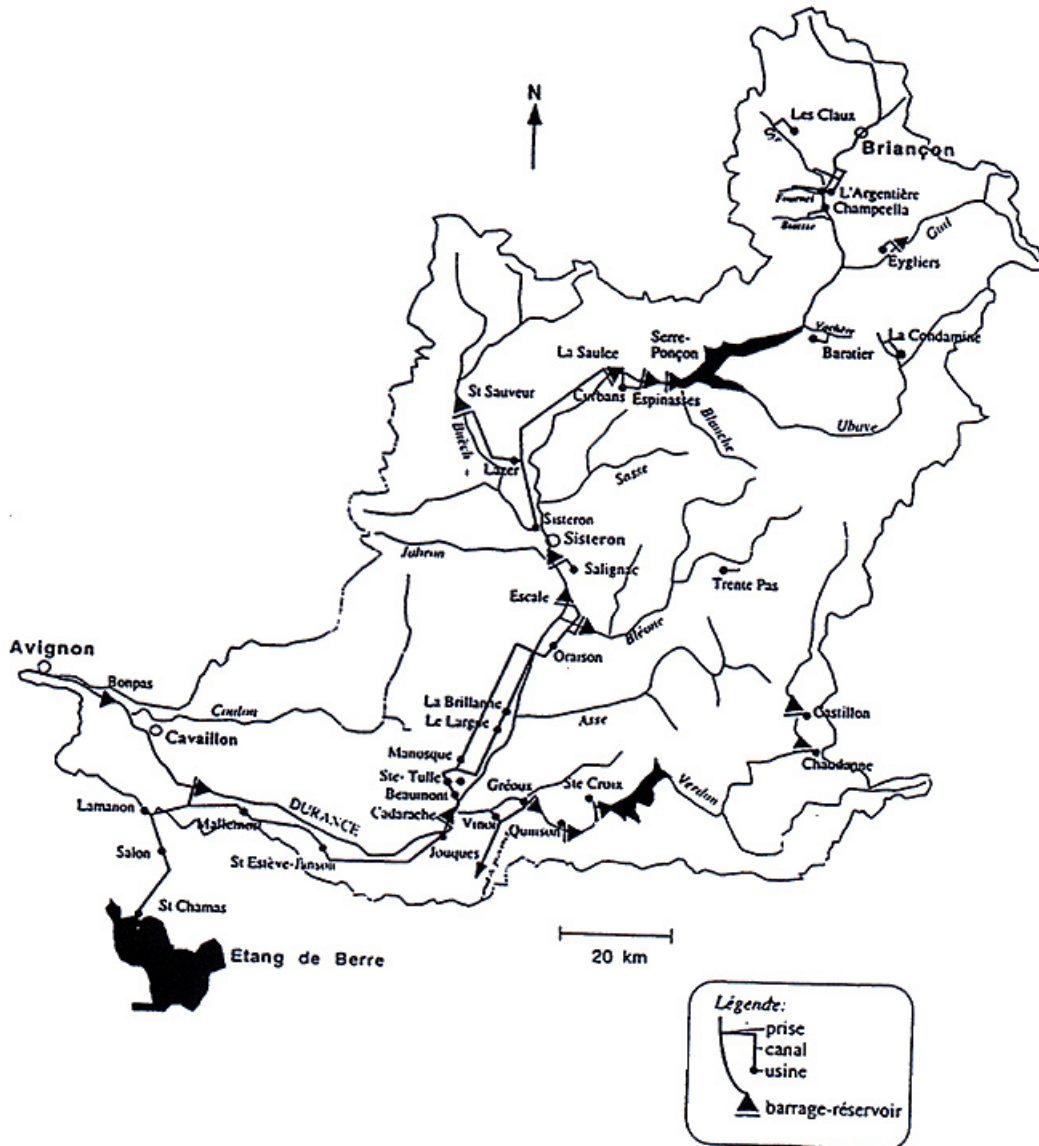
**Photo 2 : Le barrage du Saignon complètement comblé**

### **2-2 - Les enjeux éloignés**

Les enjeux éloignés sont principalement les barrages hydroélectriques, dont l'envasement affecte le bon fonctionnement (Badraoui, 2001), ainsi que les habitations situées dans le lit majeur des rivières.

Le problème de l'envasement des retenues de barrages hydroélectriques d'Electricité De France (EDF) est particulièrement préoccupant dans le système Durance - Etang de Berre (Brochot, 1993). En effet, l'importante mobilisation de sédiments due à l'érosion dans les bad-lands entraîne un transport conséquent de particules et d'éléments marneux, ceux-ci se retrouvant transportés par les affluents de la Durance, puis par la Durance elle-même. Or, les eaux de la Durance sont déviées vers l'Etang de Berre depuis 1966 (carte 1).

Carte 1 : Aménagement hydraulique du bassin de la Durance (in Ollivier et Pinatel, 2000)



On observe ainsi un ensablement de plusieurs retenues en moyenne Durance (Brochot, 1997), ainsi qu'un ensablement de l'Etang de Berre. Les apports moyens annuels de sédiments de la Durance dans l'Etang sont de 730 000 tonnes (Brochot et Meunier, 1995), un dépôt total de 11 millions de m<sup>3</sup> (valeur 1991) s'étant constitué depuis 1966 (Brochot, 1997). La responsabilité des bassins versants torrentiels marneux dans ces apports serait de l'ordre de 44 % (Brochot, 1993).

Pour préserver la fonctionnalité des retenues, il faut envisager leur curage (Benblidia *et al.*, 2001), ce qui constitue une opération coûteuse, à renouveler au fur et à mesure des apports successifs de sédiments. Une solution alternative – et durable – est de chercher à retenir les sédiments dans les bassins versants à l'amont des retenues, soit en empêchant l'érosion de se produire, soit en installant des pièges à sédiments à l'aval des zones en érosion (Bravard, 2001).

Pour cela, le génie écologique – que l'on peut définir comme l'ensemble des techniques et interventions visant à favoriser l'installation ou le maintien d'une couverture végétale à rôle de protection, ici contre l'érosion – peut constituer un moyen efficace, grâce à l'influence des ouvrages de génie biologique et de la végétation sur les processus érosifs.

### **3 - LA GESTION DES PROBLÈMES D'ÉROSION SUR MARNES PAR LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE**

Deux problématiques de gestion de l'érosion sur marnes par le génie écologique se posent aujourd'hui.

D'une part, les écosystèmes autrefois réhabilités, présents aujourd'hui sous forme de futaies équiennes vieilles et composées essentiellement de pin noir d'Autriche, sont en cours de dépérissement et de déstabilisation physique (photo 3). Les arbres meurent ainsi sur place et peuvent se retrouver à terre suite à des perturbations naturelles telles que le vent. Il s'agit donc de maintenir la protection acquise en pérennisant la couverture végétale (Rey *et al.*, 1998 ; Rey et Chauvin, 1998).

D'autre part, des zones toujours dégradées peuvent être réhabilitées (photo 4).



**Photo 3 : Pinaie noire vieillie**



**Photo 4 : Ravines marneuses dénudées**

Aux contraintes écologiques et techniques de cette gestion de l'érosion s'ajoute également aujourd'hui une contrainte économique, qui impose aux gestionnaires et aux restaurateurs de terrains en montagne de définir des stratégies optimales – ou minimales – pour la lutte contre l'érosion (Rey *et al.*, 2000). Si, au siècle dernier, la stratégie utilisée par les services RTM pour la réhabilitation des terrains érodés était de reboiser « en masse » partout où cela était possible, on cherche plutôt aujourd'hui à sélectionner des zones-clés à revégétaliser, afin de minimiser l'exportation de débris marneux dans les cours d'eau, avec le moins d'interventions possible. On cherche également à définir des priorités d'interventions forestières dans les peuplements forestiers à renouveler.

Pour proposer une gestion optimale des problèmes d'érosion sur marnes par le génie écologique, il faut connaître au mieux l'influence de la végétation dans la maîtrise de l'érosion, en particulier sur ce type de substrat. Nous allons donc dans un premier temps exposer le contexte scientifique et les connaissances actuelles dans ce domaine, afin de proposer des hypothèses sur les actions optimales que peut jouer la végétation contre l'érosion. Mieux comprendre les rôles de la végétation dans la maîtrise de l'érosion nous permettra alors de chercher à favoriser ou imiter la nature et sa dynamique.

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 2<sup>ème</sup> CHAPITRE

### L'ÉROSION DANS LES BASSINS VERSANTS TORRENTIELS MARNEUX

#### 1 - INTRODUCTION

##### 1-1 - Description des marnes

Les marnes sont des roches sédimentaires constituées d'un mélange de calcaire et d'argile. La proportion d'argile varie entre 35 et 65 %. En-dessous de 35 % d'argile, nous avons affaire à des calcaires marneux ; au-delà de 65 %, nous trouvons les marnes argileuses (Foucault et Raoult, 1997).

Il existe divers types de marnes selon leur teneur en calcaire et argile. Plus la teneur en argile est faible, plus les marnes sont dures. On distingue ainsi les marnes bleues, les marnes vertes, les marnes grises, les marnes brunes et les marnes noires (GTZ, 1996).

Les marnes noires (ou « Terres noires ») callovo-oxfordiennes sont caractérisées par une importante schistosité de fracture, favorable à l'action des agents érosifs.

##### 1-2 - Notions de bassin versant, ravine, lit et versant

Les bad-lands marneux sont composés d'un réseau hydrographique hiérarchisé (Brochot et Meunier, 1996).

On peut généralement distinguer un torrent principal sur lequel se greffent des ruisseaux secondaires. Les ruisseaux secondaires peuvent eux-même drainer des ruisseaux d'ordre inférieur.

Le torrent et les ruisseaux drainent chacun une zone à l'amont correspondant à un **bassin versant hydrologique**, dont la taille peut aller de quelques ares à plusieurs kilomètres carrés.

Cependant, l'appellation de **bassin versant** s'adresse généralement plus souvent à la zone drainée par un torrent principal. La surface drainée par les ruisseaux correspond quant à elle à ce que l'on appelle une **ravine**.

Dans ce mémoire, les bassins versants qui seront évoqués sont généralement des bassins versants expérimentaux, c'est-à-dire des bassins équipés de divers systèmes de mesure des flux hydrologiques ou érosifs à leur exutoire. Ces bassins expérimentaux correspondent à des entités de plusieurs hectares, la centaine d'hectares pouvant être avancée comme une moyenne pertinente (photo 5).

**Photo 5 : Partie du bassin versant du Francon (Alpes de Haute Provence)**



Une ravine peut elle-même être découpée en ravines plus petites. Ainsi, à chaque ordre de grandeur de ruisseau correspond une ravine dont la taille peut aller de quelques milliers de mètres carrés à plusieurs hectares (photo 6).

**Photo 6 : Ravine d'environ 3000 m<sup>2</sup> dans le bassin versant du Saignon (Alpes de Haute Provence)**



Notons qu'en général dans les études, les surfaces des bassins versants ou des ravines sont déterminées à partir de cartes et correspondent ainsi à des surfaces projetées verticalement, inférieures aux surfaces réelles représentées par les versants eux-mêmes. Ce sera le cas pour les surfaces évoquées dans la suite de ce mémoire.

Une ravine peut en particulier être définie par sa superficie. Il n'existe pas de limite inférieure ou supérieure de superficie pour une ravine.

Une ravine a une forme générale en V. Cette forme est généralement plus profonde qu'un mètre et est qualifiée d'irréversible, notamment parce qu'elle est trop développée pour pouvoir disparaître sous l'effet d'un quelconque comblement par dépôt de sédiments (Poncet, 1995).

Une ravine est elle-même composée d'un **lit** principal et éventuellement de lits secondaires, pouvant eux-mêmes définir des ravines plus petites. Ce lit – ou talweg – correspond au fond du V de la ravine, alors que les parois du V représentent les **versants**.

Les versants correspondent à des formes plus ou moins réglées sur lesquelles peuvent apparaître des **rigoles**. Les rigoles, par opposition avec les ravines, sont des creusements de moins d'un mètre de profondeur et peuvent disparaître suite à un comblement par accumulation de sédiments meubles (Poncet, 1995).

Le découpage d'un bassin versant en ravines est important car les processus érosifs varient en fonction des échelles spatiales (Trimble, 1990 ; Pick Up et Chewings, 1996 ; Delannoy et Rovéra, 1996). A l'échelle du versant, de la ravine, du bassin versant, voire de la zone géoclimatique, l'érosion se manifeste en effet de différentes manières, que nous allons détailler maintenant.

## **2 - LES MÉCANISMES DE L'ÉROSION DANS UN BASSIN VERSANT MARNEUX DÉGRADÉ**

Le cheminement des sédiments depuis une zone d'érosion jusqu'à l'exutoire d'un bassin versant est complexe. Les paramètres guidant ce cheminement sont nombreux (Correll *et al.*, 1999). Nous évoquons ici les mécanismes de l'érosion dans un bassin versant marneux dégradé, c'est-à-dire en l'absence de couverture végétale, dont l'influence sera exposée dans le 3<sup>ème</sup> chapitre.

### **2-1 - Déstructuration des marnes sur versant**

Sur les versants de ravine, la déstructuration des marnes est due à divers processus d'ordres mécanique et chimique.

#### **2-1-1 - Les processus mécaniques**

##### **2-1-1-1 - La décompression des marnes**

La décompression de la roche marneuse intervient lorsque celle-ci est allégée suite à une disparition de la couverture détritique la surmontant (Garnier et Lecompte, 1996). Elle entraîne un délitage de la roche cohérente, créant ainsi des cheminements pour l'eau qui peut alors entrer en jeu pour d'autres processus de déstructuration.

### 2-1-1-2 - La cryoclastie (ou gélifraction)

La cryoclastie, ou gélifraction, est due à l'action du gel et aux alternances gel-dégel. En gelant, l'eau contenue dans les pores des marnes se dilate, faisant d'abord bailler les joints puis éclater la roche. L'état de gel continu, notamment en ubac (Rovéra *et al.*, 1999b), ainsi que la répétition des alternances gel/dégel, estimées à plus d'une centaine par an (Coubat, 1998), fragilisent et météorisent ainsi la roche, augmentant sa porosité.

### 2-1-1-3 - La thermoclastie

Les variations de températures peuvent désagréger la roche, sous l'effet des alternances de dilatation et de contraction provoquant des tensions au sein de la roche marneuse (définition du Larousse, 1985).

### 2-1-1-4 - L'hydroclastie

Le processus d'érosion par hydroclastie est dû aux alternances humectation/dessiccation au sein des marnes, responsables de phases de gonflement et de rétraction des argiles (définition du Larousse, 1985).

### 2-1-1-5 - L'haloclastie

L'haloclastie se définit comme la fragmentation d'une roche sous l'effet de la pression de cristallisation de sels dans ses fissures ou ses cavités (Foucault et Raoult, 1997). Dans les marnes noires, le rôle de l'haloclastie dans les processus de désagrégation des roches intervient dans deux phénomènes décrits par Bufalo (1989) : la cristallisation du gypse et des sulfates de magnésium et l'oxydation de la pyrite en présence de calcite.

## **2-1-2 - Les processus chimiques**

Les processus chimiques sont responsables de l'altération des marnes. Bufalo (1989) et Simonnet *et al.* (1995) ont recensé deux phénomènes majeurs : la dissolution de la calcite, de la pyrite et de la matière organique en contact avec l'eau infiltrée et l'oxydation des cristaux de pyrite.

## **2-1-3 - Les faciès d'érosion des marnes noires**

D'après Olivry *et al.* (1988), la particularité des marnes est de se débiter en frites, plaquettes, paillettes puis éléments fins et suspensions, d'autant plus vite que les teneurs en carbonate de calcium sont faibles.



Du fait de cette désagrégation relativement rapide, la surface des marnes noires est rarement constituée par la roche saine, la majorité des versants étant recouverte par une couche altérée superficielle, le régolite, épaisseur de sédiments meubles apparaissant sur les versants et ayant une pente d'équilibre d'environ 33° (Robert, 2000), qui se décompose de la façon suivante (Olivry *et al.*, 1988) :

- un encroûtement superficiel correspondant à une pellicule plus dure que la couche altérée située en dessous, d'environ 1 cm d'épaisseur ;
- un horizon désagrégé (de 5 à 10 cm) formé de marnes désorganisées, ayant l'allure de petits fragments très plats (paillettes) ;
- une couche intermédiaire (de 5 cm environ) : les marnes, qui commencent à se désorganiser, sont débitées en bâtonnets ou frites ;
- la roche marneuse : la roche demeure quasiment saine ; il n'existe aucune altération profonde ; de fines fissures sur les premiers centimètres (5 à 10 cm) sont observables, dues aux phénomènes de gel/dégel et d'humectation /dessiccation.

## **2-2 - Ablation et transport des sédiments sur versant**

L'ablation correspond au départ des matériaux issus de la désagrégation des marnes.

### **2-2-1 - Ablation due à l'impact des gouttes de pluie (effet « splash »)**

La pluie a une force d'impact mécanique due à l'énergie cinétique des gouttes d'eau (Antoine *et al.*, 1995). Les particules du sol peuvent alors être arrachées du fait de cette énergie et être projetées dans toutes les directions. C'est l'effet « splash » ou effet de rejaillissement. Parallèlement, un phénomène de reptation se produit car les particules mobilisées en tout sens se déplacent plus loin en aval qu'en amont, du fait de la pente.

### **2-2-2 - Ablation due au vent**

Le vent peut être à l'origine de déplacements de matériaux sur la pente (Poncet, 1995).

### **2-2-3 - Transport par gravité**

Les sédiments du régolite sur les versants peuvent être mis en mouvement sous l'effet de la simple gravité, essentiellement pour des pentes comprises entre 35 et 45° (Lecompte *et al.*, 1998). Ce transport peu important en distance – sur quelques mètres tout au plus – s'effectue sous forme de petites coulées ou de glissements, ou bien sous forme de solifluxion en présence d'eau, les sédiments s'arrêtant soit sur les versants, soit dans les talwegs (Robert, 2000).

Ce mode de transport des sédiments des versants vers le lit des ravines peut être très important (Alexandre, 1995). Il est responsable du modelé réglé ou parfois concave des versants (Chodzko et Lecompte, 1992).

#### **2-2-4 - Transport par le ruissellement**

Le ruissellement se produit lorsque la capacité d'infiltration du sol devient inférieure à l'intensité de la pluie (Laborde, 1995). Au cours d'un épisode pluvieux, la capacité d'infiltration du sol décroît au fur et à mesure que le sol se sature. Il arrive un moment où une lame d'eau se forme à la surface du versant et s'écoule suivant la pente.

La proportion d'eau qui ruisselle dépend de plusieurs facteurs dont les principaux sont :

- l'état du sol : humectation initiale, épaisseur des altérites... ;
- la pente : plus la pente est forte, moins l'eau a le temps de s'infiltrer (Vandekerckhove et al., 1998) ;
- l'intensité des précipitations.

Il apparaît que les premiers orages creusent des rigoles (Robert, 2000) qui seront ensuite majoritairement empruntées par les eaux des orages suivants, laissant ainsi parfois une grande quantité de matériaux altérés sur les inter-rigoles (Lecompte *et al.*, 1998). Il s'ensuit que pour une même intensité d'orage, les formes et l'intensité de l'ablation sont différentes suivant la saison.

#### **2-2-5 - Les mesures de l'érosion**

##### 2-2-5-1 - Ablation moyenne annuelle : influence majeure du climat

Les vitesses d'ablation mesurées sur marnes noires dénudées sont différentes suivant la région, donc le climat (Oostwoud Wijdenes et Ergenzinger, 1998) : 3,5 cm dans les Baronnies (Lecompte *et al.*, 1998), 1 à 2 cm dans le Buëch (Bufalo *et al.*, 1989 ; Olivry et Hoorelbeck, 1990), 1,5 cm dans le Diois (Descroix, 1994) et 1 cm voire moins dans les Préalpes de Digne (Robert, 1997 ; Richard et Mathys, 1999 ; Rovéra *et al.*, 1999a).

L'agressivité du climat, donc des pluies, a en effet une influence sur la dynamique érosive : elle conditionne les contraintes érosives générales et donc l'érosion potentielle des terrains. A l'échelle des Alpes du sud, Alexandre et Lecompte (2001) ont montré que les pluies intenses – potentiellement ravinantes – se répartissent inégalement et mettent en évidence des zones géoclimatiques distinctes. Elles sont notamment plus intenses à l'ouest de la Durance qu'à l'est. On distingue plus précisément quatre domaines de pluies inégalement abondantes et violentes : les Baronnies, la vallée de la Durance, le pays de Digne-Draix – où se situe notre zone d'étude – et la Haute-Ubaye.

## 2-2-5-2 - Autres paramètres influençant l'ablation

### *a/ La lithologie*

On obtient des valeurs d'ablation différentes pour les différents types de marnes, ce qui tend à prouver que la lithologie a une influence sur la vitesse d'ablation (Lecompte *et al.*, 1998).

### *b/ La position sur la ravine, la saison et l'exposition*

Les valeurs d'ablation mesurées sont en général les mêmes sur les interfluves, les versants ou les talwegs (Lecompte *et al.*, 1998).

L'hiver est surtout propice à l'accumulation de matériaux sur les versants et dans les lits (Lecompte *et al.*, 1998). Le manteau de débris atteint en moyenne en fin d'hiver 20 cm sur les versants (Alexandre, 1995). Cette accumulation a lieu en hiver sur les adrets et au printemps sur les ubacs, c'est-à-dire aux saisons de gel-dégel. A l'échelle annuelle, Lecompte *et al.*, (1998) n'ont pas observé de différence entre adret et ubac dans le départ de matériaux. Descroix (1998) a quant à lui observé une production de sédiments trois fois plus importante en ubac qu'en adret, attribuant cela au fait que les altérites restent humides plus longtemps. Kirkby *et al.* (1990) ont également observé d'importants contrastes entre adret et ubac concernant l'ablation.

L'été est quant à lui caractérisé par une dominance de l'ablation (Lecompte *et al.*, 1998).

### *c/ La pente*

Les pentes des lits des ravines sont généralement fortes, souvent supérieures à 10°, celles des versants très fortes, souvent supérieures à 30° (Brochot et Meunier, 1995).

Sur les versants de ravine, des techniques de mesures micro-métriques ont montré que les vitesses d'ablation des marnes augmentent avec la pente (Rovéra *et al.*, 1999a). Chodzko et Lecompte (1992) ont également montré l'influence de la pente, les pentes supérieures à 30° étant caractérisées par une érosion plus importante.

### *d/ Le pendage des couches*

Selon Descroix (1998) et Vento (2000), l'ablation est bien plus importante en pendage inverse, d'où l'importance de l'angle des couches avec la pente.

## **2-2-6 - Conséquences : accumulations de sédiments dans les lits des ravines**

L'érosion amène une grande quantité de sédiments dans les fonds de talwegs (Lhénaff *et al.*, 1993). En fin d'hiver, le manteau de débris atteint en moyenne 10 cm dans les talwegs, des valeurs extrêmes de 80 cm ayant été observées (Alexandre, 1995).

### **2-3 - Transport des sédiments dans les lits des ravines**

Les sédiments accumulés dans les lits des ravines, suite aux processus décrits plus haut, vont être ensuite transportés vers l'exutoire des ravines par l'action du ruissellement. Généralement, les pluies faibles et régulières amènent les sédiments des versants vers le lit des ravines et les pluies intenses remobilisent ces matériaux accumulés dans les lits pour les mener vers l'exutoire de la ravine (Alexandre, 1995 ; Robert, 1997).

Au cours d'une année, les talwegs peuvent connaître une alternance d'accumulation et d'ablation (Lecompte et al., 1996). A l'échelle annuelle, on peut cependant considérer que dans une ravine de petite taille – quelques milliers de mètres carrés – et dont la pente du talweg principal est forte – supérieure à 10°, ce qui est souvent le cas au sein des badlands marneux, il n'y a pas de stockage intermédiaire des sédiments (Brochot et Meunier, 1995 ; Lecompte et al., 1998 ; Robert, 2000). Ceci a été confirmé par les observations d'Ollivier et Pinatel (2000) réalisées dans le ravin du Prayet dans le bassin versant du Saignon (Alpes de Haute Provence). Ils ont suivi, au moyen de transects transversaux (photo 7, figures 1 et 2), le déplacement des sédiments dans le lit de deux ravines marneuses de surfaces égales à 1760 m<sup>2</sup> (ravine P1) et 2500 m<sup>2</sup> (ravine P2) et toutes deux de pente moyenne du lit égale à 16°.

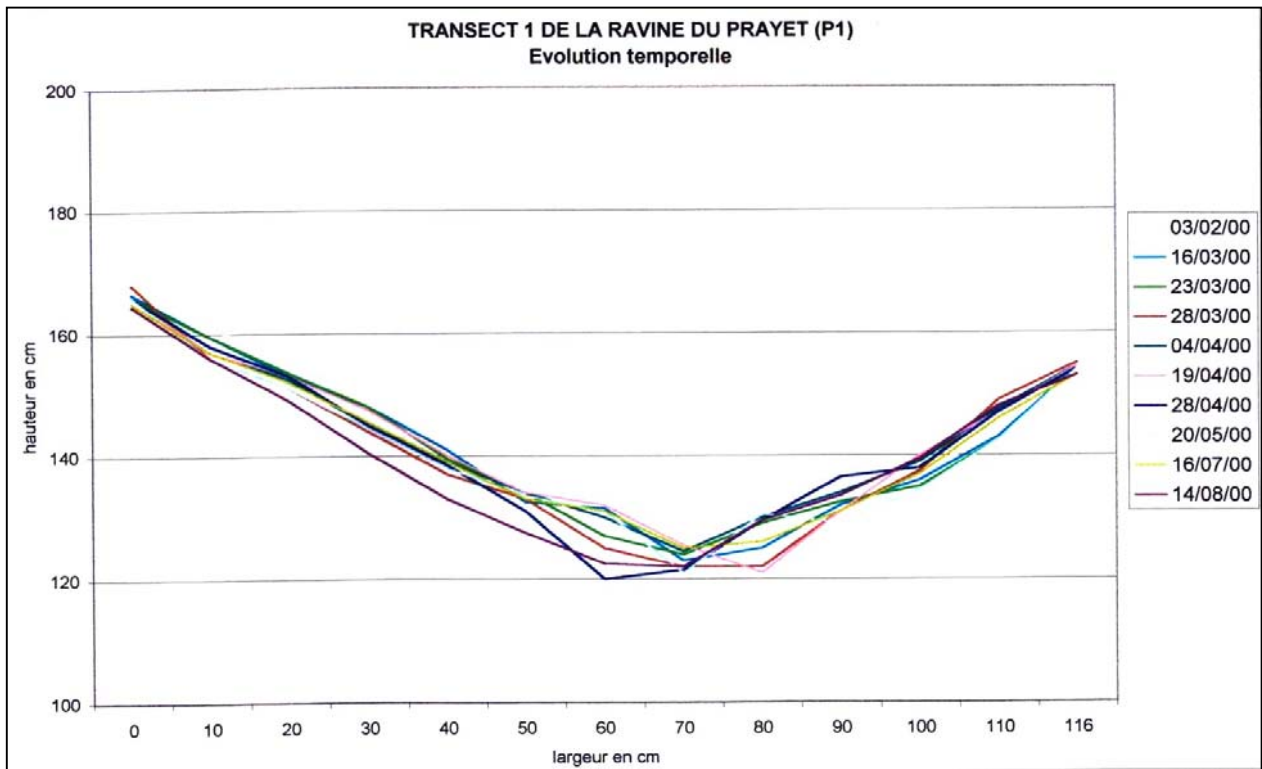
**Photo 7 : Dispositif de mesure des transects transversaux dans les ravines, utilisé par Ollivier et Pinatel (2000)**



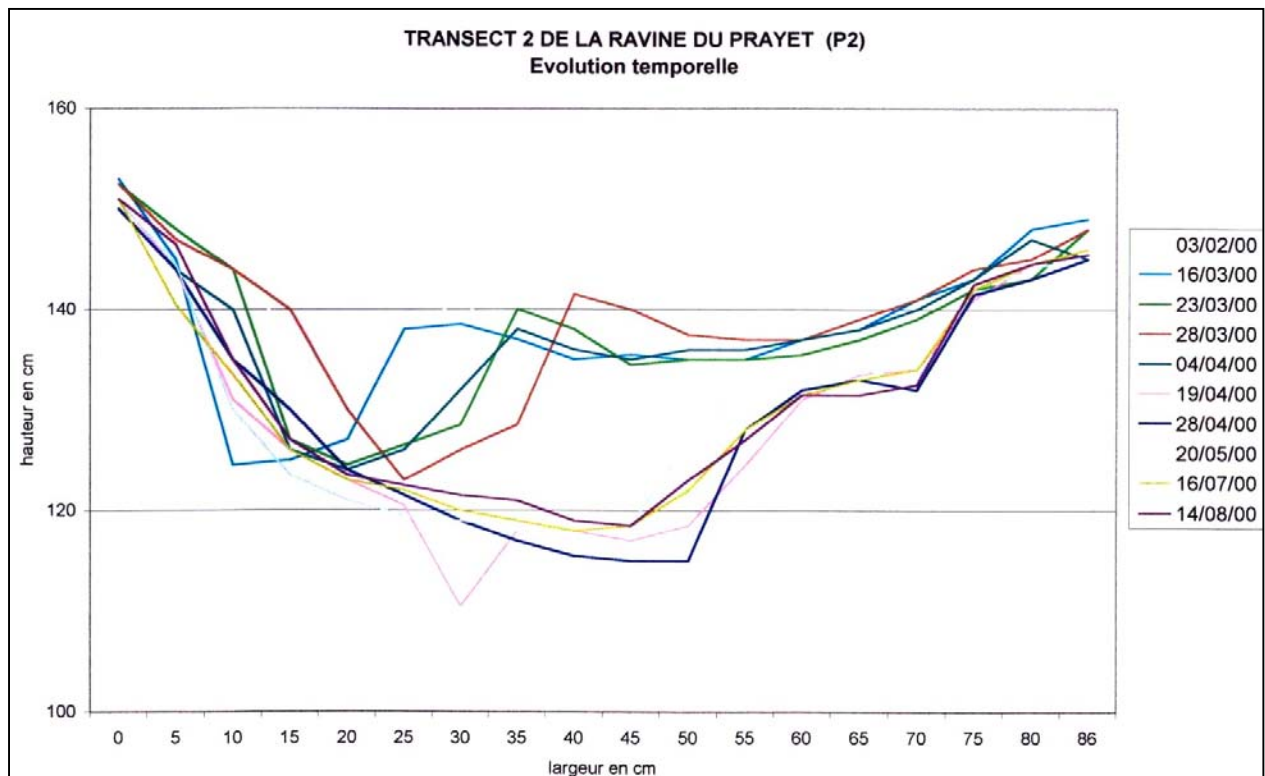
Sur les figures 1 et 2, et particulièrement sur la figure 2, on voit bien que les dépôts « naturels » de fin d'hiver (du 16/03/2000 au 4/04/2000) (photo 8) sont ensuite décapés par les orages d'été, faisant affleurer la roche marneuse qui apparaît « nettoyée » (photo 9).

A l'échelle d'une ravine de 1300 m<sup>2</sup>, Richard et Mathys (1999) expliquent que les matières en suspension (MES) représentent environ 15 % de la charge solide totale. Ce sont donc surtout des transits de sédiments en charriage qui s'opèrent à cette échelle.

**Figure 1 : Transects transversaux dans la ravine dite P1 au cours de l'année 2000  
(source : Ollivier et Pinatel, 2000)**



**Figure 2 : Transects transversaux dans la ravine dite P2 au cours de l'année 2000  
(source : Ollivier et Pinatel, 2000)**



**Photo 8 : Lit d'une ravine le 22/03/2000,  
encombré de sédiments**



**Photo 9 : Lit de la même ravine le 9/05/2000 :**  
les premiers orages de l'année ont emporté une  
grande partie des sédiments accumulés dans le lit ;  
à la fin de l'année, le lit sera complètement nettoyé

#### **2-4 - Les mécanismes de l'érosion dans les lits principaux des bassins versants**

A l'échelle d'un bassin versant d'environ 100 ha, les MES représentent 60 % de la charge solide totale à l'exutoire (Richard et Mathys, 1999). L'augmentation de la proportion de MES entre la ravine et le bassin versant est due à la distance de transport des matériaux grossiers. Au cours de leur transport, ainsi que de leur séjour dans les lits entre les crues, les matériaux en charriage se disloquent jusqu'à être suffisamment fins pour entrer en suspension. Ainsi, plus les sédiments parcourent une grande distance, plus ils se disloquent et plus la quantité de MES augmente.

A cette échelle spatiale, les processus érosifs sont complexes à l'échelle événementielle. On observe notamment des dépôts et reprises de sédiments dans les lits principaux. La distance sur laquelle les sédiments sont transportés dépend de leur taille et de la compétence de la lame d'eau.

A l'échelle annuelle, c'est principalement la pente des lits qui va déterminer l'importance des dépôts. Le dépôt de sédiments dans des lits principaux de bassin versant a ainsi pu être observé sur des pentes généralement inférieures à 5° (Desmet et Govers, 1995 ; Cerdà, 1998b ; Beuselinck *et al.*, 1999, 2000 ; Steegen *et al.*, 2000). Ces auteurs expliquent ainsi que la topographie apparaît comme le facteur le plus important pour expliquer ces dépôts, et que tous les sédiments érodés au sein d'un bassin versant ne rejoignent pas son exutoire.

Ces effets s'estompent cependant à l'échelle inter-annuelle (Brochot et Meunier, 1995).

Dans les lits principaux des bassins versants, les contraintes hydrologiques et érosives sont fortes, notamment au vu des vastes surfaces drainées à l'amont (Vanderkerckhove *et al.*, 1998). Ces contraintes ont pour conséquence un creusement et un enfoncement des lits – ce qui est une tendance généralisée depuis plusieurs millénaires (Ballais, 1999) – ainsi qu'un sapement des berges du torrent.

Il en résulte des processus d'érosion régressive (Chodzko et Lecompte, 1992). En l'absence de plage de dépôt stable, la base des ravines et des versants peut alors être sapée, provoquant une déstabilisation des sédiments à l'amont (Cohen, 1998). On assiste alors à une progression du ravinement vers l'amont (Casagrande, 2001).

Plus à l'aval, dans les rivières principalement, l'érosion concentrée peut provoquer une incision qui pose problème pour les fondations d'ouvrages tels que les ponts.

**INTRODUCTION GÉNÉRALE**  
3<sup>ème</sup> CHAPITRE  
-  
**RÔLE DE LA VÉGÉTATION**  
**DANS LA PROTECTION CONTRE L'ÉROSION**

## **1 - LES MÉCANISMES D'ACTION DE LA VÉGÉTATION**

Les mécanismes d'action de la végétation présentés ici ne sont pas spécifiques aux marnes.

### **1-1 - Introduction**

La végétation peut intervenir contre l'érosion de deux manières principales (Viles, 1990) : d'une part elle peut empêcher l'érosion de se produire, jouant ainsi un rôle de protection « active » contre l'érosion, d'autre part elle peut retenir les sédiments érodés à l'amont, jouant alors un rôle « passif » ou « à distance » contre l'érosion.

### **1-2 - Protection active contre l'érosion**

La végétation protège les sols de l'érosion de manière active par protection contre les agents érosifs (Martinez-Mena *et al.*, 1999) et fixation des sols (Bonnet, 1983).

#### **1-2-1 - Protection des sols contre les agents érosifs**

La végétation peut protéger les sols contre les agents érosifs par régulation hydrologique, régulation thermique et protection mécanique.

##### **1-2-1-1 - Régulation hydrologique**

Dans le chapitre précédent, nous avons vu que le ruissellement était un agent d'érosion très important. La végétation peut permettre de lutter contre cet agent érosif grâce à son action de régulation hydrologique des bassins versants (Humbert et Najjar, 1992 ; Fleuriel, 1998 ; Fort, 1999 ; Lavabre et Andréassian, 2000). Cette régulation hydrologique s'effectue par divers processus listés ci-après.

##### *a/ Interception*

La végétation permet de lutter contre l'effet « splash » par son rôle d'interception des gouttes de pluie, grâce aux parties aériennes des plants (Aussenac, 1981 ; Woo *et al.*, 1997 ; Geddes et Dunkerley, 1999).



L'interception de la pluie par le couvert végétal est fonction de la densité de la surface foliaire (Cosandey *et al.*, 2000) et de la structure du couvert (Zordia, 1977). En forêt, les précipitations inférieures à 2 mm sont presque entièrement interceptées ; au-delà, l'interception diminue avec l'intensité de la pluie selon une fonction logarithmique. Pour une même essence, l'interception augmente avec la densité et la surface terrière (Giordano, 1994).

### *b/ Infiltration*

La végétation permet de lutter contre le ruissellement en augmentant l'infiltration de l'eau dans le sol (Cerdà, 1998a), par plusieurs moyens.

Elle constitue un écran à la surface du sol barrant le cheminement des filets d'eau. L'architecture individuelle des plants ou des associations de plants joue à ce titre un rôle important (Gonzalez-Hidalgo *et al.*, 1997).

De plus, la végétation améliore les propriétés physiques et chimiques des sols (figure 3) (Lopez-Bermudez *et al.*, 1998). C'est notamment le cas pour la végétation feuillue considérée comme une forme végétale « améliorante » pour les sols (Sala et Calvo, 1990), ou en général pour les formations végétales denses (Faulkner, 1990). Zordia (1977) précise que la pédogénèse sous forêt est plus importante que sous n'importe quelle autre formation végétale, car la biomasse, l'activité biologique et l'enracinement sont plus importants. Giordano (1994) rapporte qu'un sol forestier favorise l'infiltration de l'eau dans le sol plus qu'une autre occupation du sol. Une litière forestière hétérogène et perméable peut ainsi absorber et retenir plus de 10 mm d'eau.

Les sols sont ainsi plus poreux et favorisent de ce fait l'infiltration de l'eau (Bergkamp *et al.*, 1996 ; Bergkamp, 1998). Ils sont alors à même de stocker de plus grandes quantités d'eau (Loch, 2000a, 2000b), jouant un rôle d'éponge (Bochet *et al.*, 1998, 1999).

Il faut toutefois noter l'importance de l'état de saturation des sols pour le ruissellement (Latron *et al.*, 1996 ; Mathys *et al.*, 1997). Dunne *et al.* (1991) indiquent ainsi que le taux d'infiltration des eaux de ruissellement pour un sol dépend de la surface drainée à l'amont.

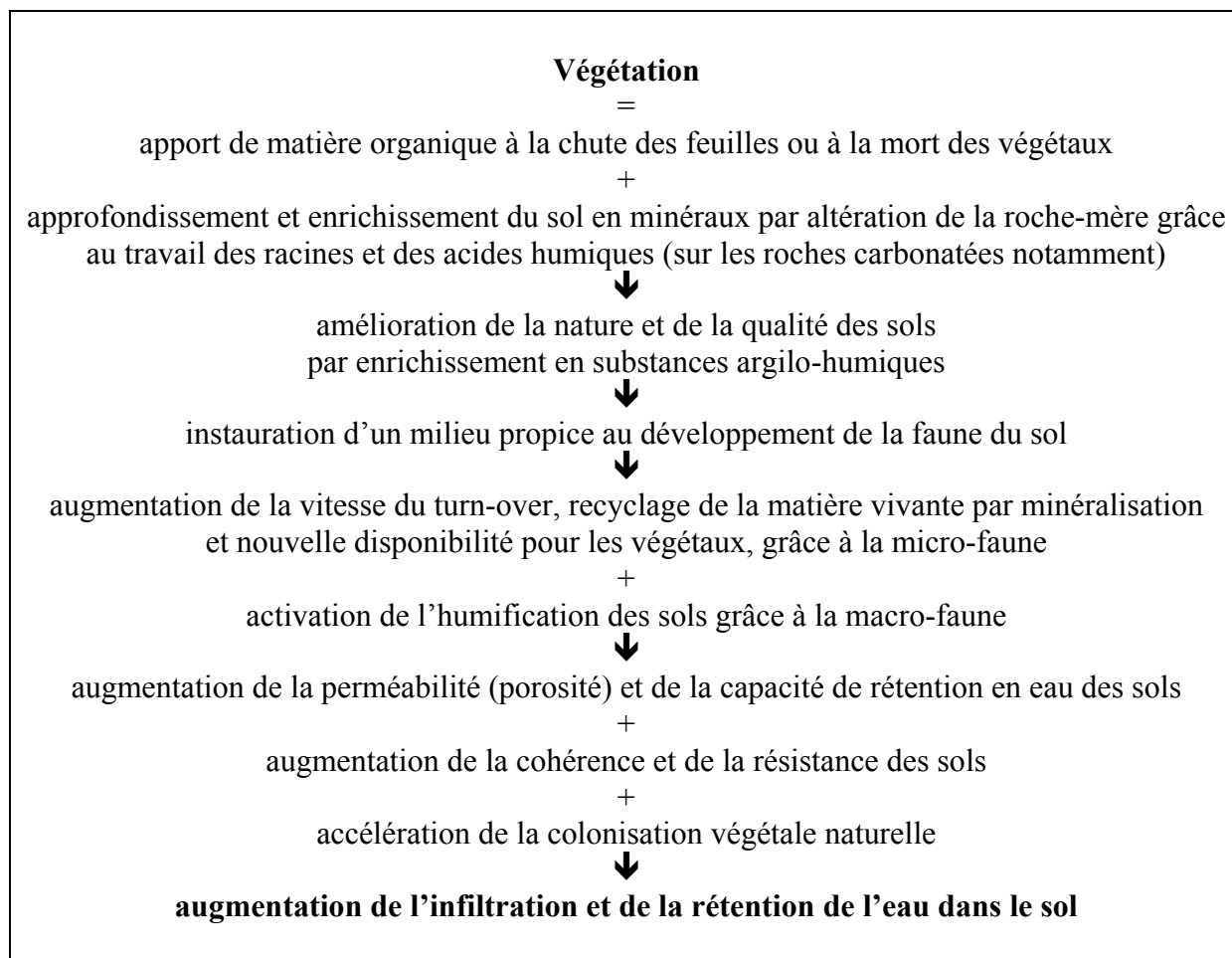
Une partie de l'eau infiltrée peut ensuite être restituée sous forme de ruissellement, mais avec un certain retard (Poncet, 1995).

### *c/ Evapotranspiration*

Les végétaux peuvent pomper une partie de l'eau contenue dans les sols (Poncet, 1995) et la restituer dans l'atmosphère sous forme d'évapotranspiration (EVT) (Togari-Ohta *et al.*, 1996).

Burger (1964) estime que la forêt consomme plus d'eau que la pelouse. Les arbres ont une EVT plus forte que les autres plantes. L'EVT est plus importante pour une forêt que pour une formation herbacée, pour une forêt sempervirente que caduque (Giordano, 1994). Elle varie également selon l'espèce et selon la position topographique des arbres ; ainsi, les conditions arides sur croupes freinent l'EVT par fermeture des stomates (Poncet, 1995).

**Figure 3 : Rôle de la végétation dans l'amélioration de la nature des sols**



*e/ Conséquences pour l'hydrologie des bassins*

La régulation hydrologique jouée par la végétation a pour effet de diminuer la quantité, l'intensité et la vitesse du ruissellement. La végétation a également un effet d'écrêtage et d'étalement du ruissellement (Bonnet, 1983 ; Combes *et al*, 1995).

Giordano (1994) rapporte qu'entre des terrains nus et une forêt, le ruissellement diminue et le temps d'écoulement de la pluie augmente jusqu'à 500 fois plus.

Richard et Mathys (1999) ont observé une augmentation du seuil minimal de pluie pour obtenir un ruissellement entre un bassin versant dégradé et un bassin versant végétalisé, d'où une réduction de la fréquence des crues. Les pointes de crue sont retardées d'au moins ½ heure et réduites dans un rapport de 5 à 10. Le tarissement est également plus lent (Brochot et Meunier, 1995).

Combes *et al*. (1995) expliquent que par rapport à des terrains dénudés, la forêt peut réduire d'au moins 80 % la pointe de crue et d'au moins 50 % le volume ruisselé. Elle peut tripler la rétention initiale avant le début d'un écoulement. Elle peut multiplier par cinq la capacité maximale d'infiltration pendant une crue.

La densité de la couverture végétale permet en général de déterminer s'il y a ruissellement ou pas : jusqu'à 70 % de couverture végétale, l'eau ruisselle en totalité ou en partie ; au-delà, l'eau percole et ne ruisselle pas, jusqu'à saturation des sols. En-dessous de 70 %, la répartition de la végétation joue un rôle : pour une même densité, une répartition homogène de la végétation permet de maintenir un ruissellement diffus, alors qu'une répartition par plaques peut favoriser la concentration du ruissellement (Ionesco, 1964).

Il existe cependant des seuils d'efficacité en ce qui concerne l'hydrologie : l'influence de la forêt est moindre pour les événements pluvieux longs ou abondants (Zordia, 1977). McIvor *et al.* (1995) ont ainsi observé que pour des pluies de plus de 100 mm avec une intensité supérieure à 45 mm/h, la végétation ne jouait pas un grand rôle dans la réduction du ruissellement.

De plus, le rôle de la végétation est à pondérer selon la saison : en hiver, les actions sont ralenties pour les espèces caduques (Poncet, 1995).

### *f/ Conséquences pour l'érosion*

La régulation hydrologique due à la végétation a pour effet d'atténuer les contraintes érosives dues à l'eau (Moir *et al.*, 2000).

Notons que si le pouvoir de régulation hydrologique de la végétation comporte des seuils d'efficacité, cela n'est pas forcément le cas avec l'érosion, comme ont notamment pu le constater McIvor *et al.* (1995).

#### 1-2-1-2 - Régulation thermique

La végétation peut permettre d'atténuer les écarts thermiques journaliers, réduisant ainsi la désagrégation des roches due à la gélifraction et à la thermoclastie (Rovéra *et al.*, 1999a). En particulier, la forêt peut jouer un important rôle de protection thermique : Coubat (1998) a observé des températures maximales sous forêt en général inférieures de 2 à 4°C et des minimales supérieures de 1 à 2°C.

Stott (1997) a également observé le rôle de régulation thermique joué par une végétation recouvrant des berges de cours d'eau : les températures du sol sont supérieures de près de 4°C pour des berges végétalisées par rapport à des berges dénudées.

#### 1-2-1-3 - Protection mécanique

Par son couvert, la végétation permet de diminuer l'énergie cinétique des gouttes de pluie et de réduire ainsi l'effet splash (Bonnet, 1983).

Les végétaux permettent également de diminuer l'effet du vent sur la mobilisation des sédiments érodés (Morgan, 1990).

Enfin, la végétation empêche la concentration du ruissellement et diminue son énergie.

### 1-2-2 - Fixation des sols

La végétation permet de lutter contre l'érosion par fixation des sols grâce aux systèmes racinaires (Handel *et al.*, 1997).

Les végétaux permettent en effet d'améliorer la cohésion des sols et donc de renforcer leurs propriétés mécaniques (O'Loughlin et Xinbao, 1986). Sassa (1986) explique que des racines pénétrant à 50 cm dans un sol peuvent doubler la consolidation de ce dernier.

Cet effet de renforcement des sols grâce aux systèmes racinaires a également été mis en évidence sur les berges végétalisées des cours d'eau (Abernethy et Rutherford, 2000).

### 1-3 - Protection passive contre l'érosion : le piégeage des sédiments

La végétation peut jouer un rôle de piégeage et de rétention d'une partie des sédiments érodés à l'intérieur d'un bassin versant.

Van Dijk *et al.* (1996) et Lee *et al.* (1999, 2000) ont montré qu'il existe un effet de filtration des écoulements au travers de la végétation. Ces écoulements déposent les sédiments suite à la réduction de leur énergie de transport.

Bien que Dabney *et al.* (1995) et Beuselinck *et al.* (2000) aient montré que la végétation est plus susceptible de piéger les sédiments fins, d'autres études (Meyer *et al.*, 1995 ; Cammeraat et Imeson, 1999) ont montré que les sédiments grossiers pouvaient également être piégés par des barrières végétales.

Des dépôts ont ainsi été observés à l'amont de barrières végétales (Sanchez et Puigdefabregas, 1994), sur des pentes plus fortes que celles sans végétation (Takken *et al.*, 1999 ; Bochet *et al.*, 2000).

L'utilisation de haies végétales sur terrasses pour lutter contre l'érosion a souvent été testée avec succès (Poudel *et al.*, 1999). Les haies végétales de vétiver (*Vetiveria sp.*) ont notamment souvent montré leur efficacité pour le piégeage des sédiments (Dalton *et al.*, 1996). Biot (1990) a quant à lui émis l'hypothèse selon laquelle les troncs d'arbres pouvaient être efficaces pour le piégeage des sédiments.

Le piégeage des sédiments a également été observé sur les berges des cours d'eau. Les accumulations de sédiments permettent alors de renforcer la stabilité des berges (Thorne, 1990).

La continuité de la barrière végétale apparaît comme un facteur important pour l'efficacité du piégeage, comme cela a été établi par Meyer *et al.* (1995) et Bochet *et al.* (2000) qui ont montré que la morphologie du plant est importante, c'est-à-dire que l'espèce végétale joue un rôle prépondérant, Van Dijk *et al.* (1996) et Lee *et al.* (1999) qui ont mis en évidence que l'efficacité du piégeage augmente avec la largeur – perpendiculairement à l'écoulement – de la barrière, ou encore Pethick *et al.* (1990), Abu-Zreig (2001) et Abu-Zreig *et al.* (2001), qui ont montré l'influence de la longueur – dans le sens de l'écoulement – de la barrière pour l'efficacité du piégeage.

Sur marnes, Rovéra *et al.* (1999a) ont pu observer le rôle de touffes d'aphyllanthe. Ils ont ainsi observé un piégeage à l'amont des touffes, fonction de la grosseur et de la densité des touffes. Le piégeage s'observe dès que les petites touffes sont serrées sur une distance moyenne de 0,5 m. Il s'observe également dès que la couverture végétale, composée d'herbacées et de ligneux bas, dépasse 50 % de recouvrement au sol, jusqu'à des pentes de 30-35°. Sur des talus de 25 à 35°, les jeunes pins isolés ne s'opposent pas à l'érosion malgré de petites accumulations périodiques à l'amont des troncs. Par contre, des pins adultes groupés par deux avec litière d'aiguilles permettent déjà un piégeage efficace. Avec une couverture encore plus dense, le piégeage est plus pérenne (au-delà de 3 ans).

Kikuchi et Miura (1993) expliquent que les atterrissements créés par les barrières végétales sont favorables à l'installation d'une végétation colonisatrice, qui d'ailleurs ne parvient souvent à s'installer que sur ce type de dépôts dans les bassins versants dégradés (Hidalgo *et al.*, 1990 ; Guerrero-Campo et Montserrat-Marti, 2000). Les végétaux constituant la barrière végétale peuvent également se développer au contact des sédiments atterris arrivant au niveau de la barrière à chaque orage (Sanchez et Puigdefabregas, 1994 ; Dabney *et al.*, 1995), colonisant ainsi les sédiments piégés (Valentin *et al.*, 1999 ; Chappell *et al.*, 1999a). La plus grande profondeur du sol (Kosmas *et al.*, 2000) et sa plus grande infiltrabilité (Guerrero-Campo *et al.*, 1999 ; Bryan et Brun, 1999) sont généralement évoqués.

En conséquence, à l'intérieur des bassins versants, de grandes quantités de sédiments érodés sont piégées et ne rejoignent pas l'exutoire des bassins (Beuselinck *et al.*, 2000).

## **2 - L'EFFET GÉNÉRAL DE LA VÉGÉTATION SUR L'ÉROSION**

Nous allons ici exposer l'effet général de la végétation sur l'érosion, conséquence de l'ensemble des mécanismes d'action de la végétation détaillés précédemment.

### **2-1 - Sur divers substrats**

#### **2-1-1 - Efficacité des différentes formations végétales**

L'effet de la végétation peut être différent selon les formations végétales, par exemple le type de forêt (Kim et Jeong, 1998) ou l'utilisation du sol (Kosmas *et al.*, 1997).

Certains auteurs affirment, sur la base d'observations expérimentales, que la forêt constitue la meilleure protection contre l'érosion en montagne (Kraus, 1995).

D'autres auteurs ont cependant observé qu'une couverture arbustive (Francis et Thornes, 1990) ou une végétation basse (Roose *et al.*, 1998) peuvent offrir une protection contre l'érosion similaire à celle jouée par des arbres.

Hill et Peart (1998) ont également montré l'importance des strates végétales pour l'efficacité de la maîtrise de l'érosion. Ils ont ainsi observé une érosion décroissante entre respectivement une formation arborée et arbustive, une formation arborée, une formation uniquement au sol (herbacée et sous-arbustive), une formation au sol cultivée, enfin des sols nus.

Sur marnes, Robert (1997) et Rovéra *et al.* (1999a) ont observé l'effet modérateur du couvert végétal en fonction de sa densité et de sa structure verticale. L'érosion diminue en effet lorsqu'on passe progressivement des marnes dénudées à un couvert d'arbres isolés, puis à des couverts arbustifs et herbacés, enfin à un couvert de pins groupés. Des vitesses d'ablation verticale ont été calculées sur trois ans pour chaque stade de colonisation : 8 mm/an sur versants dénudés, 4 à 5 mm/an sous un pin noir, 2 mm/an sous genêts et aphyllanthes, et nulle sous un bosquet de pins.

Le rôle de la couverture herbacée est souvent dénigré, alors que bien souvent elle peut être très efficace pour lutter contre l'érosion. L'herbe – ou le gazon – présente notamment les particularités d'offrir de bonnes possibilités de stockage d'eau en profondeur (Derouiche *et al.*, 1997) et de bien recouvrir le sol. Cette dernière caractéristique est importante pour l'efficacité du piégeage des sédiments (Lyons *et al.*, 2000). Dans les milieux où les ligneux n'ont pas lieu d'être comme les pistes de ski (Dinger, 1997), où ceux où les arbres sont à proscrire comme les berges de cours d'eau (Lyons *et al.*, 2000), l'herbe peut représenter la solution adéquate. Certains auteurs (Abrahams *et al.*, 1995 ; White et Loftin, 2000) sont même allés jusqu'à observer une augmentation de l'érosion sur des terrains pour lesquels une couverture herbacée a été remplacée par une couverture arbustive. Ils expliquent cela par une moindre résistance des ligneux bas au ruissellement diffus. L'influence des lichens, formation végétale très peu développée, a même été observée sur la protection des sols (Alexander et Calvo, 1990).

Toutefois, en contexte torrentiel, la couverture herbacée est bien souvent insuffisante pour permettre de lutter contre l'érosion concentrée. Selon les contextes, il se peut en effet que l'herbe ne constitue pas la meilleure solution pour lutter contre l'érosion des berges (Harmel *et al.*, 1999).

Au sein d'une même strate végétale, l'efficacité de la protection contre l'érosion peut dépendre des espèces végétales, notamment de leur morphologie et de leur dynamique (Brown, 1990).

En comparant l'effet de différents types de formations végétales, Sala et Calvo (1990) concluent que la morphologie et la taille des végétaux est importante pour la maîtrise de l'érosion, notamment car cela détermine la formation de litière, paramètre important pour l'infiltration de l'eau.

## **2-1-2 - Importance du taux de couverture végétale**

### **2-1-2-1 - Comparaison de terrains diversement végétalisés**

L'effet de la couverture végétale sur l'érosion a pu être mis en évidence par comparaison de terrains diversement végétalisés.

Il est souvent admis que sur un versant partiellement végétalisé, les zones dénudées peuvent être soumises à l'érosion alors que les zones végétalisées sont protégées de cette même érosion (Reid *et al.*, 1999).

Des études menées à l'échelle du bassin versant ont montré qu'en général, l'érosion diminue quand la couverture végétale augmente (Goff *et al.*, 1993 ; Snelder et Bryan, 1995 ; Morgan *et al.*, 1997 ; Solé-Benet *et al.*, 1997 ; Cerdà, 1999 ; Battany et Grismer, 2000). Des résultats similaires ont été obtenus sur des surfaces plus réduites, celles du versant de quelques ares par exemple (Carroll *et al.*, 2000).

On a observé que l'érosion augmentait avec le pâturage, responsable d'une disparition partielle de la couverture végétale et d'un tassement des sols (Naeth et Chanasyk, 1996). Heathwaite *et al.* (1990) expliquent qu'un pâturage intensif peut mener à une réduction de l'infiltration de l'eau dans les sols de plus de 80 %, augmentant ainsi le ruissellement d'un rapport de 1 à 12 par rapport à des terrains similaires non pâturés.

L'effet de la végétation sur l'érosion a également été observé sur les berges des cours d'eau, les berges végétalisées étant beaucoup plus stables que les berges dénudées (Beeson et Doyle, 1995 ; Shields *et al.*, 1995 ; Rowntree et Dollar, 1999 ; Millar, 2000).

Plusieurs études ont montré que la production sédimentaire de bassins ou de versants diversement végétalisés ne variait pas de façon linéaire avec la couverture végétale. Ainsi, Rogers et Schumm (1991) ont observé, sur des versants de pente 5°, que la production sédimentaire de versants augmentait rapidement lorsqu'on passait d'une couverture végétale de 43 à 15 %, puis que la production sédimentaire variait très peu pour des valeurs de couverture végétale inférieures à 15 %. Il n'y avait donc pas de relation linéaire ni exponentielle, et 15 % apparaissaient comme une valeur seuil minimale pour que la végétation joue un rôle significatif contre l'érosion.

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

Enfin, Brochot (1993) rapporte des faits montrant que l'enlèvement d'un quart de la forêt sur un bassin versant peut produire des effets très différents selon le degré de morcellement de la surface concernée.

## 2-1-2-2 - Comparaisons après disparition de la couverture végétale

### *a/ Après incendies*

Une augmentation de l'érosion est généralement observée dans des bassins versants végétalisés soumis à un incendie, provoquant la disparition de la couverture végétale (Vega *et al.*, 1987 ; Ballais, 1993 ; Garcia-Ruiz *et al.*, 1995 ; Megahan *et al.*, 1995 ; Inbar *et al.*, 1998 ; Prosser et Williams, 1998 ; Evans *et al.*, 1999). Même sur des surfaces très réduites, le feu peut découvrir le sol et le rendre sensible aux reprises d'érosion (Lavee *et al.*, 1995). Cette augmentation de l'érosion est surtout sensible les premières années après l'incendie (Martin et Allée, 2000).

Suite à du brûlage dirigé, une augmentation de l'érosion a également pu être observée par Soto *et al.* (1995).

### *b/ Après coupes forestières ou défrichement*

Les opérations de coupes forestières peuvent être responsables d'une augmentation de l'érosion (Nortcliff *et al.*, 1990 ; Prosser et Abernethy, 1999), par le fait de supprimer une partie de la biomasse protectrice mais également par l'impact des exploitations sur la structure des sols (Rab, 1996 ; Chappell *et al.*, 1999b).

Zhang *et al.* (2000) ont observé une augmentation de l'érosion dans des plantations forestières après une coupe. Prosser et Soufi (1998) soulignent que les potentialités de reprise d'érosion sont très fortes la première année après la coupe, pour des pluies journalières dépassant 80 mm.

Dans des bassins versants couverts par une forêt, Miller *et al.* (1988) ont observé une forte recrudescence de l'érosion après une coupe rase. Ammer *et al.* (1995) ont montré que des coupes partielles, sur 30 à 40 % de la surface des bassins, entraînaient également une augmentation de la production sédimentaire des bassins.

Des effets similaires ont été observés après l'enlèvement de formations végétales diverses dans des bassins versants (Castillo *et al.*, 1997 ; Scott Munro et Huang, 1997), par exemple après des opérations de défrichement (Fritsch et Sarrailh, 1986).

Toutefois, Edeso *et al.* (1999) expliquent que l'impact des coupes forestières sur l'érosion peut être minimisé avec des pratiques sylvicoles appropriées. Les mêmes conclusions ont été tirées par Heede et King (1990) pour l'exploitation d'une forêt résineuse. Lacey (2000) explique que des bandes forestières horizontales de 10 mètres de large laissées en l'état sur un versant peuvent permettre de réduire de 95 % la production sédimentaire des terrains exploités. Farrish *et al.* (1993) ainsi que Keim et Schoenholtz (1999) ont cependant observé que de telles bandes pouvaient parfois être inefficaces pour stopper l'érosion concentrée initiée plus en amont.

Certains auteurs expliquent d'ailleurs que lors des exploitations forestières, ce sont surtout les ouvertures de pistes forestières qui sont responsables de l'activation de l'érosion sur les terrains érodables (Orme, 1990 ; Lacheny, 1998 ; Croke *et al.*, 1999).

### *c/ Après perturbations naturelles*

Les perturbations naturelles telles que les chablis peuvent entraîner une apparition de phénomènes d'érosion (Spencer *et al.*, 1990 ; Arnalds, 2000).

#### 2-1-2-3 - Comparaisons après revégétalisation

Les travaux de revégétalisation entraînent généralement une diminution de l'érosion, comme cela a été observé par plusieurs auteurs (Sorriso-Valvo *et al.*, 1995 ; Kostadinov *et al.*, 1996 ; Luce et Black, 1999 ; Pinaya *et al.*, 2000). La plupart d'entre eux attribuent cet effet de la végétation à l'augmentation d'infiltration (Ziegler et Giambelluca, 1998).

L'installation naturelle d'une couverture végétale sur des sols dégradés peut également mener à une diminution de l'érosion (Olyphant et Harper, 1995).



Toutefois, si les milieux revégétalisés permettent de réduire l'érosion par rapport à des milieux dégradés, ils restent des solutions intermédiaires et souvent leur degré de protection n'atteint pas celui offert par une végétation naturelle (Karl, 1990 ; Andreu *et al.*, 1994, 1998). L'effet des plantations seules peut notamment être très limité, comme cela a pu être observé par Vacca *et al.* (2000) dans une plantation d'eucalyptus.

## **2-2 - Sur marnes**

Nous analysons ici plus spécialement les études portant sur l'effet général de la végétation sur l'érosion des substrats nous intéressant, à savoir les marnes.

### **2-2-1 - Comparaisons de bassins versants à La Motte du Caire**

Des mesures de production de sédiments ont été réalisées en 1997 à l'exutoire de 14 bassins versants présentant des couvertures végétales différentes, dans la forêt domaniale du Grand Vallon (Alpes de Haute Provence) (Olivier, 2000). Les surfaces des bassins étaient comprises entre 0,6 et 99,6 ha. Les recouvrements végétaux variaient de 10 à 88 %. Les mesures ont été réalisées par le suivi du remplissage de barrages RTM situés à l'exutoire des bassins.

Les pluies totales ont été d'environ 1100 mm en 1997, d'après les mesures du poste pluviométrique de La Motte du Caire. Le remplissage des retenues de barrages apparaît dans le tableau 1.

Les relations établies entre production sédimentaire et couverture végétale des bassins versants sont présentées sur la figure 4. Sur le graphe de cette figure, on peut observer une réduction de la production sédimentaire des bassins quand la couverture végétale totale augmente. Cette étude montre donc bien l'influence générale du couvert végétal sur la production sédimentaire de bassins versants marneux.

### **2-2-2 - Les bassins versants de recherche expérimentaux de Draix**

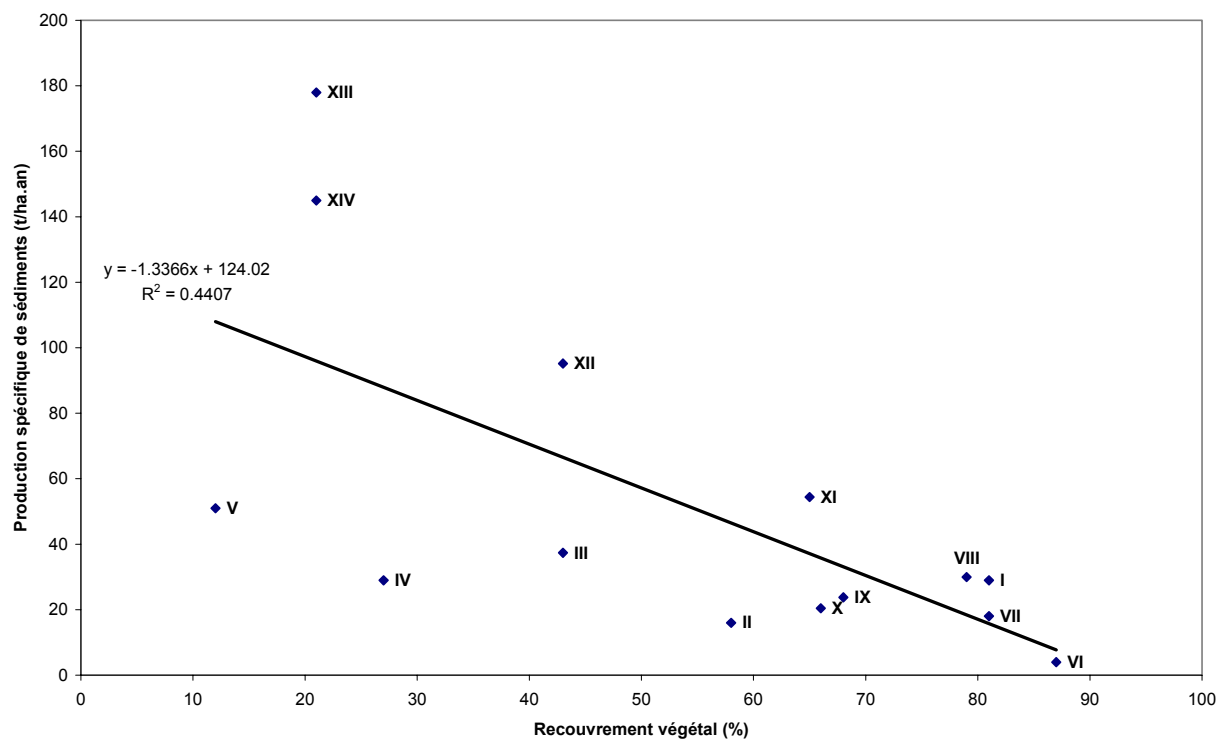
Les bassins versants de recherche expérimentaux de Draix (Alpes-de-Haute-Provence) ont permis de comparer, depuis une quinzaine d'années, les comportements érosifs de deux bassins versants torrentiels marneux diversement végétalisés. Le bassin du Brusquet, d'une surface de 108 ha, a été corrigé et reboisé à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, essentiellement en pin noir d'Autriche, et présente aujourd'hui une surface couverte à 87 %. Sa surface, sa pente et sa lithologie sont proches de celles du bassin versant du Laval (86 ha) qui, lui, n'a pas été reboisé et présente aujourd'hui une couverture végétale spontanée de 32 %, soit une couverture environ 2,5 fois moins importante qu'au Brusquet.

Les comparaisons des bilans érosifs de ces deux bassins ont bien montré l'influence du couvert forestier sur la production de sédiments aux exutoires ; on observe en effet une production spécifique annuelle de sédiments inférieure au Brusquet qu'au Laval (Richard et Mathys, 1999). Ainsi, cette production sédimentaire est 220 fois moins importante au Brusquet si on la rapporte aux surfaces totales, et 40 fois inférieure si on la rapporte aux surfaces dénudées.

**Tableau 1 :**  
**Remplissage des retenues de barrages RTM et production spécifique de sédiments par bassin versant (rapportée à la surface totale du bassin)**

Forêt domaniale	Grand Vallon													
Désignation des bassins versants	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV
Surface du bassin versant (ha)	1,4	5,5	31,7	4	1	99,6	95,4	28,7	70,5	34,4	0,6	15,8	0,9	0,9
Surface des marnes nues (ha)	0,3	2,3	18,2	2,9	0,9	12,5	17,8	6,1	22,5	11,8	0,2	9	0,7	0,8
Recouvrement végétal (%)	81	58	43	27	12	87	81	79	68	66	65	43	21	21
Production spécifique de sédiments (t/ha.an)	29	16	37	29	51	4	18	30	24	20	54	95	178	145

**Figure 4 : Relations entre production sédimentaire et couverture végétale des bassins versants pour l'année 1997**



On constate qu'il n'existe pas de relation linéaire entre l'augmentation de la couverture végétale et la diminution de la production sédimentaire, ce qui rejoint les observations de certains auteurs cités précédemment.

Ce contraste peut notamment refléter des différences de topographie et de lithologie. En effet, les deux bassins comparés peuvent présenter une susceptibilité différente à l'érosion, du fait de différences de pente ou de substrat géologique : par exemple, le bassin du Brusquet est traversé par une barre calcaire que le bassin du Laval ne présente pas.

Mais on peut également attribuer cela au rôle de protection passive de la végétation. Dans le bassin boisé du Brusquet, nous avons effectivement observé l'existence de surfaces en érosion dont les sédiments ne semblaient pas rejoindre les ravins principaux, en raison de la présence de barrières végétales piégeant apparemment les sédiments en transit dans la ravine, sur les versants ou dans les lits (Lacheney, 1998). Nous avons ainsi observé des accumulations de sédiments meubles à l'amont de ces barrières végétales ; ces dernières sont aussi bien des formations herbacées, notamment des touffes de bauche (*Calamagrostis argentea*), que des formations sous-arbustives, par exemple des plants de bugrane (*Ononis fruticosa*) (photo 10).



**Photo 10 : Piégeage de sédiments par la bugrane en pied de versant**

Par ailleurs, on constate qu'au Brusquet, la végétation issue des reboisements est répartie de manière homogène, les quelques zones en érosion subsistant essentiellement sur des interfluves et des portions de versant de ravine. Au contraire, au Laval, la végétation spontanée ne recouvre que des interfluves et des replats, terrains les plus stables constituant les seuls endroits où une installation de la végétation est possible. Dans les fonds de ravines, les contraintes érosives ont été trop fortes pour permettre l'installation de plantes pionnières.

Ainsi, au Laval, la végétation n'intervient que de manière active, en réduisant la fraction des terres soumises à l'érosion et les sédiments issus des zones en érosion rejoignent en général l'exutoire du bassin. Au Brusquet semble s'ajouter l'effet de barrières végétales piégeant les sédiments érodés.

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 4<sup>ème</sup> CHAPITRE

### LE TRAVAIL DE THÈSE

## 1 - BILAN DES TRAVAUX ANTÉRIEURS, HYPOTHÈSES ET QUESTIONNEMENTS

### 1-1 - Bilan des travaux antérieurs

Dans le chapitre précédent, nous avons vu que la végétation pouvait être très efficace pour la maîtrise de l'érosion. Les nombreuses études citées ont montré qu'en général, lorsque la couverture végétale augmente, l'érosion diminue. Toutefois, aucune étude n'a mis en évidence de relation linéaire précise entre ces deux variables, notamment sur les substrats marneux. Les observations dans le bassin versant marneux du Brusquet ont montré que les processus de piégeage des sédiments par des barrières végétales pouvaient en partie expliquer cette non-linéarité.

Ceci peut avoir un intérêt important pour la gestion optimale des problèmes d'érosion par le génie écologique. Si ces processus de piégeage ont bien lieu et que les sédiments sont durablement retenus dans les bassins versants, cela signifierait que des zones en érosion produisent des sédiments qui pourraient ensuite être piégés à l'aval par des barrières végétales. En conséquence, une couverture végétale complète ne serait pas indispensable pour obtenir une production sédimentaire nulle ou très faible à l'exutoire d'un bassin versant hydrologique défini. La distribution spatiale de la végétation serait alors particulièrement importante. Ainsi, en terme de gestion, il ne serait pas nécessaire d'installer une couverture végétale complète sur un bassin versant hydrologique dégradé pour parvenir à stopper la production sédimentaire à son exutoire, de même qu'il ne serait pas indispensable de maintenir une couverture végétale complète sur les bassins recouverts d'une couverture végétale protectrice totale.

Il apparaît alors particulièrement intéressant de s'intéresser à ces processus de piégeage et à l'importance de la répartition de la végétation au sein d'un bassin versant marneux.

### 1-2 - Hypothèses

Nous pouvons proposer deux hypothèses.

La première hypothèse est que les processus de piégeage des sédiments marneux par des barrières végétales ont effectivement lieu et que les sédiments peuvent être retenus durablement.

La deuxième hypothèse, qui découle de la première, est que la distribution spatiale de la végétation est importante pour la réduction de la production sédimentaire à l'exutoire des bassins versants marneux.

### **1-3 - Questionnements**

Pour vérifier les hypothèses proposées, il convient de répondre à plusieurs questions listées ci-après.

#### **1-3-1 - 1<sup>ère</sup> hypothèse : les processus de piégeage**

Les questions relatives à la 1<sup>ère</sup> hypothèse concernant les processus de piégeage sont les suivantes.

Les processus de piégeage existent-ils sur marnes ? Si oui, comment s'opèrent-ils ? Où ont-ils lieu au sein du bassin versant ? Quand sont-ils observables ?

Si ces processus ont bien lieu, est-il possible de les quantifier ? Quelles sont les dimensions efficaces de barrières végétales pour le piégeage des sédiments ?

#### **1-3-2 - 2<sup>ème</sup> hypothèse : la distribution spatiale de la végétation**

Concernant l'importance de la distribution spatiale de la végétation, il convient de se poser les questions suivantes.

Quelle est l'importance de la distribution spatiale de la végétation pour la production sédimentaire à l'exutoire de bassins versants hydrologiques ?

Existe-t-il des bassins versants hydrologiques marneux dont la production sédimentaire à l'exutoire est nulle alors que la couverture végétale n'est pas complète ? Quel est alors le taux minimal observable de recouvrement végétal ?

Quelles sont les échelles spatiales et temporelles à prendre en compte pour juger l'influence passive de la végétation sur l'érosion ? En particulier, comment inter-agissent les dynamiques érosives et végétales ?

#### **1-3-3 - Vérification des hypothèses : application à la gestion**

Si les deux hypothèses se vérifient, la question reste de savoir quelles sont les applications possibles pour une gestion optimale des problèmes d'érosion sur marnes par le génie écologique.

### **2 - OBJECTIF**

L'objectif du travail de thèse est de répondre à l'ensemble des questions posées précédemment, grâce à une amélioration des connaissances sur les processus de piégeage des sédiments marneux par des barrières végétales et sur l'influence de la distribution spatiale de la végétation sur la production sédimentaire de bassins versants hydrologiques marneux.

Les résultats de ces études doivent alors permettre de développer ou d'améliorer des outils de gestion optimale des problèmes d'érosion par le génie écologique.

Une démarche scientifique est donc proposée sur des sites permettant des études en grandeur nature.

### **3 - CADRE CONCEPTUEL**

#### **3-1 - Etude d'un mode d'action particulier de la végétation sur l'érosion**

Le travail de thèse étudie des mécanismes d'action de la végétation contre l'érosion jusqu'alors peu étudiés en contexte torrentiel, le **piégeage des sédiments**.

#### **3-2 - Echelles spatiales d'études**

Les processus de piégeage ont été étudiés à l'échelle **métrique** à **pluri-métrique**, permettant d'observer les interactions entre sédiments transportés et barrières végétales.

Nous avons choisi de réaliser les études sur l'influence de la distribution spatiale de la végétation sur l'érosion à une échelle spatiale originale, à savoir la **ravine** de moins d'un hectare, les études existantes étant plus généralement réalisées à grande échelle – placette expérimentale métrique – ou petite échelle – bassin versant de plusieurs hectares.

#### **3-3 - Contexte biorhexistasique particulier**

Pour étudier l'effet de la végétation sur l'érosion, nous avons choisi d'étudier des ravines caractérisées par différents **gradients biorhexistasiques**.

##### **3-3-1 - Notion de biorhexistasie**

La notion de biorhexistasie a été définie par Erhart (1967), afin de préciser les grands types d'érosion continentale aux échelles de temps géologiques.

La rhexistasie correspond à un contexte d'érosion dominante. La végétation subit alors son action et elle constitue un révélateur des conditions d'érosion à un endroit donné. L'érosion – notamment régressive – ne permet alors pas aux végétaux de s'installer ou se maintenir dans les lits ou sur les versants des ravines (Casagrande, 2001). Elle peut également déchausser la végétation en place (Cohen, 1998). Les processus d'érosion maintiennent alors les ravines dénudées, où la végétation est généralement incapable de s'installer (Guerrero-Campo et Montserrat-Marti, 2000).

La biostasie correspond, quant à elle, à une période de calme érosif, pendant laquelle la végétation est en mesure de se développer sur des sols relativement stables.

Dans les définitions présentées ici, on conçoit que c'est le contexte climatique général qui détermine la tendance à la rhexistasie ou à la biostasie. Aux échelles de temps considérées, la végétation ne maîtrise pas l'érosion : elle en subit les conséquences.

### 3-3-2 - La biorhexistasie dans les bassins versants réhabilités

Cette notion de biorhexistasie a été reprise par Rovéra *et al.* (1999) pour caractériser le contexte érosif à l'échelle de ravines, sur une échelle temporelle plus réduite, mais surtout dans un contexte historique particulier.

Dans les bassins versants dégradés ayant fait l'objet d'une restauration écologique, l'homme est intervenu pour installer la végétation là où elle n'aurait certainement pas pu s'installer seule. A l'échelle d'une ravine et à l'échelle humaine, la végétation est en mesure de maîtriser l'érosion – comme le montre l'abondante littérature présentée dans le chapitre précédent, même dans un contexte climatique érosif comme le contexte méditerranéen. **L'installation d'une couverture végétale n'est alors plus une conséquence de la diminution de l'érosion, elle en devient la cause.**

Dans ce mémoire, nous utiliserons le terme de **biostasie** pour désigner une zone, une ravine ou un bassin versant où la dynamique végétale tend à dominer la dynamique érosive, et le terme de **rhexasie** là où la dynamique érosive tend à dominer la dynamique végétale, aux échelles spatio-temporelles nous intéressant.

## 4 - DÉMARCHE SCIENTIFIQUE

Le mémoire de thèse comprend trois parties.

La **1<sup>ère</sup> partie** étudie les processus de piégeage des sédiments par des barrières végétales. L'échelle spatiale d'approche est métrique à pluri-métrique.

Le *1<sup>er</sup> chapitre* correspond à une mise en évidence qualitative du piégeage des sédiments marneux par des barrières végétales.

Dans le *2<sup>ème</sup> chapitre*, une étude quantitative du piégeage des sédiments marneux par la végétation est réalisée. Elle débouche sur l'énoncé de principes d'efficacité de piégeage de barrières végétales pour des zones en érosion.

La **2<sup>ème</sup> partie** étudie l'influence de la distribution spatiale de la végétation sur la production sédimentaire de ravines marneuses. On se situe donc ici à une échelle intermédiaire entre celle abordée dans la partie précédente et celle du bassin versant expérimental.

Dans le *1<sup>er</sup> chapitre*, on met en évidence l'importance de cette distribution spatiale sur une ravine pour la réduction des apports de sédiments à son exutoire.

Le *2<sup>ème</sup> chapitre* aborde les questions de stabilité des ravines, en lien avec les dynamiques érosive et végétale.

Dans le *3<sup>ème</sup> chapitre*, les résultats des deux chapitres précédents sont synthétisés sous la forme d'une typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées. Cette typologie constitue un outil de caractérisation de l'état d'activité érosive et de stabilisation des ravines.

Enfin, dans la **3<sup>ème</sup> partie**, on propose des stratégies globales – mise au point, développement ou amélioration d'outils – pour une gestion optimale des problèmes d'érosion sur marnes par le génie écologique, par application des résultats obtenus dans les parties précédentes.

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 5<sup>ème</sup> CHAPITRE

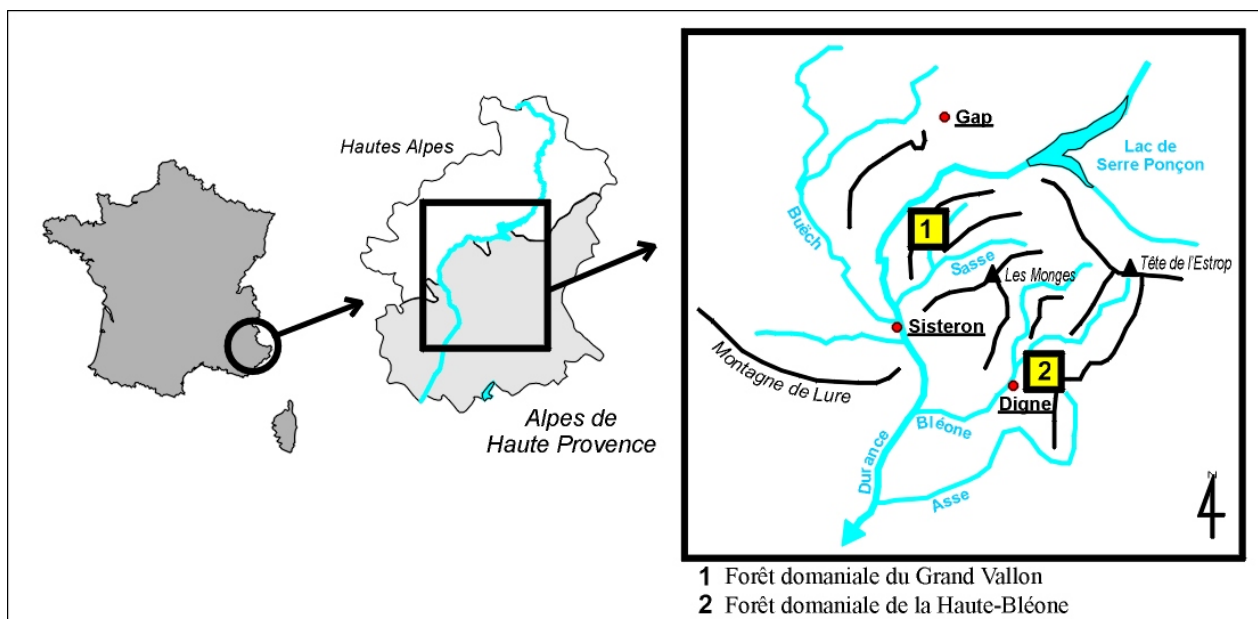
### CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL DES SITES D'ÉTUDE

## 1 - CADRE GÉNÉRAL

### 1-1 - Situation géographique

Les observations et mesures ont été effectuées sur différents sites des Alpes du sud françaises, dans le département des Alpes de Haute Provence : les bassins versants du Saignon et de Naples sur la commune de La Motte du Caire, dans la forêt domaniale du Grand Vallon, le bassin versant du Francon sur la commune de Draix et le bassin versant du Brusquet sur la commune du même nom, tous deux dans la forêt domaniale de la Haute-Bléone (carte 2). Ces bassins appartiennent au grand bassin versant de la Durance.

Carte 2 : Localisation des sites d'étude



### 1-2 - La restauration des terrains en montagne sur les bassins versants étudiés

Les bassins ont tous fait l'objet d'une restauration écologique, hormis le Francon.

Ainsi, dans les bassins restaurés, l'érosion régressive a été généralement stoppée à la base de la plupart des ravines. La végétation a été introduite grâce à des ouvrages de génie biologique, permettant son installation aussi bien sur les versants que dans les lits des ravines. Cependant, des colonisations végétales spontanées ont parfois eu lieu.



La végétation présente est essentiellement composée de pin noir d'Autriche (*Pinus nigra ssp. nigra*) et de pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) pour la strate arborée, d'alisier blanc (*Sorbus aria*) et d'érable à feuille d'obier (*Acer opalus*) pour la strate arbustive, de bugrane (*Ononis fruticosa*) et d'argousier (*Hippophae rhamnoides*) pour la strate sous-arbustive, enfin de bauche (*Calamagrostis argentea*) pour la strate herbacée.

## **2 - CADRE LOCAL**

### **2-1 - Les bassins versants du Saignon et de Naples**

#### **2-1-1 - Contexte géographique**

Les bassins versants du Saignon et de Naples sont situés au nord-est de Sisteron, sur la commune de La Motte du Caire (carte 3). Les torrents principaux de ces bassins sont des affluents du Grand Vallon.

La superficie du bassin versant du Saignon est de 380 ha et l'altitude varie entre 730 et 1474 mètres. L'exposition générale est sud, la micro-topographie pouvant cependant exposer les versants des ravines dans d'autres directions, voire même faire apparaître des ubacs.

Ce bassin du Saignon est caractérisé par la présence d'un barrage à son exutoire (Combes, 1981). Comme cela a été évoqué dans l'introduction générale, ce barrage, initialement construit en 1962 à des fins d'irrigation, a été complètement comblé par les sédiments marneux en 1979, soit en 18 ans.

Le bassin versant de Naples a une superficie de quelques dizaines d'hectares et son altitude varie entre 680 et 1282 mètres. Il est exposé à l'est.

#### **2-1-2 - Contexte climatique**

Les données climatiques ont été enregistrées à partir du poste météorologique de La Motte du Caire (maison forestière, en fond de vallée du Grand Vallon à 690 m).

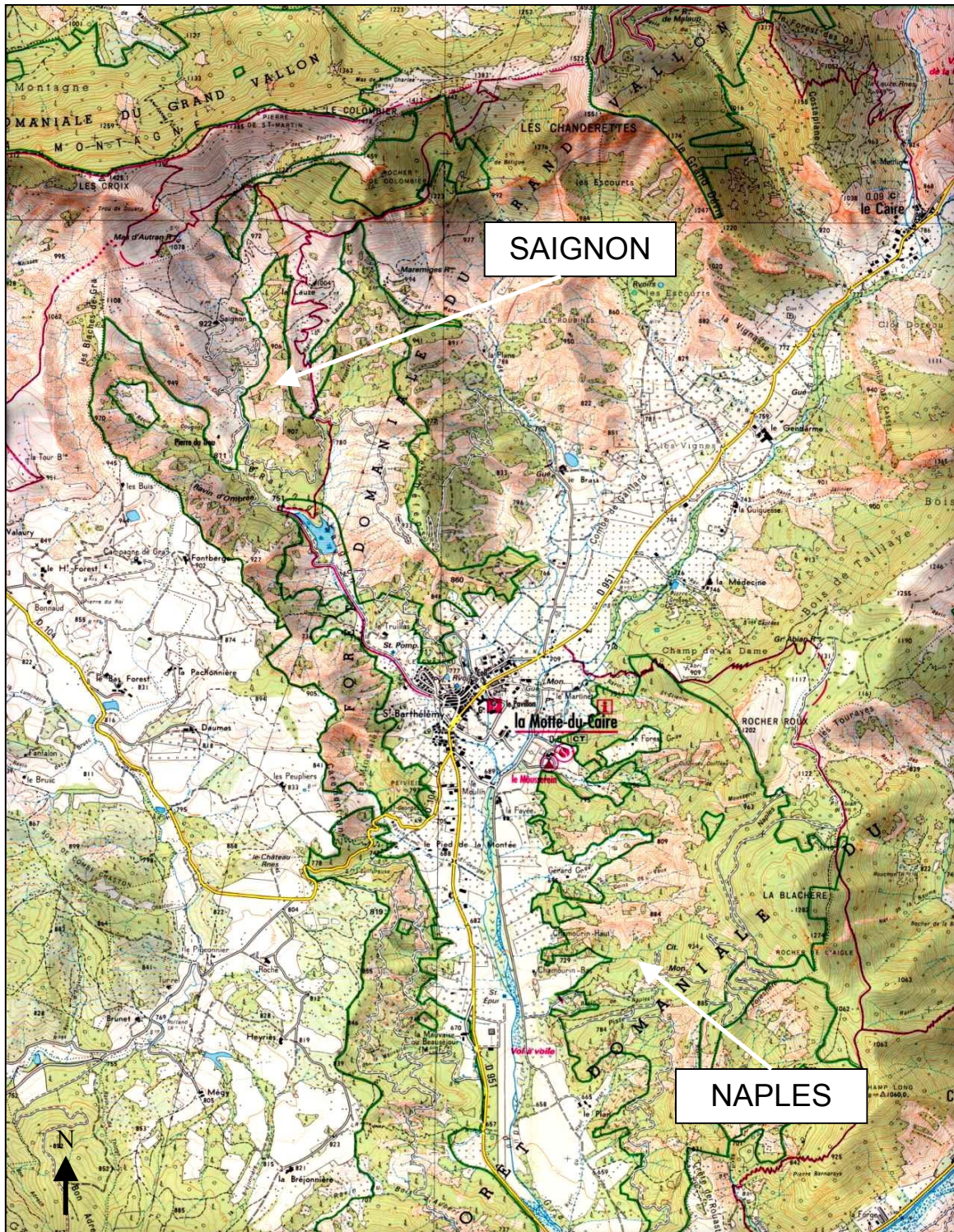
La pluviométrie est de 787 mm/an, sans mois sec au sens de Gaussen. Les pluies estivales (juin à août) sont égales à 168 mm. Le régime pluviométrique est de type Automne/Printemps/Hiver/Été (APHE). Le climat thermique est de type subméditerranéen, avec 4 à 5 mois froids à  $T < 7^{\circ}\text{C}$ . La moyenne annuelle est de  $10,2^{\circ}\text{C}$ . La moyenne des maxima du mois le plus chaud est égale à  $28,3^{\circ}\text{C}$ , alors que la moyenne des minima du mois le plus froid est égale à  $-4,2^{\circ}\text{C}$  (Vallauri, 1997).

#### **2-1-3 - Contexte géologique et géomorphologique**

Les bassins du Saignon et de Naples sont essentiellement composés de marnes noires (ou Terres noires) du Callovien et du Bathonien. Ces terrains sont très érodibles et fournissent la majorité des sédiments parvenant à l'exutoire des bassins. Une partie des bassins est quant à elle formée de calcaires du Tithonique. Des formations quaternaires apparaissent par placages au-dessus des marnes. Les sols sont superficiels et peu différenciés ; d'après Delhumeau (1985), on trouve des éboulis calcaires, des rendzines, des sols rouges

méditerranéens sur anciens glacis, des sols bruns calcaires, des régosols et sols bruno-calcaires, enfin des sols bruts d'érosion sur marnes.

**Carte 3 : Carte topographique au 1/25 000 des bassins du Saignon et de Naples**  
(source : IGN, 1997)



#### **2-1-4 - Végétation**

Sur les secteurs marneux restaurés, la végétation présente est essentiellement composée de pin noir d'Autriche pour la strate arborée. Ailleurs, on trouve des chênaies et quelques hêtraies sur les terrains calcaires, ainsi qu'une prairie pâturée au milieu du bassin du Saignon, sur lequel une vingtaine de bovins sont présents toute l'année.

D'un point de vue forestier, les peuplements du Saignon et de Naples font partie de la Forêt domaniale du Grand Vallon. Cette dernière présente une majorité de peuplements de pin noir d'Autriche, âgés de plus de 80 ans et dont le rôle premier est la protection. Peu de travaux d'amélioration ont été réalisés avant les années 1990. Depuis cette date, les forêts sont très bien desservies par les pistes forestières. Le risque d'incendie est faible mais non nul. Le plan d'aménagement 1991-2010 réaffirme le rôle de protection de la forêt du Grand Vallon, associé à un rôle de production. L'effort principal de gestion est porté à la régénération des peuplements résineux en mauvais état sanitaire. Des coupes de régénération sont en cours de réalisation dans différentes parcelles.

#### **2-1-5 - Contexte humain et économique**

La Motte du Caire compte 438 habitants permanents en 1990. L'économie locale est basée sur l'arboriculture (pommes notamment). Il n'y a aucun résident et aucune culture dans le bassin du Saignon, hormis une parcelle arborée à l'aval du barrage. La majorité des parcelles du bassin appartient à 3 propriétaires, dont l'Etat. Le service RTM a réalisé récemment des travaux de génie civil.

### **2-2 - Le bassin versant du Francon**

#### **2-2-1 - Contexte géographique**

Le bassin versant du Francon est situé au nord-est de Digne, sur la commune de Draix (carte 4). Le torrent principal de ce bassin, le Francon, est un affluent du Bouinenc. La superficie du bassin est de 86 ha et l'altitude varie entre 847 et 1259 mètres. Les expositions sont sud-est, sud, nord et nord-ouest.

Ce bassin du Francon faisait partie du réseau de bassins versants expérimentaux de Draix, gérés par le Cemagref et les services RTM, mais il n'est plus suivi aujourd'hui.

#### **2-2-2 - Contexte climatique**

Les données climatiques ont été enregistrées à partir des trois postes Cemagref dit du « Laval », du « Sévigné » et de « Pompe ».

Le climat est méditerranéen à tendance montagnarde. La pluviométrie moyenne annuelle est de 900 mm, l'essentiel tombant en avril-mai et septembre-octobre, le maximum étant en octobre. En moyenne, on observe 5 jours par an avec des pluies supérieures à 30 mm. Les pluies maximales enregistrées sur 24 heures sont d'environ 100 mm (Richard et Mathys, 1999). La sécheresse estivale est marquée mais il n'y a pas de « mois sec » au sens de Gaussen. Les orages d'été et d'automne présentent de fortes intensités instantanées, avec souvent plus de 60 mm/h. Les hivers sont peu enneigés. Le gel sévit de décembre à mars

(Brochot et Meunier, 1995). La température moyenne annuelle est égale à 10,2 °C (à Marcoux), avec 4 à 5 mois froids à  $T < 7^{\circ}\text{C}$  (Vallauri, 1997).

### **2-2-3 - Contexte géologique et géomorphologique**

L'essentiel des terrains est composé de marnes noires (ou Terres noires) du Bathonien et du Callovo-Oxfordien. Le ravinement est intense et généralisé, avec un modelé en badlands ou roubines. Lors des crues, les débits solides sont parfois très importants, pouvant donner des laves torrentielles (Brochot et Meunier, 1995). On trouve également quelques zones de colluvions.

### **2-2-4 - Végétation**

La végétation n'a pas été introduite, en l'absence de restauration écologique. La végétation présente correspond donc soit à des installations spontanées, soit à des restes de végétation non déchaussée par l'érosion. Elle est essentiellement composée de pin sylvestre pour la strate arborée et arbustive, de bugrane et d'argousier pour la strate sous-arbustive, enfin de bauche et d'aphyllanthe (*Aphyllanthes monspeliensis*) pour la strate herbacée. On note également ça-et-là la présence de chênaies pubescentes, de hêtraies et hêtraies-sapinières.

Le bassin du Francon ne présente plus ni culture, ni pâturage. Il est couvert par les parcelles 608, 609, 610 de la forêt domaniale de Haute-Bléone. Celles-ci sont notées hors cadre dans l'aménagement forestier, qui n'y prévoit aucune intervention.

### **2-2-5 - Contexte humain et économique**

La commune de Draix compte environ 90 habitants en 1990. L'activité économique principale des personnes travaillant sur place est l'agriculture mais de nombreux habitants sont salariés à Digne.

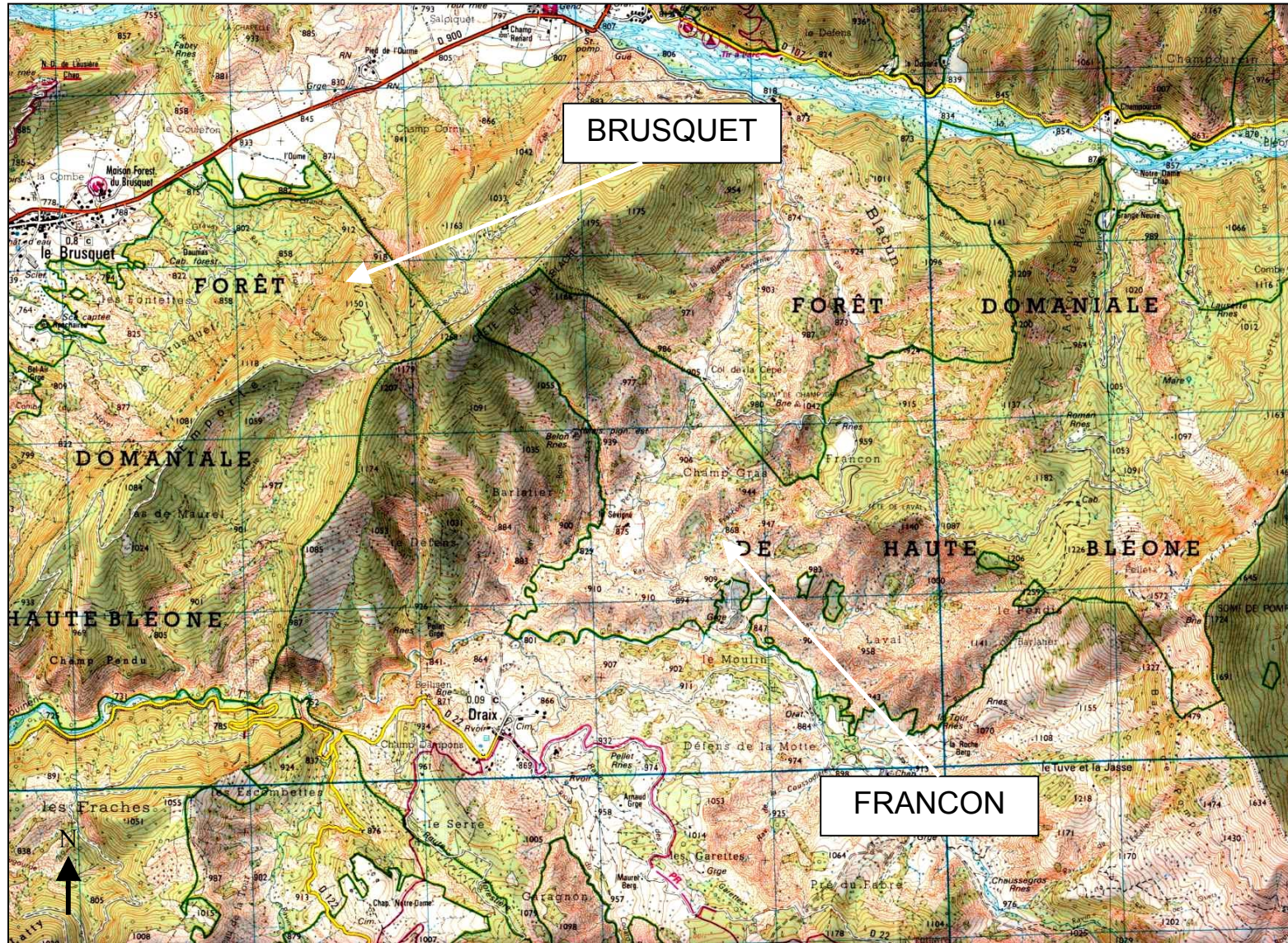
## **2-3 - Le bassin versant du Brusquet**

### **2-3-1 - Contexte géographique**

Le bassin versant du Brusquet est situé au nord-est de Digne, sur la commune du Brusquet (carte 4). Le torrent principal de ce bassin, le Grand Ravin, est un affluent de la Bléone. La superficie du bassin est de 108 ha et l'altitude varie entre 802 et 1263 mètres. Les expositions sont nord-ouest et nord, avec un replat sommital.

Ce bassin du Brusquet fait partie du réseau des bassins versants expérimentaux de Draix.

Carte 4 : Carte topographique au 1/25 000 des bassins du Francon et du Brusquet (source : IGN, 1997)



### **2-3-2 - Contexte climatique**

Les données climatiques ont été enregistrées à partir des deux postes Cemagref dits de « Pépinière » et de « Blache ».

La pluviométrie est respectivement égale à 822 mm (Pépinière) et 894 mm (Blache) par an. Les pluies maximales enregistrées sur 24 heures sont d'environ 100 mm. Il n'y a pas de mois sec. La température moyenne annuelle est égale à 10,2°C (à Marcoux), avec 4 à 5 mois froids à  $T < 7^{\circ}\text{C}$ .

### **2-3-3 - Contexte géologique et géomorphologique**

Le substrat géologique du bassin versant du Brusquet se partage entre les marnes noires du Toarcien et de l'Aalénien supérieur et les marno-calcaires de l'Aalénien inférieur. Très localement peuvent subsister des placages de matériels du Quaternaire. D'un point de vue géomorphologique, il convient de distinguer les marnes du Toarcien et de l'Aalénien, donnant des reliefs profondément ravinés, des marno-calcaires de l'Aalénien produisant des ravines moins incisées. Les sols sur substrats marneux du bassin versant du Brusquet sont peu évolués et récents, c'est-à-dire peu épais et à horizons peu différenciés (Laroche, 1991).

### **2-3-4 - Végétation**

La végétation présente est essentiellement composée de pin noir d'Autriche pour la strate arborée, d'alisier blanc et d'érable à feuille d'obier pour la strate arbustive, de bugrane et d'argousier pour la strate sous-arbustive, enfin de bauche et d'aphyllante pour la strate herbacée (Vallauri, 1997).

La totalité du bassin du Brusquet est forestier. Il est composé des parcelles 203, 205, 206, 210, 218 de la forêt domaniale de Haute Bléone, couverts de reboisements en pin noir âgés de plus de 100 ans, et de parcelles de la forêt communale de La Javie en versant sud-ouest colonisé par le pin sylvestre. Le plan d'aménagement 1988-2007, révisé en 1995, rappelle l'importance du rôle de protection de ces parcelles et l'urgence du renouvellement du fait de l'infestation des peuplements par le gui (*Viscum album*) et des risques de chablis. De plus, il note deux contraintes aux travaux de régénération : limiter l'impact paysager et limiter les reprises d'érosion. Le haut du bassin est consigné en éclaircies et le bas du bassin en régénération (Vallauri, 1997).

### **2-3-5 - Contexte humain et économique**

La commune du Brusquet compte près de 800 habitants en 1990. Elle est en augmentation significative ces dernières années du fait de sa proximité avec Digne, préfecture du département, et de sa position sur la D 900.

*- 1<sup>ère</sup> partie -*

**ETUDE DES PROCESSUS DE PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS  
PAR DES BARRIÈRES VÉGÉTALES**

**1<sup>ère</sup> PARTIE**  
**1<sup>er</sup> CHAPITRE**

**MISE EN ÉVIDENCE QUALITATIVE**  
**DU PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS PAR DES BARRIÈRES VÉGÉTALES <sup>1</sup>**

## **1 - INTRODUCTION**

Il s'agit ici de mettre en évidence de manière qualitative les processus de piégeage des sédiments par des barrières végétales.

On se situe à une échelle pluri-métrique permettant d'observer les processus d'érosion des marnes, de transit et d'accumulation de sédiments sur les versants et dans les lits de ravine. Des placettes expérimentales ont été installées à l'amont d'écrans végétaux ; deux types de dispositif d'étude ont été utilisés :

- des dispositifs d'étude de la dynamique du piégeage, avec le suivi de sédiments marneux peints et de l'enfouissement de clous sur les versants et dans les lits de ravines ; les observations ont ici été réalisées après des épisodes pluvieux intenses ;

- des dispositifs d'étude des effets du piégeage avec la description de profils dans des accumulations de sédiments.

## **2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES**

### **2-1 - La dynamique du piégeage**

Les observations ont été réalisées au cours de l'année 2000 dans le bassin versant du Saignon.

#### **2-1-1 - Les mesures de pluie**

L'année 2000, le bassin du Saignon était équipé d'un pluviographe qui aurait dû permettre de mesurer les pluies. Malheureusement, un dysfonctionnement est intervenu tôt dans l'année et quasiment aucune mesure n'a pu être effectuée.

Seul un pluviomètre installé à la Maison forestière de La Motte du Caire – soit à près de 4 km des sites d'étude, allié aux observations des forestiers sur place, a pu permettre d'avoir une idée sur les caractéristiques des pluies de l'année.

---

<sup>1</sup> Valorisé dans :

REY F. 2002. Taking into account sediment trapping by vegetation to establish optimal management for erosion control in marly lands (southern Alps, France). In *Man and soil at the third millenium*. Ed. J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins, V. Andreu. Logroño, Geoforma Ed. 441. 2, pp. 1415-1425.



## 2-1-2 - Suivi de sédiments marneux peints

Le marquage de sédiments marneux à la peinture avait pour but d'esquisser leur suivi sur des versants et dans des lits de ravines partiellement végétalisées. Les sédiments marqués étaient situés à l'amont d'un écran végétal ; il était alors possible d'observer, après des pluies, le cheminement et l'éventuel arrêt des sédiments grâce à la végétation, sur des pentes supérieures à 20°.

Les écrans végétaux étudiés étaient :

- des troncs de pin noir ;
- des plants de broussailles (bugrane, argousier) ;
- des touffes herbacées (bauche, aphyllanthe) ;
- une embâcle.

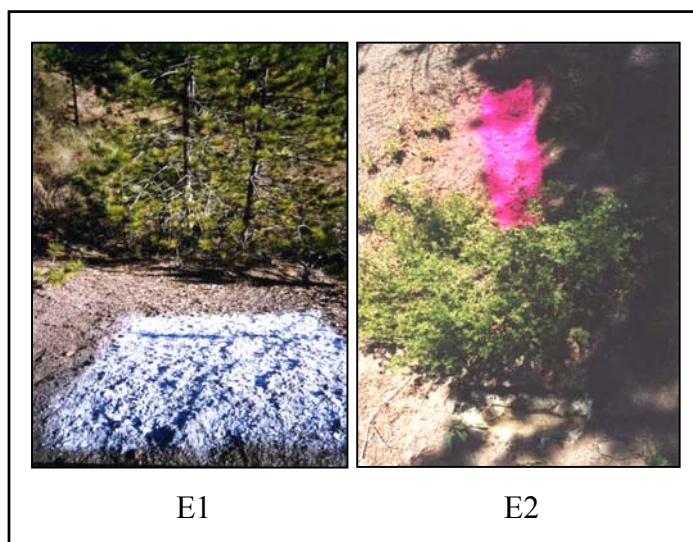
10 dispositifs ont ainsi été étudiés.

La peinture a pu entraîner une modification de la cohésion des sédiments sur la pente, notamment un « collage » des matériaux entre eux. Toutefois, cela n'a pas empêché le départ et la mise en mouvement de ces matériaux après des pluies. Le fait d'utiliser des sédiments peints n'a ensuite pas eu d'influence sur le transit et l'éventuel arrêt de ceux-ci. L'utilisation de peinture n'a donc pas perturbé l'étude seule du piégeage.

Deux méthodes de peinture ont été utilisées.

Dans un premiers temps, nous avons peint à la bombe le régolite marneux en place, sur une surface d'environ 1 m<sup>2</sup> (planche 1).

### Planche 1 : Les placettes de sédiments marneux peints à même le régolite



La placette E1 a été réalisée à l'amont de troncs de jeunes pins noirs et la placette E2 à l'amont d'un plant de broussailles (bugrane), toutes deux sur des versants réglés de pente 40°.

Ces dispositifs se sont révélés assez difficiles à suivre, car avec le système de peinture directe sur le régolite en place, la peinture n'est visible que sur une face des sédiments. Après qu'ils se soient déplacés sur le versant, il est alors souvent difficile de retrouver visuellement ces sédiments.

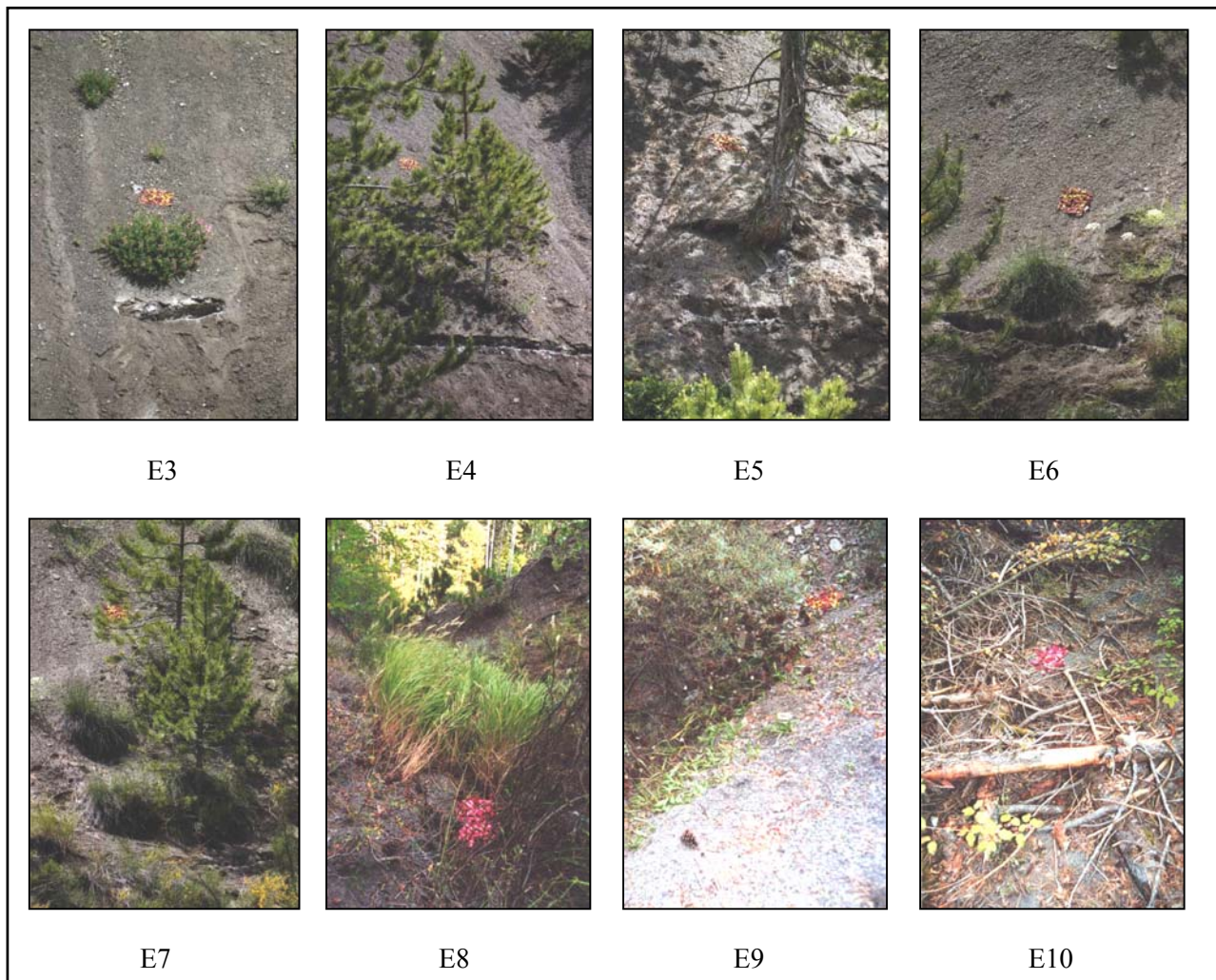
C'est pourquoi dans un deuxième temps, les sédiments ont été peints individuellement afin de pouvoir suivre plus facilement leur déplacement sur les versants. Ces sédiments ont alors été positionnés de façon à constituer un carré de 30 cm de côté, correspondant ainsi à environ 1 kg de sédiments déposés. A l'aval de la végétation, une fosse a été creusée afin de recueillir les sédiments ayant pu filtrer à travers l'écran végétal après certaines pluies.

8 placettes ont ainsi été mises en place (planche 2). Les caractéristiques des placettes apparaissent dans le tableau 2.

**Tableau 2 : Caractéristiques des placettes de sédiments marneux peints individuellement**

Placette	Barrière végétale	Géomorphologie	Pente (°)
E3	bugrane	versant réglé	35
E4	pins noirs	versant	40
E5	pin noir	versant	40
E6	aphyllanthe	versant réglé	40
E7	pin noir et aphyllanthe	versant réglé	35
E8	argousier	lit végétalisé	20
E9	bauche	lit végétalisé	20
E10	embâcle (débris)	lit végétalisé	20

**Planche 2 : Les placettes de sédiments marneux peints individuellement**



Après chaque pluie de l'année 2000, on a pu observer qualitativement le cheminement et l'éventuel piégeage des sédiments peints à travers les écrans végétaux.

### 2-1-3 - L'enfouissement de clous

Toujours afin d'étudier de manière dynamique les effets de piégeage des sédiments par la végétation, des clous d'une dizaine de centimètres ont été disposés à l'amont d'écrans végétaux, sur des pentes supérieures à 10°. Après enfouissement dans le sol, la partie aérienne du clou a été recouverte de peinture rouge, marquant ainsi un niveau de base topographique (photo 11). 13 clous ont été installés (tableau 3).



**Photo 11 : Dispositif d'étude de l'enfouissement de clous**

**Tableau 3 : Caractéristiques des placettes de suivi de l'enfouissement de clous**

Clous	Barrière végétale	Géomorphologie	Pente (°)
C 1	bauche	versant	45
C 2	genêt	versant	45
C 3	genêt, bauche, bugrane	lit	13
C 4	bauche	lit	16
C 5	bugrane, bauche	lit	17
C 6	bauche	versant	45
C 7	bauche	lit	17
C 8	pin noir	versant	50
C 9	genêt	lit	19
C 10	genêt	lit	23
C 11	genêt	lit, bas rigole	12
C 12	bauche	lit	12
C 13	bauche	lit	11

Il a alors été possible de suivre l'évolution de la micro-topographie à l'amont de la touffe végétale et ainsi d'analyser le piégeage des sédiments par la végétation après chaque pluie, en évaluant l'épaisseur des accumulations de sédiments.

## **2-2 - Description de profils dans des accumulations de sédiments**

4 tranchées et profils ont été réalisés dans les bassins versants du Francon et du Brusquet. Le but était de mettre en évidence l'existence d'accumulations de sédiments meubles à l'amont de barrières végétales, permettant ainsi d'observer les effets des processus de piégeage et en particulier la pérennité de ce piégeage. Les accumulations de sédiments ont alors été caractérisées par la réalisation de micro-profils topographiques.

Les tranchées ont été réalisées à l'amont de différentes barrières végétales, sur des versants de pente supérieure à 45° (photo 12) et dans des lits de ravine de pente supérieure à 10°. Elles ont été réalisées soit transversalement à la pente le long d'une barrière végétale, pour montrer l'accumulation de sédiments directement à l'amont de la barrière, soit dans le sens de la pente, pour montrer les variations d'accumulation de sédiments d'une zone amont dénudée vers une zone aval végétalisée.



**Photo 12 :**  
**Tranchée transversale à l'amont d'une touffe de bauche**

Pour chaque tranchée, les épaisseurs de sédiments ont alors été mesurées. La fixation des sédiments piégés a également pu être observée selon la présence de racines développées par les végétaux dans les dépôts.

## **3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION**

### **3-1 - La dynamique du piégeage**

#### **3-1-1 - Les pluies**

La pluviosité totale durant l'année 2000 à La Motte du Caire a été de 998 mm. Les caractéristiques de la pluie la plus intense (20-21 Septembre) ont été de 85 mm en 24 h, avec 35 mm/h pendant 30 minutes, cette mesure d'intensité correspondant à une observation par lecture directe sur le pluviomètre du technicien forestier présent sur place.

En fait, l'année 2000 a été assez particulière, dans le sens où seul cet orage du 20-21 Septembre a permis d'observer des déplacements de sédiments sur les dispositifs d'étude. Cet orage a toutefois été très intense ; il a été évalué comme une pluie de durée de retour de 5 ans, en référence à une étude de Haddouche (1999) qui a analysé, à partir des données pluviométriques des bassins expérimentaux de Draix, les valeurs des pluies extrêmes calculées pour différentes durées de retour.

### 3-1-2 - Le suivi des sédiments marneux peints

Deux comportements très différents des sédiments marneux peints ont pu être observés, selon que ces sédiments étaient placés sur les versants ou dans les lits des ravines.

Sur les versants, le déplacement des sédiments s'opère généralement soit par gravité, soit suite à l'apparition de rigoles lors des pluies.

Toutes les placettes situées sur versant (E1 à E7) ont montré qu'une part importante de sédiments peints restait en place sur le versant, même après de fortes pluies et en tout état de cause toute l'année.

En fait, sur les versants, les plus importants déplacements de sédiments vers le lit des ravines ont lieu lors du creusement de rigoles au cours des fortes pluies (photo 13). Aucune des 7 placettes situées sur versant n'a été traversée par des rigoles apparaissant après des pluies. Ainsi, le régolite peut rester en place, sauf immédiatement de part et d'autre des rigoles où l'érosion par micro-sapement intervient pluie après pluie.

**Photo 13 : Creusement de rigoles sur versant après un orage ; les sédiments peints (E3) ont peu bougé**



**Photo 14 : Piégeage des sédiments (E2)**

Aucune quantification n'ayant été réalisée, il n'est pas possible d'estimer les proportions de sédiments piégés.

Une partie des sédiments s'est tout de même déplacée par gravité dans toutes les placettes. Lorsque ces sédiments glissent ou roulent sur les versants et qu'ils rencontrent les parties aériennes des plantes, leur piégeage peut en partie avoir lieu (photo 14). Cela a pu être observé essentiellement sur les placettes E2, E3, E6 et E7, c'est-à-dire pour des écrans végétaux constitués de bugrane ou d'aphyllanthe.

Les placettes E5 et E6, placées respectivement à l'amont d'un pin noir et d'une touffe d'aphyllanthe, ont montré qu'une partie des sédiments parvenait à contourner les écrans végétaux. La continuité de l'écran végétal semble donc être un critère important pour l'efficacité du piégeage des sédiments. En particulier, la simple base d'un tronc d'arbre vivant (E5) ne joue qu'un très faible rôle, malgré les hypothèses émises par Biot (1990) sur la possible efficacité des arbres pour le piégeage des sédiments. Sur marnes, les processus de piégeage concernent davantage les couvertures végétales au sol, c'est-à-dire les couvertures herbacées et sous-arbustives.

Les placettes E2 et E3, placées à l'amont de touffes de bugrane, ont quant à elles montré qu'une partie des sédiments pouvait traverser l'obstacle végétal. Cela met en avant l'importance de la densité de l'écran végétal pour l'efficacité du piégeage, ou plus exactement de la dimension de la barrière dans le sens de l'écoulement, comme cela a été spécifié par Pethick *et al.*, (1990), Abu-Zreig (2001) et Abu-Zreig *et al.* (2001).

Les placettes situées dans les lits ont toutes été complètement érodées, en même temps que les barrières végétales à l'aval ont été emportées partiellement ou en totalité. Elles n'ont pas permis d'observer le piégeage des sédiments dans des lits de ravine. Il a tout de même été possible d'observer, aux endroits où les sédiments peints avaient été déposés, que des accumulations de sédiments, bien visibles avant l'orage à l'amont des barrières végétales, avaient été emportées par les forts écoulements dans le lit de la ravine. Cette observation pose le problème de la pérennité du piégeage, et peut même nous amener à nous interroger sur l'existence d'un effet « pervers » du piégeage : les barrières végétales pourraient en effet avoir pour effet d'accumuler les sédiments pour les relarguer en masse ensuite. Elle incite également à envisager l'existence d'effets de seuil concernant la pérennité du piégeage.

### 3-1-3 - L'enfouissement des clous

Les observations au niveau de chaque clou, suite à l'orage du 20-21 Septembre – et également à la fin de l'année, sont les suivantes (tableau 4) :

**Tableau 4 : Résultats de l'observation de l'enfouissement des clous**

Clous	Barrière végétale	Géomorphologie	Pente (°)	Enfouissement (cm)
C 1	bauche	versant	45	0
C 2	genêt	versant	45	0
C 3	genêt, bauche, bugrane	lit	13	7
C 4	bauche	lit	16	5
C 5	bugrane, bauche	lit	17	4
C 6	bauche	versant	45	0
C 7	bauche	lit	17	0
C 8	pin noir	versant	50	0
C 9	genêt	lit	19	6
C 10	genêt	lit	23	0
C 11	genêt	lit, bas rigole	12	4,5
C 12	bauche	lit	12	3,5
C 13	bauche	lit	11	0

Sur les versants, les clous (C1, C2, C6 et C8) n'ont pas du tout été enfouis. Les versants étaient au départ réglés puis ont été parcourus de rigoles après les pluies intenses, mais aucun clou ne s'est retrouvé à l'aval d'une rigole. On rejoint donc ici les observations réalisées sur versant avec les sédiments marneux peints, qui montrent que l'entraînement de sédiments et le piégeage ne sont pas systématiques sur versant.

Par contre, dans les lits de ravines, d'importantes accumulations de sédiments ont été observées à l'amont de barrières végétales (planche 3). En particulier, la pluie la plus intense a entraîné une forte érosion sur les zones dénudées des ravines et certains clous ont été enfouis sous des épaisseurs de sédiments allant jusqu'à 7 cm (C3). Les espèces herbacées (bauche) et sous-arbustives (genêt, bugrane) ont montré leur efficacité pour piéger les sédiments.

**Planche 3 : Enfouissement des clous après l'orage du 20-21/09/2000**  
(sur les photos, les clous ont été partiellement déterrés pour pouvoir visualiser les dépôts)



Les observations ont montré que si l'écran végétal constitue une véritable barrière et va d'une berge à l'autre du lit de la ravine, le piégeage est efficace et les sédiments sont bien retenus (par exemple C3, C5, C11, C12). Sinon, les sédiments peuvent en partie contourner l'écran végétal (C4).

### 3-1-4 - Conclusion sur la dynamique du piégeage

Les suivis du cheminement de sédiments marneux peints et de l'enfouissement de clous ont permis d'observer des processus de piégeage de sédiments à l'amont de barrières végétales sur de fortes pentes, supérieures à 10°. Ce piégeage a surtout été observé dans les lits des ravines (figure 5). Le piégeage sur versant a également été observé, mais toutes les barrières végétales présentes sur versant ne jouent pas un rôle de piégeage, celui-ci ne pouvant bien évidemment avoir lieu que s'il existe un déplacement de sédiments, lui-même conditionné par le creusement de rigoles lors des pluies intenses.

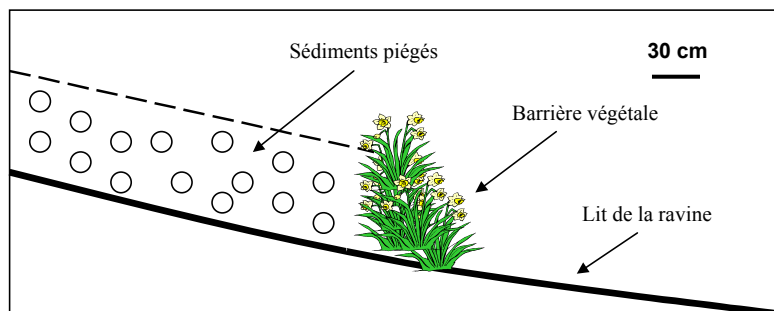


Figure 5 : Piégeage de sédiments par une barrière végétale dans un lit de ravine

Les processus de piégeage ont pu être observés pour des strates végétales au sol, à savoir les strates herbacées et sous-arbustives. La bauche semble particulièrement efficace. L'emprise au sol du végétal est capitale et détermine sa capacité à piéger les matériaux marneux en transit.

Le piégeage a été observé même lors d'un événement pluvieux intense. Mais on a également assisté à des relargages des sédiments précédemment piégés lors de forts événements pluvieux. Ceci nous porte à nous interroger sur la pérennité de la rétention des matériaux. Il existe certainement des seuils de blocage, de part et d'autre desquels il peut y avoir soit relargage, soit fixation durable des matériaux bloqués. Ces seuils pourraient notamment dépendre d'une part de l'intensité de la pluie, d'autre part de la densité, la hauteur ou encore la continuité de l'obstacle.

Il apparaît d'une part que la continuité de l'obstacle végétal est un paramètre prépondérant pour l'efficacité du piégeage, d'autre part que la végétation doit nécessairement constituer une barrière ne pouvant être ni traversée ni contournée par les écoulements. Ces constats confirment ainsi les dires de plusieurs auteurs cités dans le troisième chapitre de l'introduction générale (Meyer *et al.*, 1995 ; Van Dijk *et al.*, 1996 ; Lee *et al.*, 1999 ; Bochet *et al.*, 2000).

### 3-2 - Après le piégeage : les profils topographiques

Outre des observations propres, nous reprenons ici en partie des observations réalisées par Lacheney (1998).



### 3-2-1 - Tranchée T1 (Lacheney, 1998)

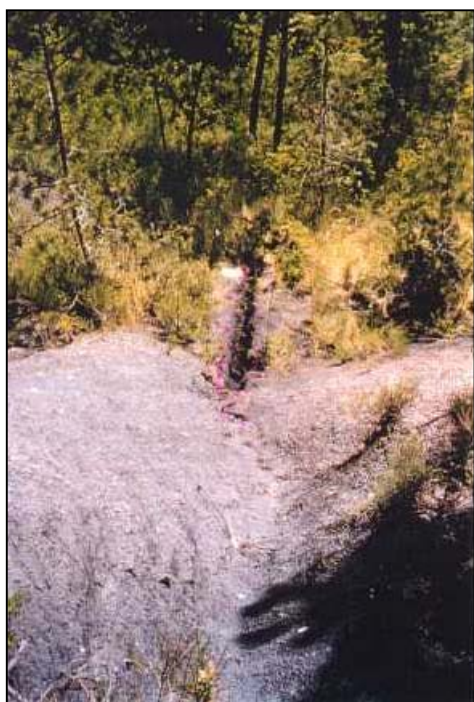
Cette tranchée a été effectuée au pied et dans l'axe d'écoulement d'un versant de pente 42° (photo 15). La partie amont du versant était presque totalement dénudée et la partie aval végétalisée avec un couvert sous-arbustif et herbacé.

Le profil topographique établi pour cette tranchée (tableau 5 et figure 6) est le suivant :

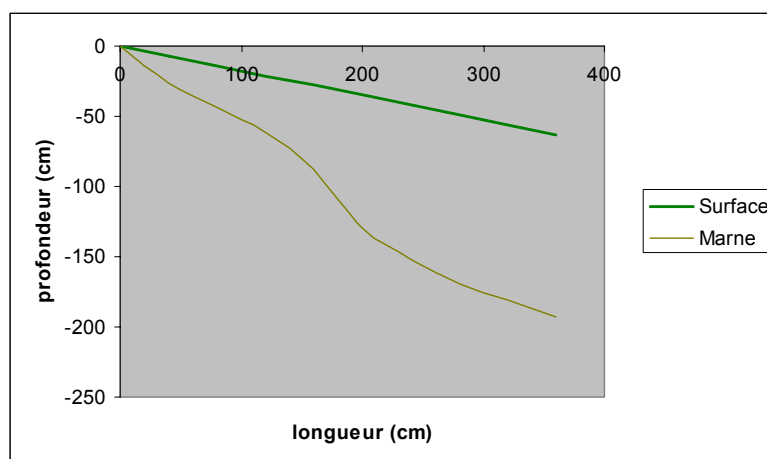
**Tableau 5 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T1**

Longueur du profil (cm)	0	40	80	120	160	200	240	280	320	360
Epaisseur de sédiments (cm)	0	20	30	40	60	95	110	120	125	130

**Photo 15 : Tranchée T1**



**Figure 6 : Profil topographique de la tranchée T1**



Cette tranchée a révélé une accumulation rapide des sédiments meubles en pied de versant. En l'espace de 3,60 mètres, le dépôt de sédiments est passé de 0 à 130 cm d'épaisseur, avec une pente de la roche marneuse non fonctionnelle depuis plusieurs années de 24° (figure 6).

Des arbres centenaires étaient présents sur le versant quelques mètres en aval de la tranchée. On a remarqué que la base du tronc de ces arbres était légèrement enfouie, les racines n'apparaissant qu'à partir de 40 cm sous le sol. Il faut noter que ces arbres étaient situés sur le versant et non en bas de versant ; dans ce dernier cas, on aurait pu supposer que l'accumulation de sédiments était due à la rupture de pente et donc que les troncs avaient été enfouis de cette manière.

Un couvert arbustif et herbacé était également bien présent à l'aval mais aussi sur les dépôts. On est en mesure ici de penser que ce couvert a participé au piégeage des sédiments érodés à l'amont, et qu'un développement végétal a eu lieu sur les matériaux piégés.

### 3-2-2 - Tranchée T2 (Lacheney, 1998)

Cette tranchée était transversale à l'axe d'écoulement du versant (photo 16). La pente était en moyenne de 45°. Les versants étaient complètement dénudés et la végétation apparaissait à l'aval du versant.



Photo 16 : Tranchée T2

Le relevé tous les 50 cm sur la tranchée T2 a donné les observations présentées dans le tableau 6 :

Tableau 6 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T2

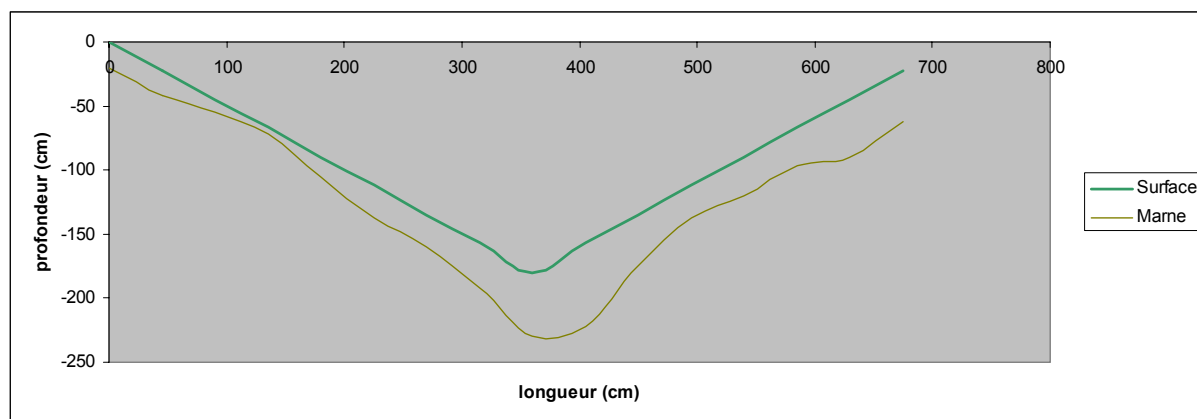
Longueur du profil (cm)	50	100	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600	650	700
Epaisseur de sédiments (cm)	0	5	10	15	20	30	50	70	50	20	10	7	5	0

**On a remarqué qu'il existait une rigole fossile, alors que le versant était réglé (figure 7).** Cette rigole a été comblée par une accumulation de sédiments meubles.

Un arbre et un couvert herbacé et arbustif se situaient au milieu de cette accumulation. On a observé une rupture de pente à l'aval de la couverture végétale. La tranchée a permis de mettre en évidence que l'arbre s'était installé sur une pente à l'origine proche de 40°. Son enfouissement était presque de 60 cm par rapport à la base du tronc.

Comme pour la tranchée précédente, on observe des accumulations de sédiments à l'amont et sous un couvert végétal. L'enfouissement du tronc de pin indique que ces sédiments se sont accumulés, avant d'être recouverts par une strate végétale colonisatrice.

**Figure 7 : Profil topographique de la tranchée T2**



### 3-2-3 - Tranchées T3 et T4 (Jourget, 1999)

Nous avons réalisé deux tranchées T3 et T4 perpendiculaires entre elles dans une accumulation de sédiments meubles recouverte par une touffe de bauche et des plants de bugrane, au sein d'un versant réglé (photo 17). La pente du versant était de 45°.

La tranchée T3 a été réalisée dans le sens de la pente et traversait la touffe de bauche (photo 18, tableau 7 et figure 8).

**Tableau 7 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T3**

Longueur du profil (cm)	0	18	35	53	71	88	106	124	141	159	177	194
Epaisseur de sédiments (cm)	4	23	52	74	86	93	70	56	40	11	8	0

La tranchée T4 était perpendiculaire à la pente, en courbe de niveau ; elle a été réalisée à l'amont de la touffe de bauche (photo 19, tableau 8 et figure 9).

**Tableau 8 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T4**

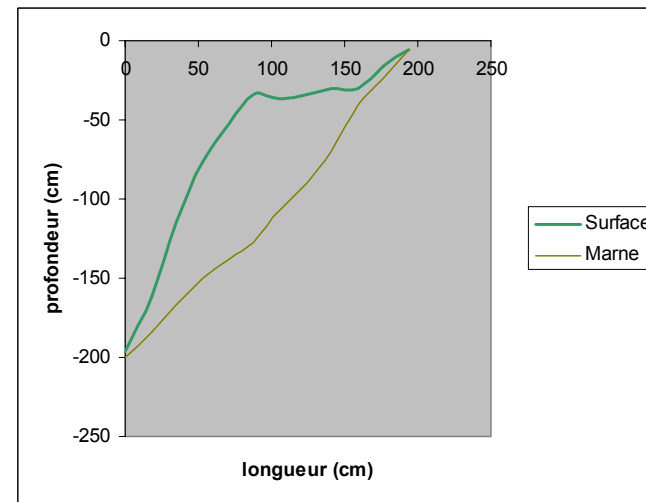
Longueur du profil (cm)	0	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250	275
Epaisseur de sédiments (cm)	30	50	60	60	70	75	70	60	50	30	20	15

Les deux tranchées ont révélé une importante quantité de sédiments meubles fixés sur le versant. La pente de la roche marneuse était de 40° ; elle était la même que celle des versants dénudés aux alentours.

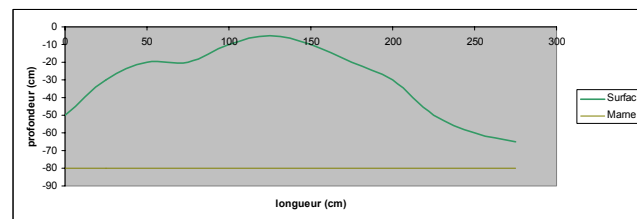
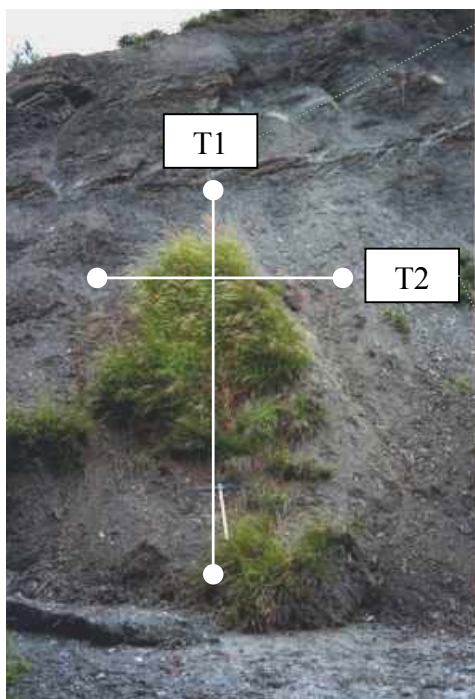
**Photo 18 : Tranchée réalisée dans le sens de la pente (T3)**



**Figure 8 : Profil topographique de la tranchée T3**



**Photo 17 : Accumulation de sédiments meubles sous une couverture de bauche et de bugrane**



**Figure 9 : Profil topographique de la tranchée T4**

**Photo 19 : Tranchée réalisée en courbe de niveau (T4)**

Si une partie des sédiments meubles formant les accumulations pouvait provenir d'une désagrégation sur place de la roche marneuse, il paraît plus plausible de penser que la majeure partie de ces sédiments étaient allochtones. En effet, l'altération de la roche sous couvert végétal est généralement faible et ne peut expliquer l'épaisseur souvent importante de matériaux observée.

Les abondantes racines occupaient toute la profondeur de l'accumulation de sédiments (photo 20). Dans la partie amont du dépôt, ce sont les racines de bugrane qui dominaient. Elles ont été observées à plus de 75 cm de profondeur dans le dépôt. Pour la partie aval, les racines de bauche étaient majoritaires.



**Photo 20 : Racines de bugrane dans des accumulations de sédiments**

Cette tranchée montre que les sédiments piégés peuvent être recouverts d'une végétation spontanée ayant développé son système racinaire, permettant de protéger et fixer ces sédiments. Cette fixation des sédiments piégés va assurer la durabilité de la rétention des matériaux.

On peut donc supposer que la fixation des sédiments sur le versant est due à la végétation, qui a dû agir à plusieurs niveaux :

- un premier développement d'une strate végétale a eu lieu, certainement la bauche qui possède des parties aériennes très développées ; ces parties aériennes ont formé un écran permettant de piéger les sédiments sur le versant ; on a alors eu un atterrissement en surface, donc une rupture de pente ;

- la bauche s'est alors développée sur les sédiments piégés et les a fixés grâce au développement de ces racines ;

- la bugrane s'est installée sur l'atterrissement et a développé un puissant système racinaire ; on observe ainsi des racines de bugrane en profondeur dans les sédiments fins.

### **3-2-4 - Conclusion sur les profils topographiques**

De manière générale, les tranchées réalisées sur des versants de ravines ont révélé des accumulations de sédiments meubles à l'amont de barrières végétales, avec des dépôts de sédiments de plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur sur une roche marneuse parfois fortement inclinée.

On peut ici écarter l'hypothèse selon laquelle la végétation se serait installée sur des sédiments naturellement atterris. En effet, des éléments indiquent que les sédiments meubles ont été stoppés par des écrans végétaux durant leur transit sur versant :

- les pentes sont très fortes, proches de  $45^\circ$  ; un atterrissement naturel des sédiments n'est pas envisageable, la pente d'équilibre du régolite se situant plutôt autour de  $33^\circ$  (Robert, 2000) ;
- la végétation est souvent présente sur le versant et non en bas de versant.

Les tranchées ont également permis d'observer que les matériaux piégés pouvaient être recouverts d'une végétation colonisatrice ayant développé son système racinaire ; cette abondance de racines doit assurer la fixation des sédiments piégés.

Les étapes de la dynamique menant à la formation de ces accumulations de sédiments meubles sous une couverture végétale semblent être les suivantes.

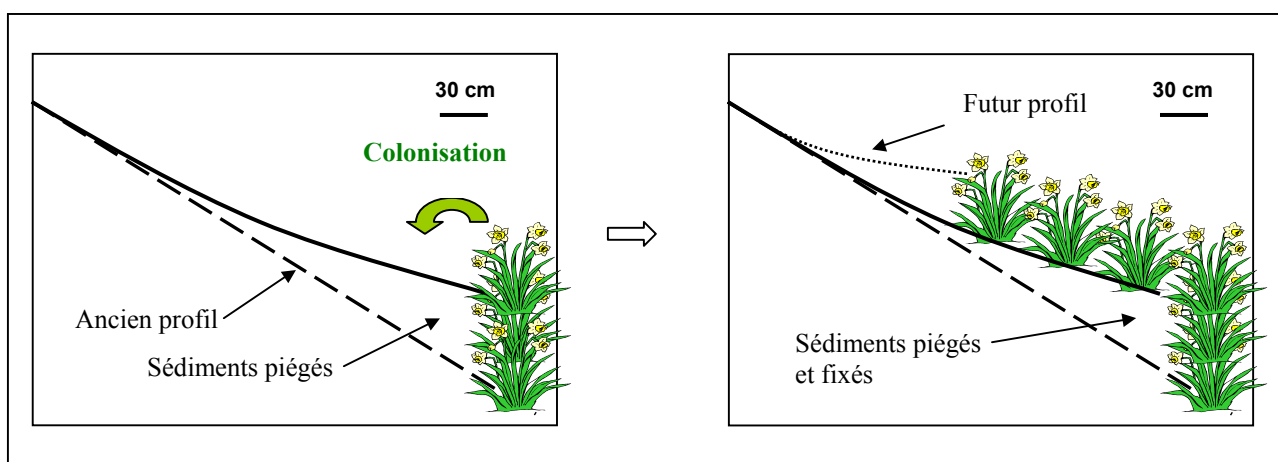
Le développement des parties aériennes des broussailles et des herbacées, avec des plantes à dissémination et installation faciles telles que la bauche ou la bugrane, permet de stopper le transit de sédiments érodés en amont : la végétation joue son rôle de protection passive contre l'érosion en piégeant les sédiments, provoquant ainsi un atterrissement de matériaux meubles à l'amont.

Ensuite, une dynamique végétale se met en place (figure 10). Si ces matériaux sont retenus quelques années, les plants de la barrière végétale, recouverts de sédiments lors des pluies intenses mais résistant à l'ensevelissement, vont croître sur les sédiments accumulés, comme l'expliquent Valentin *et al.* (1999) et Chappell *et al.* (1999).

De plus, les atterrissements constituent des terrains suffisamment stables pour permettre une installation d'espèces buissonnantes telles que la bugrane ou l'argousier. Cette installation de plants est également favorisée par l'augmentation de la profondeur et de la capacité d'infiltration des sols.

Tous ces végétaux vont alors développer rapidement un système racinaire important permettant une fixation des sédiments meubles bloqués : la végétation joue alors son rôle de protection « active » contre l'érosion. On retrouve ainsi la roche marneuse enfouie sous plusieurs dizaines de centimètres de matériaux meubles et avec une pente de plus de  $40^\circ$  ; à la surface de cette accumulation, la pente est beaucoup plus faible.

**Figure 10 : Dynamique végétale après piégeage de sédiments par une barrière végétale**



Ainsi, l'efficacité du piégeage augmente avec le développement des végétaux.

Bien sûr, la réussite de la fixation des sédiments sur le versant ou dans le lit n'est assurée que si un certain seuil de résistance de l'écran végétal – qui reste à déterminer – n'est pas dépassé lors d'orages ou de crues majeures. A moyen terme, la rupture de pente créée par l'atterrissement entraînera par elle-même l'arrêt des matériaux en transit, la dynamique végétale continuant à jouer son rôle dans la fixation de ces matériaux.

#### **4 - CONCLUSION**

Les observations montrent, de manière qualitative et « semi-quantitative », que le piégeage de sédiments marneux en transit dans une ravine peut avoir lieu à l'amont de barrières végétales et que la rétention de sédiments peut être durable grâce aux racines des végétaux colonisant les atterrissements. En particulier, la végétation située dans les lits de ravines joue un rôle significatif. Sur versants, les accumulations de sédiments dues à des barrières végétales apparaissent moins importantes, en particulier à cause du morcellement de la végétation : les sédiments peuvent alors contourner les écrans végétaux. La présence d'une végétation au sol, c'est-à-dire des strates herbacée et sous-arbustives, ainsi que la continuité des barrières végétales, apparaissent comme des facteurs prépondérants pour l'efficacité du piégeage.

1<sup>ère</sup> PARTIE  
2<sup>ème</sup> CHAPITRE

-  
**EFFICACITÉ DES BARRIÈRES VÉGÉTALES  
POUR LE PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS MARNEUX <sup>2</sup>**

## **1 - INTRODUCTION**

Dans le chapitre précédent, nous avons mis en évidence de manière qualitative les processus de piégeage des sédiments par des barrières végétales. Nous avons également émis l'hypothèse que la morphologie de la barrière végétale pouvait être importante pour l'efficacité du piégeage. Il existe cependant peu de connaissances sur les caractéristiques des barrières végétales nécessaires pour piéger tous les sédiments issus d'une zone érodée située à l'amont. Il apparaît intéressant de quantifier ces processus de piégeage et notamment de déterminer l'efficacité de différentes barrières végétales à piéger une quantité de sédiments donnée, à l'échelle décimétrique.

L'objectif est donc de préciser l'efficacité d'une barrière végétale donnée – dite barrière végétale « efficace » – à piéger tous les sédiments issus d'une zone érodée donnée – dite zone érodée « piégée » – située à l'amont, en étudiant notamment la relation qui existe entre l'importance de la surface au sol de la barrière végétale et la surface de la zone dénudée, située en amont, émettrice de colluvions.

## **2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES**

### **2-1 - Matériels**

Il a d'abord fallu repérer sur le terrain des zones en érosion dont les sédiments étaient entièrement piégés par des barrières végétales. Dans le bassin versant expérimental du Brusquet, plusieurs de ces zones érodées « piégées » avaient été repérées par Lacheney (1998) (photo 21 et carte 5). Nous avons donc choisi ce bassin versant comme terrain expérimental. L'existence de photographies aériennes au 1/4000<sup>ème</sup> et d'une carte topographique très précise au 1/2000<sup>ème</sup> ont également contribué au choix de ce terrain d'étude, aidant au repérage de ces zones.

Pour juger de l'efficacité « totale » d'une barrière vis-à-vis du piégeage des sédiments érodés à l'amont, nous nous sommes basés sur l'observation des traces d'écoulement de sédiments à travers et à l'aval de la barrière végétale. Ces traces sont très visibles après de fortes pluies et restent apparentes plusieurs années après les événements pluvieux, tant que la dynamique végétale n'a pas permis leur recouvrement par des végétaux. Une absence de trace d'écoulement de sédiments à l'aval d'une barrière végétale située elle-même à l'aval d'une zone en érosion permettait alors de diagnostiquer l'efficacité de piégeage de cette barrière.

---

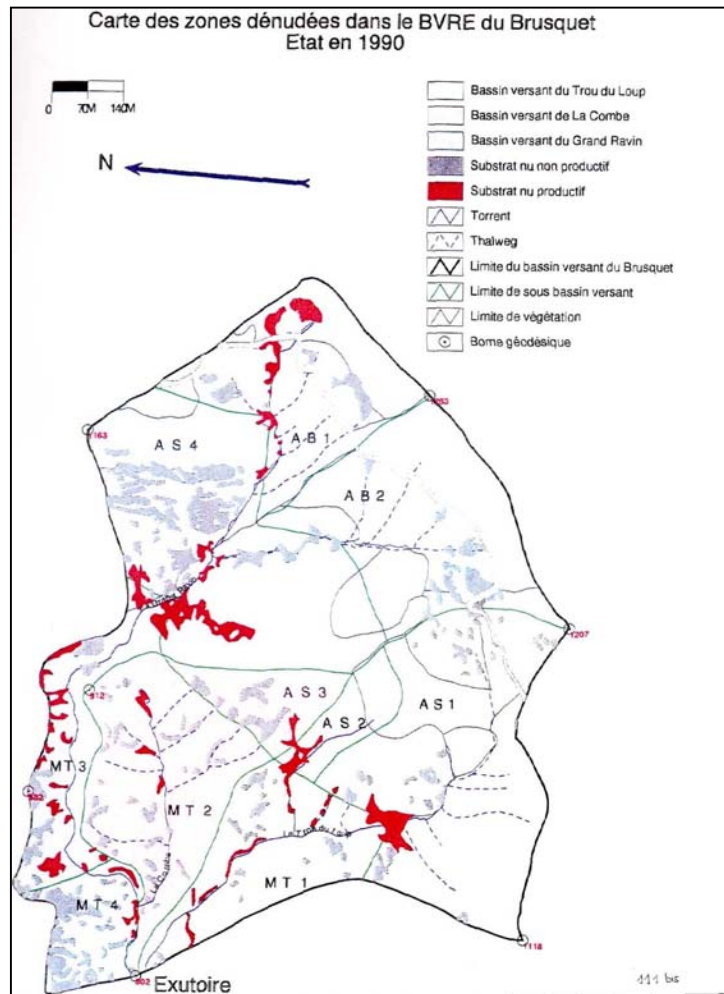
<sup>2</sup> Valorisé dans :

REY F. (sous presse). Effectiveness of vegetation barriers in marly sediment trapping. *Earth surface processes and landforms*.



Des atterrissements de sédiments étaient alors généralement visibles à l'amont immédiat de ce type de barrière.

**Photo 21 : Zone érodée « piégée » et barrière végétale « efficace » à l'aval**



**Carte 5 : Carte des zones dénudées du Brusquet (source : Lacheny, 1998)**

Les barrières étudiées étaient situées sur des pentes et non au bas des pentes ; la valeur de pente était donc régulière sur toute la placette. Les barrières étaient continues le long de leur interface amont avec la zone en érosion.

40 placettes ont ainsi été étudiées, chacune d'elle permettant d'analyser les interactions entre une surface érodée et une barrière végétale à l'aval jugée efficace pour le piégeage de l'ensemble des sédiments érodés à l'amont (Navette, 2001). Les caractéristiques des placettes apparaissent sur le tableau 9. En ce qui concerne la lithologie, nous avons veillé à ce que les terrains étudiés soient entièrement situés sur des marnes, sans présence de niveaux calcaires. La surface totale des placettes était comprise entre 12 et 507 m<sup>2</sup>.

L'efficacité d'une barrière végétale pour le piégeage de sédiments peut s'exprimer par une surface végétale « au sol » nécessaire pour piéger un volume potentiel de sédiments.

Les barrières végétales ont ainsi été caractérisées par leur surface végétale au sol – végétation herbacée et arbustive – située directement à l'aval de la zone en érosion considérée. Cette couverture au sol constituait la végétation susceptible de piéger les sédiments. Il n'y a pas eu de distinction au niveau des espèces ; les plus présentes étaient cependant la bauche et la bugarne. Les surfaces des barrières étaient comprises entre 4 et 239 m<sup>2</sup>.

**Tableau 9 : Caractéristiques des placettes d'étude de l'efficacité des barrières végétales**

Points d'observation	Placettes	Zones érodées	Barrières végétales			Pente (°)	Géomorphologie
	Surface (m <sup>2</sup> )	Surface (m <sup>2</sup> )	Profondeur (m)	Largeur (m)	Surface (m <sup>2</sup> )		
1	19	12	2	5	7	20	versant
2	116	86	5	7	30	28	lit
3	102	50	8	7	53	32	lit
4	112	90	4	6	22	38	lit
5	507	269	15	16	239	40	lit
6	17	3	4	4	14	17	versant
7	13	9	1	4	4	32	versant
8	105	39	11	6	67	29	lit
9	216	130	11	8	86	36	lit
10	55	27	6	5	28	39	lit
11	12	8	2	3	4	47	versant
12	229	128	10	10	101	38	lit
13	154	88	10	7	66	30	lit
14	26	17	2	4	9	42	versant
15	31	5	7	4	27	42	versant
16	20	14	2	3	6	41	lit
17	52	40	2	6	13	32	versant
18	59	32	5	6	28	36	lit
19	150	122	4	8	29	36	lit
20	19	9	3	3	10	30	versant
21	44	19	5	6	25	41	versant
22	71	48	5	5	23	25	lit
23	102	62	4	9	40	30	lit
24	26	21	3	2	5	30	lit
25	33	12	4	5	22	15	versant
26	198	122	7	11	76	44	lit
27	137	84	7	8	53	28	lit
28	48	31	3	6	17	24	versant
29	233	142	8	12	91	36	lit
30	355	224	7	20	131	39	lit
31	52	36	4	4	16	33	lit
32	55	20	8	5	35	29	lit
33	95	38	8	7	58	49	versant
34	136	66	6	12	69	33	lit
35	296	122	9	20	173	33	lit
36	54	30	4	6	24	46	lit
37	44	27	4	5	18	33	versant
38	235	94	10	14	141	33	lit
39	238	138	12	9	99	20	versant
40	219	170	7	7	49	21	lit

La variable prise en compte pour caractériser le volume potentiel de sédiments a été la surface des zones en érosion. En effet, le volume de sédiments mobilisables dépend directement de la surface de marne dénudée, considérant que le taux d'ablation moyen de la marne, établi à l'échelle pluri-métrique (Lecompte *et al.*, 1998 ; Rovéra *et al.*, 1999) ou à l'échelle de la ravine (Richard et Mathys, 1999), est compris entre 0,5 et 1 cm/an. Ces surfaces variaient pour l'échantillon étudié entre 3 et 269 m<sup>2</sup>.

## **2-2 - Méthodes**

### **2-2-1 - Détermination d'une surface moyenne de barrière végétale « efficace »**

On cherche à mettre en évidence une valeur moyenne de dimension d'une barrière végétale « efficace » en fonction de la taille de la zone érodée « piégée ». Cette information pourrait servir plus tard à dimensionner des barrières végétales anti-érosives.

Pour cela, on a utilisé la régression linéaire et représenté par un graphe les relations entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface de la barrière végétale « efficace » à l'aval.

### 2-2-2 - Influence de la pente

L'érosion varie selon la pente, si bien que pour une même surface de zone érodée, un volume de sédiments plus important est produit sur fortes pentes (Rovéra *et al.*, 1999). En conséquence, les barrières végétales « efficaces » devraient être plus développées sur fortes pentes.

Il était très difficile de trouver sur le terrain des pentes identiques d'un point d'observation à un autre. Sur l'échantillon de 40 placettes d'observation, les pentes s'échelonnaient entre 15 et 49°, avec une moyenne située à 33°.

L'influence de la pente a donc été étudiée plus particulièrement. Pour cela, nous avons séparé les placettes en deux groupes, en prenant comme limite de séparation la valeur moyenne des pentes étudiées : on a ainsi distingué les placettes avec une pente inférieure à 33° et celles avec une pente égale ou supérieure à 33°. Les relations entre la surface des zones érodées « piégées » et la surface des barrières végétales « efficaces » ont alors été étudiées pour chacun des groupes.

### 2-2-3 - Sur-dimensionnement des barrières végétales prises en compte

Il peut exister un problème de sur-dimensionnement des barrières végétales prises en compte dans l'étude, en particulier en fonction de la géomorphologie des placettes étudiées.

En effet, la micro-topographie peut jouer un rôle important dans la détermination de l'efficacité des barrières végétales à piéger les sédiments érodés. Lorsqu'on a affaire à une forme incisée comme un lit de ravine, les sédiments érodés se concentrent à l'aval de la zone en érosion avant de rencontrer la barrière végétale, si bien que toute la surface de la barrière végétale à l'aval de la zone érodée n'intervient pas forcément dans le piégeage des sédiments. En conséquence, il peut y avoir sur-dimensionnement de la barrière végétale prise en compte. Ainsi, la surface de la barrière végétale, si elle représente une surface efficace suffisante pour le piégeage, n'est pas forcément une surface efficace nécessaire.

La géomorphologie des placettes a donc été notée et étudiée. On a différencié les formes « versant », où des rigoles pouvaient être plus ou moins présentes, des formes « lit ».

On peut remarquer ici que nous avons étudié l'effet des barrières végétales aussi bien sur versant que dans les lits de ravines. Or, nous avons vu dans le premier chapitre que le piégeage n'était pas très évident sur versant. Cependant, le piégeage peut être efficace sur versant si la barrière végétale est continue à l'aval d'une zone en érosion. En l'occurrence, c'est toujours le cas dans les placettes étudiées ici.

Une discussion est également engagée sur l'influence de la dynamique végétale sur le possible sur-dimensionnement des barrières végétales prises en compte.

#### **2-2-4 - Détermination d'une surface maximale de zone érodée « piégée »**

On a cherché ici à mettre en évidence une surface maximale de zone érodée pour laquelle les sédiments peuvent être piégés par une barrière végétale.

#### **2-2-5 - Détermination d'une surface optimale de barrière végétale « efficace »**

Nous avons cherché à déterminer la surface optimale de barrière végétale « efficace » suffisante pour bloquer tous les sédiments provenant d'une zone érodée donnée à l'amont.

Pour cela, on repère, sur le graphe représentant la relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace », un droite de « surface minimale » prenant en compte les barrières végétales optimales, c'est-à-dire les placettes pour lesquelles le ratio « surface de la barrière végétale / surface de la zone érodée » est le plus bas. On détermine alors l'équation de cette droite.

### **3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION**

#### **3-1 - Détermination d'une surface moyenne de barrière végétale « efficace »**

La relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les 40 placettes est présentée sur la figure 11. En appliquant une régression linéaire, on obtient la relation suivante :

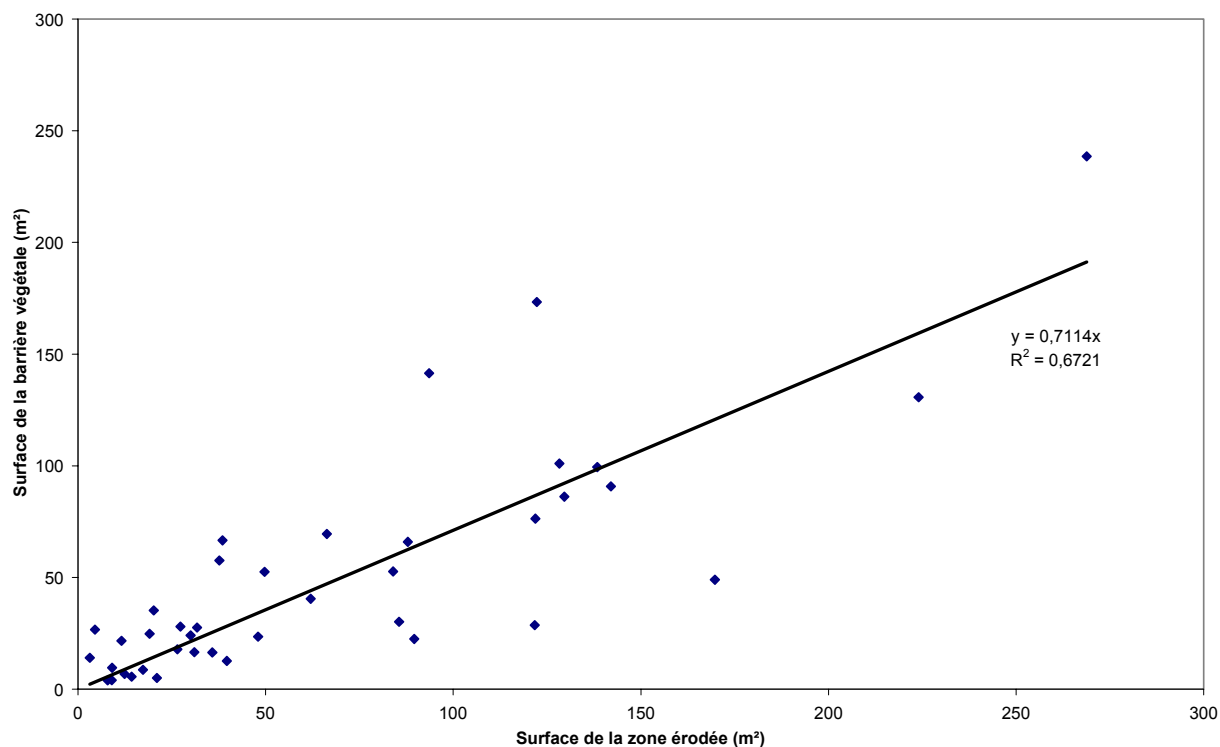
$$y = 0,71x \text{ (} R^2 = 0,67 \text{ et } r = 0,82\text{)}$$

Les coefficients de détermination ( $R^2$ ) et de Bravais-Pearson ( $r$ ) sont élevés, ce qui traduit, d'une part, la bonne qualité du modèle proposé (information résiduelle de 33 % seulement) et, d'autre part, une forte corrélation entre les deux variables.

Pour se situer dans le contexte du terrain, la relation établie peut être formulée de la manière suivante :

$$\text{Surface moyenne}_{\text{barrière végétale}} \text{ (m}^2\text{)} = 0,71 \times \text{Surface}_{\text{zone érodée}} \text{ (m}^2\text{)}$$

**Figure 11 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace »**



### **3-2 - Influence de la pente**

Les relations entre zones érodées « piégées » et barrières végétales « efficaces » à l'aval pour les deux groupes de placettes – inférieures ou supérieures à 33° – apparaissent sur les figures 12 et 13.

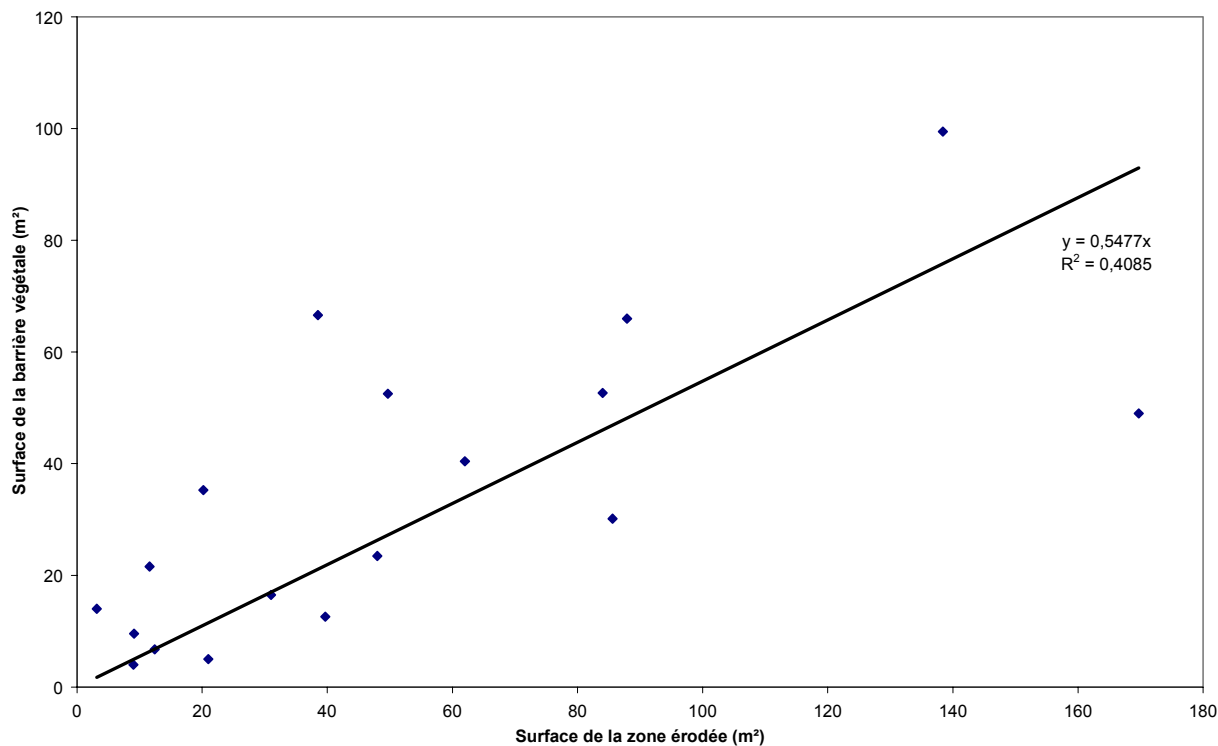
Les relations sont alors :  $y = 0,55x$  ( $R^2 = 0,41$ ) pour les pentes inférieures à 33°, et  $y = 0,77x$  ( $R^2 = 0,71$ ) pour les pentes égales ou supérieures à 33°.

Les résultats montrent que la relation est très peu différente pour les placettes de pente supérieure à 33° que pour l'ensemble des placettes.

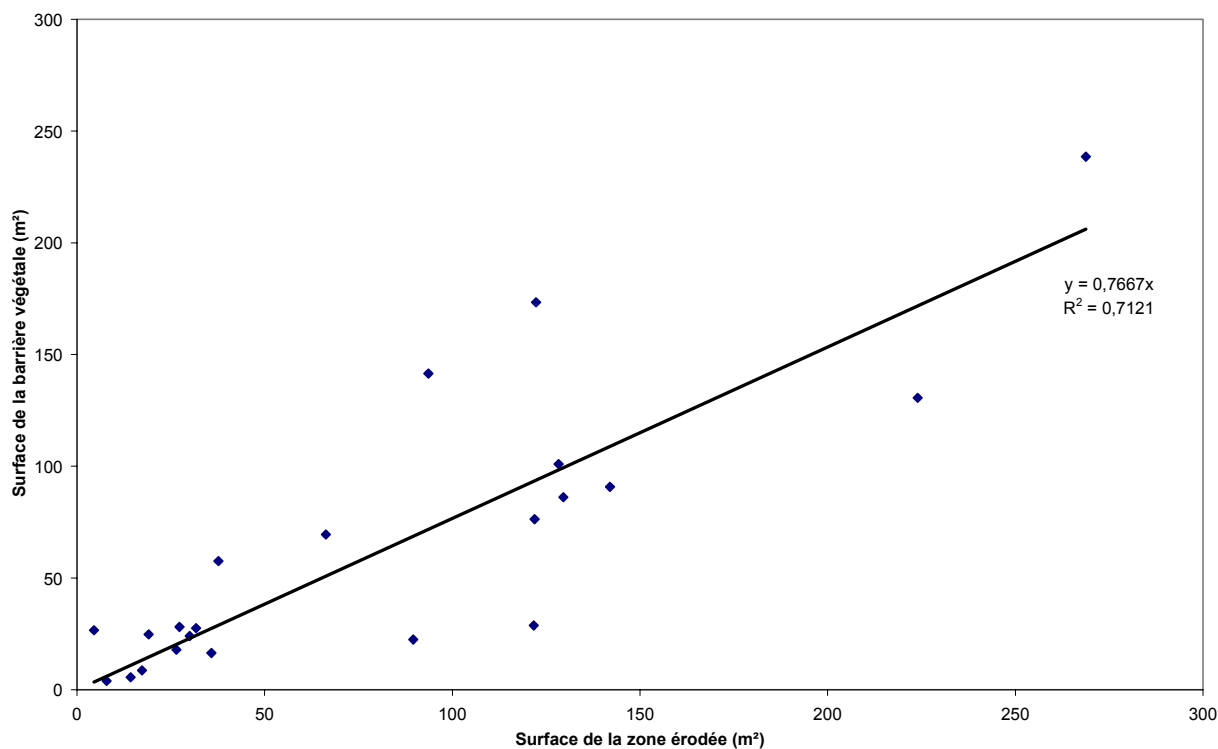
En-dessous de 33°, une moindre surface de barrière végétale est suffisante pour piéger tous les sédiments issus d'une zone en érosion de surface constante. Cependant, ces résultats montrent que les relations ne sont pas très différentes de celle établie quelle que soit la pente. La pente ne semble donc pas intervenir de manière importante dans les relations établies entre la surface d'une zone érodée et la surface de la barrière végétale « efficace » à l'aval pour piéger tous les sédiments.

Il est possible qu'en réalité la pente intervienne dans la quantité de sédiments produite. Mais nous avons ici étudié des placettes pour lesquelles les barrières végétales étaient totalement efficaces. Pour ces placettes, un équilibre s'est instauré entre dynamique érosive et dynamique végétale, où cette dernière a pris le dessus. Dans cette situation, la barrière végétale peut être sur-dimensionnée en raison de la dynamique végétale. Si elle est jugée efficace pour une forte pente, alors elle l'est nécessairement pour une pente plus faible.

**Figure 12 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les pentes inférieures à 33°**



**Figure 13 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les pentes égales ou supérieures à 33°**



### **3-3 - Sur-dimensionnement des barrières végétales prises en compte**

#### **3-3-1 - Influence de la géomorphologie**

Les relations entre zones érodées « piégées » et barrières végétales « efficaces » à l'aval pour ces deux groupes apparaissent sur les figures 14 et 15.

Notons que pour le groupe « versants », la parcelle 39 n'a pas été retenue car sa surface était très différente des autres parcelles.

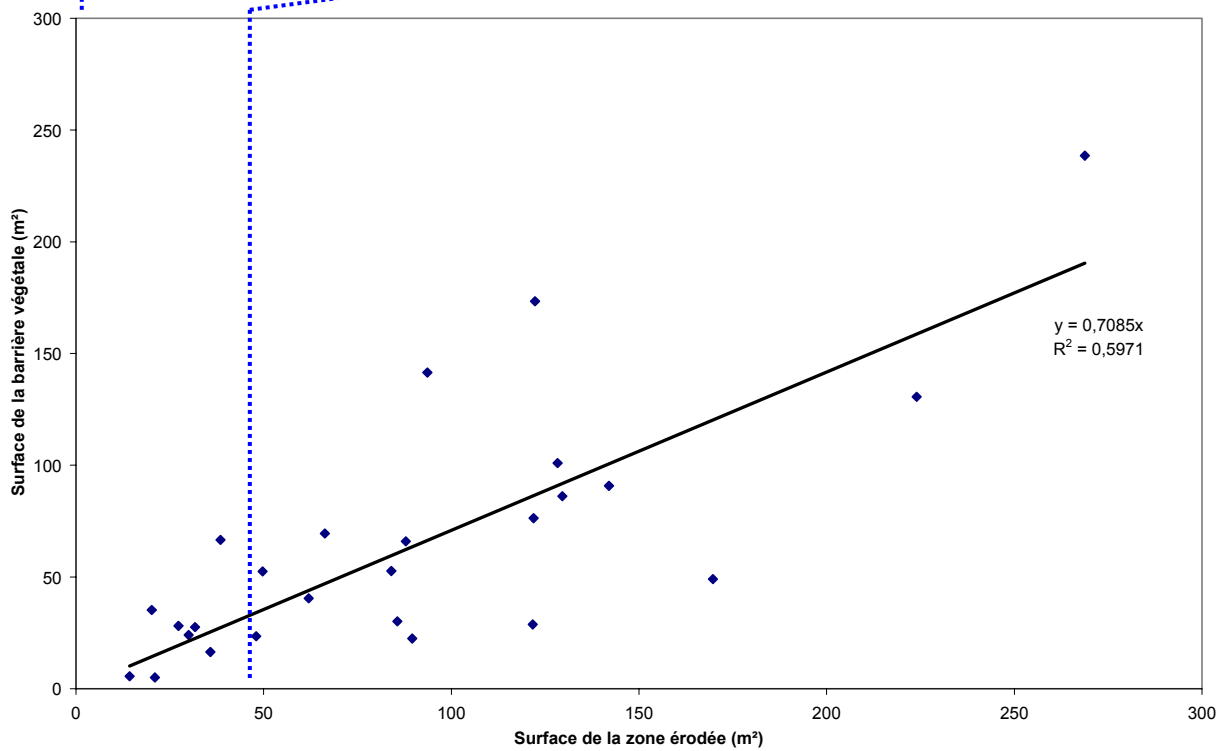
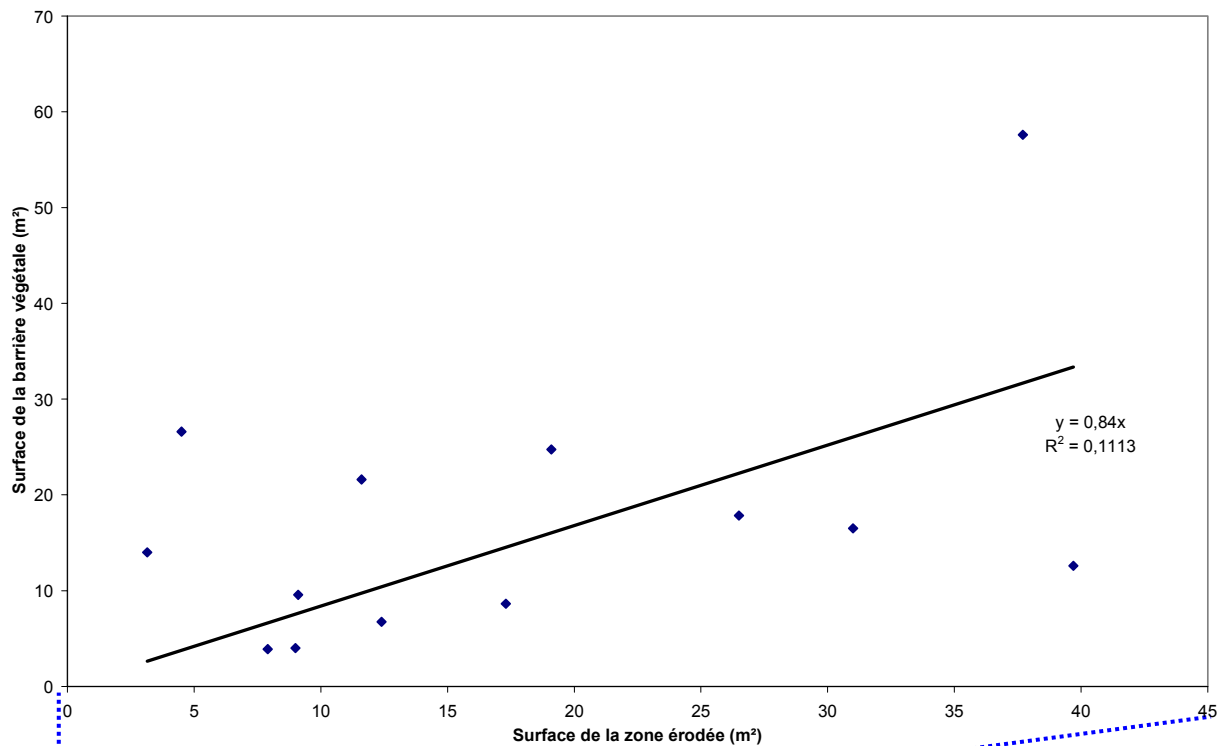
Concernant les formes « versant », il n'apparaît pas de relation sur le graphe ( $R^2 = 0,11$ ). De plus, les parcelles étudiées sont dans ce cas très petites, la surface des zones en érosion étant inférieure à 40 m<sup>2</sup>. Il n'est donc pas possible de tirer des conclusions sur l'efficacité des barrières végétales pour le piégeage des sédiments sur de plus grandes placettes de forme « versant ».

Par contre, le graphe de la figure 15 montre que pour les formes « lit », une relation existe entre la surface de la zone érodée et la surface de la barrière végétale efficace à l'aval ; cette relation est la suivante :  $y = 0,71x$  ( $R^2 = 0,60$ ). Cette relation est très peu différente de celle établie quelle que soit la géomorphologie de la placette. Ainsi, nous pouvons en déduire que la géomorphologie des terrains n'est pas à mettre en cause dans un éventuel sur-dimensionnement des barrières végétales.

#### **3-3-2 - Influence de la dynamique végétale**

Il est possible que certaines barrières végétales prises en compte dans l'étude soient sur-dimensionnées pour le piégeage de la surface érodée à l'amont. En effet, les barrières végétales ne sont pas figées dans le temps ; elles se développent sur les matériaux piégés par le jeu de la dynamique végétale. L'efficacité de la barrière végétale augmente donc avec cette dynamique, et la barrière peut alors se développer en surface au-delà de ce qui est suffisant pour une efficacité de piégeage complète. La surface de barrière végétale, nécessaire au piégeage complet des sédiments, telle qu'elle a été prise en compte dans cette étude a ainsi peut-être été sur-estimée : ce sont donc des barrières suffisantes mais pas forcément nécessaires.

**Figure 14 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les formes « versant »**



**Figure 15 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les formes « lit »**



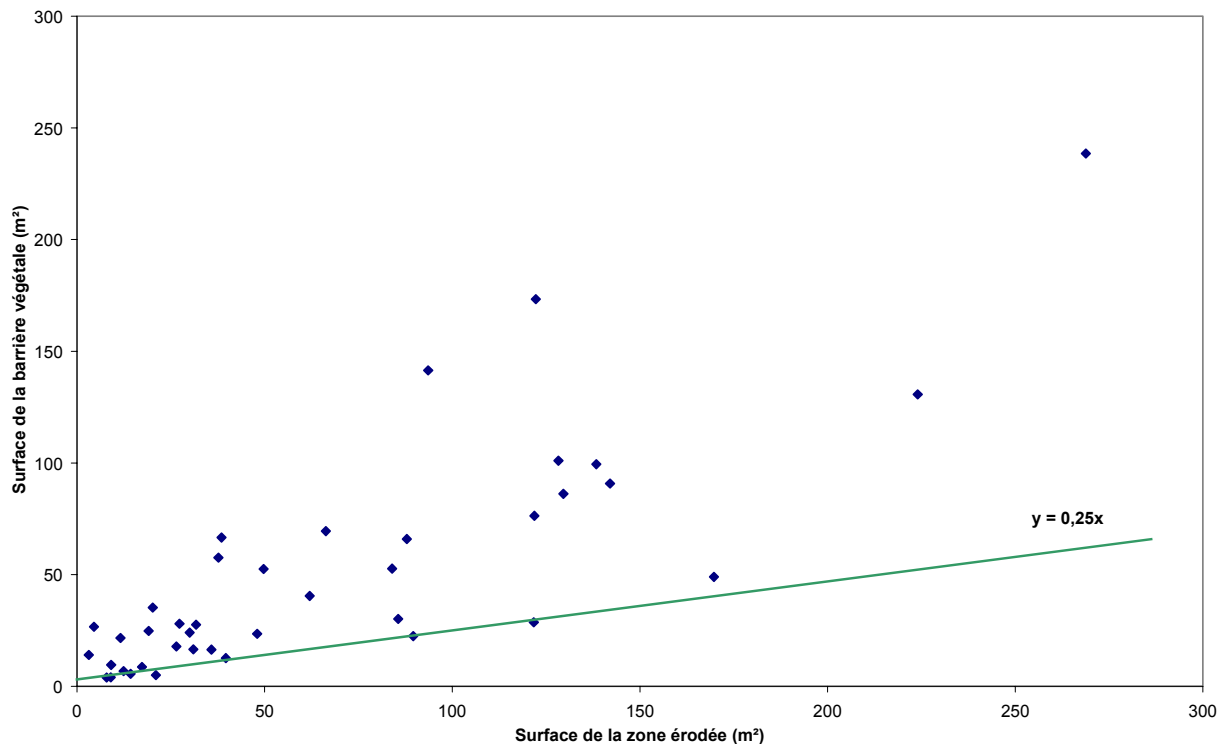
### 3-4 - Détermination d'une surface maximale de zone érodée « piégée »

L'échantillonnage de l'étude a surtout permis d'étudier des zones en érosion dont la taille allait jusqu'à 320 m<sup>2</sup>. Dans le bassin versant expérimental du Brusquet, nous n'avons pas identifié de zone érodée « piégée » de plus grande taille. Il est alors possible qu'une taille maximale de zone érodée potentiellement « piégée » par une barrière végétale ait été mise en évidence ; des études de terrain plus poussées doivent cependant être menées avant de tirer une telle conclusion.

### 3-5 - Détermination d'une surface optimale de barrière végétale « efficace »

Sur le graphe représentant la relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace », on trace une droite de « surface minimale » prenant en compte les barrières végétales optimales (figure 16).

**Figure 16 : Mise en évidence d'une surface optimale de barrière végétale (en vert)**



L'équation de la droite est la suivante :  $y = 0,25x$ .

Elle pourrait également s'écrire de la manière suivante :

$$\text{Surface optimale}_{\text{barrière végétale}} (\text{m}^2) = 0,25 \times \text{Surface}_{\text{zone érodée}} (\text{m}^2)$$

En d'autres termes, on peut dire que sur une placette marneuse S, une barrière végétale à l'aval recouvrant 20 % seulement de cette placette peut être suffisante pour en empêcher toute sortie de sédiments. Ce résultat correspond à une efficacité optimale des barrières végétales pour l'échantillon de 40 placettes étudiées.

#### **4 - CONCLUSION**

Cette étude a permis de mettre en évidence une relation linéaire moyenne entre la surface d'une zone en érosion et la surface de la barrière végétale à l'aval efficace pour piéger tous les sédiments issus de cette zone érodée ; cette relation est la suivante :

$$\text{Surface moyenne}_{\text{barrière végétale}} (\text{m}^2) = 0,71 \times \text{Surface}_{\text{zone érodée}} (\text{m}^2).$$

Elle a également permis de mettre en évidence une surface optimale de barrière végétale efficace pour piéger tous les sédiments issus d'une zone érodée ; cette relation est la suivante :

$$\text{Surface optimale}_{\text{barrière végétale}} (\text{m}^2) = 0,25 \times \text{Surface}_{\text{zone érodée}} (\text{m}^2).$$

Ce résultat indique que sur une zone marneuse en érosion de surface inférieure à 500 m<sup>2</sup>, une barrière végétale recouvrant 20 % de cette zone et située entièrement à l'aval de celle-ci peut permettre de maîtriser complètement la sortie de sédiments de celle-ci.

Les relations établies ne dépendent pas des variations de pente, sauf légèrement pour les pentes inférieures à 33°, pour lesquelles une moindre surface de barrière végétale est suffisante.

Les résultats laissent penser que le morcellement des zones en érosion, et donc la distribution spatiale de la végétation au sein d'une ravine, doivent être importants pour la détermination de la production sédimentaire à son exutoire. Cette hypothèse sera vérifiée dans la prochaine partie.

- 2<sup>ème</sup> partie -

**INFLUENCE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE  
DE LA VÉGÉTATION  
SUR LA PRODUCTION SÉDIMENTAIRE  
DE RAVINES MARNEUSES**

**2<sup>ème</sup> PARTIE**  
**1<sup>er</sup> CHAPITRE**

-  
**MISE EN ÉVIDENCE DE L'IMPORTANCE  
DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DE LA VÉGÉTATION SUR UNE RAVINE  
POUR L'ACTIVITÉ ÉROSIVE À SON EXUTOIRE <sup>2</sup>**

## **1 - INTRODUCTION**

Dans la 1<sup>ère</sup> partie, nous avons mis en évidence l'existence de processus de piégeage des sédiments marneux par des barrières végétales. Une couverture végétale au sol joue donc non seulement un rôle de protection active contre l'érosion, mais également un rôle de protection passive, à distance. Ainsi, la position de cette végétation au sein d'une ravine doit être importante pour la production sédimentaire à l'exutoire de la ravine, la végétation située à l'aval de la ravine jouant alors un rôle prépondérant.

L'objectif est donc d'étudier l'importance de la distribution spatiale de la végétation au sein d'une ravine pour la maîtrise de la production sédimentaire à son exutoire.

Pour cela, on a étudié, pendant 2 à 3 ans les productions sédimentaires issues de ravines marneuses aux caractéristiques géologiques et géomorphologiques proches, mais avec des caractéristiques végétales différentes tant pour le taux de couverture végétale que pour la position de la végétation sur la ravine.

Dans un souci d'opération de validation ultérieure, les zones érodées et les barrières végétales étudiées dans la 1<sup>ère</sup> partie n'étaient pas incluses dans les ravines étudiées dans ce chapitre.

## **2 - MATÉRIELS**

### **2-1 - Choix des ravines**

Les observations ont été réalisées sur 38 ravines réparties sur quatre bassins versants : les bassins du Saignon et de Naples, dans la forêt domaniale du Grand Vallon, et les bassins du Brusquet et du Francon, dans la forêt domaniale de la Haute-Bléone.

13 ravines ont été étudiées la première année (1999) ; le choix de ces ravines a été aléatoire. Les deuxième et troisième années (2000 et 2001), l'étude de ces 13 ravines a été poursuivie, et 25 nouvelles ravines ont été suivies. Pour ces nouvelles ravines, nous avons recherché des ravines marneuses partiellement végétalisées à première vue « inactives », c'est-à-dire de production sédimentaire nulle ou quasi-nulle. Le but était de déterminer

---

<sup>2</sup> Valorisé dans :

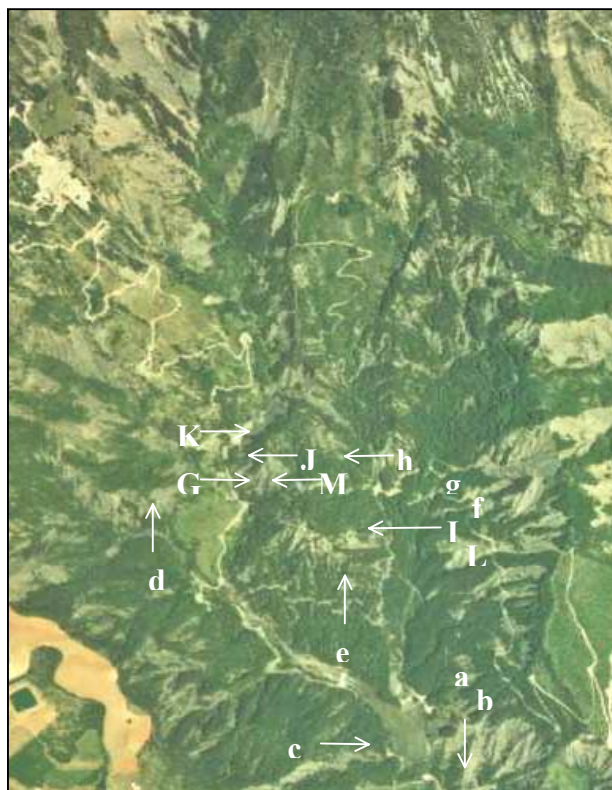
REY F. (sous presse). Influence of vegetation distribution on sediment production in forested marly gullies. *Catena*.

REY F., ROBERT Y., VENTO O. 2002. Influence de la végétation forestière sur la formation de dépôts sédimentaires en terrains marneux. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n°1, pp. 85-92.

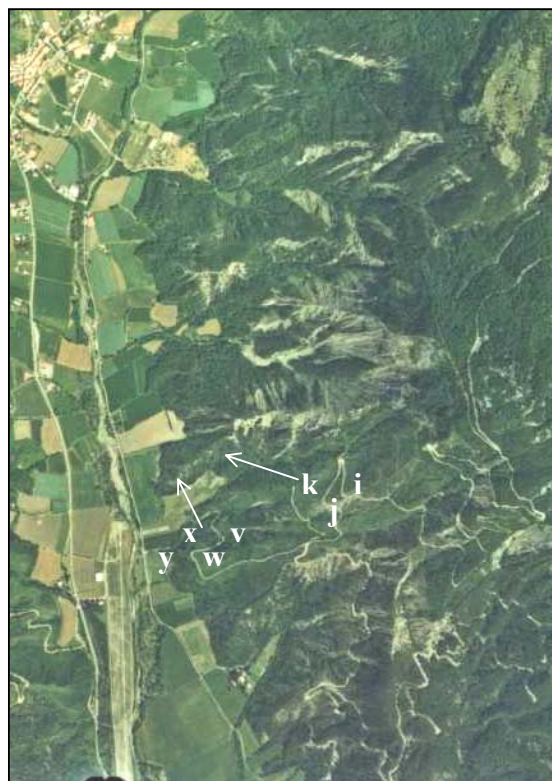
différentes configurations de ravines, notamment en fonction de la position de la végétation, permettant une inactivité de celles-ci à l'exutoire, et de mettre en évidence des surfaces seuil de couverture végétale les plus basses possibles permettant cette inactivité.

La localisation des ravines apparaît sur la planche 4.

**Planche 4 : Localisation des ravines**



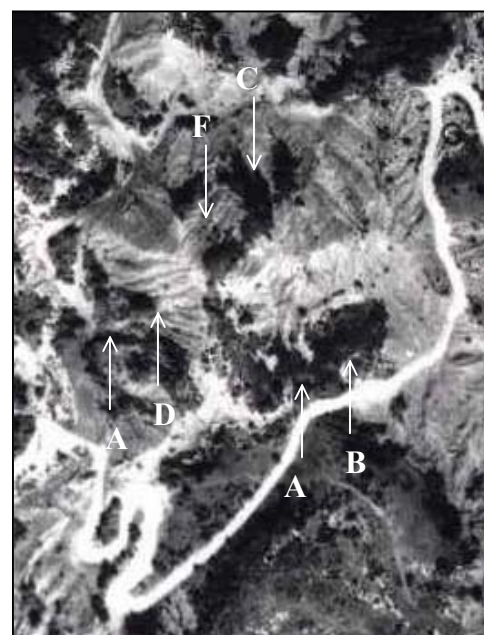
Bassin du Saignon



Bassin de Naples



Bassin du Brusquet



Bassin du Francon

## **2-2 - Caractéristiques des ravines**

La surface des 38 ravines était comprise entre 246 à 6267 m<sup>2</sup>. Toutes les ravines étaient situées sur des marnes noires. La pente moyenne des versants des ravines variait entre 30 et 54° et celle des lits de ravines entre 9 et 25°.

Etudier en « grandeur nature » l'influence d'un seul paramètre, en l'occurrence la végétation, sur la production sédimentaire de 38 ravines, n'était pas une chose aisée en raison de l'hétérogénéité des paramètres du milieu dans les différents sites d'étude. Il a donc fallu chercher à s'affranchir au mieux des paramètres « non végétaux » des ravines.

En ce qui concerne les paramètres autres que la couverture végétale, on peut avancer les hypothèses suivantes :

- *climat* : les ravines étudiées sont suffisamment proches pour pouvoir être considérées comme soumises au même climat. Elles sont toutes incluses dans le « pays de Digne-Draix », zone homogène caractérisée par une même agressivité des pluies (Alexandre et Lecomte, 2001) ;

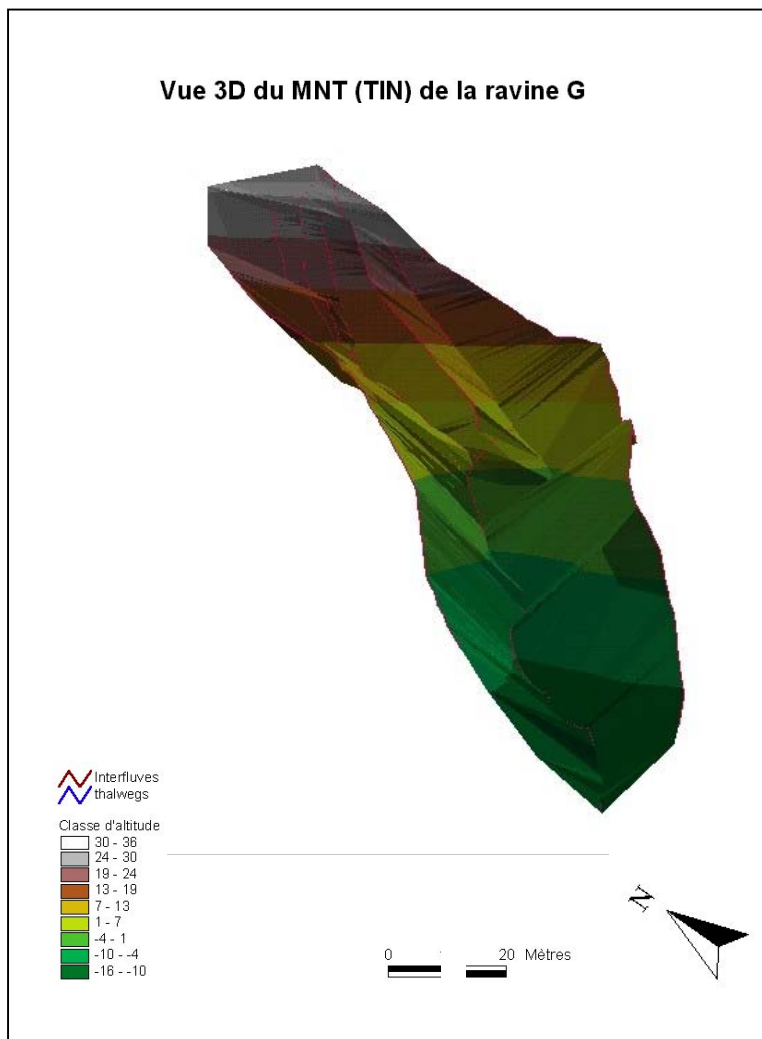
- *lithologie* : on a cherché à s'affranchir de ce paramètre en n'étudiant que des ravines constituées de marnes noires. Toutefois, certaines ravines du Francon sont marquées par la présence de bancs plus calcaires pouvant créer des ressauts le long du profil en long des ravines. On a finalement considéré que la lithologie était très proche entre toutes les ravines étudiées ;

- *géomorphologie* : on a cherché à étudier des ravines semblables au niveau géomorphologique. Toutefois, les caractéristiques topographiques des ravines n'étaient pas précisément les mêmes ; en particulier, les pentes des versants et des lits de ravine pouvaient varier du simple au double. Les variations de pente des versants peuvent entraîner une ablation différente entre les ravines étudiées. Par contre, nous avons vu qu'à l'échelle annuelle et dans notre contexte de fortes pentes des lits – supérieures à 9°, après les fortes pluies, quasiment tous les sédiments déposés dans les lits sont transportés et rejoignent l'exutoire de la ravine. Ainsi, à l'échelle annuelle, la variabilité de la pente dans les lits de ravine n'intervient pas dans le dépôt des sédiments.

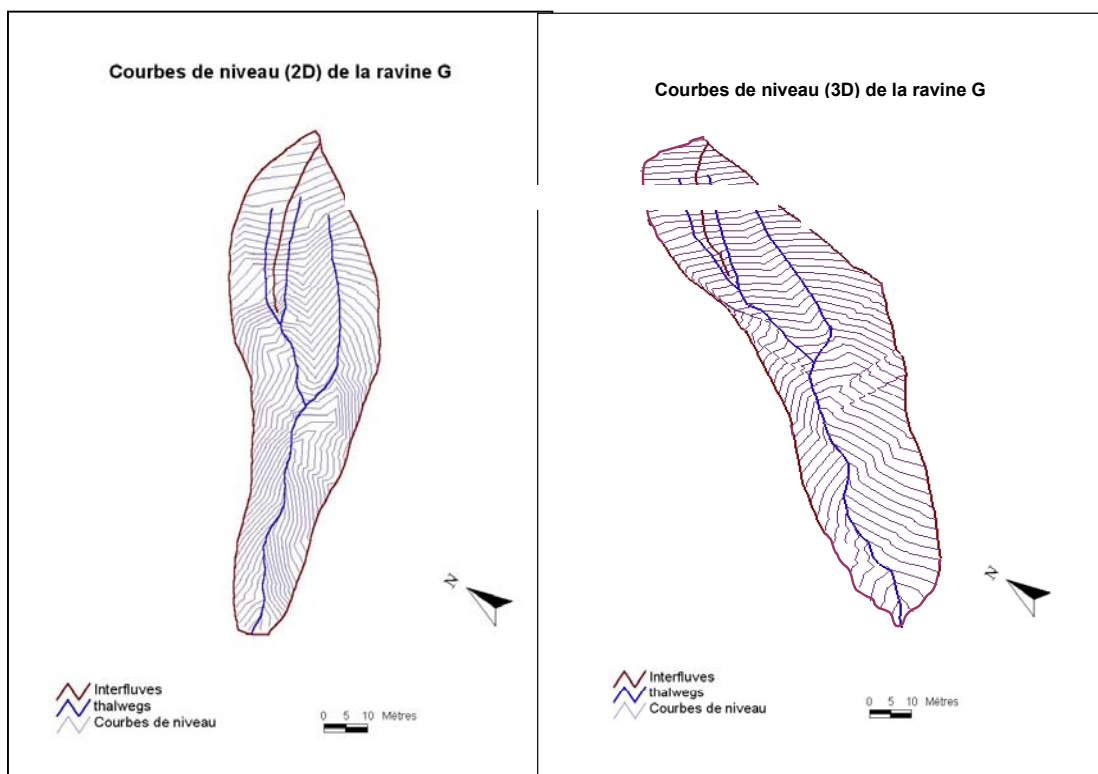
## **2-3 - Cartographie et caractérisation des ravines**

Afin de définir la surface et la topographie des 38 ravines étudiées, nous avons établi un Modèle Numérique de Terrain (MNT) pour chacune d'entre elles, à partir de levés topographiques réalisés grâce à l'utilisation d'un théodolite et d'un distance-mètre. Ces MNT ont été numérisés sur Système d'Information Géographique (SIG) Arc-Info 7/Arc-View 3.2. Les cartes 6 et 7 présentent un exemple de visualisation 3D du MNT d'une ravine. Notons que les surfaces des ravines calculées grâce au SIG sont des surfaces projetées verticalement ; la surface réelle des versants, parfois très pentus, est donc toujours supérieure aux surfaces calculées.

**Carte 6 : Visualisation 3D du MNT (TIN) d'une ravine**



**Carte 7 : Visualisation du MNT (courbes de niveau) d'une ravine**



Pour chaque ravine, une carte de la végétation – avec les interfluves et les lits – a été établie à l'échelle du 1/5 000<sup>ème</sup> et digitalisée sur SIG. Les couvertures végétales ont été obtenues par projection verticale du feuillage. Les couvertures végétales totales étaient comprises entre 33 et 78 % et les cartes ont fourni l'information sur la distribution spatiale de la végétation, qui a été caractérisée par distinction des strates végétales : arborescente, arbustive, sous-arbustive et herbacée (carte 8 comme exemple), sans distinction des espèces végétales. La végétation « au sol », potentiellement responsable du piégeage des sédiments, était représentée par les strates herbacée et sous-arbustive. Les strates arbustive et arborée correspondaient à la « couverture végétale aérienne ». Les ravines ont également été divisées en deux parties : versants et lits. Les lits ont été considérés comme des zones de 1 mètre de large, suite aux observations réalisées à l'intérieur des ravines. Pour représenter la largeur des lits, une fonction « buffer » de 0,5 mètre a été réalisée sous Arc-Info autour des lignes de lit. Ensuite, une seconde carte a été établie avec six groupes (carte 9 comme exemple) :

- couverture végétale au sol dans les lits, en présence ou non d'une couverture aérienne ;
- couverture végétale au sol sur versants, en présence ou non d'une couverture aérienne ;
- couverture végétale aérienne dans les lits, sans couverture au sol ;
- couverture végétale aérienne sur versants, sans couverture au sol ;
- lits dénudés ;
- versants dénudés.

Les cartes des 38 ravines sont présentées dans l'annexe 1.

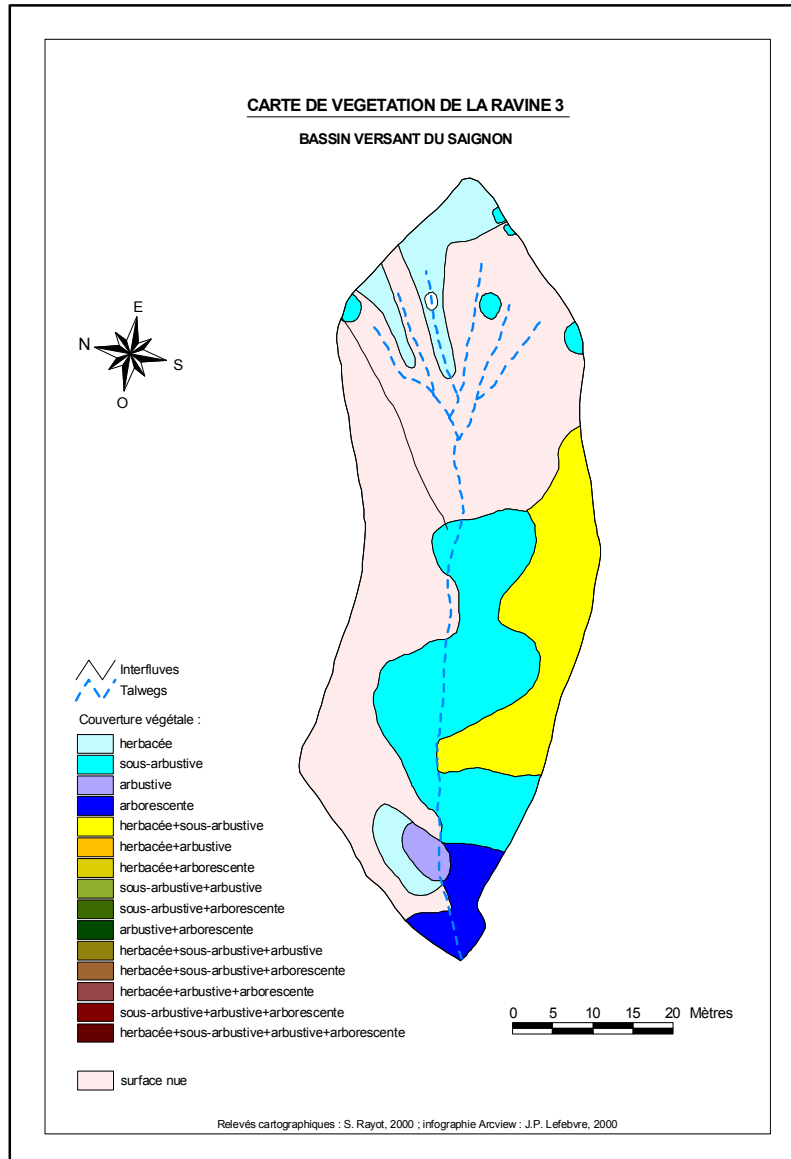
Les pourcentages de couverture végétale ont alors été établis pour chaque groupe, par rapport à la surface de la ravine ou par rapport à la surface du lit (tableaux 10 et 11). Le tableau de l'annexe 2 donne le détail complet de ces pourcentages en précisant les identifiants utilisés sous Arc-Info et Arc-View.

La ravine o a été écartée car elle correspond à une ravine sans lit – on a plus affaire à un simple « versant ».

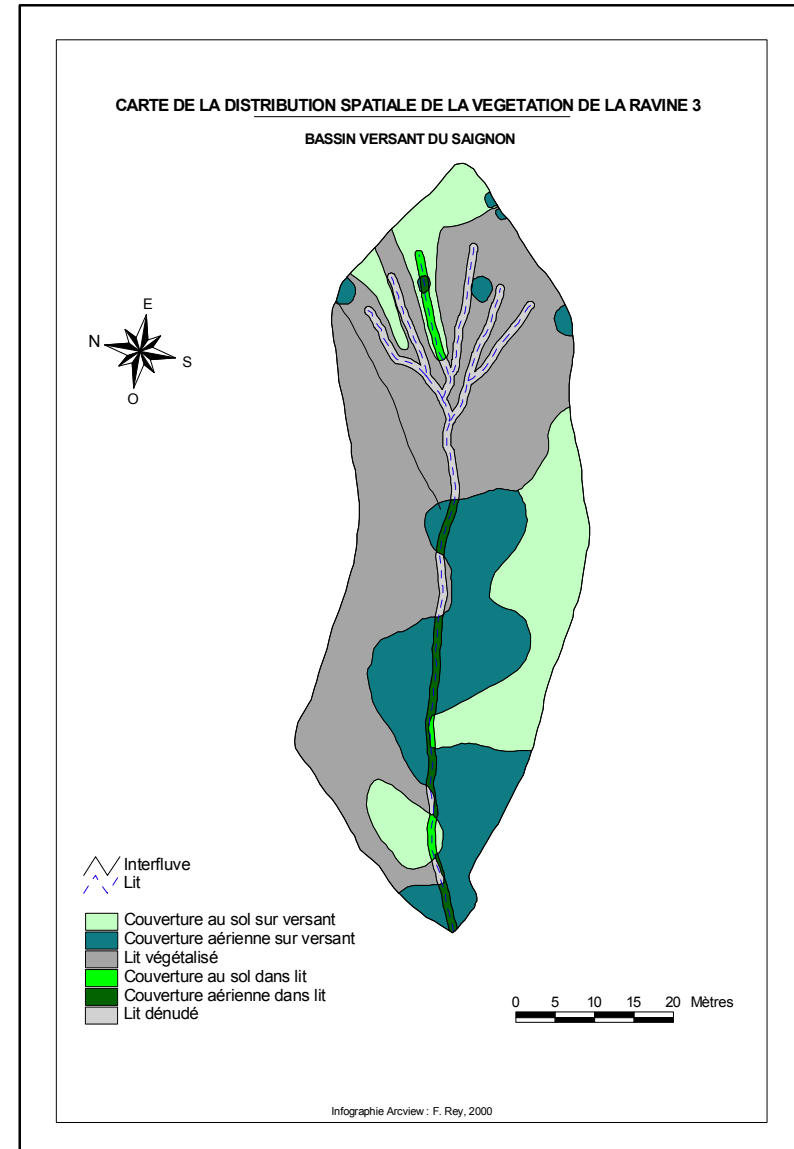
Enfin, il a été possible de draper les cartes de végétation sur les MNT, permettant de visualiser les ravines en 3 dimensions (carte 10 comme exemple).



Carte 8 : Carte de la végétation d'une ravine



Carte 9 : Carte de la distribution spatiale de la végétation d'une ravine



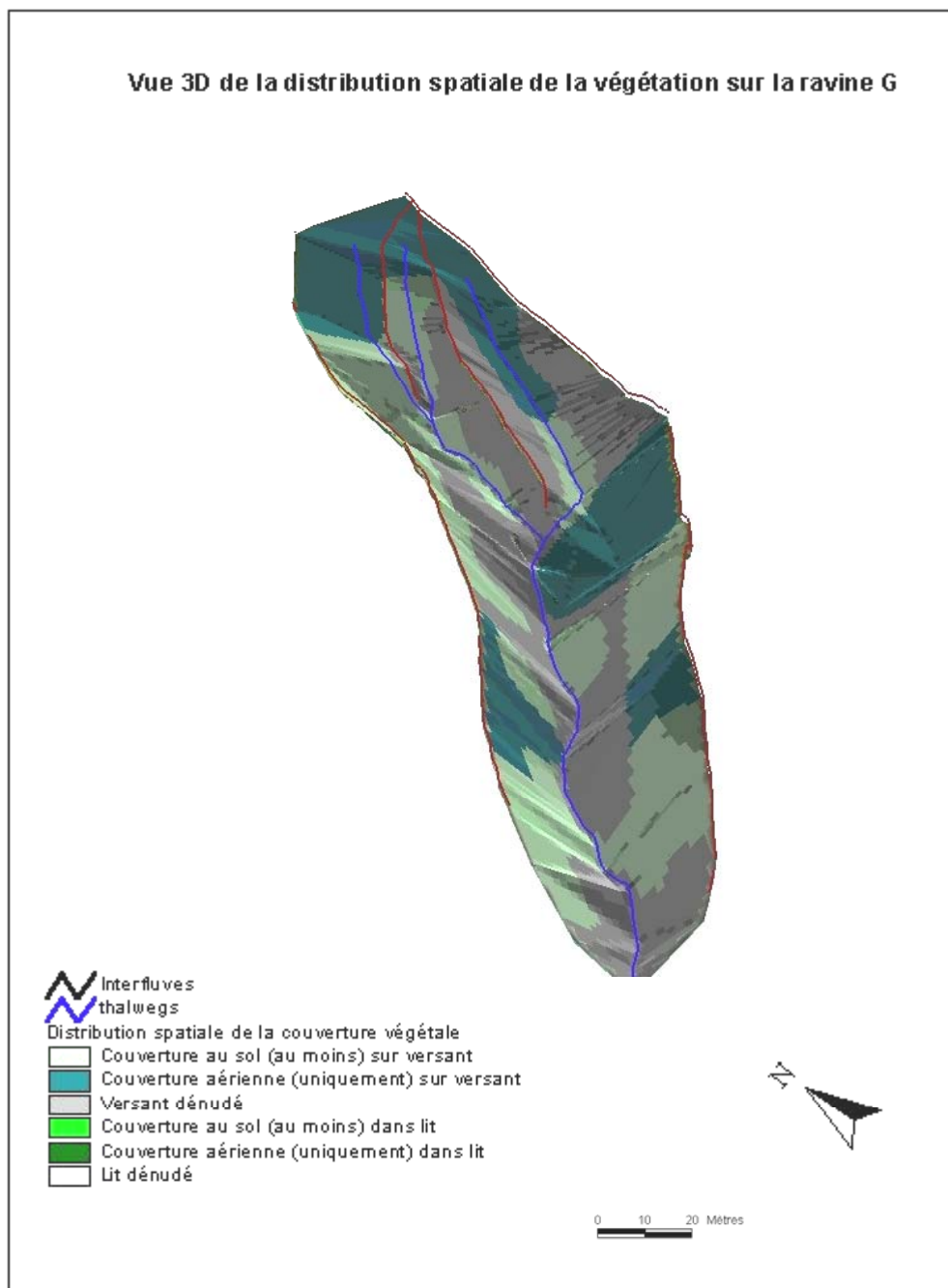
**Tableau 10 : Distribution spatiale de la végétation dans les ravines (site du Grand Vallon)**

Forêt domaniale	Grand Vallon																					
Bassin versant	Saignon							Naples														
Désignation des ravines	G	H	I	J	K	L	M	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	v	w	x	y
Couverture végétale totale (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	66	61	64	72	57	54	48	53	43	77	35	42	42	40	60	54	54	44	62	58	43	45
Couverture végétale au sol (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	29	61	47	35	41	45	23	23	41	74	31	40	16	19	54	29	27	29	44	22	29	17
Couverture végétale au sol sur versant (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	26	57	42	31	37	42	22	21	38	67	28	34	11	16	49	25	23	25	41	19	28	14
Couverture végétale au sol dans le lit (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	3	4	5	4	4	3	1	2	3	7	3	6	5	3	5	4	4	4	3	3	1	3
Couverture végétale au sol dans le lit (en pourcentage par rapport à la surface totale du lit)	43	50	35	80	40	50	13	14	33	64	27	43	56	50	63	67	100	67	75	50	100	27

**Tableau 11 : Distribution spatiale de la végétation dans les ravines (site de la Haute-Bléone)**

Forêt domaniale	Haute Bléone														
Bassin versant	Francon						Brusquet								
Désignation des ravines	A	B	C	D	E	F	l	m	n	p	q	r	s	t	u
Couverture végétale totale (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	78	70	44	44	38	41	40	33	47	33	44	51	62	49	49
Couverture végétale au sol (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	43	69	38	33	33	18	28	26	30	25	31	37	54	44	39
Couverture végétale au sol sur versant (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	34	66	36	31	32	17	21	20	27	18	24	29	46	34	25
Couverture végétale au sol dans le lit (en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine)	9	3	2	2	1	1	7	6	3	7	7	8	8	10	14
Couverture végétale au sol dans le lit (en pourcentage par rapport à la surface totale du lit)	75	27	22	14	11	11	71	50	43	78	54	80	89	100	74

**Carte 10 : Vue 3D de la couverture végétale d'une ravine**



## **2-4 - Mesures des pluies**

Pour obtenir les mesures des pluies, en l'occurrence les pluviosités annuelle et journalière, ainsi que l'intensité des pluies, trois pluviographes installés près des sites ont été utilisés : le pluviographe du Saignon (de l'Institut de Géographie Alpine de Grenoble) pour les bassins du Saignon et de Naples, celui du Sévigné pour le bassin du Francon et celui de Pépinière pour le bassin du Brusquet, ces deux derniers pluviographes étant gérés par le Cemagref.

Malheureusement, le pluviographe du Saignon a fonctionné uniquement pour l'année 1999. Pour les deux années suivantes, il n'a pas été possible de disposer de l'intensité des pluies. Seul le suivi d'un pluviomètre à la Maison forestière de la Motte-du-Caire a permis de recueillir les pluies journalières. Des informations sur l'intensité des pluies ont également parfois pu être collectées grâce à des témoignages recueillis auprès des techniciens et agents forestiers présents sur place. Les autres pluviographes ont bien fonctionné.

Une étude de la représentativité des pluies observées au cours des 3 ans d'observation a été réalisée, pour déterminer les fréquences de retour de ces pluies.

## **2-5 - Mesures des productions sédimentaires à l'exutoire des ravines**

Les mesures de production de sédiments aux exutoires des ravines ont été réalisées pour chaque événement pluvieux et de manière annuelle. Pour cela, nous avons utilisé des pièges à sédiments de deux types.

En premier lieu, des caisses (photo 22) ont été installées aux exutoires des 13 ravines étudiées à partir de 1999. Ces caisses en plastiques étaient scellées et perforées avec des trous de 10 mm de diamètre sur leur côté aval, permettant ainsi de retenir les matériaux solides en charriage tout en laissant passer l'eau et les matières en suspension. Les caisses, d'une capacité unitaire variant de 30 à 70 litres, ont été disposées en cascade afin de multiplier la capacité totale de rétention des matériaux (jusqu'à 500 litres). Des planches en bois ont servi à canaliser les écoulements dans les pièges. Du ciment a permis de niveler et consolider le sol à l'amont des pièges, afin d'éviter les problèmes d'affouillement.

Ce système de mesure a permis de recueillir les sédiments en charriage uniquement. Les matières en suspension (MES) transitant avec l'eau n'ont donc pas été prises en compte. Nous avons vu qu'à l'échelle des ravines étudiées ici, les MES représentent environ 15 % de la charge solide totale. Ainsi, ces dispositifs permettent, avec une sous-évaluation acceptable, de mesurer la production de sédiments des ravines et par conséquent d'évaluer l'effet de la végétation, notamment son effet de protection passive puisque nous avons vu que la végétation pouvait piéger aussi bien les sédiments fins que les sédiments grossiers.

En deuxième lieu, des fosses cimentées (photo 23) ont été réalisées aux exutoires des 25 ravines suivies à partir de l'année 2000. Ces fosses avaient plus pour but de vérifier si ces ravines étaient bien inactives que de réaliser une mesure précise des quantités de sédiments.

Nous avons mesuré des volumes de sédiments, sans effectuer de séchage pour éliminer l'eau parfois accumulée dans les pièges. Il existe donc une incertitude sur les mesures des volumes de sédiments secs. Pour déterminer les poids de sédiments, nous avons retenu une densité de  $1\,700\text{ kg/m}^3$ .



**Photo 22 : Caisses en cascade constituant un piège à sédiments d'une capacité totale de 500 litres**

**Photo 23 : Fosse à l'exutoire d'une ravine présumée inactive**



### **3 - MÉTHODES**

#### **3-1 - Production sédimentaire, activité et inactivité des ravines**

Les mesures sur deux ou trois ans ont permis de déterminer si les ravines étudiées produisaient ou non des sédiments à leur exutoire. Il a ainsi été possible de déterminer l'activité à l'exutoire des ravines : si les ravines ont produit des sédiments, elles ont été qualifiées d'« actives » ; dans le cas contraire, elles ont été qualifiées d'« inactives ».

Pour les ravines actives, les pièges à sédiments ont très souvent été débordés lors des fortes pluies. Les volumes de sédiments ont alors été estimés par défaut. Il n'a donc pas été possible d'étudier les relations entre augmentation de la couverture végétale et diminution de l'érosion.

Il faut ici préciser deux points importants.

D'abord, l'inactivité « absolue » d'une ravine végétalisée n'existe pas réellement ; il existe toujours une partie des sédiments parvenant à passer en suspension à travers la végétation. La quantité de MES sortant d'une ravine végétalisée est cependant très faible et on conservera le terme d'inactivité.

Ensuite, une ravine ne peut être jugée inactive que sur un certain laps de temps d'observation caractérisé par une pluviométrie particulière. Il se peut notamment que les années d'observation soient dépourvues d'orages intenses. Le terme d'inactivité doit donc être rapporté à l'observation des pluies d'intensités maximales ayant eu lieu lors de la période d'étude. Il existe donc des degrés dans l'inactivité d'une ravine, qui peut rester plus ou moins fragile face à des événements exceptionnels. Nous considérerons donc une ravine comme inactive pour la période d'étude, caractérisée par une certaine gamme d'intensité de pluie.

### **3-2 - Caractéristiques végétales étudiées**

Nous avons choisi de ne pas étudier toutes les caractéristiques végétales possibles mais d'orienter les études pour mettre en évidence l'importance des processus de piégeage des sédiments par la végétation.

#### **3-2-1 - Influence du recouvrement végétal**

L'influence de deux recouvrements végétaux sur l'activité des ravines a été étudiée :

- la couverture végétale totale en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine ;
- la couverture végétale au sol en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine.

#### **3-2-2 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale au sol dans la ravine**

L'influence de deux distributions spatiales de la couverture végétale au sol sur l'activité des ravines a été étudiée :

- la couverture végétale au sol sur versants en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine ;
- la couverture végétale au sol dans les lits en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine.

#### **3-2-3 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale au sol dans le lit de la ravine**

L'influence de la couverture végétale au sol dans les lits en pourcentage par rapport à la surface totale du lit a été étudiée.

### **3-3 - Méthodes d'étude**

Les relations entre les caractéristiques végétales et l'activité des ravines sont tout d'abord représentées visuellement dans des graphes de type histogramme. Ce type de représentation permet notamment de faire apparaître des seuils de couverture végétale liés à l'activité ou l'inactivité des ravines.

Ces relations ont ensuite été étudiées de manière statistique (logiciel Statistica) avec un test non-paramétrique sur la somme des rangs : le test U de Mann-Whitney. Ce test fournit une probabilité critique ( $p_c$ ) permettant de vérifier l'hypothèse  $H_0$  selon laquelle deux populations – les ravines actives et inactives – sont identiques du point de vue des composantes végétales.

## 4 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 4-1 - Pluies

Les principales caractéristiques des pluies observées sur les années d'étude sont présentées dans le tableau 12. Des informations plus détaillées sont données dans l'annexe 3.

Il convient de juger de la représentativité des pluies ayant eu lieu au cours des 3 ans d'observation. Pour cela, on peut se référer à l'étude de Haddouche (1999) déjà citée dans le 1<sup>er</sup> chapitre de la 1<sup>ère</sup> partie.

Au Saignon et à Naples, la pluie horaire d'intensité maximale enregistrée a été de 35 mm/h. Cette pluie correspond à une pluie extrême d'une durée retour de 5 ans si on la compare aux données de Draix.

Au Francon, la pluie horaire d'intensité maximale enregistrée a été de 26 mm/h, ce qui correspond à une pluie extrême d'une durée retour de 2 ans.

Au Brusquet, la pluie horaire d'intensité maximale enregistrée a été de 20 mm/h, ce qui correspond à une pluie extrême d'une durée retour inférieure à 2 ans.

On constate ainsi que les pluies extrêmes ont été différentes sur les différents sites d'étude. Lorsque l'on caractérisera l'inactivité des ravines, il conviendra donc de tenir compte de la représentativité des pluies observées sur 3 ans.

### 4-2 - Remplissage des pièges à sédiments et production sédimentaire des ravines

Les résultats présentés ici correspondent à 3 années de mesure (1999, 2000 et 2001). Les tableaux de l'annexe 4 présentent pour chaque ravine le volume total de sédiments observé dans les pièges lors de chaque visite de terrain (photo 24). Les tableaux 13 et 14 présentent, pour chaque année d'observation, la production spécifique de sédiments rapportée à la surface totale de la ravine. Il faut noter que pour certaines ravines, les pièges à sédiments ont été débordés lors d'événements pluvieux majeurs ; les valeurs de remplissage des pièges débordés figurent en italique dans le tableau. Les valeurs indiquées peuvent alors se révéler très inférieures aux valeurs réelles. De plus, la non prise en compte des matières en suspension peut par ailleurs expliquer certaines faibles valeurs de production spécifique de sédiments.

**Photo 24 : Arrêt des matériaux dans un piège à sédiments :**

on observe bien le remplissage entier d'une caisse avant le remplissage de la suivante



**Tableau 12 : Principales caractéristiques des pluies observées sur la période d'étude**

Sites	Pluies totales (mm)			Intensités maximales					
	1999	2000	2001	1999		2000		2001	
				durant 24 h (mm/24 h)	durant 1 h (mm/h)	durant 24 h (mm/24 h)	durant 1 h (mm/h)	durant 24 h (mm/24 h)	durant 1 h (mm/h)
Saignon	865	997	684	55	9	85	35	43	pas de donnée
Naples	-	977	684	non étudié		85	35	43	pas de donnée
Francon	1026	1144	780	110	22	61	26	61	25
Brusquet	-	1071	729	non étudié		57	20	57	13

**Tableau 13 :**

**Caractéristiques et production spécifique de sédiments des ravines (rapportée à la surface totale de la ravine) pour la forêt du Grand Vallon.**

En italique : productions spécifiques par défaut (pièges débordés) ; en grisé : ravines inactives.

Forêt domaniale	Grand Vallon																					
	Saignon							Naples														
	G	H	I	J	K	L	M	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	v	w	x	y
Bassin versant	1999-2000-2001							2000-2001														
Désignation des ravines																						
Période d'étude																						
Surface ravine (m²)	2502	2306	2798	3834	1760	2542	2284	373	995	611	843	808	574	830	434	2582	1957	2037	5202	2433	6267	849
Surface marnes nues (m²)	850	899	1007	1590	865	1265	1290	174	464	142	550	390	328	498	173	474	349	456	327	402	352	468
Recouvrement végétal (%)	66	61	64	72	57	54	48	53	43	77	35	42	42	40	60	54	54	44	62	58	43	45
Pente moyenne des versants (%)	45	40	50	55	45	45	45	40	45	45	35	55	45	40	45	40	30	40	40	45	35	40
Pente moyenne du lit (%)	16	11	19	17	15	16	15	16	17	16	13	23	25	17	16	11	18	18	22	21	15	13
Production spécifique de sédiments (t/ha.an) 1999	3,9	0	0,4	2,9	5,8	3,6	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Production spécifique de sédiments (t/ha.an) 2000	22,1	0	11,6	10,3	43,3	15,9	20,7	0	0	0	17	10	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0
Production spécifique de sédiments (t/ha.an) 2001	6,9	0	0,0	5,7	7,7	9,1	18,8	0	0	0	13	9,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau 14 :**

**Caractéristiques et production spécifique de sédiments des ravines (rapportée à la surface totale de la ravine) pour la forêt de la Haute Bléone.**

En italique : productions spécifiques par défaut (pièges débordés) ; en grisé : ravines inactives.

Forêt domaniale	Haute Bléone														
	Francon						Brusquet								
	A	B	C	D	E	F	l	m	n	p	q	r	s	t	u
Bassin versant	1999-2000-2001						2000-2001								
Désignation des ravines															
Période d'étude															
Surface ravine (m²)	818	511	1281	1792	3366	2392	317	678	2221	302	570	2412	964	551	246
Surface marnes nues (m²)	180	153	717	1003	2087	1411	190	454	1177	202	319	1181	366	281	125
Recouvrement végétal (%)	78	70	44	44	38	41	40	33	47	33	44	51	62	49	49
Pente moyenne des versants (%)	40	35	40	45	35	45	30	30	40	45	40	40	35	30	40
Pente moyenne du lit (%)	25	13	21	25	12	22	9	11	13	19	13	17	18	14	14
Production spécifique de sédiments (t/ha.an) 1999	1,7	10,1	9,6	5,9	2	5,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Production spécifique de sédiments (t/ha.an) 2000	1,8	43,1	43,1	20,2	8	15,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Production spécifique de sédiments (t/ha.an) 2001	0,0	35,8	10,3	10,8	7,5	5,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

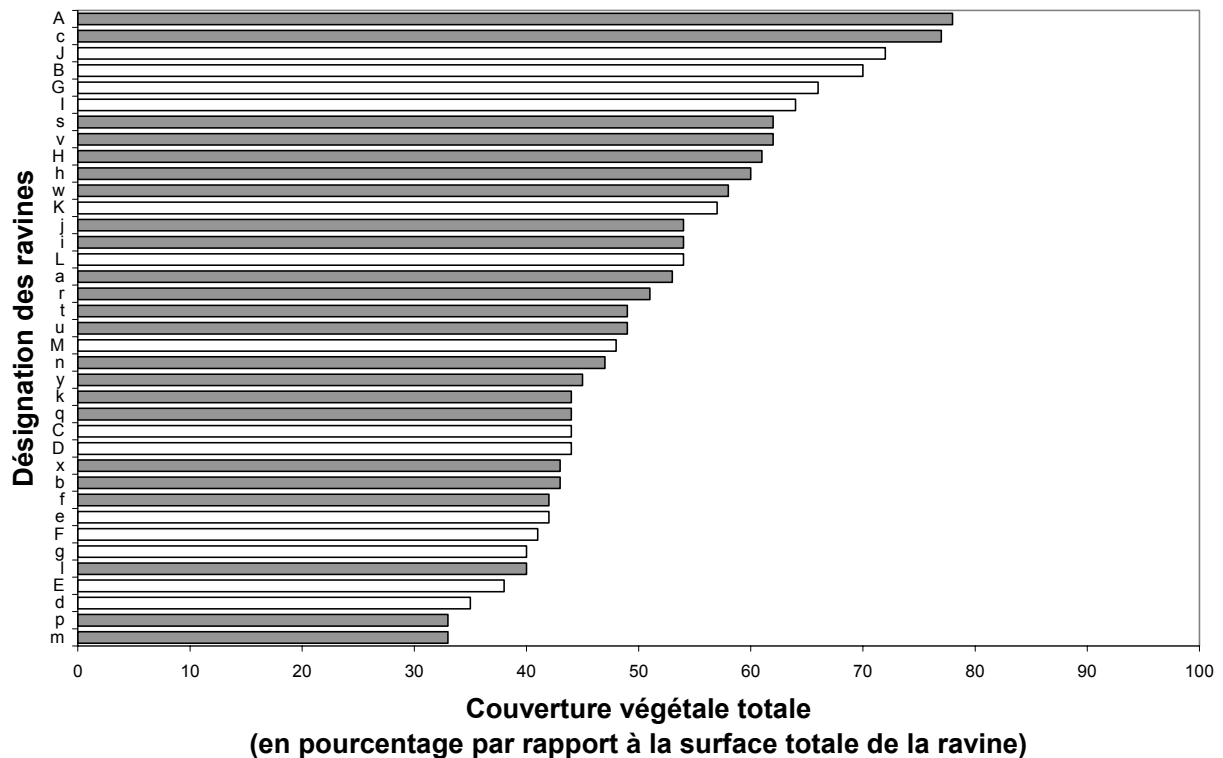


## 4-3 - Influence du recouvrement végétal

### 4-3-1 - Influence de la couverture végétale totale en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine

L'étude des relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale totale par rapport à la surface totale de la ravine donne le résultat suivant (figure 17) :

Figure 17 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale totale par rapport à la surface totale de la ravine (en gris : ravines inactives ; en blanc : ravines actives)



Le test U de Mann-Whitney indique une probabilité critique  $p_c$  de 0,80. Ce résultat confirme donc ce qui apparaît sur le graphe, à savoir qu'il n'y a pas de relation entre l'activité des ravines et la couverture végétale totale, pour l'échantillon de ravines étudiées.

Les résultats montrent notamment qu'il est possible que des ravines de même couverture végétale aient des activités à l'exutoire très différentes. Ils mettent également en évidence l'existence de ravines dont la production sédimentaire à l'exutoire reste nulle quels que soient les événements pluvieux pour la période d'étude, alors que ces ravines ne sont que partiellement végétalisées.

Il peut être intéressant de repérer le taux minimal de couverture végétale totale pour lequel une inactivité de ravine a pu être mise en évidence.

On peut déterminer sur le graphique de la figure 17 ce taux minimal de recouvrement végétal. On observe ainsi que 2 ravines (*m* et *p*) végétalisées à seulement **33 %** sont des ravines inactives. Ce taux est le plus bas observé sur l'échantillon de ravines étudiées. Malgré l'absence de relation établie entre la couverture végétale et l'activité des ravines, ce résultat indique tout de même que **quelle que soit la couverture végétale présente, sa présence sur seulement 1/3 d'une ravine peut suffire à assurer son inactivité à l'exutoire**. Bien entendu, nous pouvons préciser que cette affirmation est vraie **si une végétation au sol est présente à l'aval de la ravine et en tout état de cause dans le lit** – et même à l'aval du lit, au contact de l'exutoire. Ce taux de 33 % correspond donc à une couverture potentiellement suffisante, mais pas forcément nécessaire, car il coïncide avec la limite de notre échantillonnage ; il est donc possible que des couvertures végétales inférieures soient suffisantes.

Le résultat peut paraître paradoxal car on pourrait penser que plus la couverture végétale totale augmente, plus l'érosion diminue, ce qui n'est pas le cas ici. Or, d'après la littérature présentée dans l'introduction générale, la plupart des études montrent une diminution de l'érosion lorsque la couverture végétale augmente. L'explication réside dans l'échantillonnage des ravines étudiées au cours de la thèse. Nous avons précisé que si les 13 ravines étudiées depuis 1999 avaient été choisies au hasard, les 25 étudiées depuis 2000 ont été choisies pour leur présumée inactivité érosive, en raison d'une disposition spatiale bien particulière de la végétation. Le but était alors de chercher de faibles couvertures végétales suffisantes pour garantir l'inactivité des ravines. C'est donc un rôle optimal de protection passive joué par la végétation que nous avons cherché à mettre en évidence.

Il est probable qu'en choisissant un échantillon complètement aléatoire de ravines partiellement végétalisées, une relation générale apparaîtrait entre la couverture végétale totale et l'activité des ravines, avec toutefois des cas particuliers pour lesquels une faible couverture végétale permettrait tout de même une faible activité des ravines. Ces cas correspondraient alors certainement avec ceux étudiés dans cette thèse.

La première hypothèse que nous pouvons formuler pour expliquer nos résultats, au vu des résultats de la partie précédente, est que la présence d'une végétation au sol est importante pour l'activité des ravines, en raison des processus de piégeage des sédiments par la végétation.

En effet, à l'intérieur des ravines inactives, on peut observer un piégeage des sédiments, sur les versants mais également dans les lits, pourtant à forte pente (supérieure à 9°), grâce à des barrières végétales composées surtout d'herbacées et de sous-arbustes. La végétation est alors essentiellement présente au fond des lits (photo 25). Les sédiments érodés sur les surfaces dénudées ne peuvent qu'être piégés et retenus par la végétation située en aval. On observe parfois des profils en long en cascade avec une succession de petits seuils végétaux provoquant chacun un atterrissement. On observe également souvent une accumulation de sédiments uniquement à l'aval du lit et à l'amont d'un écran végétal dense.

Nous allons donc maintenant vérifier cette hypothèse.

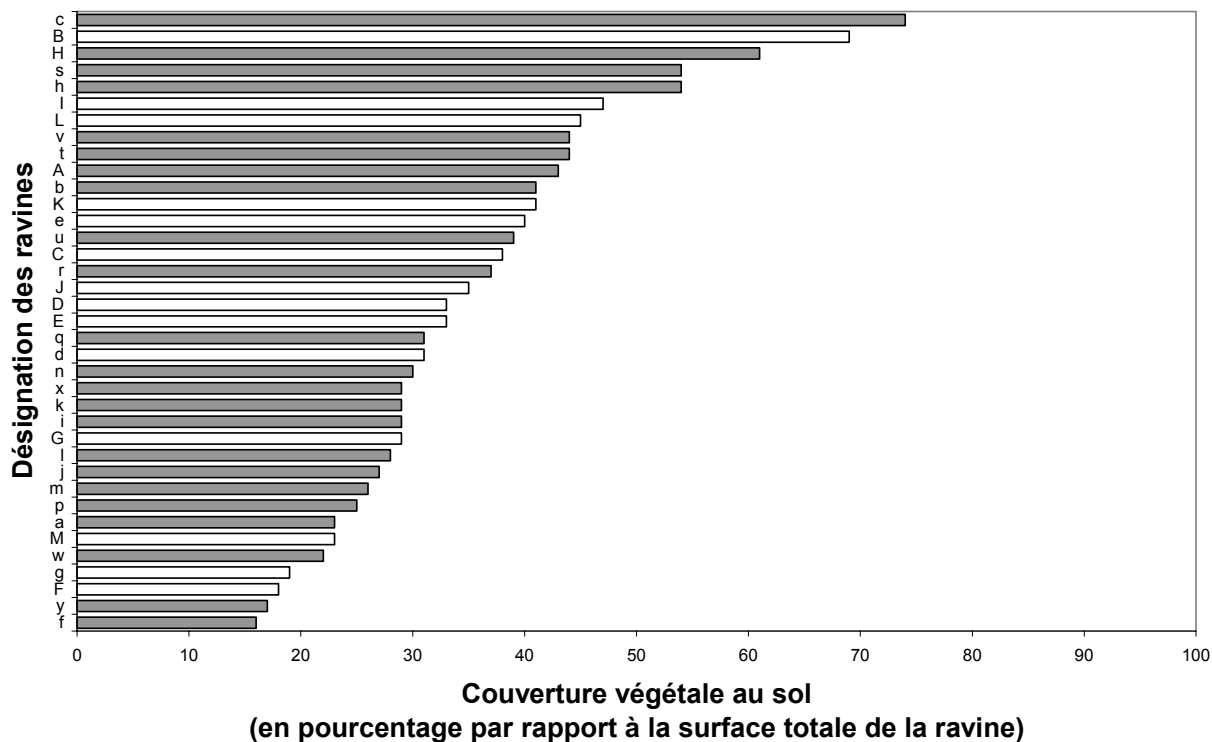
**Photo 25 :**  
Piégeage de  
sédiments  
marneux dans le  
lit d'une ravine, à  
l'amont d'une  
touffe de Bauche  
(ravine I)



#### 4-3-2 - Influence de la couverture végétale au sol en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine

L'étude des relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol par rapport à la surface totale de la ravine donne le résultat suivant (figure 18) :

**Figure 18 :** Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol par rapport à la surface totale de la ravine (en gris : ravines inactives ; en blanc : ravines actives)



Comme pour la couverture végétale totale, il n'apparaît pas de relation entre la couverture végétale au sol des ravines et leur activité. Le test U de Mann-Whitney donne une probabilité critique  $pc$  de 0,72, ce qui signifie que l'on vérifie statistiquement l'absence de relation entre les deux variables.

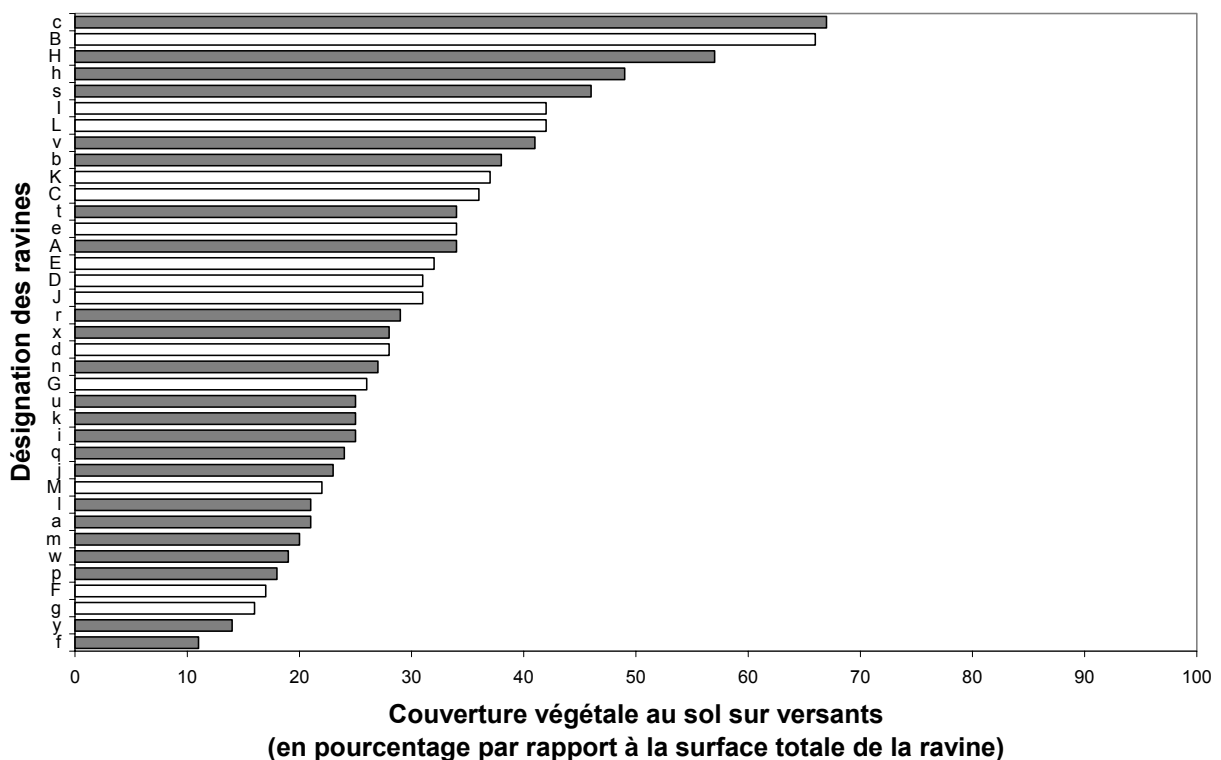
Là aussi le résultat peut surprendre, car on aurait pu s'attendre à l'existence d'une relation au vu de l'existence de processus de piégeage des sédiments par la végétation au sol. Toutefois, nous avons vu dans la partie précédente que le piégeage avait surtout lieu dans les lits des ravines. Nous pouvons donc proposer et tester une deuxième hypothèse, selon laquelle la distribution spatiale de la couverture végétale au sol est importante pour l'activité des ravines.

#### **4-4 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale au sol dans la ravine**

##### **4-4-1 - Influence de la couverture végétale au sol sur versants en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine**

L'étude des relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol sur versants par rapport à la surface totale de la ravine donne le résultat suivant (figure 19) :

**Figure 19 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol sur versants par rapport à la surface totale de la ravine (en gris : ravines inactives ; en blanc : ravines actives)**



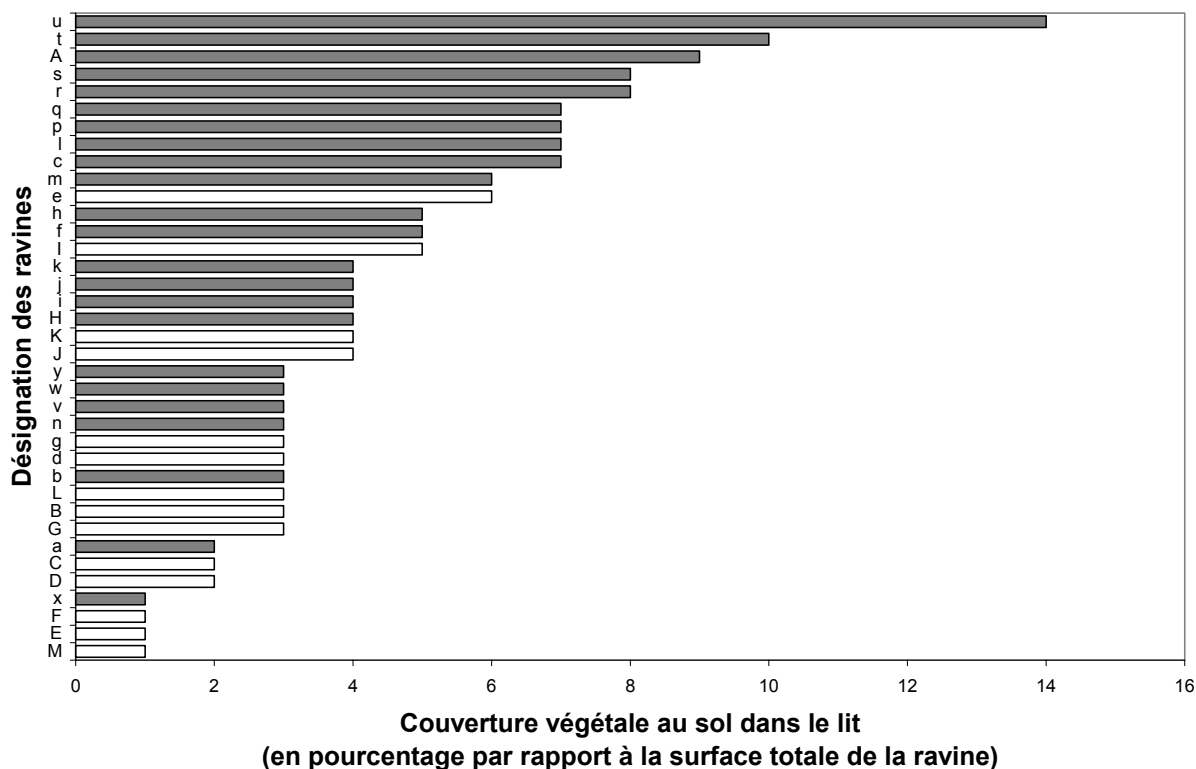
Il n'apparaît pas de relation non plus à ce niveau. Le test U de Mann-Whitney indique une probabilité critique  $pc$  de 0,34. Il n'y a donc pas de relation entre l'activité et la couverture végétale au sol sur versants des ravines.

Nous avons vu dans la 1<sup>ère</sup> partie que l'efficacité des processus de piégeage sur versants était conditionnée par l'existence de barrières végétales continues sur le versant. Les touffes végétales sur versants peuvent en effet être contournées par le ruissellement et donc par les sédiments. Or on observe bien plus souvent des touffes végétales que de véritables barrières. Ce résultat à l'échelle de la ravine est donc concordant avec nos observations réalisées à l'échelle des processus de piégeage.

#### 4-4-2 - Influence de la couverture végétale au sol dans le lit en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine

L'étude des relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale de la ravine donne le résultat suivant (figure 20) :

**Figure 20 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale de la ravine (en gris : ravines inactives ; en blanc : ravines actives)**



Le graphe de la figure 20 montre que la couverture végétale au sol dans les lits est déterminante pour l'activité d'une ravine : plus cette couverture est importante, plus l'activité de la ravine est faible.

Le test U de Mann-Whitney donne une probabilité critique  $pc$  de 0,004. Il confirme donc une très forte relation entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans les lits, en pourcentage par rapport à la surface de la ravine.

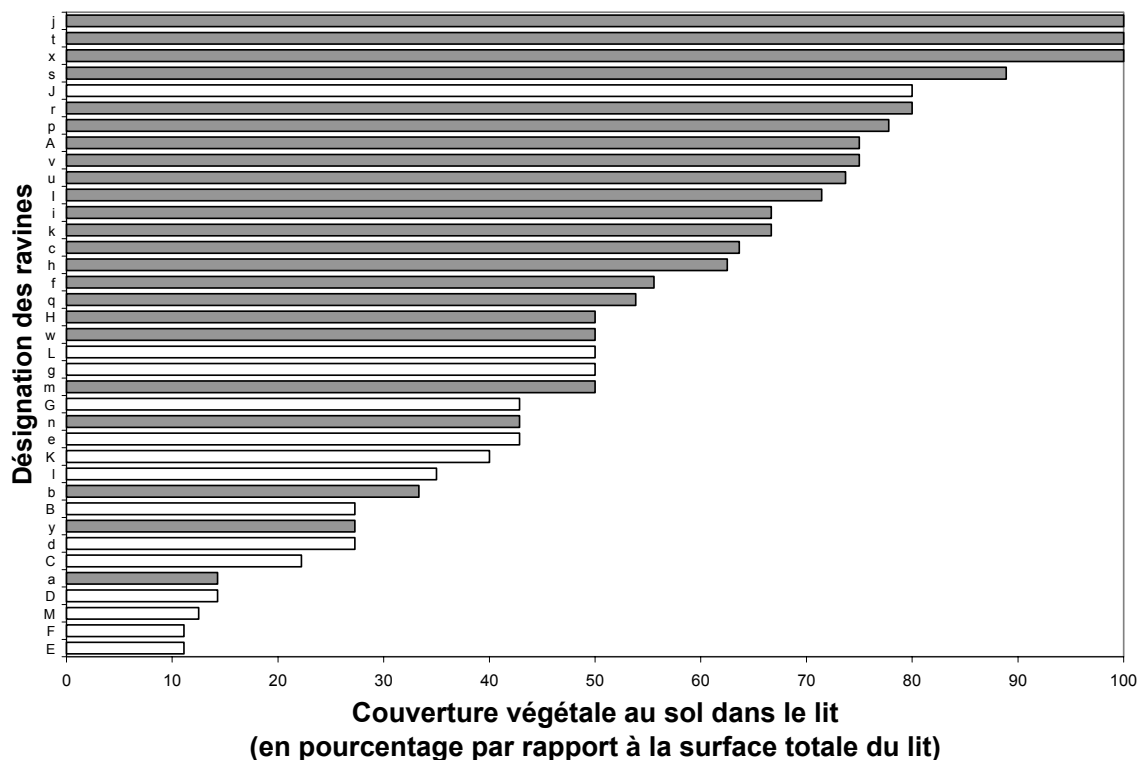
L'information sur la couverture végétale au sol dans les lits donnée *en pourcentage de la surface totale de la ravine* n'est pas très « parlante », car elle dépend étroitement de la présence et de l'importance des talwegs dans une ravine, qui ne dépassent pas 16 % en surface pour l'échantillon de ravines étudiées. Il apparaît alors intéressant de raisonner sur la couverture végétale au sol dans les lits *en pourcentage de la surface des lits*, autrement dit du taux de végétalisation des lits.

## **4-5 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale dans le lit de la ravine**

### **4-5-1 - Résultats**

L'étude des relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale du lit donne le résultat suivant (figure 21) :

**Figure 21 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale du lit (en gris : ravines inactives ; en blanc : ravines actives)**



On observe comme précédemment une relation entre les deux variables.

Le test U de Mann-Whitney donne un résultats de 0,002 pour la probabilité critique.

Il existe donc bien également une très forte relation entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit de la ravine, par rapport à la surface du lit de la ravine.

Il apparaît un seuil assez net de 50 % de surface de lits végétalisés, au-delà duquel on ne trouve quasiment que des ravines inactives (la seule exception étant la ravine J). En-dessous de ce seuil, on trouve aussi bien des ravines inactives et des ravines actives. Toutefois, il apparaît qu'en dessous de 30 %, on ne trouve quasiment que des ravines actives (hormis la ravine a).

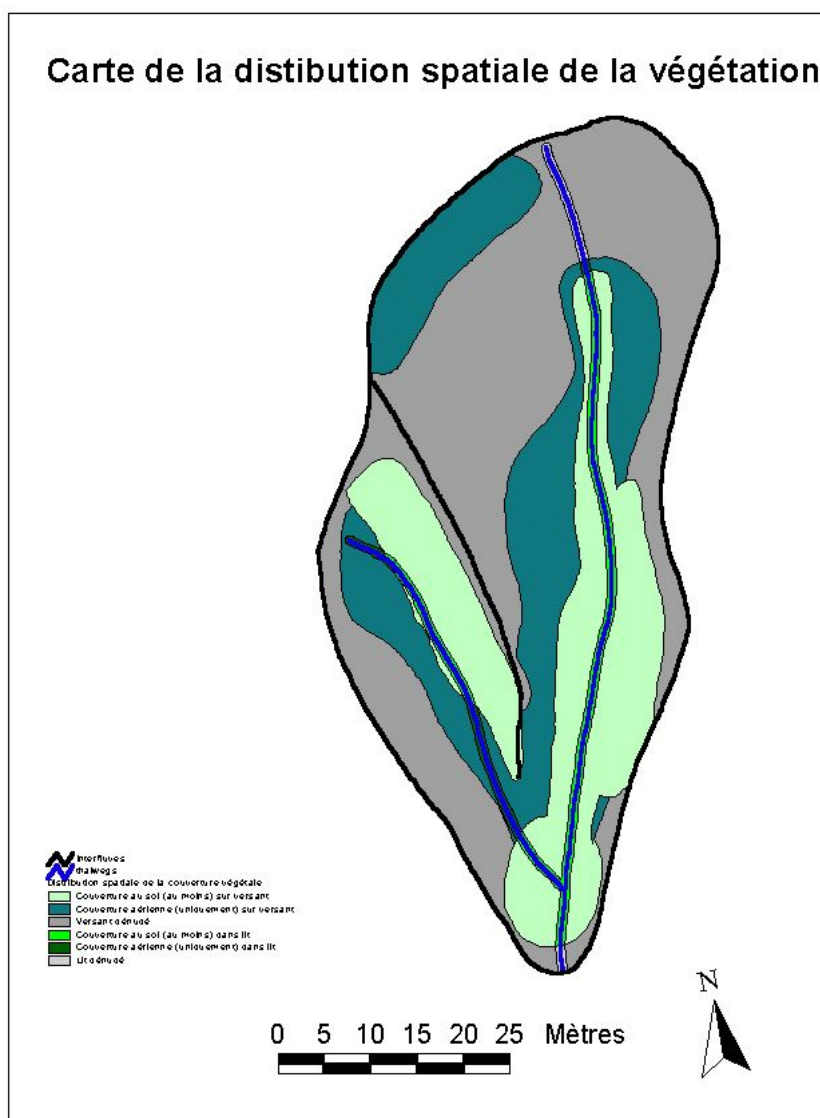
Le fait de ne prendre en compte ici que ce qui se passe dans le lit de la ravine, indépendamment de la couverture végétale au sol sur versants et indépendamment de la couverture végétale aérienne sur l'ensemble de la ravine, montre l'importance de la relation établie.

Le graphe de la figure 21 indique que le taux minimal de couverture végétale au sol dans le lit pour une ravine inactive est de 14 % (ravine *a*). La moyenne pour l'ensemble des ravines inactives est de 67 %. Nous retiendrons en particulier ce chiffre de **67 %**, soit **2/3 de couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale du lit, pour une inactivité de la ravine à son exutoire.**

#### 4-5-2 - Illustrations cartographiques et photographiques des résultats

Certaines ravines inactives sont particulièrement représentatives des résultats présentés ici. Il est intéressant de regarder comment cela se traduit de manière cartographique.

Ainsi, la ravine *i* présente des versants quasi complètement dénudés, la couverture végétale totale de la ravine atteignant seulement 54%. Cette ravine est cependant totalement inactive, son lit étant végétalisé à 67 % (photo 26, carte 11).



**Carte 11 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine *i***

**Photo 26 : Ravine *i* inactive (vue de haut), avec versants dénudés et lit végétalisé**



D'autres ravines ont leur partie amont très dénudée, essentiellement sur les interfluves, et leur partie aval très végétalisée, avec une végétation fournie dans les fonds de talweg. On peut citer le cas de la ravine *H* (photos 27 et 28, carte 12).

**Photo 27 : Partie amont dénudée de la ravine *H***



**Photo 28 : Partie aval végétalisée de la ravine *H***



**Carte 12 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine H**

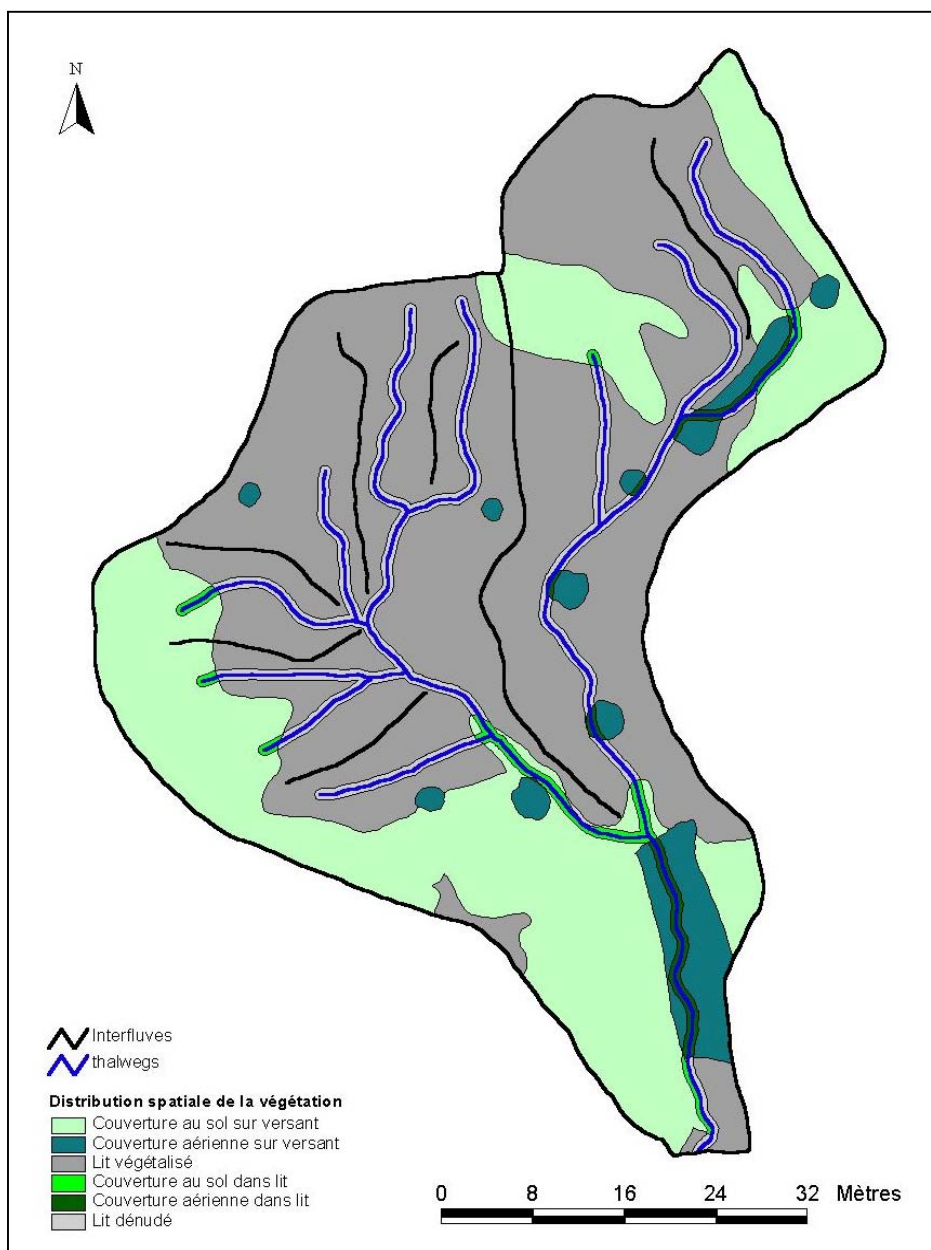


Parfois, les zones érodées sont situées à l'amont de la ravine, mais les zones érodées sont connectées à l'exutoire de la ravine par l'intermédiaire de portions de talwegs non végétalisés, comme par exemple dans la ravine *E* (photo 29, carte 13).

**Photo 29 : Ravine *E* : la couverture végétale arbustive à l'aval de la ravine cache un lit incisé non végétalisé, véritable canal de transit des sédiments de l'amont vers l'exutoire de la ravine**



Carte 13 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine E

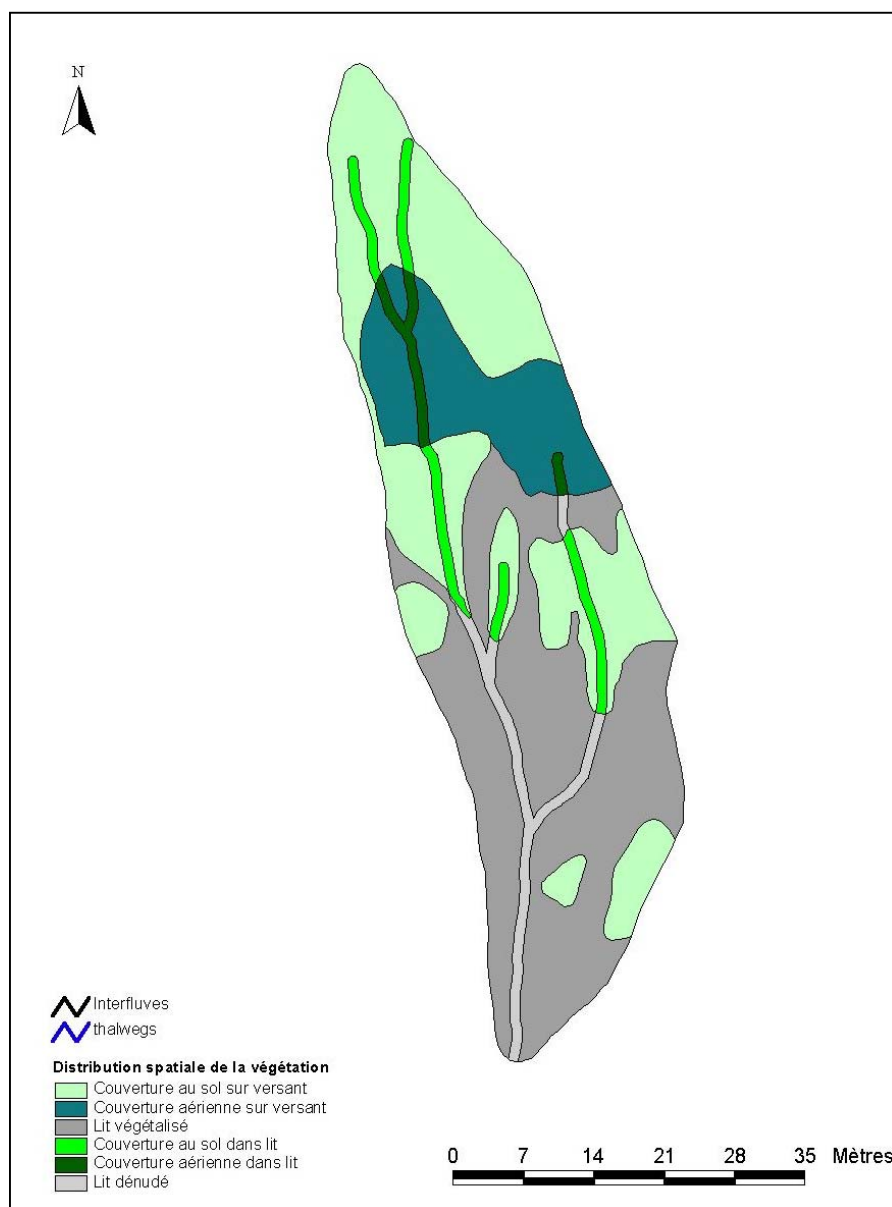


#### 4-5-3 - Importance de la distribution spatiale de la végétation dans le lit des ravines

La distribution spatiale de la végétation au sein même du lit est importante. Dans le cas des ravines inactives étudiées, la végétation est toujours présente surtout à l'aval de la ravine, au niveau de l'exutoire.

Le cas de la ravine *K* permet d'illustrer très nettement cette importance de la répartition de la végétation au sein du lit. Dans cette ravine très active, toute la partie aval de la ravine est dénudée, aussi bien sur les versants que dans les lits (photo 30, carte 14). La végétation joue donc uniquement un rôle de protection active contre l'érosion dans la partie amont de la ravine.

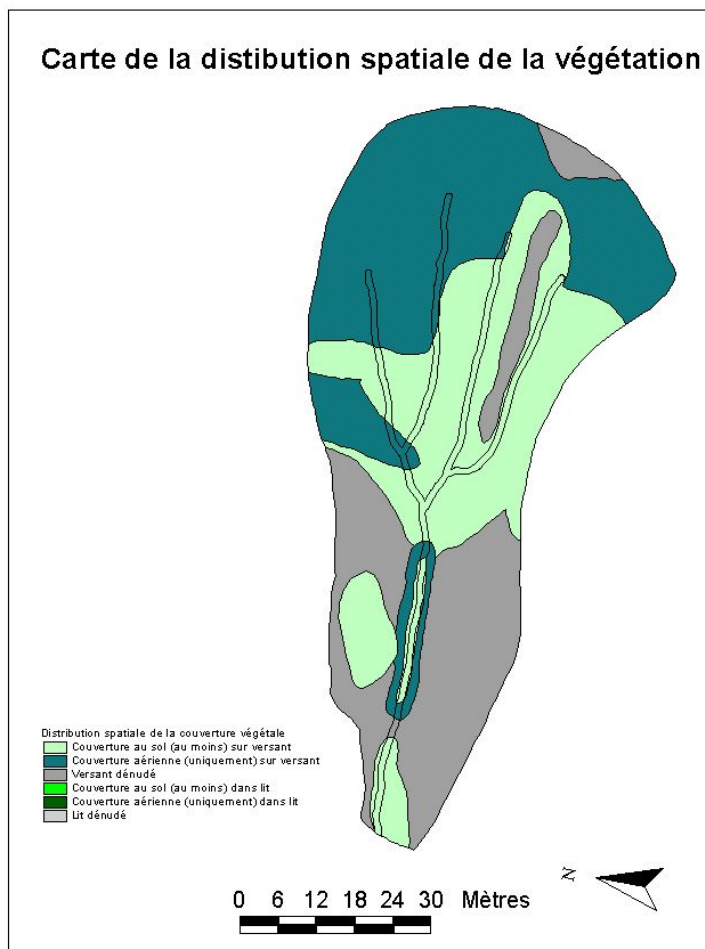
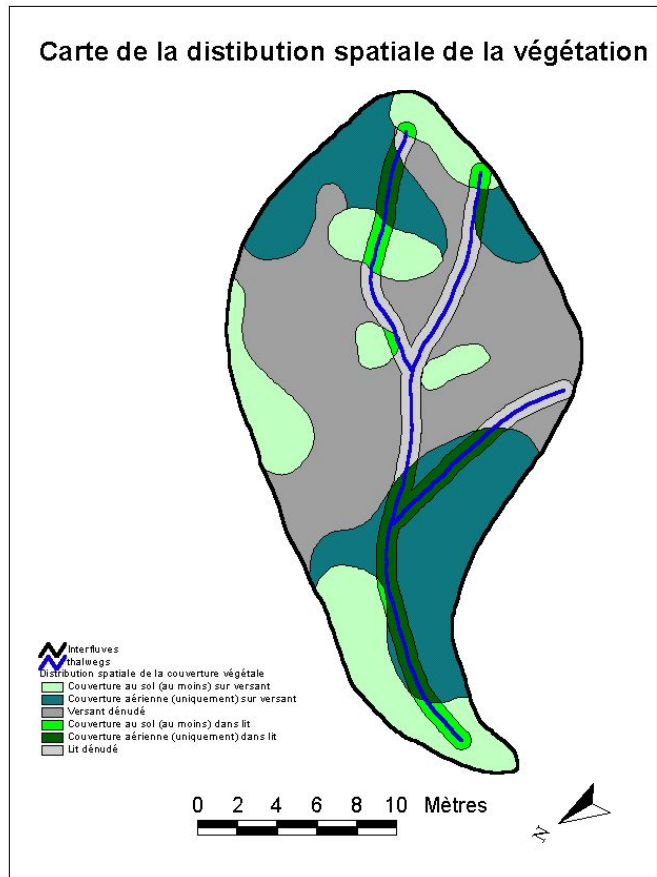
**Photo 30 : Ravine K :**  
**Les zones dénudées**  
**sont directement**  
**reliées à l'exutoire de**  
**la ravine, très active**



**Carte 14 : Carte de la**  
**distribution spatiale**  
**de la végétation**  
**dans la ravine K**

Inversement, la ravine *a* est inactive alors que son taux de végétalisation du lit est de 14 % seulement. L'explication est que pour cette ravine, quasiment toute la végétation est située à l'aval du lit (carte 15).

**Carte 15 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine *a***



Ceci peut permettre d'expliquer le comportement de certaines ravines apparaissant comme des exceptions sur les graphes.

Ainsi, la ravine *J* est active alors que son lit est végétalisé à 80 %. L'explication est que dans cette ravine, la partie aval du lit n'est pas végétalisée et qu'elle draine des versants dénudés (carte 16). La répartition de la végétation au sein même du lit est donc un facteur supplémentaire important pour l'activité des ravines.

**Carte 16 :  
Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine *J***

## **5 - EFFETS D'ÉCHELLES SPATIALES**

L'action de la végétation varie en fonction des échelles spatiales. A l'échelle du versant, de la ravine, du bassin versant, voire de la zone géoclimatique, elle se manifeste de différentes manières. Il est donc intéressant de comparer les résultats obtenus sur l'influence de la végétation sur l'érosion à différentes échelles spatiales.

### **5-1 - Comparaison des résultats obtenus à l'échelle de la ravine avec ceux obtenus à l'échelle métrique à pluri-métrique**

Les résultats obtenus à l'échelle de la ravine (2<sup>ème</sup> partie) peuvent être comparés avec ceux obtenus à l'échelle métrique à pluri-métrique (1<sup>ère</sup> partie), afin d'analyser les effets de changement d'échelle dans l'influence de la distribution spatiale de la végétation sur l'érosion.

Nous venons de voir qu'une couverture végétale de 33 % pouvait suffire pour qu'une ravine marneuse, d'une surface comprise entre 250 et 6 250 m<sup>2</sup> environ, soit inactive à son exutoire, si la végétation est située à l'aval de la ravine et plus particulièrement dans le lit.

Nous avons vu dans la 1<sup>ère</sup> partie qu'une couverture végétale au sol de 20 % pouvait suffire pour empêcher la production sédimentaire de placettes marneuses, sur des surfaces allant de 10 à 500 m<sup>2</sup>.

Ces deux résultats correspondent à des situations où la végétation joue un rôle de **protection optimale**.

On constate donc que les recouvrements végétaux optimaux aux deux échelles d'approche sont proches.

A l'échelle métrique à pluri-métrique, nous avons étudié des placettes pour lesquelles la végétation était entièrement située à l'aval de la zone en érosion. La distribution spatiale de la végétation était donc certainement quasi-optimale pour le piégeage des sédiments. Le taux optimal de couverture végétale observé de 20 % doit donc probablement représenter un taux minimal d'efficacité de la végétation, en-dessous duquel la végétation ne maîtrise plus complètement l'érosion.

A l'échelle de la ravine, la végétation n'était jamais entièrement et uniquement présente à l'aval de la ravine, même pour des couvertures végétales de 33 %. Il est donc plausible de penser que le taux optimal de couverture végétale à cette échelle peut être inférieur à 33 %.

Ces résultats sont valables pour des surfaces allant jusqu'à 6 250 m<sup>2</sup>, cette limite correspondant à celle imposée par l'échantillonnage de ravines étudiées.

### **5-2 - Influence de la distribution spatiale de la végétation à l'échelle d'un bassin versant**

Il est possible que des ravines de plus de 6 250 m<sup>2</sup> puissent être « éteintes » par la végétation. Cependant, il doit exister une surface maximale de ravine au-delà de laquelle les processus de piégeage des sédiments ne peuvent plus se produire dans les lits, en raison d'une trop grande surface drainée déterminant des contraintes érosives et hydrologiques trop fortes (Vandekerckhove *et al.*, 1998 ; Desmet *et al.*, 1999), empêchant toute installation ou développement de la végétation dans les lits (Cohen, 1998 ; Casagrande, 2001).

En effet, si la végétation forestière peut s'avérer très efficace pour lutter contre l'érosion au sein des ravines composantes d'un bassin versant, même lors de forts événements pluvieux, elle n'empêche pas la concentration de l'eau dans les lits des principaux ravins et torrents qui drainent d'importantes surfaces. La capacité de régulation hydrologique des forêts est limitée (Lavabre et Andréassian, 2000) : la végétation forestière intercepte une partie des précipitations pluvieuses et retarde le ruissellement par infiltration et rétention des eaux dans le sol. Toutefois, une fois franchie la capacité d'infiltration, l'eau commence à ruisseler. Il en résulte que de forts écoulements liquides se produisent à l'échelle des bassins versants et de leurs torrents collecteurs lors d'événements pluvieux importants et intenses – mais pas forcément paroxysmaux, même sous une forte couverture végétale globale (Hupp, 1990).

D'ailleurs, dans l'étude d'Olivier (2000) évoquée dans le 3<sup>ème</sup> chapitre de l'introduction générale, il n'existe pas de bassin versant inactif. Les productions sédimentaires spécifiques, par rapport à la surface totale des bassins dont la taille va jusqu'à 100 ha, varient entre 5 et 102 m<sup>3</sup>/ha/an pour des couvertures végétales situées entre 12 et 87 %.

Le bassin versant du Brusquet, d'une surface de 108 ha et végétalisé à 87 %, n'est pas non plus inactif : on observe des productions événementielles jusqu'à 11,9 m<sup>3</sup> en charriage, pour une production totale de sédiments de 80 tonnes (soit 6 t/ha de terrain nu), pour la crue exceptionnelle du 8 septembre 1994 (Mathys *et al.*, 1997).

A l'intérieur de ces bassins versants, on peut cependant observer l'existence de ravines inactives bien que partiellement végétalisées. Ceci peut expliquer une partie de la non-linéarité entre couverture végétale et production sédimentaire du bassin, évoquée dans l'introduction générale de la thèse.

Rappelons que l'existence de débits liquides importants dans les lits des bassins versants a une autre conséquence déterminante sur le fonctionnement des ravines du bassin versant : elle entretient des processus d'érosion régressive. De part et d'autre des lits principaux, on peut alors assister à long terme à des déstabilisations « par le bas » de ravines jusque-là inactives et à leur réactivation. Seule la correction des lits principaux de bassins versants à l'aide d'ouvrages de génie civil peut permettre d'empêcher cette érosion régressive et rendre effective l'extinction des ravines drainées par ces lits.

## **6 - CONCLUSION**

Les résultats mettent en évidence l'importance de la distribution spatiale de la végétation pour la réduction de la production de sédiments à l'exutoire d'une ravine. L'activité ou l'inactivité des ravines est corrélée avec le pourcentage de couverture végétale au sol dans les lits, celle-ci piégeant les sédiments et jouant ainsi un rôle prépondérant. Les principales conséquences sont que des ravines de même couverture végétale peuvent avoir des activités très différentes à leur exutoire, et que des ravines non complètement végétalisées peuvent être inactives. Les observations ont permis de mettre en évidence des seuils de couvertures végétales déterminant l'activité ou non des ravines. Ainsi, les résultats montrent qu'il existe des ravines inactives avec seulement 33 % de couverture végétale totale. Les taux de végétalisation des lits des ravines inactives sont en moyenne de 67 %, le minimum observé étant de 14 %.

Il faut noter que ces résultats correspondent à trois années de mesures. Bien que des pluies intenses aient été observées durant la période d'étude, il est toujours possible que des pluies plus intenses se produisent, réactivant certaines ravines présentées comme inactives. A l'opposé, les barrières végétales croissent chaque année et devraient augmenter l'efficacité du piégeage.

Ainsi, la répartition verticale – par strates – de la végétation, ainsi que sa disposition relativement à la topographie des ravines, constituent des données à prendre en compte dans les études portant sur la production sédimentaire de bassins versants diversement végétalisés. Par ailleurs, l'influence de la végétation sur la production sédimentaire des bassins versants s'opérant essentiellement dans les ravines d'un bassin versant – et à condition que ces ravines ne soient pas soumises à leur base à une érosion régressive déstabilisante, un découpage spatial du bassin versant en ravines et lits principaux collecteurs est nécessaire pour évaluer correctement l'influence de la végétation.

Cette conclusion est importante pour les études menées sur l'influence de la végétation sur l'érosion dans les milieux forestiers. Dans la plupart des études menées sur l'influence de la végétation forestière sur l'érosion dans des bassins versants expérimentaux, l'information concernant la couverture végétale est toujours la couverture végétale totale, facilement mesurable grâce notamment à l'interprétation des photographies aériennes. Par exemple, le bassin du Brusquet est caractérisé par une couverture végétale de 87 %. Si la couverture totale présente l'avantage d'être facilement mesurable grâce à des photographies aériennes, elle n'en demeure pas moins insuffisante pour estimer son impact sur l'érosion, et plus particulièrement sur la production sédimentaire des bassins. Une expertise ou une cartographie de la couverture végétale au sol est indispensable.

**2<sup>ème</sup> PARTIE**  
**2<sup>ème</sup> CHAPITRE**

-  
**STABILITÉ DES RAVINES <sup>4</sup>**

## **1 - INTRODUCTION**

Dans le chapitre précédent, nous avons mis en évidence un lien entre l'activité d'une ravine et la couverture végétale au sol située dans son lit, en raison de l'existence de processus de piégeage des sédiments par des barrières végétales. L'activité ou l'inactivité des ravines étudiées a été déterminée au bout de trois ans d'observation.

Certaines ravines ont cependant eu un comportement parfois différent d'une année sur l'autre. Des ravines observées comme inactives les deux premières années d'observation se sont révélées actives la dernière année, à l'occasion de pluies particulièrement intenses ayant détruit des barrières végétales. Inversement, la dynamique végétale permet d'augmenter la couverture végétale au sol et améliore ainsi l'efficacité du piégeage. Il est alors possible d'envisager que des ravines actives puissent devenir inactives au fil du temps.

L'activité ou l'inactivité des ravines sont donc des notions variables dans le temps. Pour mieux caractériser les ravines quant à leur activité ou inactivité érosive, nous pouvons introduire la notion de stabilité (ou fragilité). Une ravine peut être définie comme « active » ou « inactive » selon qu'elle produit ou non des sédiments à son exutoire ; une ravine inactive peut ensuite être définie comme « stable » ou « instable » selon son aptitude ou non à rester inactive au fil du temps. On peut alors rechercher des indicateurs permettant d'identifier cette stabilité. L'objectif final, abordé dans le chapitre suivant, est d'établir une typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées pour un diagnostic de leur état d'activité érosive et de stabilité.

## **2 - OBSERVATIONS SUR LA STABILITÉ DES RAVINES AU COURS DES 3 ANS DE THÈSE**

### **2-1 - Réactivation de ravines inactives**

Certaines ravines jugées inactives pendant un certain laps d'observation se sont réactivées à l'occasion de certains orages. C'est le cas des ravines *I* (suivie depuis début 1999), *d*, *e*, et *g* (suivies depuis début 2000).

Une végétation était présente dans les lits de ces ravines et des atterrissements avaient été observés (photo 31). Mais ces ravines se sont réactivées à l'occasion du fort orage du 20-21 Septembre 2000 (intensité de 35 mm/h pendant 30 minutes). Certains écrans ont été

---

<sup>4</sup> Valorisé dans :

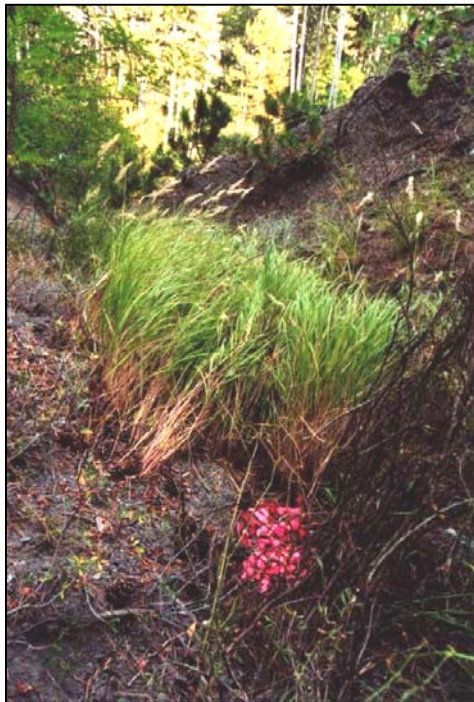
REY F., VALLAURI D., CHAUVIN C. 2001. Génie écologique contre l'érosion des marnes dans les Alpes du sud. *Ingénieries EAT*, n°25, pp. 45-60.

REY F. (sous presse). Typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées pour un diagnostic de leur état d'activité érosive et de stabilisation (Alpes du sud, France). *Travaux de l'Institut de Géographie de Reims*.



débordés. Si par endroits les végétaux ont pu être arrachés par les écoulements dans le lit des ravines, ils ont également souvent été simplement recouverts de sédiments (photos 32 et 33). Les atterrissements de sédiments présents avant l'orage se sont quant à eux réellement déplacés et ont été retrouvés à l'aval des ravines. Dans le cas de la ravine I, complètement inactive pendant près de deux ans, les dépôts de sédiments à l'aval après l'orage ont été estimés à plusieurs mètres cubes (photos 34 et 35).

Notons que dans les mêmes conditions, d'autres écrans végétaux ont au contraire bien filtré les particules grossières.



**Photo 31 : Barrière végétale (bauche) dans le lit de la ravine I avant la pluie du 20-21 Septembre 2000 ; on voit des sédiments peints en rose à l'amont de la barrière**



**Photo 32 : Après la pluie du 20-21 Septembre 2000, la bauche semble avoir été emportée ; pourtant, elle est restée en place et s'est couchée pour laisser passer les écoulements. On la rerouve sous les sédiments déposés après l'orage**



**Photo 33 : Les plants de bugrane se sont comportés comme les plants de bauche : ils ont été parfois arrachés mais sont le plus souvent restés en place, couchés sous les dépôts de matériaux**

**Photo 34 : Piège à sédiments de la ravine I avant la pluie du 20-21 Septembre 2000**



**Photo 35 : Après la pluie du 20-21 Septembre 2000, le piège a disparu sous plusieurs centimètres de dépôts**



Nous observons ici un effet « pervers » du piégeage des sédiments, à savoir que si le piégeage n'est pas durable, il peut y avoir un relargage de l'ensemble des matériaux piégés. On fournit alors « en grand » ce qui serait arrivé « en petit ».

## **2-2 - Stabilisation de ravines actives**

La stabilisation de ravines actives n'a pas été observée au cours des 3 ans de thèse. Ceci s'explique très simplement par le fait que la dynamique végétale est un processus long, dont les effets sur la maîtrise de l'érosion peuvent ne pas se faire sentir sur un temps d'observation aussi court.

On peut cependant remarquer que la ravine *A* a montré une petite activité en 1999, suite à un orage d'une intensité de 21,8 mm/h pendant 1h (19-20 Septembre 1999), alors que les deux années suivantes, cette ravine est restée inactive, malgré notamment un orage d'intensité supérieure (25,1 mm/h pendant 1 h le 15 Juillet 2001). Il n'est cependant pas envisageable d'attribuer ce comportement à la dynamique végétale sans observations plus précises.

## **3 - RECHERCHE D'UN INDICATEUR DE LA STABILITÉ DES RAVINES : LES PROFILS EN LONG DES RAVINES**

### **3-1 - Introduction**

Si un lien a été mis en évidence entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans les lits, il ne semble pas que cette dernière puisse donner à elle seule une information concernant la stabilité des ravines. Pour la ravine *I* par exemple, la couverture végétale au sol dans le lit est de 35 % par rapport à la surface du lit et cette ravine s'est réactivée, alors que les ravines *b* et *a*, soumises au même orage et avec une couverture végétale au sol dans le lit inférieure (respectivement 33 et 14 %), sont restées totalement inactives.

De toute façon, nous disposons de trop peu d'observations de réactivation de ravines pour réaliser une étude pertinente sur ce sujet. Nous nous bornerons donc à émettre des hypothèses que nous discuterons, sur la base d'observations de terrain et de connaissances sur les dynamiques érosive et végétale.

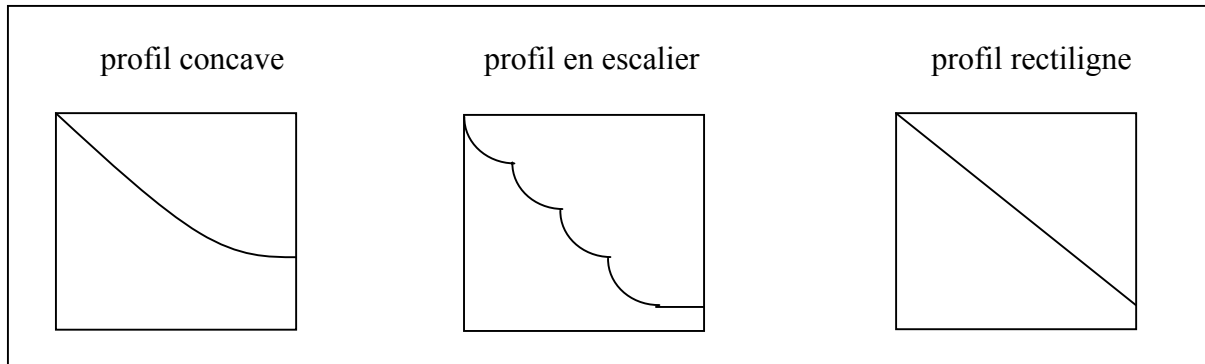
L'hypothèse proposée, suite aux observations de terrain, est que la stabilité des ravines est liée aux profils en long des ravines.

### **3-2 - Les profils en long des ravines**

Les profils en long pris en compte ici ne sont pas des profils au sens géologique du terme, c'est-à-dire qu'ils ne suivent pas directement la roche marneuse. Ils correspondent plus à des profils topographiques, mettant notamment en évidence des atterrissements dans les lits des ravines. L'idée est d'identifier ces atterrissements de sédiments liés à la présence de barrières végétales dans le lit des ravines.

Sur le terrain et parmi les 38 ravines étudiées, 3 types de profil en long ont pu être identifiés : rectiligne, en escalier ou concave (figure 22). Pour chaque type de profil, les pentes moyennes sont variables mais toujours supérieures à 9°.

**Figure 22 : Profils en long de ravines marneuses**



Les profils en long des 38 ravines étudiées sont les suivants (tableau 15) :

**Tableau 15 : Profils en long des ravines étudiées**

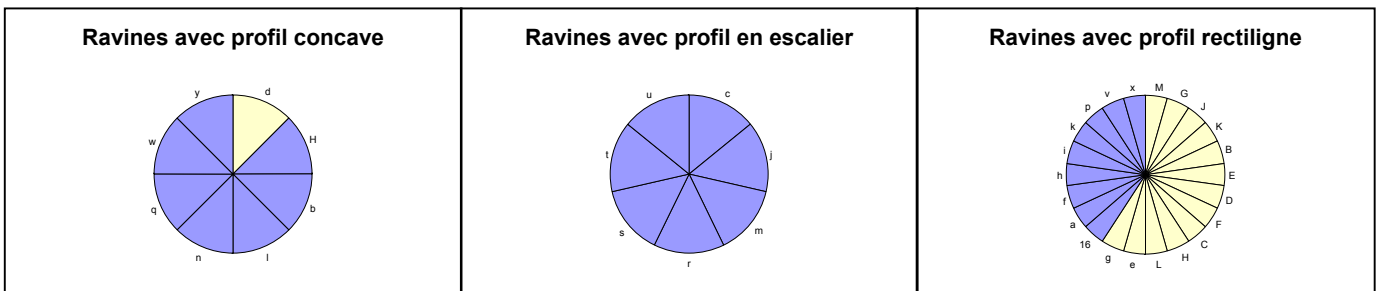
Profils en long	Ravines
rectiligne	A, B, C, D, E, F, G, I, J, K, L, M, a, e, f, g, h, i, k, p, v, x
en escalier	c, j, m, r, s, t, u
concave	H, b, d, l, n, q, w, y

Pour les ravines *I*, *e* et *g*, les profils correspondent à ceux observés après la pluie du 20-21 Septembre 200. Ils sont tous les trois rectilignes. Des observations réalisées avant cette pluie ont cependant montré que ces profils étaient auparavant différents : ils étaient tous les trois en escalier.

Il est alors apparu possible que le profil en long en escalier de ravines inactives puisse être un indicateur de la stabilité de ce type de ravine. Il se trouve d'ailleurs qu'au Saignon où a eu lieu cet orage violent, il existait 4 ravines en escalier avant l'orage : les 3 ravines réactivées plus la ravine *c* qui, elle, est restée inactive et a conservé son profil en escalier. Malgré cette exception, il a été possible de conclure que les ravines inactives en escalier avaient fait preuve d'un caractère de fragilité suite à un violent orage.

La répartition des ravines en ravines actives ou inactives au bout des 3 ans d'observation pour chaque profil en long apparaît dans la figure 23.

**Figure 23 : Relations entre profil en long et activité des ravines**  
(en bleu : ravines inactives ; en jaune : ravines actives)



Rappelons ici que les ravines actives *I*, *e* et *g* apparaissent dans le groupe des ravines à profil rectiligne.

On remarque sur ces graphes que les ravines partiellement végétalisées avec un profil concave sont quasiment toutes inactives et que les ravines *H*, *b* et *d*, soumises à l'orage du 20-21 Septembre 2000, sont restées inactives. Les ravines à profil en escalier apparaissent toutes inactives, mais nous avons pu identifier leur caractère de fragilité lors d'orages intenses. Les ravines avec un profil rectiligne peuvent en revanche être inactives comme actives.

En fait, les profils en long des ravines peuvent constituer des indicateurs du « rapport de force » établi entre la dynamique végétale et la dynamique érosive, qui s'opposent dans le temps à l'échelle des ravines. En effet, la végétation se développe ou au contraire régresse selon sa susceptibilité à dominer l'érosion ou à subir ses contraintes (Thornes, 1990 ; Trimble, 1990).

Lors d'événements pluvieux très intenses, les processus érosifs conditionnent la présence des végétaux (Cohen, 1998). Ils sont notamment responsables de la faible couverture végétale et du faible nombre d'espèces généralement observés (Guerrero-Campo et Montserrat-Marti, 2000).

Inversement, la dynamique végétale peut amener les végétaux à contrôler l'érosion. Nous avons vu que la végétation au sol peut permettre de piéger des sédiments érodés dans les lits des ravines. La couverture végétale n'est cependant pas figée et l'effet barrière joué par la végétation varie dans le temps.

Les profils en long des ravines peuvent alors se modifier au cours du temps. Nous pouvons expliquer cela en présentant l'évolution du profil en long de ravines d'une part réhabilitées par génie écologique, d'autre part soumises à un violent orage comme celui du 20-21 Septembre 2000.

### **3-3 - Evolution du profil en long de ravines au cours du temps**

#### **3-3-1 - Ravines dégradées réhabilitées par génie écologique**

Nous considérons ici des ravines pour lesquelles l'érosion régressive est maîtrisée, essentiellement grâce à la présence d'ouvrages de génie civil.

##### **3-3-1-1 - Phase d'installation de la végétation**

###### *a/ Interventions par génie biologique dans les ravines*

Les ouvrages de génie biologique sont destinés à jouer un rôle prépondérant dans la lutte contre l'érosion à court terme, le temps que les végétaux pionniers, dits de « 1<sup>ère</sup> génération », puissent s'installer et se développer un minimum, soit environ entre 1 et 5 ans.

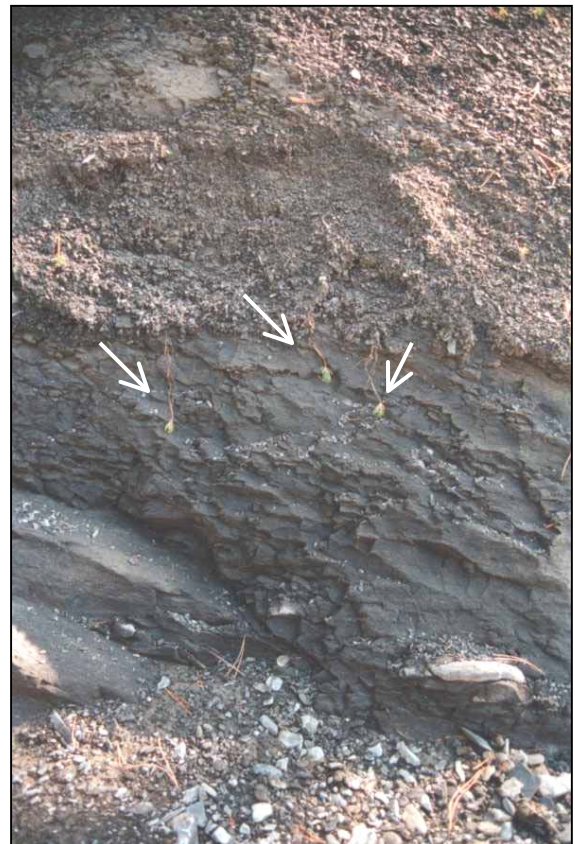
Les ouvrages de génie biologique ont pour fonction première de créer sur quelques années des conditions de stabilité temporaire des sols, nécessaires pour permettre aux plants de s'enraciner et s'installer. Ils permettent ainsi de retenir les matériaux meubles. Durant les premières années, c'est essentiellement l'ouvrage lui-même qui va jouer un rôle prépondérant dans la lutte contre l'érosion, plus que les végétaux qui verront quant à eux leur influence sur l'érosion augmenter au cours de leur développement.

### *b/ Installation spontanée de la végétation dans les ravines*

Une interrogation subsiste en ce qui concerne une éventuelle installation spontanée de la végétation dans des ravines dégradées. En effet, l'installation de la végétation ne peut généralement s'effectuer que sur des terrains stables (Garcia-Fayos *et al.*, 2000 ; Guerrero-Campo et Montserrat-Marti, 2000).

Vallauri (1997) a cependant montré que dans le bassin versant du Saignon, la couverture végétale avait augmenté en un demi-siècle. La dissémination du pin noir et des feuillus – chêne pubescent notamment – permet en effet une colonisation naturelle des terrains encore en érosion. D'ailleurs, au cours des 3 ans d'observation de la thèse, une forte installation de semis de pin noir sur des versants en érosion a été observée au Saignon durant l'année 2000 (photo 36). Ces semis sont apparus sur des versants à forte pente. Or, l'année 2000 a été marquée par une absence d'orage significatif jusqu'au mois de Septembre. Par ailleurs, les pluies ont été normales en quantité ; les plants n'ont donc pas souffert de la sécheresse. L'orage du 20-21 Septembre 2000 a fortement nettoyé les lits de ravine et creusé des rigoles sur les versants, mais la plupart des plants de pin noir ont résisté et seront donc présents l'année suivante pour poursuivre leur croissance (photo 37). La proximité de semenciers joue un rôle important dans la probabilité d'installation de plants dans les ravines actives (Vallauri, 1997).

**Photo 36 : Installation de semis de pin noir**      **Photo 37 : Résistance au déchaussement des semis**



Il apparaît en revanche peu probable que cette installation s'effectue directement dans les lits des ravines. Il faudrait pour cela des conditions particulières et notamment une absence de phénomène érosif important durant au moins une année. L'installation peut toutefois être indirecte. Dans ce deuxième cas, les végétaux s'installent sur les terrains les plus stables des ravines, à savoir les replats et les interfluves. De petits glissements d'ordre métrique – fréquemment observés – sur les versants des ravines font alors descendre lentement le régolite des interfluves vers le lit de la ravine. Il est alors possible que des touffes végétales composées de bauche, de bugrane ou d'argousier soient entraînées dans ce glissement et se retrouvent dans le talweg, où elles peuvent ainsi s'installer en développant leur système racinaire. Bien entendu, il faut là aussi une période relative de calme érosif pour que les végétaux aient le temps de s'ancrer efficacement dans le sol. Ceci peut expliquer que des ravines inactives aient été identifiées au Francon, qui pourtant n'a pas été restauré ; on peut citer le cas de la ravine A.

Dans tous les cas, une installation spontanée de végétation sans utilisation d'ouvrages de génie biologique dans un lit de ravine ne peut avoir lieu qu'en cas d'absence de phénomène érosif important durant au moins une année. Si les végétaux sont suffisamment résistants, ils pourront alors commencer à jouer un rôle de piégeage des sédiments.

### 3-3-1-2 - Phase de développement de la végétation

#### *a/ Création d'atterrissements par piégeage des sédiments*

Dans les ravines élémentaires du bassin versant réhabilité, la dynamique végétale va permettre aux plants et boutures installés de se développer, en biomasse et en recouvrement du sol. Dans l'hypothèse la plus favorable, ces plants sont appelés à prendre le relais des ouvrages de génie biologique – voués à disparaître progressivement – dans la protection contre l'érosion. Pour cela, il faut d'abord que ces plants soient suffisamment développés pour résister à l'érosion.

Une fois que la végétation est capable de se maintenir en place, elle va jouer un rôle important de piégeage et de rétention d'une partie des sédiments érodés à l'intérieur de la ravine.

Si ces sédiments sont maintenus sur quelques années, une dynamique végétale va pouvoir se mettre en place. Des plants colonisateurs vont s'installer sur les matériaux piégés, par propagation racinaire, marcottage ou dissémination des graines, et développer leurs systèmes racinaires. Ces derniers permettront alors de fixer les matériaux piégés. Ces processus ont lieu aussi bien sur versants que dans les lits des ravines, à l'échelle d'une ravine entière ou ponctuellement à l'intérieur de la ravine.

Une interrogation au sujet des ravines restées inactives à l'échelle de trois années d'observation, concerne la durabilité à moyen terme – sur plusieurs années – de cette extinction et notamment du piégeage des sédiments.

Sur la base des observations réalisées lors de la réalisation des profils topographiques (tranchées), nous avons vu que le piégeage des sédiments est suivi par une phase de colonisation végétale et de fixation des sédiments tout au long d'une évolution végétale naturelle. La dynamique végétale progressive permet ainsi une « remontée biologique » sur le profil en long de la ravine. Il arrive alors un moment où la couverture végétale devient suffisante pour bloquer l'ensemble des sédiments érodés à l'amont de la ravine. On passe ainsi d'un contexte rhexistatique à un contexte biostatique à l'échelle de la ravine : la dynamique végétale maîtrise alors la dynamique érosive.

Une conséquence est que cette dynamique végétale va modifier le profil en long de la ravine. Pour comprendre ceci, on peut retracer l'évolution du profil en long d'une ravine passant d'un état dégradé à un état végétalisé.

### *b/ Modification du profil en long des ravines*

Le passage d'une ravine dénudée en érosion active à une ravine végétalisée inactive peut s'envisager de différentes manières.

Dans les bassins versants marneux en érosion active et non végétalisés, on peut rencontrer deux types de profil en long :

- les profils rectilignes, avec un lit à forte pente de son extrémité amont jusqu'à l'exutoire de la ravine ; dans ce cas, il n'y a pas de rétention de sédiments dans la ravine qui se trouve alors être très active à son exutoire ;

- les profils concaves, avec un atterrissement à l'aval des matériaux érodés, en raison d'une horizontalisation de la roche marneuse ou d'une singularité géologique ; si un dépôt de matériaux existe, cela n'empêche pas la ravine d'être active à son exutoire, car ces matériaux seront mobilisés et repris lors de pluies intenses.

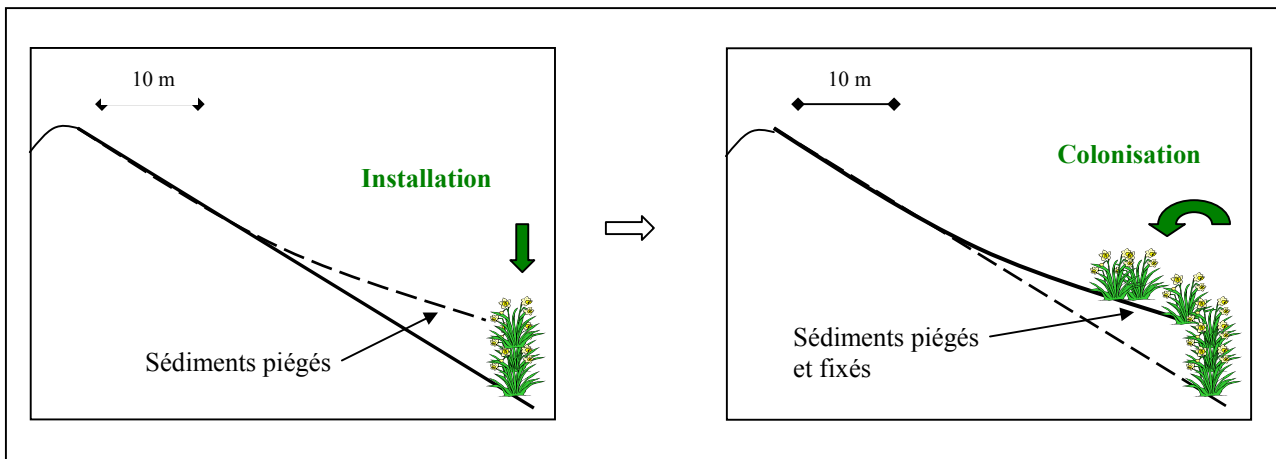
La végétation peut être installée – ou s'installer – selon deux répartitions différentes : à l'aval de la ravine ou tout au long du profil.

#### 1<sup>er</sup> cas : à partir d'une ravine dégradée à profil en long rectiligne :

Dans le cas d'une installation de végétation à l'aval d'une ravine à profil rectiligne, on observe la dynamique suivante : la végétation – ou l'ouvrage de génie biologique – piège les sédiments érodés à l'amont de la ravine et provoque un atterrissement. Des végétaux vont alors coloniser les matériaux piégés et continuer à piéger les sédiments érodés sur les parties amont de la ravine. L'amont de la ravine continue de s'éroder alors que la pente à l'aval s'adoucit. On passe ainsi d'un profil en long rectiligne à un profil en long concave (figure 24).

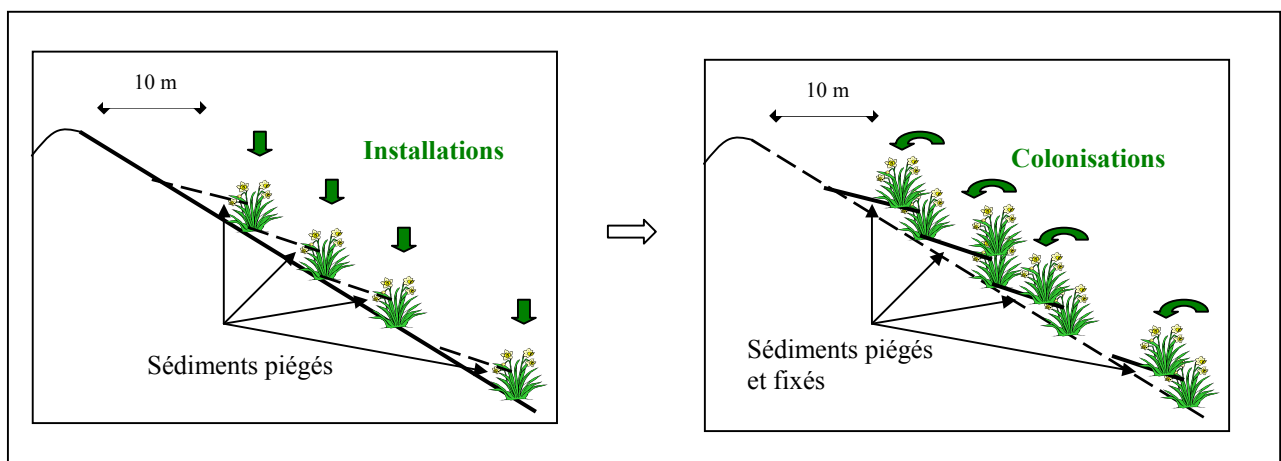


**Figure 24 : Passage d'un profil en long rectiligne d'une ravine à un profil en long concave**



Dans le cas d'une installation sur tout le profil en long, on assiste à une succession de piègeages intermédiaires qui provoqueront autant d'atterrissements (figure 25). On obtient alors un profil en escalier.

**Figure 25 : Passage d'un profil en long rectiligne d'une ravine à un profil en long en escalier**



Enfin, on peut trouver le cas où un atterrissement à l'aval est couplé à une configuration en escalier à l'amont du profil.

2<sup>ème</sup> cas : à partir d'une ravine dégradée à profil en long concave :

Dans ce cas de figure, l'installation de la végétation est nettement facilitée par la présence de l'atterrissement à l'aval de la ravine. Naturelle ou artificielle, la végétation installée sur cet atterrissement va fixer les matériaux déposés et jouer également son rôle de piègeage. Le résultat sera une remontée de l'atterrissement vers l'amont de la ravine, tout en garantissant – avec un écran végétal suffisant – l'inactivité de la ravine. Le profil concave restera donc concave mais avec une horizontalisation plus marquée du profil à l'aval.

La végétation peut également être ou s'être installée dans la partie supérieure du profil concave. Un profil en escalier peut alors se former.

### **3-3-2 - Ravines réhabilitées soumises à un violent orage**

#### 3-3-2-1 - Modification du profil en long des ravines

Les barrières végétales responsables du piégeage de sédiments dans les lits des ravines peuvent être plus ou moins pérennes en fonction de leur solidité, elle-même dépendante du stade de développement de la végétation constituant les barrières. Elles doivent faire en sorte de rester présentes malgré les phénomènes hydrologiques et érosifs liés aux orages ou aux fortes pluies soutenues sur sols saturés. Sinon, les pluies intenses peuvent les détruire ou les plaquer au sol ; dans ces deux cas, les atterrissements de sédiments sont emportés vers l'aval de la ravine.

Une ravine à profil concave, généralement inactive, est peu susceptible de se réactiver car le développement végétal à l'aval de la ravine est souvent très important.

Les barrières végétales présentes dans une ravine en escalier sont quant à elles généralement peu développées ; elles sont donc très susceptibles d'être détruites, comme cela a été le cas pour plusieurs d'entre elles au cours des 3 ans d'observation. Dans ce cas, les atterrissements intermédiaires le long du profil sont emportés vers l'aval de la ravine, qui reprend alors un profil en long rectiligne.

Quant aux ravines à profil rectiligne, elles sont marquées par une quasi absence d'atterrissements intermédiaires le long du profil. Elles ne peuvent donc que conserver un profil rectiligne après de violents orages.

#### 3-3-2-2 - Comment évoluent les ravines réactivées ?

Les barrières végétales peuvent subir deux types de contraintes lors des crues : soit un arrachement, soit un recouvrement de matériaux.

La résistance à l'arrachement dépend de deux facteurs : d'une part l'importance et la structure du chevelu racinaire, d'autre part la flexibilité des parties aériennes du plant, qui dépendent des caractéristiques intrinsèques de l'espèce végétale. L'importance du développement racinaire est également liée à la durée de présence du plant.

La résistance au recouvrement dépend de la physiologie du plant. Certaines espèces végétales sont adaptées au recouvrement par la terre : c'est le principe du bouturage ou du marcottage. Ainsi, la bugrane et l'argousier résistent au recouvrement de matériaux lors des crues ; mieux, ces espèces profitent de ce recouvrement pour se développer rapidement.

Dans les ravines inactives s'étant réactivées, il est intéressant de noter que la plupart des barrières végétales n'ont pas été détruites mais que la végétation a très souvent été plutôt recouverte de sédiments. Ainsi, alors qu'on pourrait penser au premier abord que la végétation a disparu, on peut assister à un retour rapide et plus important des végétaux. Les événements qui ont affecté la ravine I lors de l'orage du 20-21 Septembre 2000 nous le montrent. Avant l'orage, la végétation était importante dans le lit de la ravine. Après l'orage, la végétation a été recouverte de sédiments. Lors de la saison 2001, la végétation a réapparu et la ravine est devenue de nouveau inactive.

#### **4 - CONCLUSION**

Les ravines partiellement végétalisées présentent une stabilité qui varie au cours du temps, en raison des fluctuations de l'influence des barrières végétales sur l'érosion. La protection augmente avec la dynamique végétale ou diminue lors de pluies particulièrement intenses détruisant les barrières. Le profil en long des ravines peut permettre de déterminer cette stabilité.

Une question reste de savoir à quelle vitesse la dynamique végétale parvient à atteindre les seuils d'extinction de l'érosion dans les ravines. Une étude pourrait être envisagée. Elle consisterait à dater des végétaux présents dans des ravines marneuses inactives, afin d'estimer l'époque d'installation des végétaux installés ou pionniers. Il serait alors possible de déterminer la vitesse de stabilisation d'une ravine marneuse érodée sous l'influence de la dynamique végétale.

Afin d'affiner les connaissances établies sur le sujet, il apparaît nécessaire de mieux connaître les seuils de configuration végétale permettant la stabilisation durable de ravines en érosion. Pour cela, nous proposons dans le chapitre suivant l'établissement d'une typologie de ravines.

2<sup>ème</sup> PARTIE  
3<sup>ème</sup> CHAPITRE

-

**SYNTHÈSE :**  
**TYOLOGIE DE RAVINES MARNEUSES PARTIELLEMENT VÉGÉTALISÉES**  
**POUR UNE CARACTÉRISATION DE LEUR ÉTAT D'ACTIVITÉ ÉROSIVE**  
**ET DE STABILISATION**<sup>5</sup>

## **1- INTRODUCTION**

Nous proposons ici l'établissement d'une typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées, permettant de caractériser leur état d'activité érosive et de fragilité, et éventuellement de prévoir leur dynamique future.

## **2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES**

### **2-1 - Matériels**

Nous avons montré que l'activité des ravines était liée à la couverture végétale au sol dans les lits des ravines.

Nous avons également fait apparaître l'utilité de la prise en compte du profil en long des ravines pour déterminer leur stabilité.

La typologie doit donc prendre en compte ces deux facteurs déterminants pour caractériser l'activité érosive et la stabilité des ravines.

La typologie doit permettre de distinguer les six types de ravines suivants, selon leur degré de fragilité :

- au sein des ravines actives, on utilisera les notions de biostasie et de rhexistasie et nous distinguerons les deux types suivants :

\* les *ravines actives à tendance rhexistasique* : ces ravines sont très actives et ne sont pas susceptibles de se végétaliser naturellement ;

\* les *ravines actives à tendance biostasique* : ces ravines sont actives mais suffisamment proches du seuil de biostasie pour que la dynamique végétale prenne le dessus sur la dynamique érosive ;

- au sein des ravines inactives :

\* les *ravines inactives très fragiles* : ces ravines se situent très près du seuil critique et sont donc très fragiles ;

---

<sup>5</sup> Valorisé dans :

REY, F. (sous presse). Typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées pour un diagnostic de leur état d'activité érosive et de stabilisation (Alpes du sud, France). *Travaux de l'Institut de Géographie de Reims*.

\* les *ravines inactives fragiles* : ces ravines se situent près du seuil critique et risquent donc d'être réactivées en cas de pluie importante ;

\* les *ravines inactives stables* : l'état de fragilité est moins marqué que précédemment ; des réactivations de ravines sont toujours possibles ;

\* les *ravines inactives très stables* : ces ravines sont dans un état de biostasie avancée et sont donc très peu susceptibles d'être déstabilisées même lors d'orages intenses.

La typologie doit mettre en évidence des seuils de couverture végétale séparant les différents types de ravines.

## **2-2 - Méthodes**

Pour établir la typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées, on représente tout d'abord sur un graphe les informations concernant l'activité des ravines, la couverture végétale au sol dans les lits et le profil en long des ravines.

On distingue alors deux groupes de ravines selon leur activité ou non.

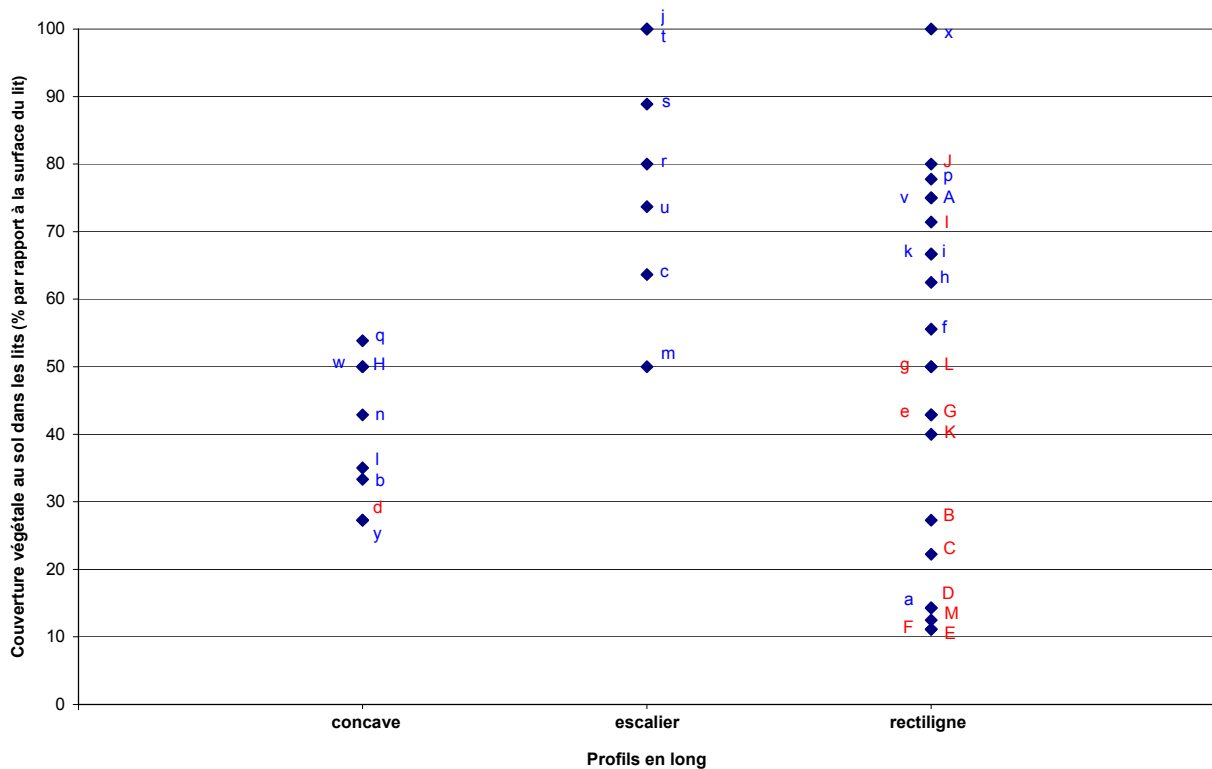
Enfin, en fonction des relations observées entre stabilité et profil en long des ravines, on découpe les ravines inactives en quatre types et les ravines actives en deux types.

## **3 - RÉSULTATS**

### **3-1 - Synthèse graphique des informations sur l'activité, la couverture végétale au sol et le profil en long des ravines**

On représente sur un même graphe les informations sur l'activité, la couverture végétale au sol dans les lits et le profil en long des ravines (figure 26) :

**Figure 26 : Activité, couverture végétale au sol et profil en long des ravines**  
(en bleu : ravines inactives; en rouge : ravines actives)



### 3-2 - Représentation des ravines actives et inactives

Pour les ravines à profil rectiligne, il apparaît un seuil assez net de 50 % de couverture végétale au sol dans les lits : au-delà de ce seuil, on trouve quasi uniquement des ravines inactives, hormis les ravines *J* et *I*. A l'opposé, en-dessous de ce seuil, il n'y a quasiment que des ravines actives, excepté la ravine *a*.

Pour les ravines à profil en escalier, on ne trouve dans l'échantillon étudié que des ravines dont la couverture végétale au sol dans les lits dépasse 50 % ; en outre, ces ravines sont toutes inactives.

Les ravines à profil concave sont toutes inactives, à l'exception de la ravine *d* présentant un taux de végétalisation du lit inférieur à 30 %.

On peut donc dresser un premier clivage des éléments du graphe en deux groupes séparant les ravines actives des ravines inactives (figure 27). Les ravines *y*, *J*, *I* et *a* seront mal placées dans ce graphe ; elles seront considérées comme des exceptions.

Les cas particuliers des ravines *J*, *I* et *a* ont été exposés dans le 1<sup>er</sup> chapitre de cette partie.

Quant à la ravine *y*, son inactivité malgré une couverture végétale au sol dans les lits inférieure à 30 % s'explique par le fait qu'au-delà de la concavité générale de la ravine, des atterrissements successifs ont lieu à l'amont de barrières végétales situées dans les lits (carte 17). Ces atterrissements ne sont pas suffisamment développés pour conférer à la ravine un profil en escalier, mais suffisamment pour garantir l'inactivité de la ravine.

### Carte de la distribution spatiale de la végétation

Carte 17 : Carte de la distribution spatiale de la ravine y

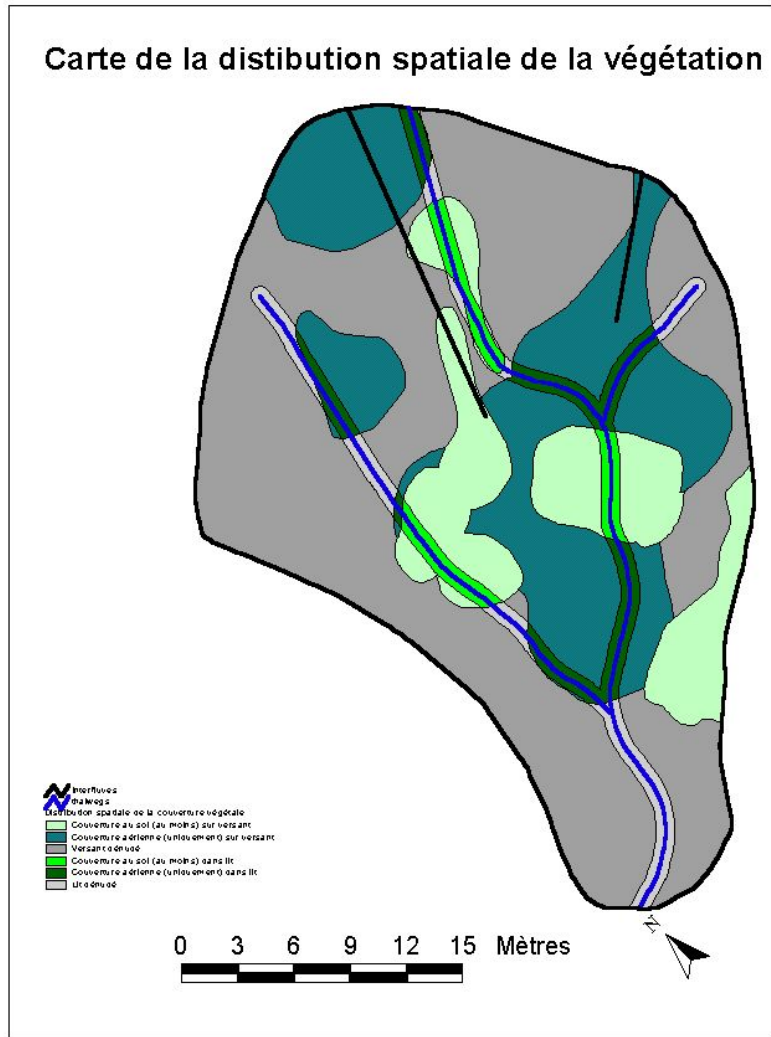
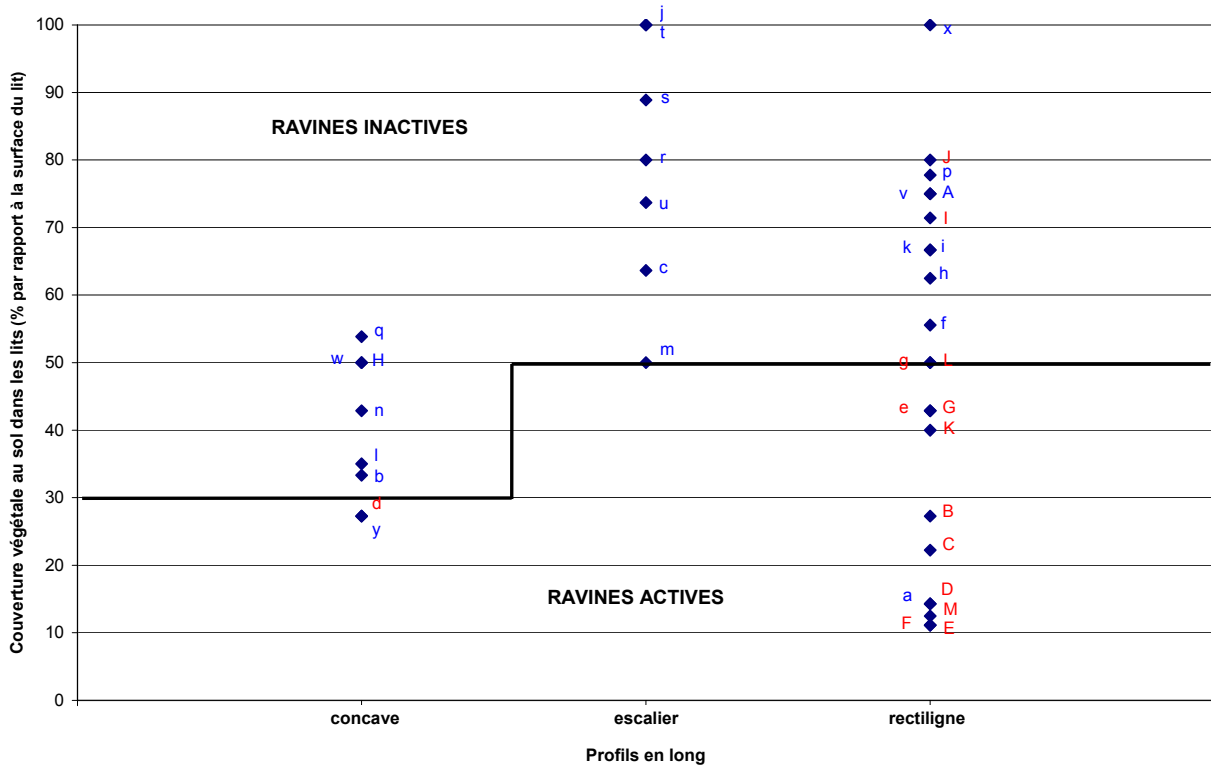


Figure 27 : Représentation des ravines actives et inactives de la typologie (en bleu : ravines inactives ; en rouge : ravines actives)



### **3-3 - Prise en compte des relations établies entre les profils en long et la stabilité des ravines**

#### **3-3-1 - Au sein des ravines actives**

En analysant le graphe de la figure 27, on observe des seuils de part et d'autre desquels une ravine active passe d'un état d'activité à un état d'inactivité s'affirmant au cours du temps, à la faveur de la dynamique végétale. Nous pouvons reprendre les schémas que nous avons établis dans le chapitre précédent pour déterminer deux types de ravines au sein de ces ravines actives : les ravines actives à tendance rhexistasique et les ravines actives à tendance biostasique.

Un groupe de ravines actives assez net apparaît sur le graphe : il s'agit des ravines à profil rectiligne avec une couverture végétale au sol dans les lits inférieure à 50 %. Ces ravines présentent les caractéristiques de ravines fortement dégradées et peu végétalisées dans les lits. Elles peuvent notamment correspondre à des ravines où la restauration écologique a mal fonctionné. La dynamique végétale semble impuissante à se développer suffisamment pour mener à une possible inactivité des ravines ; seule une intervention par génie biologique serait efficace. Ces ravines peuvent donc être caractérisées comme *ravines actives à tendance rhexistasique*.

Nous incluons également dans ce groupe toutes les ravines dont la couverture végétale au sol dans les lits est inférieure à 30 %, quel que soit leur profil en long. Ces ravines n'apparaissent pas dans l'échantillon de 38 ravines étudiées. Elles existent certainement et doivent être très actives.

On note ensuite l'absence de ravines à profil en escalier avec un taux de végétalisation du lit inférieur à 50 %. Cela s'explique certainement par le fait que de telles ravines sont encore trop peu végétalisées et ont une forte probabilité d'être ramenées à un profil rectiligne par un événement pluvieux important. C'est notamment ce qui s'est passé avec les ravines *e* et *g*. Ces ravines restent donc extrêmement instables tant qu'un seuil de 50 % n'est pas dépassé, artificiellement ou naturellement. Si le taux de couverture végétale dans le lit de la ravine dépasse 50 %, ces ravines peuvent présenter un caractère plus stable et mieux résister aux pluies intenses.

Nous distinguons donc ici un deuxième type de ravine, celui des *ravines actives à tendance biostasique*.

#### **3-3-2 - Au sein des ravines inactives**

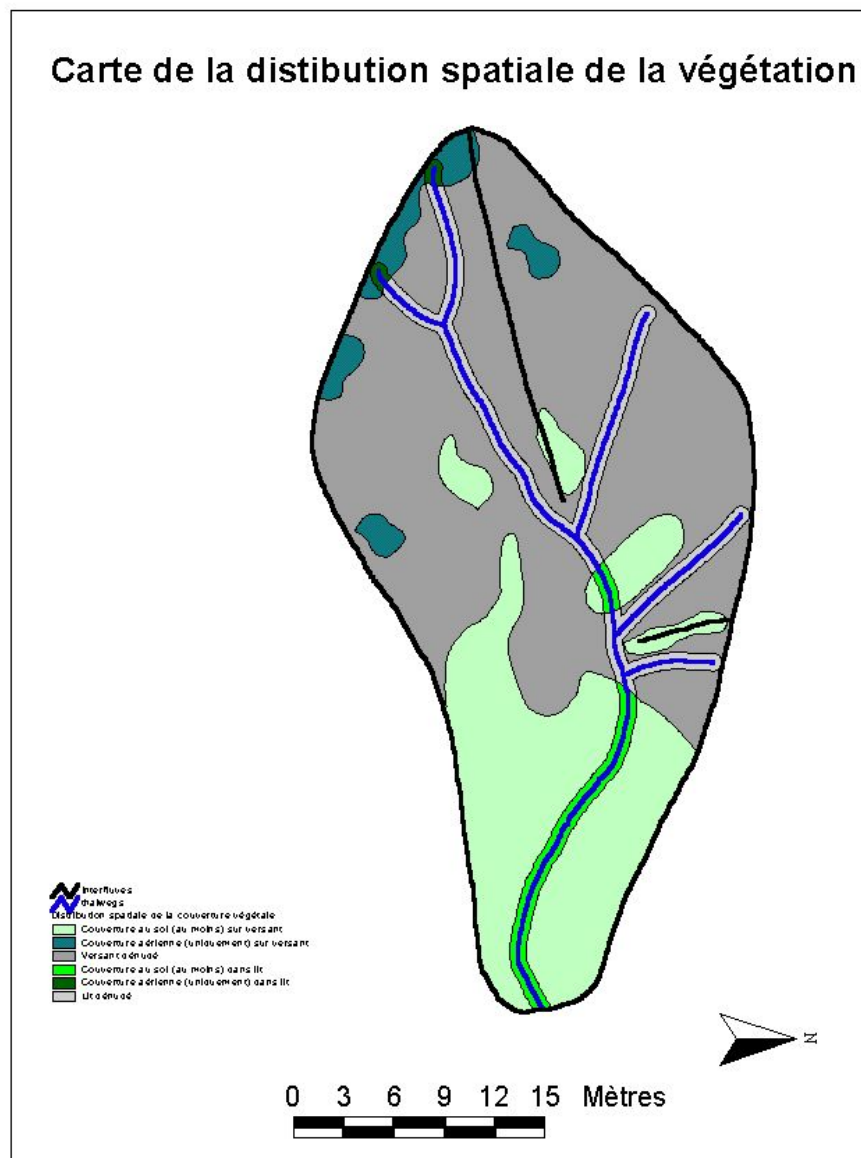
Parmi les ravines à profil rectiligne, on observe un groupe de ravines inactives entre 50 et 80 % de couverture végétale au sol dans les lits, avec également présence de ravines actives. Les ravines rectilignes sont dépourvues d'atterrissements sur l'ensemble du profil, indiquant que les barrières végétales présentes sont certainement encore mal développées. Ces ravines sont donc très instables et particulièrement réactives aux pluies intenses. Elles constituent le type des *ravines inactives très instables*.



Les ravines à profil en escalier présentent quant à elles des atterrissements, indiquant un rôle de piégeage efficace des barrières végétales et témoignant donc d'une plus grande stabilité des ravines par rapport au cas abordé précédemment. Toutefois, le cas de la ravine *I*, dont la couverture végétale au sol dans le lit approche les 80 %, nous mène à penser que les ravines dont la couverture végétale au sol dans les lits est inférieure à 80 % gardent un caractère d'instabilité. Elles seront donc caractérisées comme *ravines inactives instables*.

En ce qui concerne les ravines inactives à profil concave, ces ravines présentent un caractère de stabilité marqué de par leur profil, témoignant qu'une barrière végétale située à l'aval d'une ravine entière peut piéger et fixer tous les sédiments érodés de la ravine. Elles peuvent donc être qualifiées de stables. Nous distinguerons les ravines dont la couverture végétale au sol dans les lits est inférieure à 50 % (et supérieure à 30%), qui seront désignées comme *ravines inactives stables*. En effet, malgré un profil concave, la ravine *d*, d'abord inactive, est devenue par la suite une ravine active ; c'est la seule exception parmi l'ensemble des autres ravines de ce type, toutes inactives. L'explication est ici que la longueur et la densité de l'écran végétal à l'aval de la ravine était insuffisant pour bloquer l'ensemble des sédiments en transit sur les versants – très étendus en surface – et dans les lits de la ravine (carte 18).

**Carte 18 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine *d***

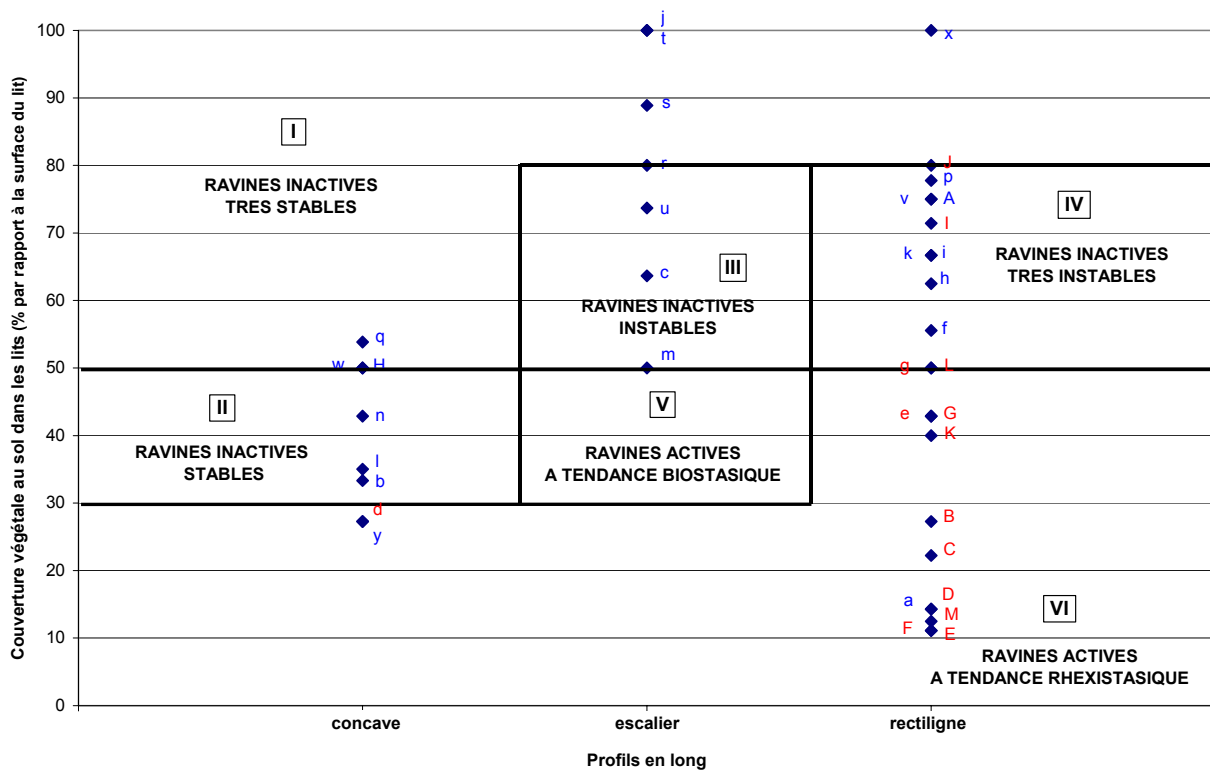


Enfin, il reste un dernier type de ravines, les *ravines inactives très stables*, qui regroupent les ravines à profil concave avec une couverture végétale au sol dans les lits supérieure à 50 %, auxquelles nous ajoutons toutes les ravines dont la couverture végétale au sol dans les lits dépasse 80 %, aucun signe d'instabilité n'étant apparu pour l'ensemble de ces ravines.

Notons qu'aucune ravine à profil concave avec une couverture végétale au sol dans les lits supérieure à 50 % n'a été étudiée. Ces ravines sont très certainement inactives et très stables, car on peut observer que les ravines à profil concave avec une couverture végétale au sol dans les lits comprise entre seulement 30 et 50 % sont déjà toutes inactives et stables.

On peut récapituler l'ensemble des interprétations établies ci-dessus et mettre en évidence, en reprenant le graphe précédent, les types de ravines identifiés (figure 28).

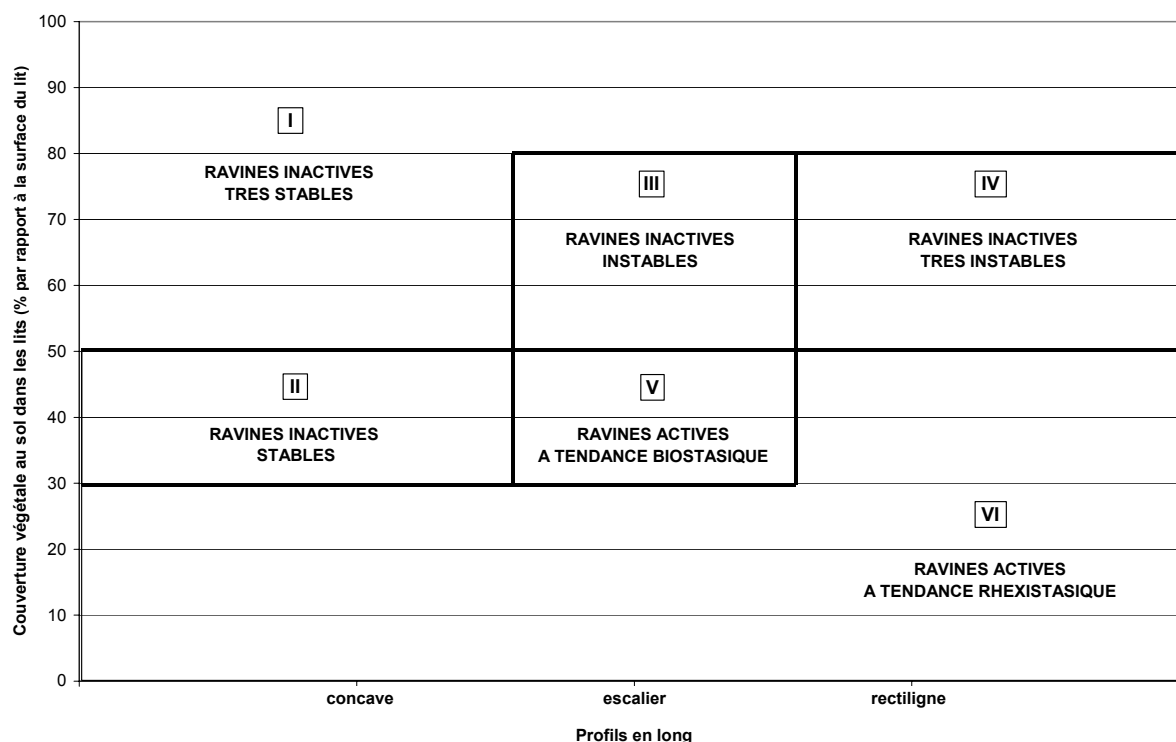
**Figure 28 : Identification graphique des types de ravines**



### 3-4 - La typologie

Nous pouvons ainsi déterminer les 6 types de ravines dans un graphe (figure 29) :

**Figure 29 : Typologie de ravines partiellement végétalisées  
pour une caractérisation de leur état d'activité érosive et de stabilisation**



Les caractéristiques de chaque type de ravine sont les suivantes :

- \* **Type I** : RAVINES INACTIVES TRÈS STABLES :
  - couverture végétale au sol dans les lits > 80 %, ramenée à 50 % si le profil en long est concave.
- \* **Type II** : RAVINES INACTIVES STABLES :
  - 30 % < couverture végétale au sol dans les lits < 50 % ; et
  - profil en long concave.
- \* **Type III** : RAVINES INACTIVES INSTABLES :
  - 50 % < couverture végétale au sol dans les lits < 80 % ; et
  - profil en long en escalier.
- \* **Type IV** : RAVINES INACTIVES TRÈS INSTABLES :
  - 50 % < couverture végétale au sol dans les lits < 80 % ; et
  - profil en long rectiligne.
- \* **Type V** : RAVINES ACTIVES À TENDANCE BIOSTASIQUE :
  - 30 % < couverture végétale au sol dans les lits < 50 % ; et
  - profil en long en escalier.
- \* **Type VI** : RAVINES ACTIVES À TENDANCE RHEXISTASIQUE :
  - couverture végétale au sol dans les lits < 30 %, ramenée à 50 % si profil en long rectiligne.

## **4 - AFFINAGE DE LA TYPOLOGIE**

### **4-1 - Pluies limite pour une production sédimentaire des ravines**

#### **4-1-1 - Introduction**

Nous avons jusqu'ici étudié la production sédimentaire des ravines à l'échelle annuelle et mis l'accent sur les ravines inactives. Mais des observations à l'échelle événementielle ont également été réalisées. Ainsi, il est possible de savoir pour chaque ravine, et en particulier pour les ravines actives, quelles pluies enregistrées sur 3 ans d'observation ont entraîné une production sédimentaire ou non à leur exutoire. Ces observations peuvent être mises à profit pour affiner la typologie, en analysant la réponse des différents types de ravines actives aux différentes pluies.

On utilise pour cela la notion de « pluie limite pour une production de sédiments ».

#### **4-1-2 - Méthodologie**

On détermine les relations entre pluie et production ou non de sédiments à l'exutoire des ravines. Concernant les pluies, on a choisi de se référer à l'intensité maximale sur 1 h. En effet, au Brusquet, bassin versant partiellement végétalisé dont les ravines étudiées sont bien représentatives, il est apparu que l'intensité de la pluie était importante pour l'apparition d'une crue (Meunier *et al.*, 1995). Dans ce cas, l'exportation des sédiments érodés vers l'exutoire d'une ravine est directement liée à la présence d'un écoulement intense capable de les transporter. La formation de cet écoulement dépend donc de l'intensité de la pluie, ainsi que des conditions de saturation en eau du sol, que l'on peut prendre en compte par le nombre de jours secs avant l'événement pluvieux considéré.

Il convient ensuite d'identifier les événements pluvieux ayant effectivement entraîné une production de sédiments à l'exutoire des ravines actives. En effet, le suivi du remplissage des pièges à sédiments n'a pas été quotidien ; il a été lié aux fréquences de visite. Les pièges ont été vidés systématiquement lors des visites où leur remplissage a été constaté.

Dans le cas où un remplissage des pièges a été observé lors d'une visite donnée, ce remplissage a eu lieu entre cette visite et la visite précédente. Il faut donc, pour la période identifiée, isoler l'événement pluvieux responsable du remplissage des pièges. Il est alors possible que plusieurs pluies aient participé au remplissage. Dans ce cas, on ne retiendra que la pluie d'intensité maximale observée.

Inversement, un constat de non-remplissage des pièges entre deux visites signifie que les pluies observées durant la période identifiée n'ont pas entraîné de production sédimentaire à l'exutoire de la ravine en question. Toutes les intensités de pluie horaire peuvent alors être prises en compte.

Pour les ravines inactives, on retiendra simplement l'intensité maximale sur la période d'étude. Cette valeur peut servir de référence pour délimiter le « domaine de validité » du caractère inactif des ravines. En d'autres termes, une pluie plus intense que la pluie maximale observée pourrait entraîner une ré-activation de certaines ravines inactives. Le domaine de validité peut être relié à une « période de retour » de l'événement considéré, tel qu'il a été déterminé pour chaque bassin versant.

### 4-1-3 - Résultats et discussion

Les pluies indiquées dans ce chapitre correspondent à une intensité calculée sur 1 heure.

#### 4-1-3-1 Graphes de pluie limite pour une production de sédiments

Les graphes de pluie limite pour une production de sédiments apparaissent sur les figures 30 et 31 suivantes.

#### 4-1-3-2 - Observations et résultats sur le site du Grand Vallon

##### *a/ Résultats et interprétation*

Pour les ravines situées au Saignon, nous disposons de très peu de données vu que le pluviographe n'a fonctionné que sur une seule année (1999). Heureusement, nous connaissons approximativement l'intensité de la pluie du 20-21 Septembre 2000 enregistrée à la Motte du Caire, pluie qui a réactivé des ravines jusqu'alors observées comme inactives au Saignon. La valeur de 35 mm/h observée à La Motte n'est toutefois pas forcément celle qui est survenue précisément au Saignon ou à Naples, les ravines des deux bassins étant distantes de plusieurs milliers de mètres du poste de La Motte. L'information sur cette pluie extrême ne constitue donc pas une donnée entièrement fiable.

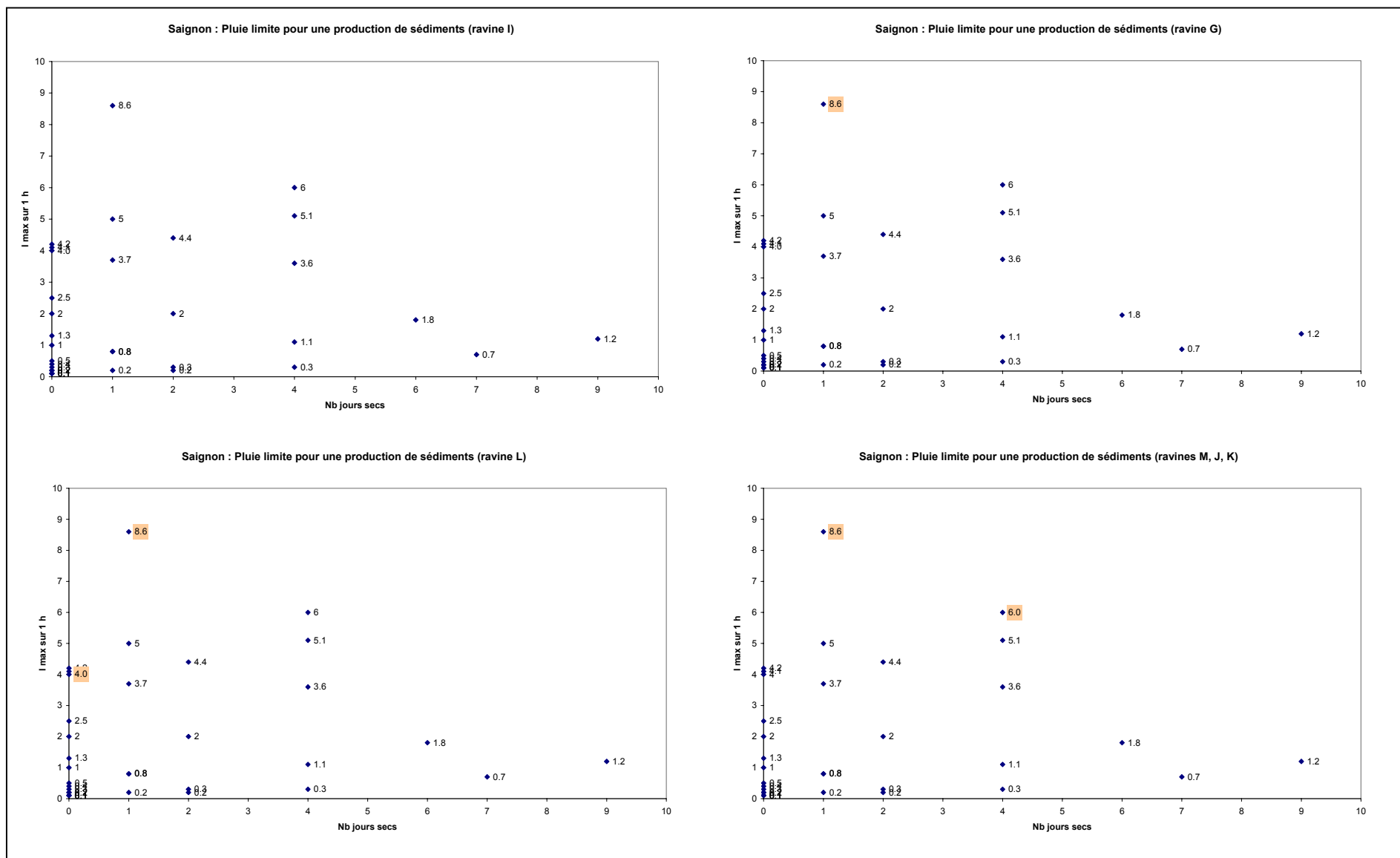
La ravine *I*, de type IV, est restée inactive en 1999. Toutes les pluies d'intensité inférieure ou égale à 8,6 mm/h n'ont pas entraîné de production sédimentaire à l'exutoire de cette ravine. La pluie du 20-21 Septembre 2000, d'une intensité observée de 35 mm/h à La Motte, a quant à elle provoqué une production de sédiments dans cette ravine.

La fourchette entre les deux pluies évoquées est ici très large. L'information résultante pour la détermination des pluies limite pour une production de sédiments pour ce type de ravine est donc très sommaire.

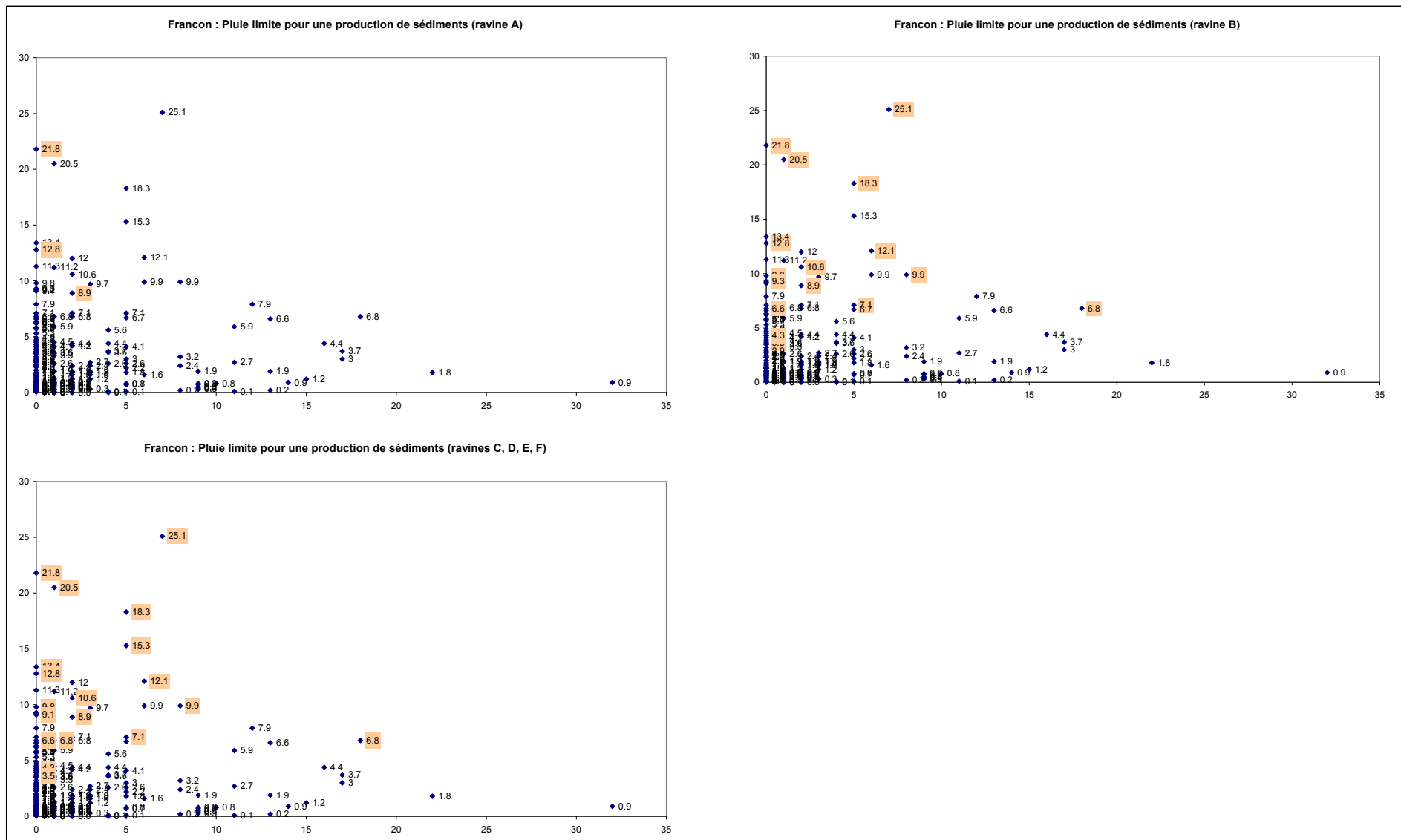
Pour les ravines *G*, *L*, *M*, *K* (type VI) et *J* (type IV), une production de sédiments a été observée à leur exutoire pour une pluie de 8,6 mm/h (avec 1 jour sec auparavant). En-dessous de cette intensité, seules deux pluies ont engendré une activité à l'exutoire des ravines : une pluie d'intensité 6 mm/h (avec 4 jours secs auparavant) dans les ravines *M*, *J* et *K*, une pluie d'intensité 4 mm/h (avec 0 jour sec auparavant) dans la ravine *L*.

Là encore, trop peu de données existent pour tirer des conclusions généralistes sur la réactivité de ces ravines vis-à-vis des intensités de pluie. Nous retiendrons essentiellement qu'une pluie de 9 mm/h est apparue comme la pluie de plus faible intensité ayant entraîné une production sédimentaire à l'exutoire des ravines concernées.

**Figure 30 : Pluies limites pour une production de sédiments des ravines sur le site du Grand Vallon**  
 (en orange : pluies ayant entraîné une production de sédiments)



**Figure 31 : Pluies limites pour une production de sédiments des ravines sur le site de la Haute Bléone**  
 (en orange : pluies ayant entraîné une production de sédiments)



Pour toutes les autres ravines du Saignon ou de Naples, une seule autre indication peut être utilisée : des ravines sont restées inactives quelles que furent les pluies sur les 2 ou 3 ans d'observation. C'est notamment le cas de la ravine H (type II), seule ravine du secteur à avoir été suivie en 1999.

Enfin, pour toutes les ravines étudiées, toutes les pluies égales ou inférieures à 4 mm/h n'ont pas entraîné de production sédimentaire aux exutoires.

#### *b/ Synthèse par type de ravine*

Il est difficile de tirer des conclusions d'un aussi faible nombre de résultats. Tout au plus pouvons-nous faire apparaître des seuils d'intensité de pluie observés pour une production ou non de sédiments à l'exutoire des ravines. Si nous devons effectuer une synthèse par type de ravines, nous pourrions dire que :

- une ravine de type II est restée inactive pour des pluies inférieures ou égales à 8,6 mm/h ; elle est également restée inactive pour une pluie certainement beaucoup plus intense, enregistrée à près de 35 mm/h ;

- les ravines de type IV (2 cas étudiés) ont été actives lors de la pluie estimée à 35 mm/h. Pour une des 2 ravines, les pluies inférieures ou égales à 8,6 mm n'ont pas entraîné de production sédimentaire à l'exutoire. Pour l'autre, deux pluies de 8,6 mm/h (avec 1 jour sec auparavant) et de 6 mm/h (avec 4 jours secs auparavant) ont entraîné une production sédimentaire à l'exutoire ; par contre, toutes les pluies égales ou inférieures à 5 mm/h n'ont pas engendré d'activité à l'exutoire de cette ravine.

- les ravines de type VI (4 cas étudiés) ont toutes été actives pour une pluie de 8,6 mm/h (avec 1 jour sec auparavant) ; à l'inverse, elles ont toutes été inactives pour des pluies égales ou inférieures à 4 mm/h. Entre ces deux valeurs, les pluies ont pu entraîner ou non une production sédimentaire aux exutoires.

#### 4-1-3-3 - Observations et résultats sur le site de la Haute-Bléone

Sur les bassins du Francon et du Brusquet, le bon fonctionnement des pluviographes a permis d'obtenir des résultats beaucoup plus intéressants.

Les comportements différents des ravines coïncident quasi intégralement avec les différents types de ravines, hormis une ou deux exceptions.

Concernant les ravines du Brusquet tout d'abord, les résultats sont simples puisqu'aucune ravine de ce bassin n'a produit de sédiments durant les deux années d'observation (2000 et 2001). L'intensité de pluie la plus forte observée durant ces deux ans a été de 19,5 mm/heure, avec 0 jour sec auparavant. Les ravines du Brusquet appartiennent toutes aux types I, II et III, hormis la ravine *p* identifiée dans le type IV, mais se trouvant en limite avec le type I.

Pour les ravines situées au Francon, les résultats sont les suivants.



La ravine *A*, de type IV, a produit des sédiments pour des pluies d'intensité 21,8 mm/h, 12,8 mm/h (avec 0 jour sec auparavant pour ces deux pluies) et 8,9 mm/h avec 2 jours secs auparavant ; ces pluies ont toutes eu lieu en 1999. Les deux années suivantes, elle est restée inactive quelles que soient les pluies, et en particulier pour une pluie de 25 mm/h (avec 7 jours secs auparavant), pour 4 pluies d'intensité supérieure à 12,8 mm/h et pour près de 10 pluies d'intensité supérieure à 8,9 mm/h.

Le comportement de cette ravine apparaît relativement complexe. C'est une petite ravine comportant en fait une zone en érosion avec une barrière végétale à l'aval, constituée de bauche, qui détermine à elle seule l'activité ou non de la ravine. Plusieurs interprétations de ce comportement sont alors possibles. La plus plausible serait que, lorsque la ravine a été observée active, la capacité de rétention de sédiments de la barrière a été dépassée suite à des apports successifs de sédiments lors des pluies antérieures. Une fois les sédiments complètement ou en partie relargués à l'aval de la barrière, la barrière se reconstitue et recommence un cycle de piégeage efficace.

Pour cette ravine, nous retiendrons simplement que toutes les pluies inférieures à 8 mm/h n'ont pas entraîné de production sédimentaire à l'exutoire.

Les ravines *B*, *C*, *D*, *E* et *F*, toutes de type VI, ont quant à elles été toujours actives pour des pluies égales ou supérieures à 12,1 mm/h, hormis la ravine *B* pour laquelle des pluies de 15,3 mm/h et 13,4 mm/h n'ont pas entraîné de production sédimentaire à l'exutoire. La ravine *B* se distingue des autres ravines par sa petite taille. Elle est restée inactive pour des pluies de 13,4 mm/h (avec 0 jour sec auparavant) et 15,3 mm/h (avec 5 jours secs auparavant). Une explication de cette inactivité pourrait être que malgré l'intensité des pluies, la surface drainée de la ravine n'était pas suffisante pour créer une concentration des écoulements à même de déplacer des sédiments jusqu'à l'exutoire de la ravine. D'autant plus que pour la pluie de 15,3 mm/h, une pluie de 21,8 mm/h avait eu lieu une semaine auparavant, cette pluie ayant certainement mobilisé la majeure partie des sédiments érodés les plus facilement transportables.

Une activité a pu être observée pour toutes ces ravines pour des pluies de minimum 3,5 mm/h. Entre cette valeur et 12,1 mm/h, les ravines ont pu produire ou non des sédiments à leur exutoire. Sur les graphes, il n'apparaît pas de nette influence du nombre de jours secs avant la pluie.

#### 4-1-4 - Synthèse

Les ravines de type I, II et III sont restées systématiquement inactives. Les pluies les plus intenses ont été de 19,5 mm/h au Brusquet, soit pour une pluie de durée de retour 2 ans, et de 35 mm/h (estimation) au Saignon et à Naples, soit pour une pluie de durée de retour 5 ans.

Les ravines de type IV sont restées inactives pour toutes les pluies d'intensité inférieure à 5 mm/h. Il n'est pas apparu de seuil d'intensité de pluie au-delà duquel les ravines de ce type sont systématiquement actives ; en particulier pour une d'entre elles, une pluie de 25,1 mm/h n'a pas entraîné de production sédimentaire à l'exutoire.

Les ravines de type VI sont restées inactives pour toutes les pluies d'intensité inférieure à 3,5 mm/h et se sont montrées actives pour toutes les pluies d'intensité supérieure à 12,1 mm/h, si on exclut la ravine *B* jugée marginale en raison de sa petite taille.

Concernant les ravines de type V, nous ne disposons d'aucun suivi. Il serait toutefois intéressant de connaître les intensités de pluie pour lesquelles ces ravines peuvent être observées inactives.

## **4-2 - Etude de la répartition et de la structuration de la végétation au sein du lit des ravines**

### **4-2-1 - Introduction**

Suite à l'établissement de la typologie telle qu'elle a été présentée plus haut, une étude complémentaire permettant d'affiner cette typologie a été réalisée (Rousseau, 2001).

Il s'agissait d'étudier d'une part l'importance de la répartition de la végétation au sein même du lit de la ravine, d'autre part la structuration verticale de la végétation, celle-ci pouvant être reliée à un stade d'avancement du processus de restauration.

### **4-2-2 - Matériels et méthodes**

Le travail a consisté à réaliser des relevés de végétation par transects dans des ravines choisies parmi celles de la typologie. L'étude a été réalisée sur 20 ravines parmi les 38 existantes, réparties sur les bassins versants du Saignon, du Francon et du Brusquet. Tous les types de ravines ont ainsi pu être étudiés, hormis le type V pour lequel il n'existe pas de ravine parmi l'échantillon en fin de thèse (tableau 16).

**Tableau 16 : Ravines étudiées**

<b>Type de ravine</b>	<b>Caractéristiques du type</b>	<b>Ravines étudiées</b>
I	Ravines inactives très stables	H, q, t
II	Ravines inactives stables	l, b, n
III	Ravines inactives fragiles	u, c, m
IV	Ravines inactives très fragiles	p, g, f, I, A, J, a
V	Ravines actives à tendance biostasique	aucune
VI	Ravines actives à tendance rhexistasique	B, C, d, e

Pour chaque ravine étudiée, un profil longitudinal a été effectué. Ce profil correspondait au lit de la ravine.

Pour l'étude de la répartition de la végétation au sein du lit, les profils longitudinaux ont été découpés en trois parties de longueur égale : amont, central et aval. Dans la partie aval, le pourcentage de couverture végétale au sol a été relevé. Ces taux ont alors été comparés pour chaque type de ravine.

Pour l'étude de la structuration verticale de la végétation, une caractérisation des strates de végétation a été réalisée. Les strates suivantes ont été distinguées : herbacée, sous-arbustive, arbustive et arborée. Les résultats ont alors été comparés pour chaque type de ravine.

### 4-2-3 - Résultats et discussion

#### 4-2-3-1 - Relations entre type de ravine et répartition de la végétation au sein du lit

Concernant l'importance de la répartition de la végétation au sein du lit des ravines, l'étude a montré que les taux de couverture au sol dans la partie aval du lit varient de la manière suivante (tableau 17) :

**Tableau 17 : Importance de la répartition de la végétation au sein du lit des ravines**

Type de ravine	Variation du taux de couverture au sol dans la partie aval du lit	
	minimum (%)	maximum (%)
I	70	100
II	60	90
III	60	80
IV	0	80
VI	0	50

On peut déduire de ces résultats que plus les ravines sont inactives et stables, plus la couverture au sol dans la partie aval du lit est forte. L'activité et la stabilité des ravines dépendent donc étroitement du taux de couverture végétale à l'aval du lit de la ravine.

#### 4-2-3-2 - Relations entre type de ravine et structuration verticale de la végétation

##### *a/ Résultats*

Dans les ravines de type I, la couverture végétale à l'aval comporte une forte proportion d'espèces arborées et arbustives, alors que les espèces pionnières sont absentes, notamment les graminées.

Dans les ravines de type II, la couverture végétale à l'aval présente également une forte proportion d'espèces arborées et arbustives, mais les graminées sont présentes.

Dans les ravines de type III, les sous-arbustes sont majoritaires parmi l'ensemble de la couverture végétale à l'aval de la ravine.

Dans les ravines de type IV, les sous-arbustes et les herbacées sont majoritaires.

Enfin, dans les ravines de type VI, les sous-arbustes et les herbacées dominent également.

## *b/ Discussion*

On observe une gradation de la structuration verticale de la végétation d'un type de ravine à l'autre. Des ravines les plus instables vers les ravines les plus stables, la proportion d'espèces pionnières (herbacées et sous-arbustes) diminue et celle d'espèces dryades (espèces ligneuses) augmente.

Ce résultat permet de mettre en évidence la dynamique végétale dans les ravines ; les différents types de ravines sont représentatifs de différents stades d'évolution du processus de restauration écologique.

### **4-2-4 - Synthèse : relations entre type de ravine, répartition de la végétation au sein du lit et structuration verticale de la végétation**

Les relations suivantes ont été établies entre type de ravine, répartition de la végétation au sein du lit et structuration verticale de la végétation (tableau 18) :

**Tableau 18 : Relations entre type de ravine, répartition de la végétation au sein du lit et structuration verticale de la végétation**

Type de ravine	Caractéristiques	
	couverture végétale à l'aval du lit	strates végétales dominantes
I	> 70 %	arborée et arbustive
II	entre 60 et 90 %	arborée et arbustive
III	entre 60 et 80 %	sous-arbustive
IV	entre 0 et 80 %	sous-arbustive et herbacée
VI	< 50 %	sous-arbustive et herbacée

### **4-3 - Conclusion**

La définition des caractéristiques de chaque type de ravine peut être améliorée de la manière suivante :

**\* Type I : RAVINES INACTIVES TRÈS STABLES :**

- couverture végétale au sol dans les lits > 80 %, ramenée à 50 % si le profil en long est concave ;
- inactivité au minimum pour une pluie de durée de retour 2 ans (19,5 mm/h) ;
- couverture végétale à l'aval du lit supérieure à 70 % ;
- dominance d'espèces arborées et arbustives.

**\* Type II : RAVINES INACTIVES STABLES :**

- 30 % < couverture végétale au sol dans les lits < 50 % ;
- profil en long concave ;
- inactivité au minimum pour une pluie de durée de retour 2 ans (19,5 mm/h) ;
- couverture végétale à l'aval du lit comprise entre 60 et 90 % ;
- dominance d'espèces arborées et arbustives.

- \* **Type III** : RAVINES INACTIVES FRAGILES :
  - 50 % < couverture végétale au sol dans les lits < 80 % ; et
  - profil en long en escalier ;
  - inactivité au minimum pour une pluie de durée de retour 2 ans (19,5 mm/h) ;
  - couverture végétale à l'aval du lit comprise entre 60 et 80 % ;
  - dominance d'espèces sous-arbustives.
  
- \* **Type IV** : RAVINES INACTIVES TRÈS FRAGILES :
  - 50 % < couverture végétale au sol dans les lits < 80 % ; et
  - profil en long rectiligne ;
  - inactivité au minimum pour une pluie horaire de 5 mm/h ;
  - couverture végétale à l'aval du lit comprise entre 0 et 80 % ;
  - dominance d'espèces herbacées et sous-arbustives.
  
- \* **Type V** : RAVINES ACTIVES À TENDANCE BIOSTASIQUE :
  - 30 % < couverture végétale au sol dans les lits < 50 % ; et
  - profil en long en escalier.
  
- \* **Type VI** : RAVINES ACTIVES À TENDANCE RHEXISTASIQUE :
  - couverture végétale au sol dans les lits < 30 %, ramenée à 50 % si profil en long rectiligne ;
  - activité dès qu'une pluie horaire dépasse 12 mm/h ;
  - couverture végétale à l'aval du lit inférieure à 50 % ;
  - dominance d'espèces herbacées et sous-arbustives.

## **5 - CONCLUSION**

Une typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées a été établie. Elle permet de caractériser l'activité érosive et la stabilité de ravines. Etablie sur la base de deux informations, la couverture végétale au sol dans les lits et le profil en long des ravines, elle a été affinée d'une part en précisant leur domaine de validité vis-à-vis de l'intensité horaire des pluies, d'autre part en donnant des indications sur l'importance de la répartition de la végétation au sein du lit ainsi que sur la structuration verticale dominante de la végétation.

- 3<sup>ème</sup> partie -

**STRATÉGIES DE GESTION OPTIMALE  
DES PROBLÈMES D'ÉROSION  
PAR LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE**

**3<sup>ème</sup> PARTIE**  
-  
**STRATÉGIES DE GESTION OPTIMALE DES PROBLÈMES D'ÉROSION  
PAR LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE <sup>6</sup>**

## **1 - INTRODUCTION**

La maîtrise de l'érosion sur marnes par la végétation, pour la prévention et la lutte contre les risques torrentiels et l'envasement des retenues hydroélectriques, reste une préoccupation importante des aménageurs dans les Alpes françaises du sud de nos jours. Aujourd'hui, les gestionnaires souhaitent disposer d'outils d'aide à la restauration et à la gestion des substrats marneux par le génie écologique, aussi bien pour la réhabilitation des terrains érodés que pour la gestion des forêts de protection vieilles. Des stratégies optimales doivent être proposées afin de limiter, à moindres coûts, l'érosion et les productions de sédiments dans les rivières.

### **1-1 - Restauration écologique des écosystèmes érodés**

Les problématiques liées à la restauration écologique des écosystèmes dégradés en montagne peuvent s'envisager sous deux aspects complémentaires :

- la pérennisation des zones anciennement réhabilitées : cette phase est destinée à maintenir la couverture végétale nouvellement installée et de garantir à l'écosystème végétal une viabilité à long terme, ceci par accompagnement de la végétation nouvellement installée et une gestion appropriée. Dans les Alpes du sud, les écosystèmes réhabilités et actuellement présents sous forme de futaies équiennes vieilles, composées de pin noir d'Autriche essentiellement, sont en cours de déstabilisation ; on se trouve donc en présence d'une problématique de gestion forestière et de pérennisation des forêts, du ressort des services de gestion de l'ONF ;

---

<sup>6</sup> Valorisé dans :

REY F. (soumis). Interactions vegetation-erosion and ecological engineering for erosion control on marly lands (Southern Alps, France). *Mountain research and development*.

REY F., BERGER F. (sous presse). Optimal ecological engineering for erosion control in torrential catchments. *Actes du congrès international « Interpraevent 2002 » ; Matsumoto (Japan), 14-18 octobre 2002*.

REY F., VALLAURI D., CHAUVIN C. 2001. Génie écologique contre l'érosion des marnes dans les Alpes du sud. *Ingénieries EAT*, n°25, pp. 41-54.

REY F., CHAUVIN C. 2001. Forest restoration in marly southern French Alps. *Actes de la conférence internationale « Forest research: a challenge for an integrated European approach » ; Thessaloniki (Greece), 27 Août-1er Septembre 2001*, volume I, pp. 365-369.

- la réhabilitation, toujours à l'ordre du jour, d'un certain nombre de zones dégradées : il s'agit ici, après dégradation d'un milieu, de reconstituer ce milieu afin qu'il soit favorable à une réinstallation de la végétation ; les techniques employées sont le génie civil pour la stabilisation des terrains et le génie biologique pour la revégétalisation. Dans les Alpes du sud, les terrains en érosion vive peuvent faire l'objet d'une réhabilitation, qui relève de la compétence des services RTM.

## **1-2 - Gestion optimale**

Les restaurateurs de terrains en montagne cherchant à lutter contre l'érosion sur marnes noires se doivent aujourd'hui de trouver un compromis entre protection suffisante et gestion économique, en raison des restrictions budgétaires actuelles pour ce domaine de la gestion des territoires. L'objectif des recherches en cours est donc de définir des stratégies optimales pour la gestion des problèmes d'érosion par le génie écologique, par une gestion spatiale efficace de la végétation et des ouvrages de génie biologique.

Pour répondre à ces préoccupations, nous proposons une application des principaux résultats de la thèse. Le principe clé est qu'une couverture végétale totale sur une ravine n'est pas indispensable pour stopper la production sédimentaire à l'exutoire de celle-ci. Ce principe avait déjà été esquissé par Brochot (1993), sur la base d'une étude portant sur une population de 54 bassins versants.

On réalise à ce niveau de l'étude la jonction avec des études antérieures, qui avaient déjà permis de préconiser une méthode de cartographie de Zones d'interventions forestières prioritaires (ZIFP) dans les pineraies noires vieilles, de définir des règles de gestion de ces peuplements, ou encore de donner des éléments pour le choix des techniques de génie biologique à utiliser en fonction du lieu d'implantation des ouvrages sur une ravine.

L'ensemble des outils de gestion développés doit permettre, pour l'installation d'ouvrages de génie biologique, l'entretien de la végétation installée ou la réalisation de coupes forestières, de définir spatialement des priorités d'interventions – afin d'orienter les crédits à investir – aux échelles de la forêt domaniale, du bassin versant et de la ravine, ainsi que de déterminer des règles d'intervention.

Ces stratégies ont pour finalité d'aider les services RTM pour la réhabilitation des terrains érodés, ainsi que les services de gestion de l'ONF pour la pérennisation des forêts restaurées. Elles représentent des outils d'aide à la décision pour l'établissement des cartes d'aléa pour l'érosion dans les PPR, pour les opérations de restauration écologique et pour les aménagements forestiers.



## **2 - RÉHABILITATION DES ÉCOSYSTÈMES ÉRODÉS**

### **2-1 - Zones d'interventions prioritaires**

Le principe de gestion optimale impose autant que possible de définir spatialement des priorités d'intervention ; cela va jusqu'à déterminer des zones de non-intervention.

Nous avons vu que l'échelle d'action de la végétation contre l'érosion est celle de la ravine. Mais la réussite de l'installation d'une couverture végétale à cette échelle dépend de facteurs abiotiques s'exprimant à l'échelle plus vaste du bassin versant.

#### **2-2-1 - A l'échelle d'une « forêt » domaniale : détermination des bassins versants prioritaires**

A l'échelle d'une « forêt » domaniale, ou tout du moins à une échelle régionale, il est possible de déterminer les bassins versants à réhabiliter en priorité. A cette échelle, c'est surtout la présence d'enjeux socio-économiques qui va déterminer les choix.

#### **2-2-2 - A l'échelle des bassins versants prioritaires : détermination des ravines prioritaires**

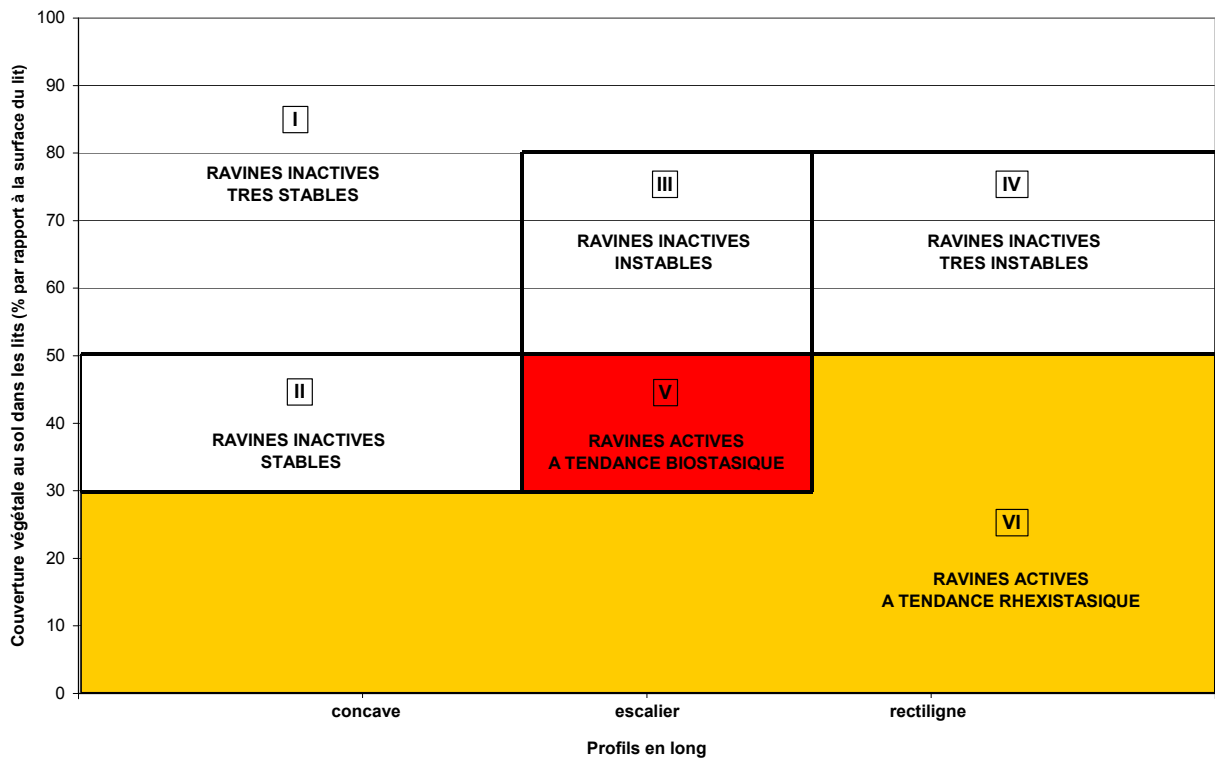
L'influence de la végétation ayant lieu principalement à l'échelle de la ravine, cette dernière constitue l'échelle élémentaire d'intervention en réhabilitation.

A l'échelle des bassins versants prioritaires, on peut déterminer les ravines prioritaires à réhabiliter. Pour cela, on peut utiliser deux critères : l'érodabilité des terrains et la présence d'une végétation naturelle.

L'érodabilité des terrains dépend directement de paramètres physiques tels que la lithologie ou la topographie. Sur l'ensemble des substrats marneux, les interventions seront réalisées prioritairement sur les terrains marno-calcaires plutôt que sur les terrains marneux.

La présence d'une végétation naturelle peut indiquer que l'activité érosive est moins importante qu'ailleurs, et donc qu'une végétalisation peut plus facilement s'envisager. Pour déterminer ces ravines, il est possible d'utiliser la typologie de ravines établie précédemment. Parmi les ravines actives, les interventions prioritaires seront réalisées dans les *ravines actives à tendance biostasiques* par rapport aux *ravines actives à tendance rhexistasiques* (figure 32).

**Figure 32 : Priorités d'intervention de réhabilitation au sein des ravines actives**  
**En rouge : 1<sup>ère</sup> priorité ; en jaune : 2<sup>ème</sup> priorité**



### 2-2-3 - A l'échelle des ravines prioritaires : interventions optimales

Au sein d'une ravine à réhabiliter, il est possible de déterminer l'étendue de la correction nécessaire et suffisante pour obtenir une extinction de cette ravine. Pour cela, on peut utiliser le principe selon lequel la distribution spatiale de la végétation sur une ravine est importante pour la réduction de la production sédimentaire à son exutoire, la végétation située dans les lits des ravines jouant un plus grand rôle dans la maîtrise de l'érosion que la végétation située sur les versants ou les interfluves. C'est la présence de cette couverture végétale à l'aval de la ravine qu'il faut assurer pour envisager de manière optimale une inactivité à l'exutoire de la ravine. Nous avons vu que la valeur minimale de recouvrement végétal, pour laquelle la production de sédiments à l'exutoire des ravines s'est avérée quasi nulle, est de 33 %, à condition que la végétation occupe bien les fonds de talwegs. On peut donc chercher à obtenir par des opérations de végétalisation ce taux minimum de 33 % de couverture végétale dans les lits. Les opérations de végétalisation par génie biologique doivent ainsi s'effectuer dans les lits des ravines, puis sur les berges et éventuellement sur les bas de versant.

Ainsi, il n'est pas nécessaire de végétaliser une ravine en entier pour stopper la production sédimentaire à son exutoire. La végétalisation des hauts et milieux de versant n'est pas indispensable : si ces zones amont sont érodées et produisent des sédiments, ces derniers seront stoppés par la végétation située à l'aval de la ravine et n'atteindront ainsi pas l'exutoire de celle-ci ; ces zones correspondent ainsi à des zones de « non-intervention ».

Bien entendu, il faut que les barrières végétales permettant cette rétention des sédiments soient à terme suffisamment présentes. Pour s'assurer d'atteindre ce taux minimal de 33 %, on peut préconiser une intervention partielle sur les 50 % aval de la ravine ; ce chiffre peut toutefois varier en fonction des caractéristiques géomorphologiques de la ravine : si les pentes sont très fortes par exemple, le pourcentage de recouvrement devra être revu à la hausse. Un suivi et un entretien des ouvrages de génie biologique sont indispensables pour veiller à ce que le taux minimum de 33 % de couverture végétale soit bien atteint, et surtout que la végétation occupe bien les zones-clé du lit de la ravine.

## **2-2 - Règles d'interventions en réhabilitation**

### **2-2-1 - Génie civil dans les lits principaux du bassin versant**

La végétation permet de lutter contre l'érosion à l'échelle des ravines du bassin versant. Pour cela, il faut en premier lieu maîtriser l'érosion régressive en stabilisant les berges des lits principaux du bassin, car la végétation ne peut se développer que sur des terrains temporairement stabilisés. En effet, toute opération de réhabilitation doit débiter par une stabilisation des sols et une lutte contre l'érosion concentrée.

Une intervention par génie civil est ainsi indispensable dans les lits principaux des torrents en préalable à toute opération de végétalisation des ravines. Le cas des marnes noires est particulièrement propice, car la roche est dure dès quelques centimètres sous le régolite, ce qui permet d'installer facilement des ancrages au pied des ravines. La base des ravines annexes connectées à ces lits principaux est alors stabilisée.

Une fois le lit principal corrigé, il est possible d'envisager la revégétalisation voire l'extinction des ravines. Notons qu'il est utopique voire dangereux d'espérer une végétalisation des lits principaux.

### **2-2-2 - Installation de la végétation par génie biologique**

#### *2-2-2-1 - Les ouvrages de génie biologique*

Outre les plantations, le génie biologique en contexte torrentiel fait souvent appel aux techniques de bouturage (Barrouillet, 1982). Trois types d'ouvrages sont utilisés : les cordons, les fascines et clayonnages, les garnissages. Ils sont constitués, entre autres, de boutures, c'est-à-dire de parties de plants – essentiellement des saules – qui, mis en contact avec le sol, vont émettre des rejets à partir des bourgeons. Les boutures ont la faculté de se développer rapidement en offrant une couverture du sol efficace en terme de protection contre l'érosion.

Les différents ouvrages de génie biologique se distinguent par leurs constituants et leur morphologie. Les cordons de boutures sont constitués uniquement de boutures placées verticalement dans le sol, ou bien installées horizontalement sur une banquette. Une grande quantité de boutures disposées en courbe de niveau sur un versant ou une berge permet d'obtenir une haie végétale (photo 38). Les fascines sont constituées de boutures regroupées en fagots, empilés derrière des pieux métalliques, de bois mort ou de boutures (photo 39). Les clayonnages comportent les mêmes constituants que les fascines, mais ici les boutures sont tressées une à une autour des pieux (photo 39). Enfin, les garnissages consistent à recouvrir le sol d'un tapis de boutures (photo 40).

**Photo 38 : Cordons de boutures**



**Photo 39 : Fascine**



**Photo 40 : Garnissages**

Les ouvrages de génie biologique peuvent être accompagnés par des plantations, de l'enherbement ou de l'engazonnement.

Les plantations ne sont cependant efficaces que si elles sont réalisées sur des terrains stabilisés et meubles, c'est-à-dire sur des zones d'atterrissement, en amont d'ouvrages de génie biologique ou de génie civil. En effet, on pense souvent qu'un simple boisement sur versant peut permettre de lutter efficacement contre l'érosion. Mais si un couvert forestier peut se révéler très efficace pour une protection active contre l'érosion, il peut également être totalement inefficace pour maîtriser l'érosion sans stabilisation des sols. Durant une visite de bassins marneux réhabilités dans les Baronnie, j'ai ainsi pu observer le rôle inefficace joué par un boisement censé permettre de lutter contre l'érosion. Le ruissellement existait de part et d'autre des troncs et les formes ravinées déchaussaient les arbres situés en bordure de ravine. Cette érosion sous forêt a été observée par d'autres auteurs comme Orme (1990) dans une forêt de conifères.

L'enherbement s'effectue essentiellement avec la bauche dont l'efficacité de piégeage des sédiments a été montrée tout au long de la thèse.

Quant à l'engazonnement, il est très peu utilisé sur marnes ; des expériences d'engazonnement sous toile de jute ont certes montré une certaine efficacité du dispositif pour la réduction de l'érosion, mais le coût d'un tel traitement apparaît rapidement dissuasif (Crosaz et Dinger, 1997).

Connaître l'efficacité des différents ouvrages biologiques de petite correction torrentielle dans la lutte contre l'érosion peut permettre de guider le choix des ouvrages à utiliser lors de la réhabilitation de ravines dégradées.

### 2-2-2-2 - Etude de l'efficacité des ouvrages de génie biologique

Le suivi sur plusieurs années de l'efficacité d'ouvrages installés dans des bassins versants érodés est une opération qui nécessite un temps long. Un autre moyen de connaître cette efficacité est d'étudier le résultat d'ouvrages anciens réalisés par les services RTM.

Une étude a ainsi été menée sur les départements de l'Isère et des Hautes-Alpes (Rey, 1999) – cette étude n'a pas été limitée aux terrains marneux mais les résultats permettent une première approche de l'efficacité des ouvrages de génie biologique. Une analyse et une interprétation des réussites et échecs obtenus par l'utilisation de 108 réalisations d'ouvrages ont été réalisés. L'efficacité des ouvrages a notamment été étudiée selon leur répartition spatiale au sein du bassin versant. Les ouvrages réalisés dans des lits principaux de bassins versants ont été distingués de ceux installés dans des ravines. La surface drainée, et par conséquent les contraintes hydrologiques et érosives, sont plus importantes dans le premier cas. Ensuite, l'efficacité des ouvrages a été jugée selon leur position dans le lit principal ou la ravine. Cette distinction permet de séparer les ouvrages soumis plutôt à une érosion concentrée (lits et berges) ou plutôt à une érosion diffuse (versants). Un ouvrage a été jugé efficace lorsqu'il a permis d'installer une couverture végétale sur plus de 50 % de la surface d'un sol initialement érodé. Les résultats apparaissent dans les tableaux suivants (tableaux 19 et 20) :

**Tableau 19 : Efficacité des ouvrages de génie biologique installés dans des talwegs principaux de bassins versants, d'après une étude réalisée sur deux départements français alpins (38 et 05)**

<i>Technique</i>	<i>Position dans le talweg principal</i>		
	<i>lit</i>	<i>berge</i>	<i>versant</i>
Cordons		++ / +++	++ / +++
Fascines et clayonnages	-	+++	++
Garnissages	+		

Efficacité : +++ : > 75 % ; ++ : entre 50 et 75 % ; + : entre 25 et 50 % ; - : < 25 % ; grisé : pas d'utilisation

**Tableau 20 : Efficacité des ouvrages de génie biologique installés dans des ravines élémentaires de bassins versants, d'après une étude réalisée sur deux départements français alpins (38 et 05)**

<i>Technique</i>	<i>Position dans la ravine secondaire</i>		
	<i>lit</i>	<i>berge</i>	<i>versant</i>
Cordons		+	++
Fascines et clayonnages	-	+++	++ / +++
Garnissages	++ / +++		

Efficacité : +++ : > 75 % ; ++ : entre 50 et 75 % ; + : entre 25 et 50 % ; - : < 25 % ; grisé : pas d'utilisation

La plus ou moins grande efficacité des ouvrages de génie biologique s'explique par leur différence de nature et de morphologie, dans un contexte érosif donné.

Dans les lits principaux d'un bassin versant ou le lit d'une ravine, les garnissages donnent de bons résultats car ce sont des ouvrages flexibles, contrairement aux fascines et clayonnages qui constituent des ouvrages rigides. Ainsi, lors des crues, les boutures des garnissages ne s'opposent pas aux écoulements concentrés ; elles sont plaquées au sol et sont recouvertes par des dépôts de sédiments meubles. Les boutures vont alors rejeter au contact de ces sédiments et se développer à nouveau. Les fascines et les clayonnages sont pour leur part des ouvrages qui s'opposent aux écoulements concentrés. Dans une ravine, ces ouvrages peuvent être efficaces si la surface drainée n'est pas trop importante – même si les résultats de l'étude indiquent une très faible efficacité. Dans les talwegs principaux, il est par contre utopique de chercher à installer des ouvrages biologiques rigides ; seuls des ouvrages de génie civil peuvent résister à de fortes contraintes hydrologiques.

Sur les berges et les versants, il n'est pas apparu de différence d'efficacité très marquée entre les différents ouvrages. Les fascines et les clayonnages se sont toutefois montrés particulièrement efficaces dans les ravines ; l'explication provient certainement du fait que leur morphologie leur permet une importante rétention des sédiments érodés favorable au développement des boutures et plants, les cordons de boutures étant moins « filtrants » et donc moins efficaces.

#### *2-2-2-3 - Rôle des ouvrages de génie biologique dans le piégeage des sédiments*

De par leur morphologie, les ouvrages de génie biologique ont une efficacité différente pour le piégeage à court terme des sédiments. Ainsi, les cordons de boutures présentent une partie aérienne permettant de piéger, tel un peigne, les sédiments les traversant. Par contre, les fascines, les clayonnages et les garnissages ne permettent pas de piéger immédiatement des sédiments ; ce n'est qu'une fois la reprise des boutures engagée que ce rôle commencera.

Mais comme nous l'avons vu précédemment, les fascines (et les clayonnages) sont les ouvrages les plus adaptés, de par leur résistance, à la végétalisation des lits de ravine.

Il apparaîtrait dès lors un moyen de combiner les avantages des cordons et des fascines, en construisant des « fascines bouturées » : sur l'atterrissement de matériaux au-dessus de la fascine, il s'agirait de placer des rangées de boutures et de créer ainsi des haies végétales allant d'une berge à l'autre du lit.

#### *2-2-2-4 - Choix des ouvrages*

A l'intérieur des ravines, on peut tenter de définir une stratégie pour le choix des ouvrages de génie biologique à utiliser, suivant la localisation d'intervention sur la ravine. Cette stratégie est présentée dans le tableau 21 suivant :

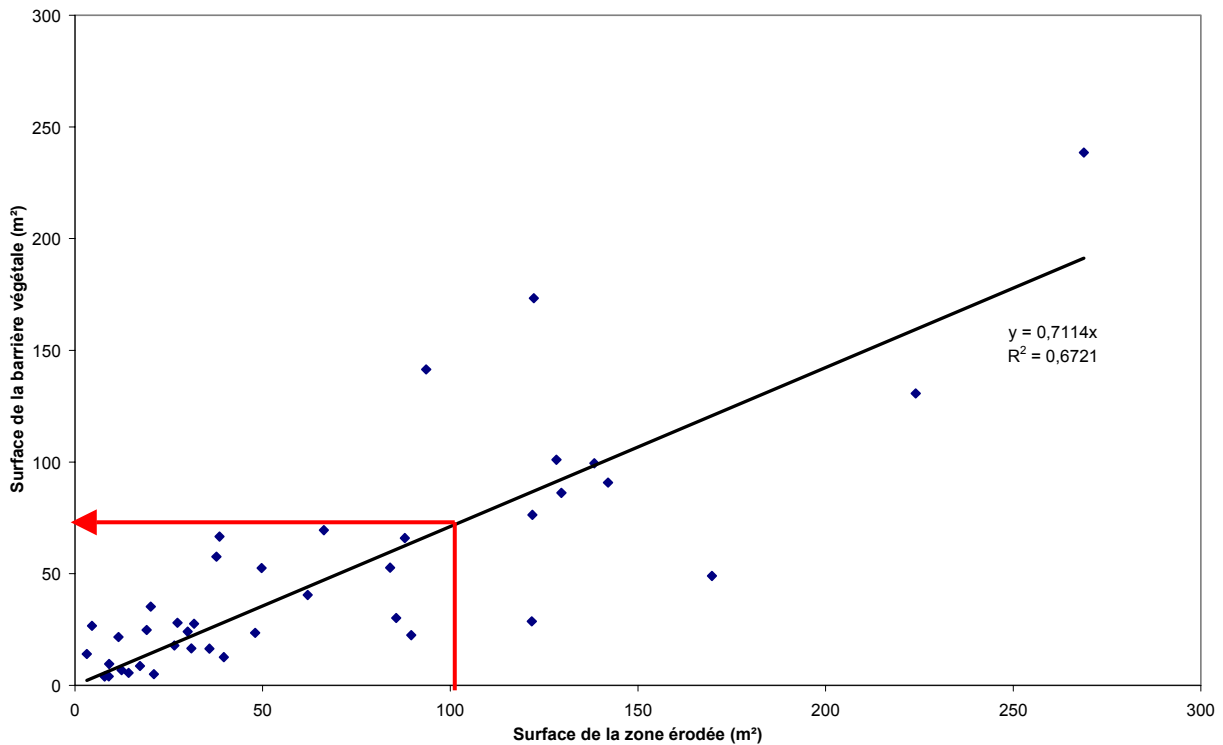
**Tableau 21 : Proposition d'une stratégie de choix des ouvrages de génie biologique en fonction de la position d'installation de l'ouvrage sur la ravine**

Position sur la ravine	lit	berge	bas de versant
Ouvrages à utiliser	fascines bouturées + garnissages de boutures + bauche	cordons de boutures + bauche	fascines et clayonnages + bauche

2-2-2-5 - Dimensionnement des ouvrages

Lorsqu'il s'agit d'installer un ouvrages de petit génie biologique à l'aval d'une zone érodée de surface inférieure à 300 m<sup>2</sup>, il est possible d'utiliser les résultats du 2<sup>ème</sup> chapitre de la 1<sup>ère</sup> partie sur l'efficacité des barrières végétales. Le graphe exprimant la relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » à l'aval pour le piégeage des sédiments peut être mis à profit pour fournir un abaque permettant de dimensionner les ouvrages de génie biologique (figure 33).

**Figure 33 : Utilisation de la relation entre la surface d'une zone érodée piégée et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour le dimensionnement des ouvrages de génie biologique**

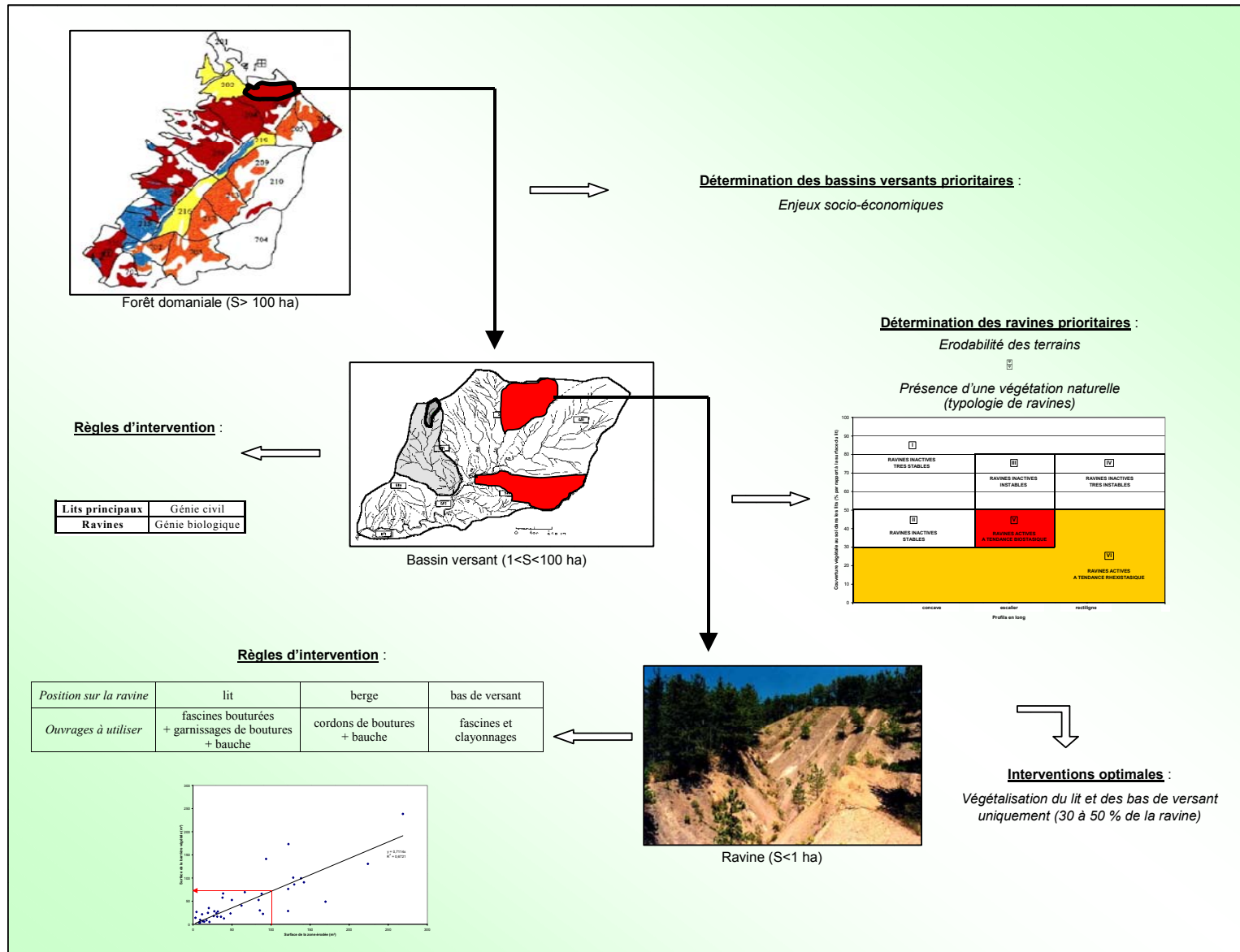


Par exemple, pour stopper complètement les sédiments issus d'une zone érodée de 100 m<sup>2</sup>, il faudra une barrière végétale d'environ 75 m<sup>2</sup> de surface.

2-2-3 – Récapitulatif

La figure 34 résume les stratégies de détermination et de cartographie des zones d'interventions prioritaires en réhabilitation.

Figure 34 : Stratégies d'intervention en réhabilitation





### **3 - ACCOMPAGNEMENT ET GESTION DURABLE DE L'ÉCOSYSTÈME RÉHABILITÉ**

#### **3-1 - Contexte dans les Alpes du sud**

La protection contre l'érosion assurée par les végétaux installés, dits de « première génération », va être effective jusqu'au vieillissement – et donc à la déstabilisation – de ces végétaux. La durabilité de la protection contre l'érosion à long terme va dépendre de la pérennité de la couverture végétale.

Les constats d'efficacité de la couverture végétale en terme de protection contre l'érosion sont valables au jour d'aujourd'hui. Sur les terrains marneux des Alpes du sud, une couverture forestière de pin noir d'Autriche a été installée de manière très dense. Mais ces forêts connaissent aujourd'hui des problèmes d'instabilité dus à leur âge avancé, leur monospécificité, leur état sanitaire dégradé par les attaques parasitaires, leur densité trop forte et leur manque d'entretien (Vallauri *et al.*, 1997). Des reprises d'érosion suite à une déstabilisation des arbres peut être envisagée dans certaines ravines, ce qui pourrait avoir des répercussions sur les productions sédimentaires aux exutoires des bassins versants. La couverture végétale doit donc être pérennisée pour assurer une protection durable contre l'érosion. En parallèle, l'entretien du génie civil peut être minimal par endroits.

L'amorce naturelle d'une deuxième génération végétale peut être effective ou non, et nécessiter une intervention humaine d'accompagnement de la dynamique végétale (éclaircies dans les peuplements forestiers, reboisements complémentaires...) (Vallauri, 1997).

Pour savoir s'il lui est nécessaire d'intervenir, le gestionnaire forestier doit connaître les potentialités du bassin réhabilité en terme de régénération du peuplement forestier. Dans cette optique, une analyse écologique 120 ans après réhabilitation par le pin noir d'Autriche a été menée dans les Alpes du sud. L'étude a été réalisée sur le bassin versant torrentiel marneux du Saignon, dans les Alpes-de-Haute-Provence ; elle a dressé un bilan de la dynamique de la restauration écologique sur plusieurs points (Vallauri, 1997).

Concernant les stations forestières, il a été mis en évidence la capacité de régénération de la plupart d'entre elles, hormis les stations les plus sèches d'adret. Cette capacité de régénération est favorisée par la restauration des sols autrefois décapés ; on trouve aujourd'hui des régosols peu différenciés mais objets d'une activité lombricienne perceptible et d'une prospection racinaire importante (Vallauri *et al.*, 1998). La restauration de la diversité des arbres est potentiellement forte sous couvert du Pin noir mais elle s'exprime aujourd'hui de manière aléatoire. L'expérience issue de certaines coupes réalisées montre que la deuxième génération de peuplement forestier est en général une phase post-pionnière constituée d'érable à feuille d'obier et d'alisier blanc (Rey, 2000). Nous avons également observé le retour en deuxième génération de la végétation climacique constituée, pour la zone étudiée, d'une forêt de chêne pubescent. Dans tous les cas, la présence des oiseaux disséminateurs constatée sur les sites (Finet, 1999) laisse présager de bonnes potentialités pour la restauration de la diversité des arbres. Le renouvellement naturel des peuplements de Pin noir par une végétation forestière feuillue constituerait un gage de pérennité de la couverture végétale, car le pin noir étant aujourd'hui décimé par le gui (Vallauri, 1998), y compris parmi les jeunes plants, son avenir reste plus que compromis.

Il apparaît donc que s'il existe un certain potentiel de régénération de la couverture forestière, la pérennisation naturelle de cette couverture végétale n'est pas certaine ; un accompagnement de cette régénération peut ainsi s'avérer utile voire indispensable.

### *3-2 - Zones d'interventions forestières prioritaires*

#### **3-2-1 - A l'échelle d'une « forêt » domaniale : détermination des bassins versants prioritaires**

Une réflexion à l'échelle du bassin versant – donc de l'aménagement forestier – doit d'abord être menée. Ainsi, nous avons proposé dans un article précédent (Rey *et al.*, 1998) une méthode de détermination et de cartographie de Zones d'Interventions Forestières Prioritaires (ZIFP), appliquée aux peuplements de pin noir d'Autriche sur marnes. Cette méthode fait intervenir des critères d'une part d'importance et de probabilité d'occurrence de l'aléa, d'autre part de stabilité des forêts. Elle préconise ainsi des interventions prioritaires en cas de forte probabilité d'occurrence de l'aléa – dans le cas des substrats marneux, les efforts seront concentrés sur les marnes plutôt que sur les terrains marno-calcaires ou calcaires – et de faible stabilité de la forêt de protection.

Cette méthode permet une approche globale, à l'échelle d'un bassin versant. La détermination des zones prioritaires d'intervention peut ainsi être réalisée par parcelle forestière de quelques hectares, selon la méthode rappelée sur la figure 35.

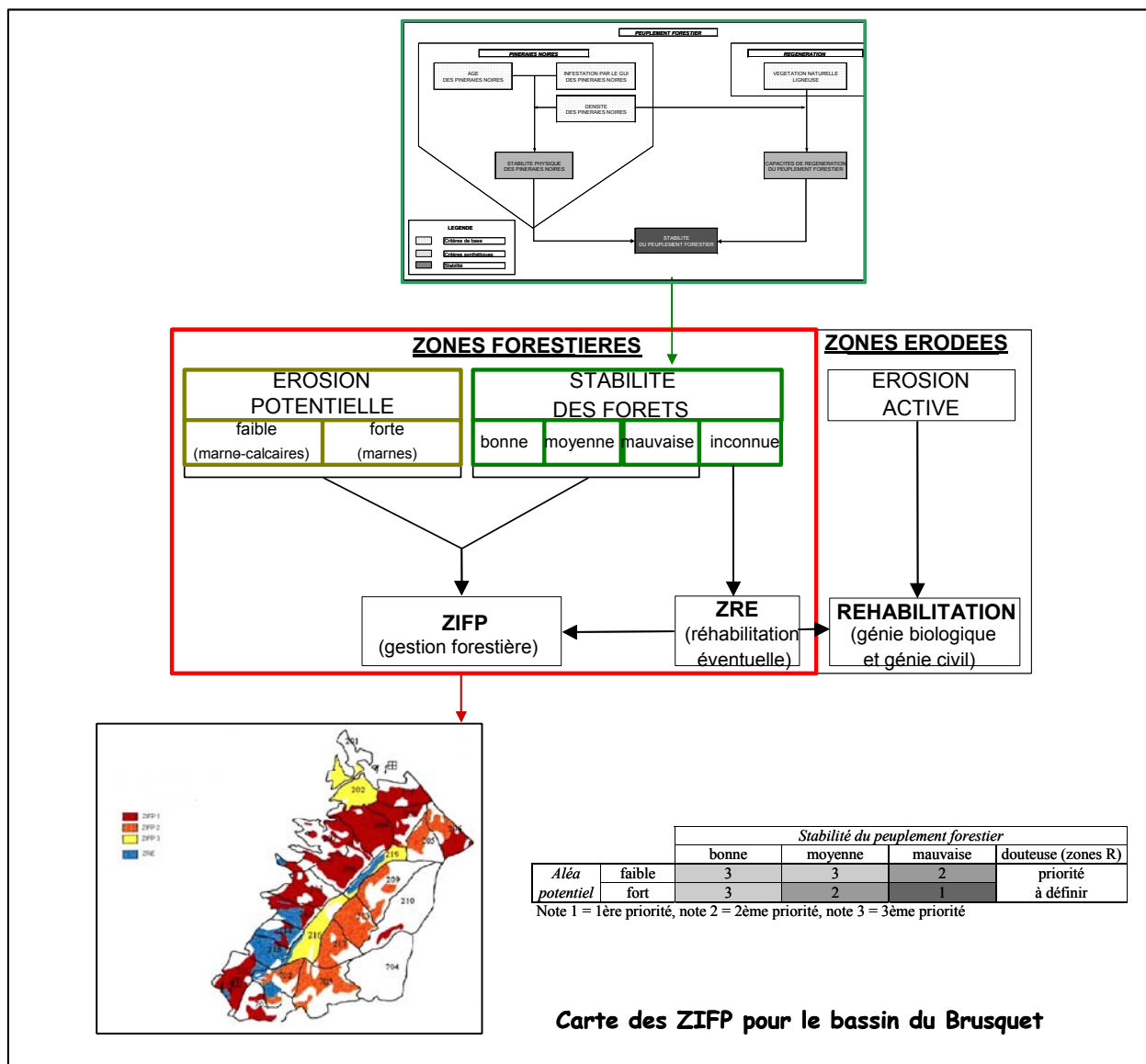
#### **3-2-2 - A l'échelle des bassins versants prioritaires : détermination des ravines prioritaires**

Les connaissances acquises sur l'influence de la végétation sur l'érosion des marnes permettent d'affiner les stratégies de choix des zones à traiter en priorité, à l'échelle plus précise de la ravine. Il est en effet possible, à l'intérieur d'un bassin versant de même note de ZIFP, de mettre en évidence les ravines végétalisées inactives où la protection contre l'érosion par la végétation forestière est susceptible d'être remise en cause à brève échéance : ces ravines sont à traiter prioritairement.

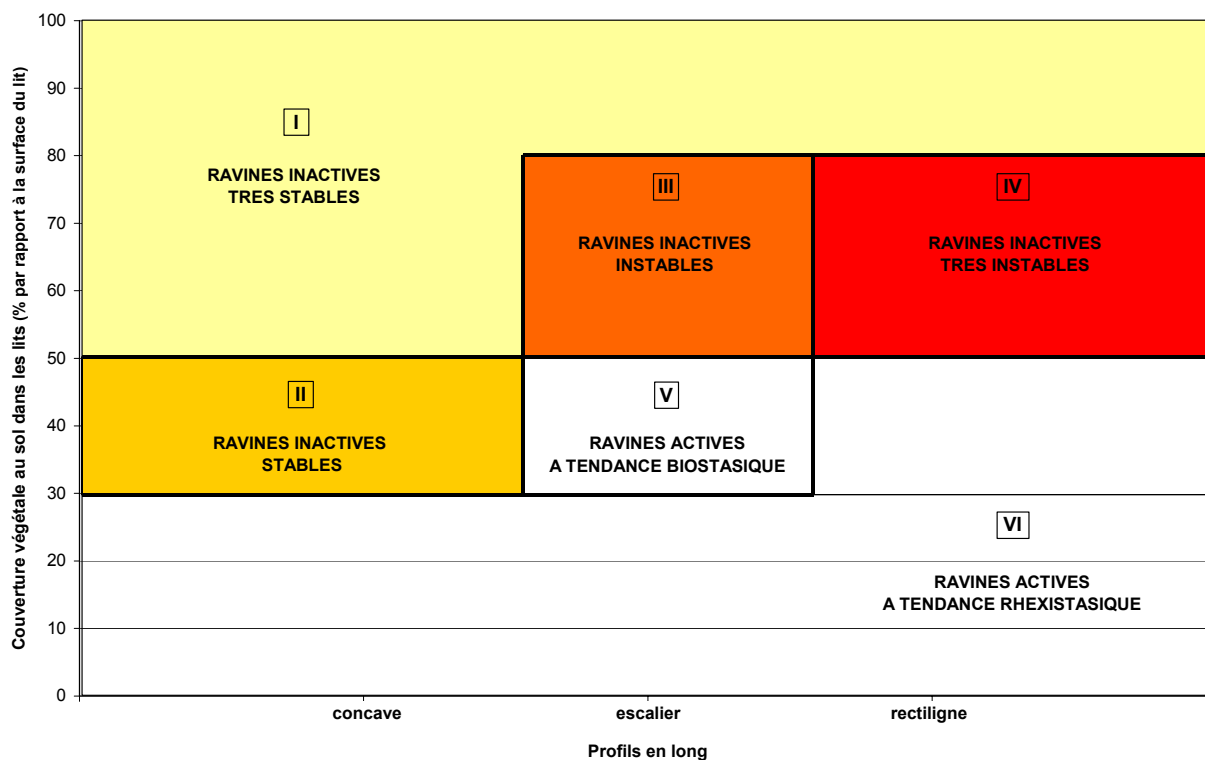
La typologie de ravines permet de caractériser la plus ou moins grande stabilité des ravines et donc de déterminer les priorités d'intervention selon les ravines rencontrées. Ainsi, parmi les 4 types de ravines inactives de la typologie et au sein d'une même ZIFP, les interventions forestières visant à renouveler la couverture végétale seront prioritairement réalisées de la manière suivante (figure 36) :

- 1<sup>ère</sup> priorité : ravines inactives très fragiles (type IV) ;
- 2<sup>ème</sup> priorité : ravines inactives fragiles (type III) ;
- 3<sup>ème</sup> priorité : ravines inactives stables (type II) ;
- 4<sup>ème</sup> priorité (ou non-intervention) : ravines inactives très stables (type I).

**Figure 35 : Méthode de détermination et de cartographie des zones d'interventions forestières prioritaires**



**Figure 36 : Priorités d'intervention de gestion sylvicole au sein des ravines inactives**  
**En rouge : 1<sup>ère</sup> priorité ; en orange : 2<sup>ème</sup> priorité ; en ocre : 3<sup>ème</sup> priorité ; en jaune : 4<sup>ème</sup> priorité**



### 3-2-3 - A l'échelle des ravines prioritaires : interventions optimales

Une fois effectué le choix des ravines à traiter en priorité, on peut tenter de déterminer l'étendue de l'intervention suffisante pour maintenir l'extinction d'une ravine. En effet, il n'est pas nécessaire pour cela de renouveler l'ensemble d'une forêt âgée sur une ravine complètement végétalisée.

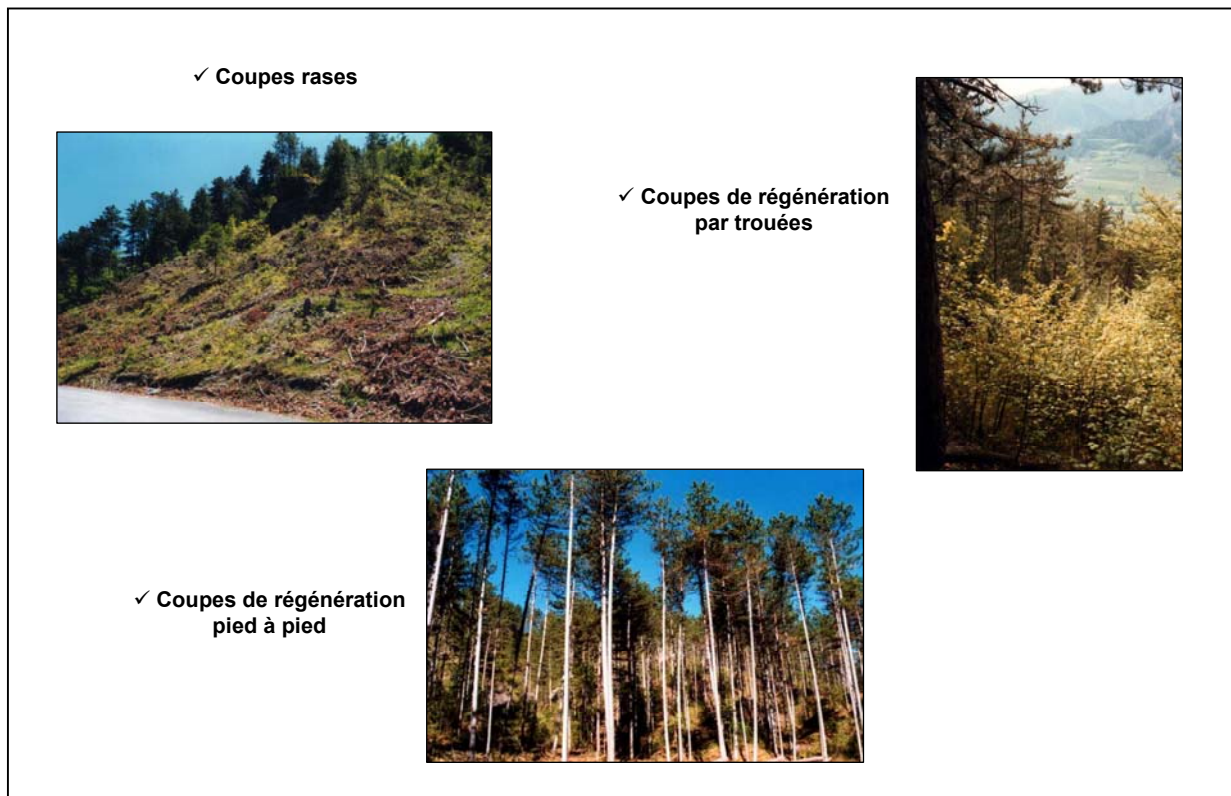
On peut définir à l'intérieur de la ravine des zones de « non-intervention ». Il est en effet possible de laisser des zones en érosion non végétalisées sans que les sédiments érodés sur ces zones ne rejoignent l'exutoire de la ravine. Dans ces zones, une reprise d'érosion suite à une disparition de la couverture végétale ne serait pas préjudiciable en terme de production de sédiments à l'exutoire des ravines concernées. Ces zones de non-intervention correspondent à la partie amont de chaque ravine élémentaire, partie d'ailleurs souvent la plus difficilement exploitable par coupe forestière. La couverture végétale minimale à maintenir dans les lits dans le cas d'un renouvellement de forêt vieillie dépend alors de la répartition actuelle de la couverture végétale au sein de la ravine, et notamment du profil en long hérité de cette ravine. La typologie peut donc également être utilisée à ce stade pour déterminer les seuils de couverture végétale au-dessous desquels il convient de ne pas descendre lors de l'exploitation forestière. Là aussi, on peut préconiser des interventions garantissant le maintien d'au moins 33 % de couverture végétale sur la ravine, toujours à l'aval, au sol et dans le lit de celle-ci. Des compléments d'intervention par utilisation d'ouvrages de génie biologique peuvent se révéler nécessaires.

### **3-3 - Règles d'interventions**

#### **3-3-1 - Gestion sylvicole**

Des règles de gestion sylvicole des peuplements de pin noir d'Autriche pour une pérennisation de la couverture végétale ont été exposées à l'échelle de la forêt domaniale (Rey et Chauvin, 1998). Des propositions d'intervention par coupe (figure 37) ont ainsi été proposées, sur une base bibliographique couplée à une analyse de l'effet de différents types de coupes – pratiquées ces dernières années – sur la régénération forestière (Rey, 2000). Ainsi, des coupes de régénération par trouées sont recommandées si les semis présents sous le couvert des pins noirs sont abondants ( $> 1\ 500$  plants/ha) et s'ils sont jugés suffisamment diversifiés, alors que des coupes de régénération pied à pied sont à envisager si les semis sont absents ou peu présents ( $< 1\ 500$  plants/ha), ou bien s'ils sont abondants mais trop peu diversifiés. Les coupes rases sont quant à elles à proscrire.

**Figure 37 : Les différents types de coupes pour exploiter le pin noir d'Autriche**



Les connaissances acquises au cours de la thèse sur les interactions végétation-érosion permettent d'affiner les propositions d'intervention à l'échelle des ravines. Nous sommes en effet en mesure d'apporter des précisions sur la taille et la disposition des zones à exploiter.

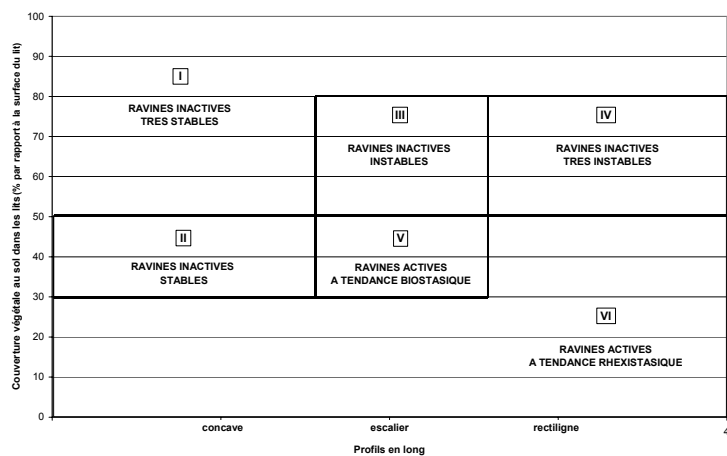
Ainsi, il apparaît indispensable de ne pas choisir la parcelle forestière comme unité d'exploitation élémentaire ; il faut en effet éviter de pratiquer une « coupe rase » à l'échelle d'une ravine entière.

Nous avons vu qu'il n'était pas indispensable d'exploiter l'amont d'une ravine ; seule la couverture à l'aval de la ravine est indispensable en terme de lutte contre la production sédimentaire des ravines. Dans cette zone aval à exploiter, il faut assurer le maintien de la couverture végétale, notamment des arbustes.

Dans le cas où une exploitation par trouées est préconisée, il faut veiller à alterner zones végétalisées denses et zones de coupe pendant tout le temps de l'exploitation – qui peut durer jusqu'à dix ans. Il est possible de déterminer la taille maximale que peut prendre une trouée pour s'assurer qu'une reprise d'érosion dans celle-ci ne soit pas préjudiciable en terme de reprise d'érosion à l'exutoire de la ravine dans laquelle est pratiquée cette trouée. Sur la base des observations du 2<sup>ème</sup> chapitre de la 2<sup>ème</sup> partie, nous savons que les sédiments issus d'une zone érodée de 300 m<sup>2</sup> environ peuvent être complètement piégés par une barrière végétale adéquate à l'aval. Nous pouvons donc retenir cette surface comme une surface limite pour la taille des trouées d'exploitation, ce qui correspond à une trouée d'environ 20 mètres de diamètre.

### 3-3-2 - Couverture végétale au sol

Outre la gestion des arbres, il convient également de maintenir une couverture végétale au sol dans les ravines inactives. Pour cela, la typologie de ravines (figure 38) peut être utilisée pour planifier des interventions optimales par type de ravine (tableau 22).



**Figure 38 : Rappel de la typologie de ravines partiellement végétalisées pour un diagnostic de leur état de stabilisation ou d'activité érosive**

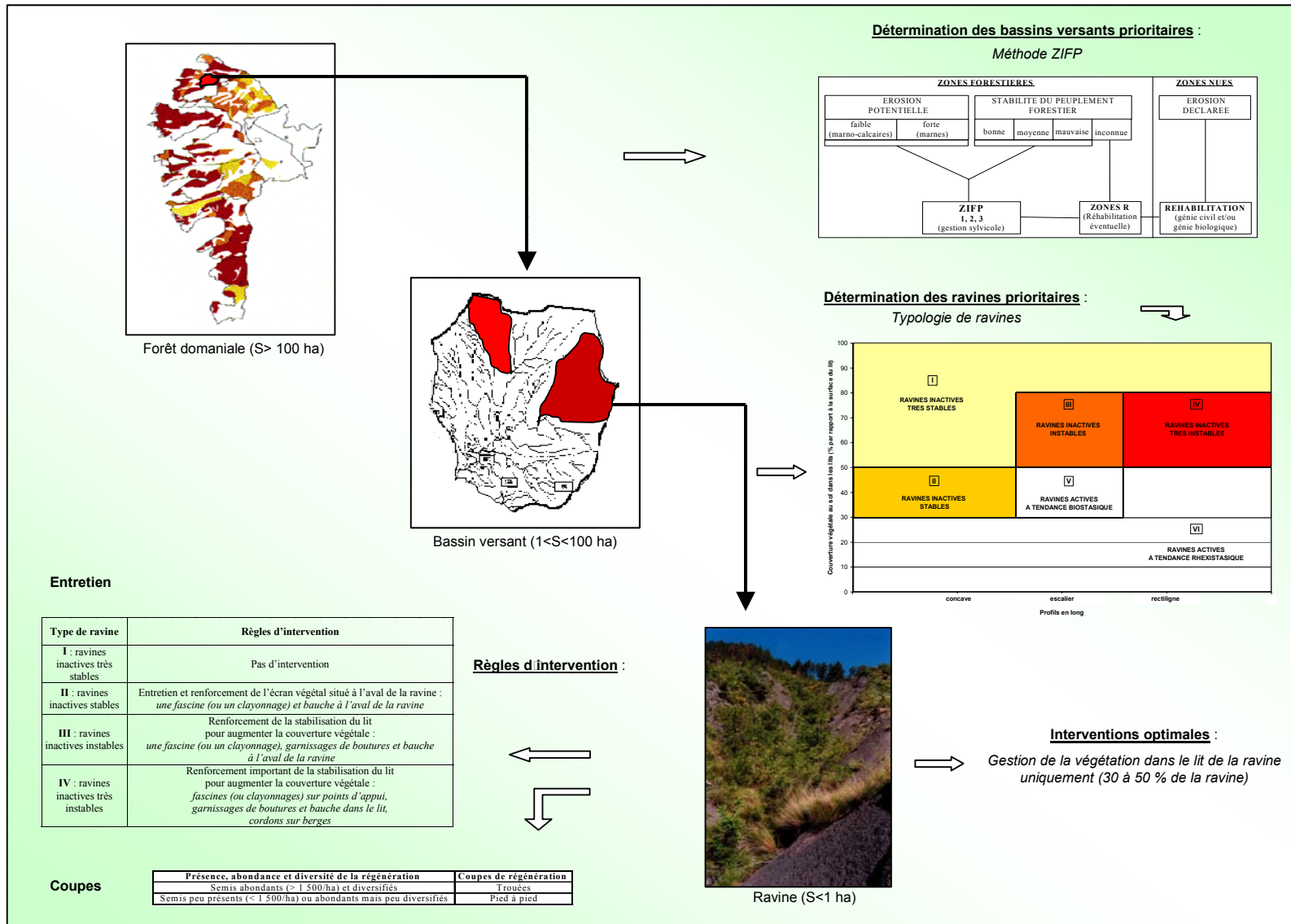
**Tableau 22 : Stratégies d'intervention par type de ravine**

<b>Type de ravine</b>	<b>Règles d'intervention</b>
<b>I</b> : ravines inactives très stables	Pas d'intervention
<b>II</b> : ravines inactives stables	Entretien et renforcement de l'écran végétal situé à l'aval de la ravine : <i>une fascine (ou un clayonnage) et bauche à l'aval de la ravine</i>
<b>III</b> : ravines inactives instables	Renforcement de la stabilisation du lit pour augmenter la couverture végétale : <i>une fascine (ou un clayonnage), garnissages de boutures et bauche à l'aval de la ravine</i>
<b>IV</b> : ravines inactives très instables	Renforcement important de la stabilisation du lit pour augmenter la couverture végétale : <i>fascines (ou clayonnages) sur points d'appui, garnissages de boutures et bauche dans le lit, cordons sur berges</i>

### **3-4 - Récapitulatif**

La figure 39 résume les stratégies de détermination et de cartographie des zones d'interventions prioritaires en pérennisation, ainsi que les règles de gestion préconisées.

Figure 39 : Stratégies d'intervention en pérennisation





## 4 - CONCLUSION

Les recherches menées au cours de la thèse ont permis de proposer des stratégies économes de maîtrise de l'érosion par le génie écologique dans ces milieux difficiles. En particulier, l'étude des effets de piégeage des sédiments par la végétation a montré qu'il est possible de laisser des zones en érosion non végétalisées sans que les sédiments érodés sur ces zones ne rejoignent l'exutoire de la ravine ou du bassin versant. La « non-gestion » de ces zones, aussi bien en réhabilitation d'écosystèmes érodés qu'en pérennisation d'écosystèmes réhabilités, permet alors de répondre en partie au principe de gestion optimale.

On peut résumer l'apport des connaissances acquises grâce aux études de la thèse dans le tableau 23 suivant :

**Tableau 23 : Application des résultats pour l'établissement des stratégies de gestion de l'érosion par le génie écologique.** Les apports des connaissances acquises sur l'importance de la distribution spatiale de la végétation apparaissent en italique dans le tableau

<u>Applications</u>	<u>Réhabilitation</u>	<u>Gestion forestière</u>
<b>Gestion optimale</b>	<i>Taux nécessaire et suffisant de couverture végétale pour l'« extinction » d'une ravine</i>	
<b>Où intervenir ?</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>♦ <i>Zones de réhabilitation inutile</i></li> <li>♦ Zones de réhabilitation prioritaires (ZRP)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>♦ <i>Zones de pérennisation inutile</i></li> <li>♦ Zones d'interventions forestières prioritaires (ZIFP)</li> </ul>
<b>Règles d'interventions (dans les ZRP et les ZIFP)</b>	<i>Lieu d'installation des ouvrages de génie biologique</i>	<i>Lieu et taille des coupes</i>
	Choix de la technique de génie biologique	Choix du type de coupe
<b>Aménagement, prévention du risque</b>	<i>Diagnostic, aide à l'aménagement forestier et aux PPR</i>	

La typologie de ravines peut également constituer un outil d'aide à l'établissement des Plans de Prévention des Risques naturels (PPR). Elle permet en effet de diagnostiquer l'état de stabilisation des ravines partiellement végétalisées, et ainsi de repérer les ravines sensibles et fragiles d'un bassin versant, ravines inactives mais proches d'un seuil critique de déstabilisation. Il sera alors possible de définir des « zones vertes » correspondant aux terrains boisés, objets de prescriptions particulières quant à leur protection ou leur gestion (Berger et Liévois, 1998) : la végétation y est considérée comme ouvrage de protection à surveiller et entretenir.

Il faut préciser que les principes énoncés ici concernent la gestion de l'érosion et non pas celle des crues torrentielles. Ils ne peuvent donc pas être appliqués aux problèmes hydrologiques et aux crues, en particulier pour des cours d'eau à grande capacité de transport dont le risque est de type inondation, et dont les bassins versants représentent plusieurs centaines de kilomètres carrés.

Il faut également noter que la prise en compte d'un enjeu précis – ici le risque torrentiel et l'envasement des retenues hydroélectriques – donne lieu à l'établissement de règles de gestion spécifiques. Une gestion à l'échelle régionale reste cependant à inventer, car si l'influence de la végétation est certainement bénéfique dans la maîtrise de l'érosion, elle est plus ambiguë en ce qui concerne l'hydrologie des bassins versants. En particulier, l'incision des cours d'eau liée à la perte de charge solide de ceux-ci constitue un problème inquiétant à juste titre. Forestiers, géographes et aménageurs du territoire doivent donc se rencontrer et trouver ensemble des solutions.

## **CONCLUSION GÉNÉRALE**

## CONCLUSION GÉNÉRALE

### 1 - CONCLUSION SUR LE TRAVAIL DE THÈSE

L'ensemble des études menées à l'échelle du versant de ravine, de la ravine et du bassin versant met bien en évidence, comme l'affirme la littérature abondante sur le sujet, l'influence de la végétation dans la réduction de l'érosion.

Elles font particulièrement ressortir le fait que la végétation exerce, outre un rôle de protection des sols par couverture et fixation, une action de piégeage et de fixation des sédiments marneux à l'amont de barrières végétales. Ces processus ont lieu dans les ravines des bassins versants. Les végétaux situés à l'aval d'une ravine, et plus particulièrement les strates herbacée et sous-arbustive situées dans les lits, constituent les barrières les plus efficaces. Une relation linéaire moyenne a été mise en évidence entre des barrières végétales « efficaces » et des zones érodées « piégées ». Une dimension optimale de barrière végétale a également été mise en avant : une barrière recouvrant en surface seulement 20 % d'une zone marneuse entièrement en érosion peut suffire pour maîtriser complètement la sortie de sédiments de cette zone.

Ces barrières végétales permettent de réduire de manière significative l'apport de sédiments à l'exutoire des ravines et par conséquent dans les biefs collecteurs du bassin versant. Les résultats montrent ainsi que la production sédimentaire des ravines est corrélée avec le pourcentage de couverture végétale au sol dans les lits. Il ressort ainsi de ces observations que la distribution spatiale de la végétation forestière au sein des ravines est importante pour la réduction de production sédimentaire à leur exutoire. Des ravines de même couverture végétale totale peuvent avoir des productions sédimentaires très différentes et il est possible d'obtenir une « extinction » de ravine – c'est-à-dire une production sédimentaire nulle à son exutoire – avec un taux de couvert végétal partiel sur la ravine. Des barrières végétales bien disposées permettent d'obtenir une extinction de ravine avec seulement 33 % de couverture végétale – taux le plus bas observé sur notre échantillon de 38 ravines. Les ravines inactives étudiées présentent un taux moyen de végétalisation de leur lit de 67 %, avec un minimum observé à 14 %.

Une corrélation a également été établie entre le profil en long des ravines et leur stabilité, en lien avec la dynamique végétale qui s'oppose constamment à la dynamique érosive, ce rapport pouvant varier au gré des épisodes climatiques exceptionnels.

Une typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées a été mise au point en synthétisant les résultats présentés précédemment. Elle permet de distinguer six types de ravines, selon leur degré de biostasie (tendance à l'inactivité à l'exutoire) ou de rhexistasie (tendance à l'activité à l'exutoire). Elle met en avant des seuils de couverture végétale permettant de garantir une production de sédiments nulle à l'exutoire des ravines.

Les résultats de la thèse ont été appliqués au développement ou à l'amélioration d'outils d'aide à la gestion du risque torrentiel et au contrôle de l'érosion. Ils ont permis de proposer des stratégies de gestion optimale de ces problèmes. En particulier, l'étude des effets de piégeage des sédiments par la végétation a montré qu'il est possible de laisser des zones en érosion non végétalisées sans que les sédiments érodés sur ces zones ne rejoignent l'exutoire de la ravine ou du bassin versant. La « non-gestion » de ces zones, aussi bien en réhabilitation

d'écosystèmes érodés qu'en pérennisation d'écosystèmes réhabilités, permet alors de répondre en partie au principe de gestion optimale. Dans les zones où une gestion est préconisée, des priorités et des règles d'intervention ont été définies.

Ces éléments peuvent être pris en compte autant pour l'aménagement des forêts à rôle de protection contre l'érosion sur marnes que pour repenser une politique de revégétalisation-reboisement à l'échelle du bassin versant de la Durance, sur la base d'une gestion optimale. En outre, les ravines végétalisées présentant un caractère « fragile » pourraient faire l'objet d'un zonage dans les Plans de Préventions des Risques naturels (PPR), au titre de « zones vertes ».

La gestion envisagée ici à l'échelle locale, relative au risque torrentiel et à l'envasement des retenues hydroélectriques, laisse entière la question d'une gestion à l'échelle régionale, échelle à laquelle les dispositions adoptées localement à l'amont peuvent entraîner des effets défavorables, par exemple une incision accrue des lits des cours d'eau liée à la perte de charge solide de ceux-ci (Simon et Hupp, 1990). Forestiers, géographes et aménageurs du territoire doivent donc se rencontrer et trouver ensemble des solutions.

Les études ont été menées sur marnes, dans les Alpes du sud. Il reste à voir dans quelles mesures les résultats peuvent être transcrits dans d'autres situations. Nous avons vu que le climat régional était important et pouvait déterminer l'agressivité des pluies. Le substrat est lui aussi important. Dans le cas des marnes, nous avons affaire à un contexte torrentiel dit d'affouillement, avec une prédominance de sédiments fins (Poncet, 1995). D'autres substrats ont des granulométries similaires, par exemple les alluvions fluvio-glaciaires. Mais avec les substrats dont l'érosion produit des sédiments grossiers, correspondant à un contexte torrentiel « à clappes », par exemple avec les calcaires ou les schistes, il est certain que l'effet des barrières végétales doit être différent. La taille des produits de l'érosion augmentant, on parlerait alors plus de pierres et de blocs que de sédiments. On se situerait alors à la limite, au niveau de l'aléa, entre l'érosion et la chute de pierre, voire du glissement. Un rapprochement avec des études menées spécifiquement dans ces autres domaines serait alors particulièrement intéressant.

## **2 - PERSPECTIVES**

Plusieurs perspectives d'études ou d'aménagements sont possibles au débouché du travail de thèse accompli.

### **2-1 - Perspectives d'étude**

#### **2-1-1 - Génie biologique sur ravines marneuses d'après la typologie de ravines**

Il s'agirait ici de tester les stratégies de gestion optimale proposées pour chaque type de ravines, en réhabilitation de ravines actives par génie biologique. Il conviendrait d'analyser, sur un réseau de ravines représentatives, l'impact des interventions sur la production sédimentaire à l'exutoire de ces ravines. Une estimation « coût des interventions / avantages en terme de sédiments retenus » pourrait également être réalisée.

On se propose ainsi de végétaliser des ravines de type V et VI, en génie biologique optimal, et de suivre la production sédimentaire de ces ravines sur 3 ans minimum. Pour évaluer l'effet des travaux de végétalisation sur les flux de sédiments, on peut comparer les productions sédimentaires observées après travaux après celles étudiées durant 3 ans avant travaux. Les ravines traitées à l'occasion de ces chantiers pilotes permettraient également d'étudier à long terme la dynamique de recolonisation de l'ensemble de la ravine, pour une meilleure compréhension des mécanismes à assister ou empêcher.

Les travaux effectués constitueraient une expérimentation en vraie grandeur rarement réalisée même à l'étranger. Ils permettraient de mettre en évidence et d'illustrer l'impact de travaux de végétalisation sur l'érosion. Cette étude pourrait alors constituer un premier pas vers des chantiers plus vastes de végétalisation des substrats marneux dans les Alpes du sud. A moyen terme, une expérimentation plus large à l'échelle d'un bassin versant pourrait être envisagée, afin de coupler les travaux de végétalisation de ravines avec ceux de correction des torrents par du génie civil. Une telle réalisation avait été envisagée voici quelques années sur le bassin versant du Francon à Draix, puis abandonnée en raison des coûts trop élevés.

### **2-1-2 - Pérennisation de ravines inactives par gestion forestière et/ou entretien**

L'objectif serait ici de tester les stratégies de gestion optimale proposées pour la pérennisation des écosystèmes réhabilités.

On se propose de réaliser une exploitation par coupe du pin noir dans des ravines inactives de type I, II, III et IV, selon les modalités de gestion optimale proposées dans la dernière partie de la thèse. Les opérations d'entretien ou de renforcement de la végétation au sol également préconisées accompagneraient les opérations sylvicoles. Il s'agira alors de vérifier si l'inactivité de ces ravines se maintient après interventions.

### **2-1-3 - Vulnérabilité et efficacité des ouvrages de génie biologique en petite correction torrentielle**

Au cours de la thèse, nous avons étudié l'efficacité de barrières végétales en place pour le piégeage des sédiments. Il conviendrait également d'étudier l'efficacité des ouvrages de génie biologique pour ce piégeage, ainsi que pour l'installation de la végétation sur des terrains érodés.

L'objectif serait donc d'une part de quantifier l'efficacité des ouvrages de génie biologique pour le piégeage des sédiments, d'autre part d'étudier la vulnérabilité des ouvrages soumis à des contraintes érosives et hydrologiques particulières. Des expérimentations grandeur nature seraient ainsi réalisées dans des ravines marneuses expérimentales. Suite à l'observation de la réussite ou de la destruction des ouvrages lors des pluies et des crues, il serait possible de déterminer leur résistance à des contraintes données ; ces contraintes seraient déterminées grâce à l'utilisation de modèles hydrosédimentologiques, en fonction de la surface en érosion drainée par l'ouvrage et de l'intensité de la pluie. Les résultats permettraient de fournir des outils d'aide à la décision pour le dimensionnement d'ouvrages de génie biologique lors d'opérations de réhabilitation de ravines érodées, déterminant ainsi les crédits à investir. Ils permettraient également de mieux comprendre le rôle joué par chaque

ouvrage de génie biologique sur la réduction de la production sédimentaire à l'exutoire des ravines.

#### **2-1-4 - Modélisation**

Le rôle de protection active contre l'érosion joué par la végétation est souvent pris en compte dans les modèles globaux d'érosion. Par contre, son rôle de protection passive par le biais des barrières végétales est très peu abordé (Takken *et al.*, 1999 ; Mathys *et al.*, 2000), même si des efforts de modélisation des processus de piégeage sont réalisés à l'échelle métrique à pluri-métrique (Sanchez et Puigdfabregas, 1994 ; Abu-Zreig, 2001 ; Abu-Zreig *et al.*, 2001). Les sur-estimations de production sédimentaire de plusieurs modèles, appliqués à l'échelle événementielle ou à l'échelle annuelle, peuvent ainsi en partie être expliquées par ce paramètre non pris en compte (Lacheney, 1998 ; Dabney *et al.*, 1999).

Les résultats obtenus au cours du travail de thèse peuvent être utilisés pour proposer une meilleure prise en compte dans les modèles d'érosion de ce rôle de protection passive joué par la végétation.

Pour la modélisation événementielle statistique, les résultats peuvent fournir des éléments permettant de déterminer si une ravine partiellement végétalisée produira ou non des sédiments. Il s'agirait donc de fournir une condition limite d'utilisation aux modèles d'érosion ou de production sédimentaire existants.

Par ailleurs, les résultats obtenus dans le 2<sup>ème</sup> chapitre de la 1<sup>ère</sup> partie pourraient être utilisés pour réaliser une modélisation annuelle distribuée, par découpage de la ravine en unités fonctionnelles (zones d'ablation, de non-ablation et d'accumulation) et reconstitution phénoménologique du fonctionnement en érosion/dépôt d'une ravine. Un tel modèle pourrait notamment permettre d'estimer les débits solides imposés aux ouvrages de génie biologique.

### **2-2 - Perspectives d'aménagement**

#### **2-2-1 - Lutte contre l'envasement des retenues de barrages hydro-électriques et de l'Etang de Berre**

Le retour à des opérations de protection par la végétation, visant à retenir efficacement et durablement une partie des sédiments dans les bassins versants, devrait permettre de diminuer les apports de sédiments dans les retenues de barrages hydro-électriques (cas de la Durance dans les Alpes du sud). Cette solution constituerait alors une alternative avantageuse au curage onéreux des sédiments accumulés dans les retenues. Pour appuyer cela, il est possible de déterminer l'efficacité d'un ouvrage de génie biologique à retenir 1 m<sup>3</sup> de sédiments dans les bassins versants, et de comparer le prix de construction et d'entretien de l'ouvrage avec celui du curage d'1 m<sup>3</sup> de sédiments dans une retenue de barrage.

Il serait donc possible de déterminer un rapport coût/avantages en terme de sédiments retenus dans les ravines, par rapport au prix de revient du curage des barrages hydro-électriques. La solution écologique proposée pour retenir les sédiments dans les bassins comme une alternative au curage des retenues de barrage est une action efficace à moyen terme (quelques années), économique et d'intérêt écologique.

### 2-2-2 - Gestion intégrée des zones marneuses

D'une manière globale, d'une part des stratégies de réhabilitation par génie biologique de zones érodées ont été proposées, d'autre part, des stratégies de gestion des forêts de protection contre l'érosion et les crues torrentielles ont été établies pour les zones forestières. Il reste maintenant à établir une stratégie globale pour la gestion des zones marneuses.

Dans cette optique, on pourra prévoir l'établissement d'une méthode de détermination des priorités de répartition des crédits à effectuer au sein d'un bassin versant, par estimation d'un rapport coût / avantages en terme de protection contre l'érosion, entre :

- le génie biologique et le génie civil, pour la phase de réhabilitation : quel est l'avantage, en équivalent ouvrage, du génie biologique par rapport au génie civil ?
- la réhabilitation et la pérennisation ;
- la rétention des sédiments marneux dans les bassins versants et le curage de ces sédiments par EDF dans les retenues de barrages hydro-électriques.

Ainsi, les résultats de la thèse pourront être associés aux résultats d'autres études, afin de réaliser une synthèse permettant une approche intégrée du problème de la restauration des écosystèmes dégradés sur substrats marneux dans les Alpes du sud, avec rédaction d'un livret pratique destiné aux gestionnaires.



## **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abernethy B., Rutherford I.D. 2000. The effect of riparian tree roots on the mass-stability of riverbanks. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 25, pp. 921-937.
- Abrahams A.D., Parsons A.J. Wainwright J. 1995. Effects of vegetation change on interrill runoff and erosion, Walnut Gulch, southern Arizona. *Geomorphology*, vol. 13, pp. 37-48.
- Abu-Zreig M. 2001. Factors affecting sediment trapping in vegetated filter strips: simulation study using VFSMOD. *Hydrological Processes*, vol. 15, pp. 1477-1488.
- Abu-Zreig M., Rudra R.P., Whiteley H.R. 2001. Validation of a vegetated filter strip model (VFSMOD). *Hydrological Processes*, vol. 15, pp. 729-742.
- Alexander R.W., Calvo A. 1990. The influence of lichens on slope processes in some Spanish badlands. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. J.B. Thornes, Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 385-398.
- Alexandre F., Lecompte M. 2001. Variations spatiales de la pluviosité dans les Alpes du Sud. Coïncidence constatée avec des variations de vitesse du ravinement. *Revue de Géographie Alpine*, n°3, pp. 41-50.
- Alexandre A. 1995. Suivi expérimental du ravinement dans les Baronnies. *Travaux du Laboratoire de Géographie Physique : géodynamique externe et environnement, Ravinement dans les Baronnies II*, vol. 23, pp. 5-77.
- Ammer U., Breitsameter J., Zander J. 1995. Der Beitrag des Bergwaldes zum Schutz gegen Oberflächenabfluss und Bodenabtrag. *Forstw. Cbl*, vol. 114, pp. 232-249.
- Andreu V., Rubio J.L., Cerni R. 1994. Use of a shrub (*Medicago arborea*) to control water erosion on steep slopes. *Soil Use and Management*, vol. 10, pp. 95-99.
- Andreu, V., Rubio J.L., Gimeno-Garcia E., Llinares J.V. 1998. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. *Soil and Tillage Research*, vol. 45, pp. 441-454.
- Antoine, P., Giraud A., Meunier M., Van Asch T. 1995. Geological and geotechnical properties of the "Terres Noires" in southeastern France: weathering, erosion, solid transport and instability. *Engineering geology*, vol. 40, pp. 223-234.
- Arnalds O. 2000. The Icelandic 'rofabard' soil erosion features. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 25, pp. 17-28.
- Aussenac G. 1981. L'interception des précipitations par les peuplements forestiers. *La houille blanche*, n°7-8, pp. 531-536.
- Badraoui A. 2001. Envasement des retenues de barrages. *La Houille Blanche*, n°6-7, pp. 72-75.
- Ballais J.L. 1999. Apparition et évolution de roubines à Draix. *Actes du colloque « Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montragne », Draix, Le Brusquet, Digne, France, 22-24 October 1997*. Cemagref, Grenoble, France, pp. 235-245.
- Ballais J.L. 1993. L'érosion consécutive à l'incendie d'août 1989 sur la montagne Sainte-Victoire : trois années d'observations (1989-1992). *Bulletin de l'association de géographie française*, vol. 70, n°5, pp. 423-437.
- Barrouillet J. 1982. *La revégétalisation dans les Alpes du Sud ; choix et emploi des espèces herbacées ou arbustives*. Grenoble : Cemagref, 148 p. (Mémoire de 3ème année ENITEF).

- Battany M.C., Grismer M.E. 2000. Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: effects of slope, cover and surface roughness. *Hydrological Processes*, vol. 14, pp. 1289-1304.
- Beeson C.E., Doyle P.F. 1995. Comparison of bank erosion at vegetated and non-vegetated channel bends. *Water Resources Bulletin*, vol. 31, pp. 983-990.
- Benblidia M., Salem A., Demmak A. 2001. Extraction des sédiments dans les retenues. *La Houille Blanche*, n°6-7, pp. 76-78.
- Berger F., Lievois J. 1998. Détermination de zones d'interventions forestières prioritaires et création des zones vertes dans les plans de prévention des risques : un exemple de transfert chercheur-praticien. *Ingénieries EAT*, n° spécial « Risques naturels », pp. 97-104.
- Bergkamp G., Cammeraat L.H., Martinez-Fernandez J. 1996. Water movement and vegetation patterns on shrubland and an abandoned field in two desertification-threatened areas in Spain. *Earth surface processes and landforms*, vol. 21, pp. 1073-1090.
- Bergkamp G. 1998. A hierarchical view of the interactions of runoff and infiltration with vegetation and microtopography in semiarid shrublands. *Catena*, vol. 33, pp. 201-220.
- Beuselinck L., Govers G., Steegen A., Quine T.A. 1999. Sediment transport by overland flow over an area of net deposition. *Hydrological processes*, vol. 13, pp. 2769-2782.
- Beuselinck L., Steegen A., Govers G., Nachtergaele J., Takken I., Poesen J. 2000. Characteristics of sediment deposits formed by intense rainfall events in small catchments in the Belgian Loam Belt. *Geomorphology*, vol. 32, pp. 69-82.
- Biot Y. 1990. The use of tree mounds as benchmarks of previous land surfaces in a semi-arid tree savanna, Botswana. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 437-450.
- Bochet E., Poesen J., Rubio J.L. 2000. Mound development as an interaction of individual plants with soil, water erosion and sedimentation processes on slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 25, pp. 847-867.
- Bochet E., Rubio J.L., Poesen J. 1998. Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate (Valencia, Spain). *Geomorphology*, vol. 23, pp. 139-150.
- Bochet E., Rubio J.L., Poesen J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, vol. 38, pp. 23-44.
- Bonnet D. 1983. *Prise en compte des risques naturels en forêt de montagne : quelques réflexions dans le cas des forêts soumises des Alpes du nord*. Grenoble : Cemagref, 106p. (Mémoire de 3<sup>ème</sup> année ENITEF).
- Bravard JP. 2001. La gestion des sédiments fluviaux : une perspective historique. *La Houille Blanche*, n°6-7, pp. 29-33.
- Brochot S. (coordination). 1993. *Erosion de badlands dans le système Durance-Etang de Berre*. Grenoble : Cemagref-Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 7 fascicules.
- Brochot S. 1997. Les bassins versants de Draix, expérimentaux... et représentatifs. *Actes du colloque « Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne »*, Draix, Le Brusquet, Digne, 22-24 Octobre 1997. Grenoble : Cemagref éditions, pp. 223-234.
- Brochot S., Meunier M. 1996. Un modèle d'érosion des torrents en crue (ETC). *Ingénieries EAT*, n°6, pp. 9-18.
- Brochot S., Meunier M. 1995. Erosion de badlands dans les Alpes du sud. Synthèse. *Compte-rendu de recherches n°3. BVRE de Draix*. Grenoble : Cemagref éditions, pp. 141-174.

- Brown A.G. 1990. Soil erosion and fire in areas of Mediterranean type vegetation: results from chaparral in Southern California, USA and matorral in Andalusia, Southern Spain. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 269-287.
- Bryan R.B., Brun S.E. 1999. Laboratory experiments on sequential scour/deposition and their application to the development of banded vegetation. *Catena*, vol. 37, pp. 147-163.
- Bufalo M. 1989. *L'érosion des terres noires dans la région du Buech (Hautes-Alpes, France)*. Marseille : Université Saint-Jérôme, 230 p. (thèse de Doctorat).
- Bufalo M., Oliveros C., Quélenec R.E. 1989. L'érosion des Terres Noires dans la région du Buëch (Hautes-Alpes) ; contribution à l'étude des processus érosifs sur le bassin versant représentatif (BVRE) de Saint-Genis. *La Houille Blanche*, n°3-4, pp. 193-195.
- Burger H. 1964. *Annales de l'Institut Fédéral de Recherches Forestières*, pp. 53-58.
- Cammeraat L.H., Imeson A.C. 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena*, vol. 37, pp. 107-127.
- Casagrande A. 2001. *Extension et limites spatiales du ravinement en relation avec la torrentialité dans le Val de la Méouge (Baronnies méridionales, Drôme)*. Paris : Université paris 7 Denis Diderot, UFR GHSS, 70 p. (Mémoire de Maîtrise).
- Carroll C., Merton L., Burger P. 2000. Impact of vegetative cover and slope on runoff, erosion, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines. *Australian Journal of Soil Research*, vol. 38 (2), pp. 313-327.
- Castillo, V.M., Martinez-Mena M., Albaladejo J. 1997. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 61, pp. 1116-1121.
- Cerdà A. 1998a. The influence of aspect and vegetation on seasonal changes in erosion under rainfall simulation on a clay soil in Spain. *Canadian journal of soil science*, vol. 78, pp. 321-330.
- Cerdà A. 1998b. The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrological processes*, vol. 12, pp. 661-671.
- Cerdà A. 1999. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. *Soil science society of America journal*, vol. 63, pp. 362-368.
- Chappell A., Valentin C., Warren A., Noon P., Charlton M., d'Herbès J.M. 1999a. Testing the validity of upslope migration in banded vegetation from south-west Niger. *Catena*, vol. 37, pp. 217-229.
- Chappell, N.A., Ternan J.L., Bidin K. 1999b. Correlation of physicochemical properties and sub-erosional landforms with aggregate stability variations in a tropical Ultisol disturbed by forestry operations. *Soil and Tillage Research*, vol. 50, pp. 55-71.
- Chodzco J., Lecompte M. 1992. *Ravinement dans les Baronnies, suivi expérimental*. Paris : Travaux du Laboratoire de Géographie Physique de Paris VII : géodynamique externe et environnement, n°20, 111 p.
- Cohen M. 1998. Végétation et ravinement dans les Baronnies méridionales (Alpes françaises). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n°1, pp. 35-52.
- Combes F. 1981. *Le barrage du Saignon : un exemple de sédimentation*. Document B.R.G.M. n° 30, pp. 101-104.
- Combes F., Hurand A., Meunier M. 1995. La forêt de montagne : un remède aux crues. In *Compte-rendu de recherches n°3. BVRE de Draix*. Cemagref éditions, Grenoble, pp. 113-121.

- Correll D.L., Jordan T.E., Weller D.E. 1999. Effects of interannual variation of precipitation on stream discharge from rhode river subwatersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 35, pp. 73-82.
- Cosandey C., Didon-Lescot J.F., Martin C. 2000. Forêt et écoulements : étude des processus responsables des modifications du bilan d'écoulement annuel à l'occasion d'une coupe forestière. *Forêt Méditerranéenne*, vol. 21, n°2 spécial « Foresterranée'99 », pp. 154-155.
- Coubat M. 1998. *Rôle des processus périglaciaires et niveaux dans l'érosion des marnes noires en milieu subméditerranéen reboisé*. Grenoble : Institut de Géographie Alpine - Université Joseph Fourier, 97 p. (Mémoire de Maîtrise).
- Croke J., Hairsine P., Fogarty P. 1999. Sediment transport, redistribution and storage on logged forest hillslopes in south-eastern Australia. *Hydrological Processes*, vol. 13, pp. 2705-2720.
- Crosaz Y., Dinger F. 1997. Mesure de l'érosion sur ravines élémentaires et essais de végétalisation. Bassin versant expérimental de Draix, *Actes du colloque « Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne », Draix, Le Brusquet, Digne, 22-24 Octobre 1997*, pp. 103-118.
- Dabney S.M., Liu Z., Lane M., Douglas J., Zhu J., Flanagan D.C. 1999. Landscape benching from tillage erosion between grass hedges. *Soil and tillage research*, vol. 51, pp. 219-231.
- Dabney S.M., Meyer L.D., Harmon W.C., Alonso C.V., Foster G.R. 1995. Depositional patterns of sediment trapped by grass hedges. *Transactions of the ASAE*, vol. 38, pp. 1719-1729.
- Dalton P.A., Smith R.J., Truong P.N.V. 1996. Vetiver grass hedges for erosion control on a cropped flood plain: hedge hydraulics. *Agricultural Water Management*, vol. 31, pp. 91-104.
- Delannoy J.J., Rovéra G. 1996. L'érosion dans les Alpes occidentales : contribution à un bilan des mesures et des méthodes. *Revue de géographie alpine*, vol. 85, n°2, pp. 87-101.
- Delhumeau M. 1985. *Note sur la pédologie du bassin versant du Saignon*. ORSTOM-Montpellier, 7 pages.
- Derouiche A., Bellot-Abad J., Cartagena D. 1997. Effet du couvert végétal sur le comportement hydrique et le transport solide dans une pinède à sous-bois arbustif et herbacé. *Bulletin réseau érosion*, vol. 17, pp. 24-36.
- Descroix L. 1994. *L'érosion actuelle dans la partie occidentale des Alpes du Sud*. Lyon : Université Lumière, 280 p. (Thèse de Doctorat).
- Descroix L. 1998. L'érosion hydrique dans les terrains peu résistants des Préalpes françaises du sud : mesures et variables explicatives sur parcelles et bassins-versants. *Revue de géographie alpine*, n°1, pp. 43-58.
- Desmet P.J.J., Govers G. 1995. GIS-based simulation of erosion and deposition patterns in an agricultural landscape: a comparison of model results with soil map information. *Catena*, vol. 25, pp. 389-401.
- Desmet P.J.J., Poesen J., Govers G., Vandaele K. 1999. Importance of slope gradient and contributing area for optimal prediction of the initiation and trajectory of ephemeral gullies. *Catena*, vol. 37, pp. 377-392.
- Dinger F. 1997. *Végétalisation des espaces dégradés en altitude*. Grenoble : Cemagref éditions, 144 p.
- Dunne T., Zhang W., Aubry B.F. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water resources research*, vol. 27, pp. 2271-2285.

- Edeso, J.M., Merino A., Gonzalez M.J., Marauri P. 1999. Soil erosion under different harvesting management in steep forestlands from northern Spain. *Land Degradation & Development*, vol. 10, pp. 79-88.
- Erhart H. 1967. La genèse des sols en tant que phénomène géologique. Esquisse d'une théorie géologique et géochimique. Biostasie et rhéxistasie. *Coll. Evol. Des Sciences*, 2ème éd. Masson, 178 p.
- Evans K.G., Saynor M.J., Willgoose G.R. 1999. Changes in hydrology, sediment loss and microtopography of a vegetated mine waste rock dump impacted by fire. *Land Degradation & Development*, vol. 10, pp. 507-522.
- Farrish K.W., Adams J.C., Thompson C.V. 1993. Soil conservation practices on clearcut forestlands in Louisiana. *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 48, pp. 136-139.
- Faulkner H. 1990. Vegetation cover density variations and infiltration patterns on piped alkali sodic soils: implications for the modelling of overland flow in semi-arid areas. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons, pp. 317-346.
- Finet F. 1999. *Les vecteurs de dissémination orientant la régénération de Sorbus aria, Quercus pubescens et Acer opalus dans les pineraies noires RTM des Alpes du sud*. Cemagref, Grenoble, 53 p. (Mémoire de DEA).
- Fleuriet M. 1998. *Synthèse bibliographique : forêt et écoulement des eaux*. Aix-en-Provence : Université de Provence, 29 p. (Mémoire de DEA).
- Fort C. 1999. L'eau et la forêt. *Bulletin Technique de l'ONF*, n°37 spécial, 240 p.
- Foucault A., Raoult J.F. 1997. *Dictionnaire de géologie*. Paris : Masson (4ème édition), 324 p.
- Francis C.F., Thornes J.B. 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 363-384.
- Fritsch J.M., Sarrailh J.M. 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l'aménagement de pâturages. *Cahier ORSTOM, série pédologie*, vol. 22, pp. 209-222.
- Garcia-Fayos P., Garcia-Ventoso B., Cerda A. 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, pp. 77-86.
- Garcia-Ruiz J.M., Lasanta T., Ortigosa L., Ruiz-Flano P., Marti C., Gonzalez C. 1995. Sediment yield under different land uses in the spanish pyrenees. *Mountain Research and Development*, vol. 15, pp. 229-240.
- Garnier P., Lecompte M. 1996. Essai sur les mécanismes de fragmentation des marnes des Baronnies (France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n°1, pp. 23-50.
- Geddes N., Dunkerley D. 1999. The influence of organic litter on the erosive effects of raindrops and of gravity drops released from desert shrubs. *Catena*, vol. 36, pp. 303-313.
- Giordano A. 1994. L'érosion et la lutte contre l'érosion en forêt méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne*, vol. 15, n°1, pp. 12-21.
- Goff, B.F., Bent G.C., Hart G.E. 1993. Erosion response of a disturbed sagebrush steppe hillslope. *Journal of Environmental Quality*, vol. 22, pp. 698-709.
- Gonzalez-Hidalgo J.C., Raventos J., Echevarria M.T. 1997. Comparison of sediment ratio curves for plants with different architectures. *Catena*, vol. 29, pp. 333-340.
- GTZ. 1996. *L'aménagement des zones marneuses dans les bassins-versants des montagnes de l'Atlas Tellien semi-aride*. Eschborn (Allemagne) : Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, 142 p.

- Guerrero-Campo J., Alberto F., Hodgson J., GarciaRuiz JM, MontserratMarti G. 1999. Plant community patterns in a gypsum area of NE Spain. I. Interactions with topographic factors and soil erosion. *Journal of Arid Environments*, vol. 41 (4), pp. 401-410.
- Guerrero-Campo J., Montserrat-Marti G. 2000. Effects of soil erosion on the floristic composition of plant communities on marl in northeast Spain. *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, pp. 329-336.
- Haddouche M. 1999. *Traitement statistique des données hydrologiques des bassins versants de Draix*. Grenoble : Cemagref, 31 p. (Rapport de stage IUT).
- Handel S.N., Robinson G.R., Parsons W.F.J., Mattei J.H. 1997. Restoration of woody plants to capped landfills: root dynamics in an engineered soil. *Restoration Ecology*, vol. 5, pp. 178-186.
- Harmel R.D., Haan C.T., Dutnell R. 1999. Bank erosion and riparian vegetation influences: upper Illinois river, Oklahoma. *Transactions of the ASAE*, vol. 42, pp. 1321-1329.
- Heathwaite A.L., Burt T.P., Trudgill S.T. 1990. The effect of land use on nitrogen, phosphorus and suspended sediment delivery to streams in a small catchment in Southwest England. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 161-177.
- Heede B.H., King R.M. 1990. State-of-the-art timber harvest in an Arizona mixed conifer forest has minimal effect on overland flow and erosion. *Hydrological Sciences*, vol. 35, pp. 623-635.
- Hidalgo J.C.G., Pellicer F., Sierralta L, Lopez M.V. 1990. Spatial distribution patterns of morphogenetic processes in a semi-arid region. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 399-417.
- Hill R.D., Peart M.R. 1998. Land use, runoff, erosion and their control: a review for southern China. *Hydrological Processes*, vol. 12, pp. 2029-2042.
- Humbert J., Najjar G. 1992. *Influence de la forêt sur le cycle de l'eau en domaine tempéré : une analyse de la littérature francophone*. Strasbourg : CEREG, 85 p.
- Hupp C.R. 1990. Vegetation patterns in relation to basin hydrogeomorphology. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 217-237.
- Inbar M., Tamir M., Wittenberg L. 1998. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*, vol. 24, pp. 17-33.
- Ionesco T. 1964. Considérations générales concernant les relations entre l'érosion et la végétation du Maroc. *Revue de Géographie du Maroc*, n°6, pp. 17-28.
- Jetten V., de Roo A., Favis-Mortlock D. 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *Catena*, vol. 37, pp. 521-541.
- Jourget Q. 1999. *Etude du rôle de piégeage des sédiments marneux par la végétation*. Grenoble : Cemagref, 42 p. (Mémoire d'IUT).
- Karl J. 1990. *Comparaison de l'efficacité de différents types de végétation dans la lutte contre l'érosion*. (traduction de C. RUPE). Grenoble : Cemagref, 17 p.
- Keim R.F., Schoenholtz S.H. 1999. Functions and effectiveness of silvicultural streamside management zones in loessial bluff forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 118, pp. 197-209.
- Kikuchi T., Miura O. 1993. Vegetation patterns in relation to micro-scale landforms in hilly land regions. *Vegetatio*, vol. 106, pp. 147-154.
- Kim K., Jeong Y. 1998. Hydrological variations of discharge, soil loss and recession coefficient in three small forested catchments. *Environmental Forest Science*, vol. 54, pp. 431-438.

- Kirkby M.J., Atkinson K., LOCKWOOD J. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 41-53.
- Kosmas C., Danalatos N., *et al.* 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*, vol. 29, pp. 45-59.
- Kosmas C., Danalatos N.G., Gerontidis S. 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena*, vol. 40, pp. 3-17.
- Kostadinov S., Markovic S., Zlatic M., Stojkov N., Milosevic-Sickinger S. 1996. Effect of vegetative cover on the distribution and intensity of water erosion in the watershed. *Internationales Symposion INTERPRAEVENT 1996, Garmish-Partenkirchen (Germany)*, Interpraevent.
- Kraus W. 1995. Auswirkungen unterschiedlicher Waldzustände auf den Wasser- und Geschiebehaushalt im Bergland. *Forstw. Cbl*, vol. 114, pp. 250-260.
- Laborde J.P. 1995. *Eléments d'hydrologie de surface*. Nice : Université de Nice-Sophia Antipolis, 3 tomes.
- Lacey S.T. 2000. Runoff and sediment attenuation by undisturbed and lightly disturbed forest buffers. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 122, pp. 121-138.
- Lacheney B. 1998. *Etude et modélisation de l'érosion dans un bassin versant forestier (Le Brusquet, Alpes de Haute-Provence)*. Cemagref-ISTG, Grenoble, 120 p.
- Laroche H. 1991. *Les sols sur matériaux d'altération et d'érosion dérivés des marnes noires (Toarcien-Aalénien) d'un bassin versant reboisé dans les Alpes du sud (Le Brusquet) : répartition des principaux types de sol, caractérisation hydrique et tests physiques simples*. Grenoble : Université Joseph Fourier, 64 pages. (Mémoire de DEA).
- Latron J., Llorens P., Gallart F. 1996. Spatial and temporal patterns of runoff generation processes in mountainous Mediterranean basins (Vallcebre, Catalonia). *Conference "Ecohydrological Processes in Small Basins", Strasbourg (France)*.
- Lavabre J., Andreassian V. 2000. *La forêt : un outil de gestion des eaux ?* Cemagref Editions, Paris, 116 p.
- Lavee H., Kutiel P., Segev M., Benyamini Y. 1995. Effect of surface roughness on runoff and erosion in a Mediterranean ecosystem: the role of fire. *Geomorphology*, vol. 11, pp. 227-234.
- Lecompte M., Lhenaff R., Marre A. 1998. Huit ans de mesures du ravinement des marnes dans les Baronnies méridionales (Préalpes françaises du sud). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, n°4, pp. 351-374.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C., Mickelson S.K. 1999. Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA. *Agroforestry systems*, vol. 44, pp. 121-132.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C., Mickelson S.K. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of environmental quality*, vol. 29, pp. 1200-1205.
- Lhenaff R., Coulmeau P., Lecompte M., Marre A. 1993. Erosion and transport processes on badlands slopes in Baronnies mountains (French southern Alps). *Geografia fisica e dinamica quaternaria*, vol. 16, pp. 65-73.
- Liébault F., Piégay H., Taillefumier F. 2000. Réponses géomorphologiques du Haut-Roubion (Drôme) à la reconquête végétale contemporaine de son bassin versant. *Forêt Méditerranéenne*, vol. 21, n°2 spécial « Foresterranée'99 », pp. 177-181.



- Loch R.J. 2000a. Using rainfall simulation to guide planning and management of rehabilitated areas: Part I. Experimental methods and results from a study at the Northpakes mine, Australia. *Land Degradation & Development*, vol. 11, pp. 221-240.
- Loch R.J. 2000b. Effects of vegetation cover on runoff and erosion under simulated rain and overland flow on a rehabilitated site on the Meandu Mine, Tarong, Queensland. *Australian Journal of Soil Research*, vol. 38 (2), pp. 299-312.
- Lopez-Bermudez F., Romero-Diaz A., Martinez-Fernandez J., Martinez-Fernandez Julia. 1998. Vegetation and soil erosion under a semi-arid Mediterranean climate: a case study from Murcia (Spain). *Geomorphology*, vol. 24, pp. 51-58.
- Luce C.H., Black T.A. 1999. Sediment production from forest roads in western Oregon. *Water Resources Research*, vol. 35, pp. 2561-2570.
- Lyons J., Trimble S.W., Paine L.K. 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central north America. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 36, pp. 919-930.
- Martin C., Allée P. 2000. Impact d'un incendie de forêt sur l'érosion hydrique dans le bassin versant du Rimbaud (massif des Maures, Var). *Forêt Méditerranéenne*, vol. 21, n°2 spécial « Foresterranée'99 », pp. 163-169.
- Martinez-Mena M., Alvarez Rogel J., Albaladejo J., Castillo V.M. 1999. Influence of vegetal cover on sediment particle size distribution in natural rainfall conditions in a semiarid environment. *Catena*, vol. 38, pp. 175-190.
- Mathys N., Brochot S., Lacheney B. 2000. Genèse des crues et érosion dans les petits bassins versants de montagne : observations et résultats obtenus sur les bassins versants expérimentaux de Draix (Alpes-de-Haute-Provence). *Forêt Méditerranéenne*, vol. 21, pp. 182-190.
- Mathys N., Cambon J.P., Olivier J.E. 1997. Formation des fortes crues dans les bassins versants expérimentaux de Draix : la crue exceptionnelle du 8 septembre 1994. *Actes du colloque « Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne »*, Draix, Le Brusquet, Digne, 22-24 Octobre 1997, Grenoble : Cemagref éditions, pp. 65-76.
- McIvor J.G., Williams J., Gardener C.J. 1995. Pasture management influences runoff and soil movement in the semi-arids tropics. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, vol. 35, pp. 55-65.
- Megahan W.F., King J.G., Seyedbagheri K.A. 1995. Hydrologic and erosional responses of a granitic watershed to helicopter logging and broadcast burning. *Forest Science*, vol. 41, pp. 777-795.
- Meunier M., Mathys N., Cambon J.P. 1995. Panorama synthétique des mesures d'érosion effectuées sur trois bassins du site expérimental de Draix. *Compte-rendu de recherches n°3. BVRE de Draix*, pp.125-140.
- Meybeck M. 2001. Transport et qualité des sédiments fluviaux : de la variabilité spatio-temporelle à la gestion. *La Houille Blanche*, n°6-7, pp. 34-43.
- Meyer L.D., Dabney S.M., Harmon W.C., 1995. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. *Transactions of the ASAE*, vol. 38, pp. 809-815.
- Millar R.G. 2000. Influence of bank vegetation on alluvial channel patterns. *Water Resources Research*, vol. 36, pp. 1109-1118.
- Miller E.L., Beasley R.S., Lawson E.R. 1988. Forest harvest and site preparation effects on erosion and sedimentation in the Ouachita Mountains. *Journal of Environmental Quality*, vol. 17, pp. 219-225.
- Moir W.H., Ludwig J.A., Scholes R.T. 2000. Soil erosion and vegetation in grasslands of the Peloncillo Mountains, New Mexico. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 64, pp. 1055-1067.

- Morgan R.P.C. 1990. Modelling the effect of vegetation on air flow for application to wind erosion control. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 85-98.
- Morgan R.P.C., McIntyre K., Vickers A.W., Quinton J.N., Rickson R.J. 1997. A rainfall simulation study of soil erosion on rangeland in Swaziland. *Soil technology*, vol. 11, pp. 291-299.
- Naeth M.A., Chanasyk D.S. 1996. Runoff and sediment yield under grazing in foothills fescue grasslands of Alberta. *Water Resources Bulletin*, vol. 32, pp. 89-95.
- Navette B. 2001. *Etude des relations entre zones érodées marneuses et barrières végétales*. Grenoble : Cemagref, 42 p. (Mémoire d'IUT).
- Nortcliff S., Ross S.M., Thornes J. 1990. Soil moisture, runoff and sediment yield from differentially cleared tropical rainforest plots. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 419-436.
- Olivier JE. 2000. *Mesures des volumes de sédiments déposés derrière des barrages sur des petits bassins versants marneux : comparaison avec les résultats obtenus sur les BVRE de Draix*. Cemagref-RTM, Grenoble, 8 p.
- Olivry J.C., Quelennec R.E., Hoorelbeck J., Bufalo M. 1988. *Erosion des terres noires de la vallée du Buech (Alpes du Sud)*. Montpellier : O.R.S.T.O.M, 367 p.
- Olivry J.C., Hoorelbeck J. 1990. Erodabilité des terres noires de la vallée du Buëch (France, Alpes du sud). *Cahier ORSTOM, série pédologie*, vol. 25, pp. 95-110.
- Ollivier V., Pinatel A. 2000. *Etude de la dynamique érosive actuelle et holocène à l'échelle des ravines dans les terrains marneux des Alpes du sud*. Aix-en-Provence : Université de Provence Aix-Marseille I, 114 p. (mémoire de Maîtrise).
- O'Loughlin C., Xinbao Z. 1986. The influence of fast-growing conifer plantations on shallow landsliding and earthflow movement in New Zealand steeplands. *18th IUFRO World Congress, Ljubljana (Yugoslavia), IUFRO*.
- Olyphant G.A., Harper D. 1995. Effects of direct revegetation on the hydrology, erosion and sediment yield of an abandoned deposit of coal-mine refuse. *Geomorphology*, vol. 11, pp. 261-272.
- Oostwoud Wijdenes D.J., Ergenzinger P. 1998. Erosion and sediment transport on steep marly hillslopes, Draix, Haute-Provence, France: an experimental field study. *Catena*, vol. 33, pp. 179-200.
- Orme A.R. 1990. Recurrence of debris production under coniferous forest, Cascade Foothills, Northwest United States. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 67-84.
- Pethick J., Leggett D., Husain L. 1990. Boundary layers under salt marsh vegetation developed in tidal currents. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 113-124.
- Pickup G., Chewings V.H. 1996. Correlations between DEM-derived topographic indices and remotely-sensed vegetation cover in rangelands. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 21, pp. 517-529.
- Pinaya I., Soto B., Arias M., Diaz-Fierros F. 2000. Revegetation of burnt areas: relative effectiveness of native and commercial seed mixtures. *Land Degradation & Development*, vol. 11, pp. 93-98.
- Poncet A. 1995. *Restauration et conservation des terrains en montagne*. Office national des forêts, Paris, 1000 p.
- Poudel D.D., Midmore D.J., West L.T. 1999. Erosion and productivity of vegetable systems on sloping volcanic ash-derived Philippine soils. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 63, pp. 1366-1376.

- Prosser I.P., Soufi. 1998. Controls on gully formation following forest clearing in a humid temperate environment. *Water resources Research*, vol. 34, pp. 3661-3671.
- Prosser I.P., Williams L. 1998. The effect of wildfire on runoff and erosion in native Eucalyptus forest. *Hydrological Processes*, vol. 12 (2), pp. 251-265.
- Prosser I.P., Abernethy B. 1999. Increased erosion hazard resulting from log-row construction during conversion to plantation forest. *Forest Ecology and Management*, vol. 123, pp. 145-155.
- Rab M.A. 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest of southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, vol. 84, pp. 159-176.
- Rameau J.C., Mansion D., Dumé G. 1993. *Flore forestière française, tome 2 : Montagnes*. Nancy : IDF, 2421 p.
- Reid K.D., Wilcox B.P., Breshears D.D., MacDonald L. 1999. Runoff and erosion in a Pinon-Juniper woodland: influence of vegetation patches. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 63, pp. 1869-1879.
- Rey F. 2001. Historical study of the effectiveness of the techniques of bushes-installation with cutting in small torrential correction in the north Alps (France). In: *Il controllo dei fenomeni torrentizi, scienza, tecnica e strumenti* ; Quaderni di idronomia montana 19/1, pp. 285-292.
- Rey F. 2000. Minimal management of the Austrian Black Pine on marls for a sustainable protection against erosion (Southern Alps, France). *Actes du 9ème congrès international « Interpraevent 2000 », Villach (Austria), 26-30 juin 2000*, tome 2, pp. 155-167.
- Rey F., Chauvin C, Berger F. 1998. Détermination de zones d'interventions forestières prioritaires pour la protection contre l'érosion dans les Alpes du sud. *Revue forestière française*, vol. L, n° spécial « Gestion multifonctionnelle des forêts de montagne », pp. 116-127.
- Rey F., Chauvin C. 1998. La gestion du pin noir d'Autriche sur marnes dans les Alpes du sud : priorités d'interventions forestières et règles de gestion sylvicole. *Ingénieries EAT*, n° spécial « Risques naturels », pp. 131-137.
- Rey F., Vallauri D., Millot M. 2000. La gestion actuelle de l'érosion par la végétation forestière dans les Alpes du sud. *Forêt Méditerranéenne*, vol. 21, n°2 spécial « Foresterranée'99», pp. 207-214.
- Richard D., Mathys N. 1999. Historique, contexte technique et scientifique des BVRE de Draix. Caractéristiques, données disponibles et principaux résultats acquis au cours de dix ans de suivi. *Actes du colloque « Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne », Draix, Le Brusquet, Digne, France, 22-24 October 1997*. Cemagref, Grenoble, France, pp. 11-28.
- Robert Y. 1997. *Erosion et colonisation végétale dans les bad-lands marneux des Alpes du Sud : l'exemple du bassin versant du Saignon*. Grenoble : Université Joseph Fourier, 135 p. (mémoire de Maîtrise).
- Robert Y. 2000. *Modélisation et techniques de mesures de l'érosion dans les bad-lands marneux des Alpes du Sud. Approche expérimentale à l'échelle de la ravine sur les bassins de Draix*. Grenoble : Institut de Géographie Alpine - Université Joseph Fourier, 173 p. (Mémoire de DEA).
- Rogers R.D., Schumm S.A. 1991. The effect of sparse vegetative cover on erosion and sediment yield. *Journal of Hydrology*, n° 123, pp. 19-24.
- Roose E., De Noni G., Lamachère J.M. 1998. L'érosion : 40 ans de recherches multidisciplinaires. *ORSTOM actualités*, n°56, pp.2-9.

- Rousseau C. 2001. *Structure et dynamique de la végétation dans des ravines marneuses des Alpes du sud*. Paris : Université Paris VII Denis Diderot, 87 p. (Mémoire de Maîtrise).
- Rovéra G., Robert Y., Coubat M., Nedjari R. 1999a. Erosion et stades biorhexistatiques dans les ravines du Saignon (Alpes de Provence) ; essai de modélisation statistique des vitesses d'érosion sur marnes. *Etudes de Géographie Physique*, travaux 1999, vol. 28, pp. 109-115.
- Rovéra G., Robert Y., Coubat M. 1999b. L'action des processus périglaciaires dans les badlands marneux des Alpes du sud : l'exemple du bassin du Saignon. In « environnements périglaciaires », *Bulletin de l'association française du périglaciaire*, n°6, pp. 41-52.
- Rowntree K.M., Dollar E.S.J. 1999. Vegetation controls on channel stability in the Bell River, Eastern Cape, South Africa. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 24 (2), pp. 127-134.
- Sala M., Calvo A. 1990. Response of four different Mediterranean vegetation types to runoff end erosion. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 347-362.
- Sanchez G., Puigdefabregas J. 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology*, vol. 9, pp. 243-260.
- Sassa K. 1986. The mechanism of debris flows and the forest effect on their prevention. *18th IUFRO World Congress, Ljubljana (Yugoslavia), IUFRO*.
- Scott-Munro D., Huang L.J. 1997. Rainfall, evaporation and runoff responses to hillslope aspect in the Shenchong Basin. *Catena*, vol. 29, pp. 131-144.
- Shields F.D.J., Bowie A.J., Cooper C.M. 1995. Control of streambank erosion due to bed degradation with vegetation and structure. *Water Resources Bulletin*, vol. 31, pp. 475-489.
- Simon A., Hupp C.R. 1990. The recovery of alluvial systems in response to imposed channel modifications, West Tennessee, USA. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. J. B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 145-160.
- Simonnet J.P., Richy P., Parron C. 1995. Contribution à l'étude des mécanismes et bilans de l'érosion chimique des « Terres Noires » du bassin de la Durance - Exemple des bassins versants représentatifs expérimentaux de Draix (nord-est de Digne). *Compte-rendu de recherches n°3. BVRE de Draix*. Grenoble : Cemagref éditions, pp. 189-199.
- Snelder D.J., Bryan R.B. 1995. The use of rainfall simulation tests to assess the influence of vegetation density on soil loss on degraded rangelands in the Baringo District, Kenya. *Catena*, vol. 25, pp. 105-116.
- Solé-Benet A., Calvo A., Cerdà A., Lázaro R., Pini R., Barbero J. 1997. Influences of micro-relief patterns and plant cover on runoff related processes in badlands from Tabernas (SE Spain). *Catena*, vol. 31, pp. 23-38.
- Sorriso-Valvo M., Bryan R.B., Yair A., Iovino F., Antronico L. 1995. Impact of afforestation on hydrological response and sediment production in a small Calabrian catchment. *Catena*, vol. 25, pp. 89-104.
- Soto B., Basanta R., Perez R., Diaz-Fierros F. 1995. An experimental study of the influence of traditional slash-and-burn practices on soil erosion. *Catena*, vol. 24, pp. 13-23.
- Spencer T., Douglas I., Greer T., Sinun W. 1990. Vegetation and fluvial geomorphic processes in South-east Asian tropical rainforests. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 451-469.
- Steege A., Govers G., Nachtergaele J., Takken I., Beuselinck L., Poesen J. 2000. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. *Geomorphology*, vol. 33, pp. 25-36.

- Stott T. 1997. A comparison of stream bank erosion processes on forested and moorland streams in the Balquhiderd Catchments, central Scotland. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 22 (4), pp. 383-399.
- Takken I., Beuselinck L., Nachtergaele J., Govers G., Poesen J., Degraer G. 1999. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*, vol. 37, pp. 431-447.
- Thorne C.R. 1990. Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 125-144.
- Thornes J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 41-53.
- Togari-Ohta A., Sugiyama T., Muraishi H. 1996. Effects of vegetation introduced as surface treatment on slope stability. *Internationales Symposium INTERPRAEVENT 1996, Garmish-Partenkirchen (Germany)*, Interpraevent.
- Trimble S.W. 1990. Geomorphic effects of vegetation cover and management: some time and space considerations in prediction of erosion and sediment yield. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 55-65.
- Vacca A., Loddo S., Ollesch G., Puddu R., Serra G., Tomasi D., Aru A. 2000. Measurement of runoff and soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy). *Catena*, vol. 40, pp. 69-92.
- Valentin C., d'Herbès J.M., Poesen J. 1999. Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena*, vol. 37, pp. 1-24.
- Vallauri D. 1997. *Dynamique de la restauration forestière des substrats marneux avec Pinus nigra J.F. Arnold ssp. nigra dans le secteur haut-provençal : trajectoires dynamiques, avancement du processus de restauration et diagnostic sur l'intégrité fonctionnelle des écosystèmes recréés*, Cemagref, Grenoble, 300 p. (Thèse de doctorat de l'Université de Marseille III).
- Vallauri D. 1998. Dynamique parasitaire de *Viscum album* L. sur pin noir dans le bassin du Saignon (Préalpes françaises du sud), *Annales des Sciences Forestières*, vol. 55, pp. 823-835.
- Vallauri D., Chauvin C., Mermin E. 1997. La restauration écologique des espaces forestiers dégradés dans les Alpes du Sud. Chronique de 130 ans de restauration et problématique actuelle de gestion des forêts recréées en Pin noir. *Revue Forestière Française*, vol. 49, n°5, pp. 433-449.
- Vallauri D., Grossi J.L., Brun J.J. 1998. Les communautés lombriciennes 120 ans après la restauration forestière de sols érodés sur marnes, *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, série B*, pp. 1023-1033.
- Vallauri D., Rey F., Berger F., Chauvin C. 1998. *Gestion minimale des forêts pour le contrôle des crues torrentielles dans les Alpes du sud*. - Grenoble : Cemagref, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement ; programme fédérateur risques, sous-action 4-1, 47 p.
- Van Dijk P.M., Kwaad F.J.P.M., Klapwijk M. 1996. Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological Processes*, vol. 10, pp. 1069-1080.
- Vandekerckhove L., Poesen J., Oostwoud Wijdenes D., de Figueiredo T. 1998. Topographical thresholds for ephemeral gully initiation in intensively cultivated areas of the Mediterranean. *Catena*, vol. 33, pp. 271-292.
- Van-Dijk P.M., Kwaad F.J.P.M., Klapwijk M. 1996. Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological Processes*, vol. 10, pp. 1069-1080.

- Vega J.A., Diaz-Fierros F. 1987. Wildfire effects on soil erosion. *Ecologia Mediterranea*, vol. 13, pp. 119-123.
- Vento O. 2000. *Erosion dans les Terres Noires. Suivi du remplissage des retenues RTM ; influence de la morphologie, de la lithologie et rôle des précipitations (dans les Alpes de Haute Provence)*. Mémoire de DEA de géographie physique, Université d'Aix-Marseille I, 138p.
- Viles H.A. 1990. 'The agency of organic beings': a selective review of recent work in biogeomorphology. In *Vegetation and erosion: processes and environments*. Ed. J.B. Thornes. Chichester, John Wiley & Sons Ltd, pp. 5-24.
- White C.S., Loftin S.R. 2000. Response of 2 semiarid grasslands to cool-season prescribed fire. *Journal of Range Management*, vol. 53, pp. 52-61.
- Woo M., Fang G., diCenzo P.D. 1997. The role of vegetation in the retardation of rill erosion. *Catena*, vol. 29, pp. 145-159.
- Zhang Z., Klaghofer E., Wang L., Yu X. 2000. Forest plantation harvesting effects on the runoff and sediment yield in the Miyun water reservoir catchment, Beijing, China. *Internationales Symposion INTERPRAEVENT 2000, Villach, Osterreich, Interpraevent*.
- Ziegler A.D., Giambelluca T.W. 1998. Influence of revegetation efforts on hydrologic response and erosion, Kaho'Olawe Island, Hawaii. *Land Degradation & Development*, vol. 9, pp. 189-206.
- Zordia M. 1977. *Lutte contre les inondations par la reforestation*. 23 p.

# TABLES

## TABLE DES FIGURES

	pages
Figure 1 : Transects transversaux dans la ravine dite P1 au cours de l'année 2000	18
Figure 2 : Transects transversaux dans la ravine dite P2 au cours de l'année 2000	18
Figure 3 : Rôle de la végétation dans l'amélioration de la nature des sols	23
Figure 4 : Relations entre production sédimentaire et couverture végétale des bassins versants pour l'année 1997	31
Figure 5 : Piégeage de sédiments par une barrière végétale dans un lit de ravine	52
Figure 6 : Profil topographique de la tranchée T1	53
Figure 7 : Profil topographique de la tranchée T2	55
Figure 8 : Profil topographique de la tranchée T3	56
Figure 9 : Profil topographique de la tranchée T4	56
Figure 10 : Dynamique végétale après piégeage de sédiments par une barrière végétale	58
Figure 11 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace »	65
Figure 12 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les pentes inférieures à 33°	66
Figure 13 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les pentes égales ou supérieures à 33°	66
Figure 14 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les formes « versant »	68
Figure 15 : Relation entre la surface d'une zone érodée « piégée » et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour les formes « lit »	68
Figure 16 : Mise en évidence d'une surface optimale de barrière végétale	69
Figure 17 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale totale par rapport à la surface totale de la ravine	84
Figure 18 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol par rapport à la surface totale de la ravine	86
Figure 19 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol sur versants par rapport à la surface totale de la ravine	87
Figure 20 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale de la ravine	88
Figure 21 : Relations entre l'activité des ravines et la couverture végétale au sol dans le lit par rapport à la surface totale du lit	89
Figure 22 : Profils en long de ravines marneuses	103
Figure 23 : Relations entre profil en long et activité des ravines	103
Figure 24 : Passage d'un profil en long rectiligne d'une ravine à un profil en long concave	108
Figure 25 : Passage d'un profil en long rectiligne d'une ravine à un profil en long en escalier	108
Figure 26 : Activité, couverture végétale au sol et profil en long des ravines	113
Figure 27 : Représentation des ravines actives et inactives de la typologie	114
Figure 28 : Identification graphique des types de ravines	117
Figure 29 : Typologie de ravines partiellement végétalisées pour une caractérisation de leur état d'activité érosive et de stabilisation	118



Figure 30 : Pluies limite pour une production de sédiments des ravines sur le site du Grand Vallon	121
Figure 31 : Pluies limite pour une production de sédiments des ravines sur le site de la Haute Bléone	122
Figure 32 : Priorités d'intervention de réhabilitation au sein des ravines actives	132
Figure 33 : Utilisation de la relation entre la surface d'une zone érodée piégée et la surface d'une barrière végétale « efficace » pour le dimensionnement des ouvrages de génie biologique	137
Figure 34 : Stratégies d'intervention en réhabilitation	138
Figure 35 : Méthode de détermination et de cartographie des zones d'interventions forestières prioritaires	141
Figure 36 : Priorités d'intervention de gestion sylvicole au sein des ravines inactives	142
Figure 37 : Les différents types de coupes pour exploiter le pin noir d'Autriche	143
Figure 38 : Rappel de la typologie de ravines	144
Figure 39 : Stratégies d'intervention en pérennisation	146

## TABLE DES CARTES

	pages
Carte 1 : Aménagement hydraulique du bassin de la Durance	8
Carte 2 : Localisation des sites d'étude	37
Carte 3 : Carte topographique au 1/25 000 des bassins du Saignon et de Naples	39
Carte 4 : Carte topographique au 1/25 000 des bassins du Francon et du Brusquet	42
Carte 5 : Carte des zones dénudées du Brusquet	61
Carte 6 : Visualisation 3D du MNT (TIN) d'une ravine	74
Carte 7 : Visualisation du MNT (courbes de niveau) d'une ravine	74
Carte 8 : Carte de la végétation d'une ravine	76
Carte 9 : Carte de la distribution spatiale de la végétation d'une ravine	76
Carte 10 : Vue 3D de la couverture végétale d'une ravine	78
Carte 11 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>i</i>	90
Carte 12 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>H</i>	92
Carte 13 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>E</i>	93
Carte 14 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>K</i>	94
Carte 15 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>a</i>	95
Carte 16 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>J</i>	95
Carte 17 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>y</i>	114
Carte 18 : Carte de la distribution spatiale de la végétation dans la ravine <i>d</i>	116

## TABLE DES TABLEAUX

	pages
Tableau 1 : Remplissage des retenues de barrages RTM et production spécifique de sédiments par bassin versant (rapportée à la surface totale du bassin)	31
Tableau 2 : Caractéristiques des placettes de sédiments marneux peints Individuellement	46
Tableau 3 : Caractéristiques des placettes de suivi de l'enfouissement de clous	47
Tableau 4 : Résultats de l'observation de l'enfouissement des clous	50
Tableau 5 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T1	53
Tableau 6 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T2	54
Tableau 7 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T3	55
Tableau 8 : Epaisseurs de sédiments pour la tranchée T4	55
Tableau 9 : Caractéristiques des placettes d'étude de l'efficacité des barrières Végétales	62
Tableau 10 : Distribution spatiale de la végétation dans les ravines (site du Grand Vallon)	77
Tableau 11 : Distribution spatiale de la végétation dans les ravines (site de la Haute-Bléone)	77
Tableau 12 : Principales caractéristiques des pluies observées sur la période d'étude	83
Tableau 13 : Caractéristiques et production spécifique de sédiments des ravines (rapportée à la surface totale de la ravine) pour la forêt du Grand Vallon	83
Tableau 14 : Caractéristiques et production spécifique de sédiments des ravines (rapportée à la surface totale de la ravine) pour la forêt de la Haute Bléone	83
Tableau 15 : Profils en long des ravines étudiées	103
Tableau 16 : Ravines étudiées	125
Tableau 17 : Importance de la répartition de la végétation au sein du lit des ravines	126
Tableau 18 : Relations entre type de ravine, répartition de la végétation au sein du lit et structuration verticale de la végétation	127
Tableau 19 : Efficacité des ouvrages de génie biologique installés dans des talwegs principaux de bassins versants, d'après une étude réalisée sur deux départements français alpins (38 et 05)	135
Tableau 20 : Efficacité des ouvrages de génie biologique installés dans des ravines élémentaires de bassins versants, d'après une étude réalisée sur deux départements français alpins (38 et 05)	135
Tableau 21 : Proposition d'une stratégie de choix des ouvrages de génie biologique en fonction de la position d'installation de l'ouvrage sur la ravine	137
Tableau 22 : Stratégies d'intervention par type de ravine	145
Tableau 23 : Application des résultats pour l'établissement des stratégies de gestion de l'érosion par le génie écologique	147

## TABLE DES PHOTOS

	pages
Photo 1 : Bad-lands marneux à Draix (Alpes-de-Haute-Provence, France)	6
Photo 2 : Le barrage du Saignon complètement comblé	7
Photo 3 : Pinteraie noire vieillie	9
Photo 4 : Ravines marneuses dénudées	9
Photo 5 : Partie du bassin versant du Francon (Alpes-de-Haute-Provence)	11
Photo 6 : Ravine d'environ 3000 m <sup>2</sup>	11
Photo 7 : Dispositif de mesure des transects transversaux dans les ravines, utilisé par Ollivier et Pinatel (2000)	17
Photo 8 : Lit d'une ravine le 22/03/2000, encombré de sédiments	19
Photo 9 : Lit de la même ravine le 9/05/2000	19
Photo 10 : Piégeage de sédiments par la bugrane en pied de versant	32
Photo 11 : Dispositif d'étude de l'enfouissement de clous	47
Photo 12 : Tranchée transversale à l'amont d'une touffe de bauche	48
Photo 13 : Creusement de rigoles sur versant après un orage	49
Photo 14 : Piégeage des sédiments (E2)	49
Photo 15 : Tranchée T1	53
Photo 16 : Tranchée T2	54
Photo 17 : Accumulation de sédiments meubles sous une couverture de bauche et de Bugrane	56
Photo 18 : Tranchée réalisée dans le sens de la pente (T3)	56
Photo 19 : Tranchée réalisée en courbe de niveau (T4)	56
Photo 20 : Racines de bugrane dans des accumulations de sédiments	57
Photo 21 : Zone érodée « piégée »	61
Photo 22 : Caisnes en cascade constituant un piège à sédiments d'une capacité totale de 500 litres	80
Photo 23 : Fosse à l'exutoire d'une ravine présumée inactive	80
Photo 24 : Arrêt des matériaux dans un piège à sédiments	82
Photo 25 : Piégeage de sédiments marneux dans le lit d'une ravine, à l'amont d'une touffe de bauche (ravine I)	86
Photo 26 : Ravine <i>i</i> inactive (vue de haut), avec versants dénudés et lit végétalisé	91
Photo 27 : Partie amont dénudée de la ravine <i>H</i>	91
Photo 28 : Partie aval végétalisée de la ravine <i>H</i>	91
Photo 29 : Ravine <i>E</i> : la couverture végétale arbustive à l'aval de la ravine cache un lit incisé non végétalisé, véritable canal de transit des sédiments de l'amont vers l'exutoire de la ravine	92
Photo 30 : Ravine <i>K</i> : les zones dénudées sont directement reliées à l'exutoire de la ravine, très active	94
Photo 31 : Barrière végétale (bauche) dans le lit de la ravine <i>I</i> avant la pluie du 20-21 Septembre 2000	100
Photo 32 : Après la pluie du 20-21 Septembre 2000, la bauche semble avoir été emportée ; pourtant, elle est restée en place et s'est couchée pour laisser passer les écoulements. On la retrouve sous les sédiments déposés après l'orage	100

Photo 33 : Les plants de bugrane se sont comportés comme les plants de bauche : ils ont été parfois arrachés mais sont le plus souvent restés en place, couchés sous les dépôts de matériaux	100
Photo 34 : Piège à sédiments de la ravine I avant la pluie du 20-21 Septembre 2000	101
Photo 35 : Après la pluie du 20-21 Septembre 2000, le piège a disparu sous plusieurs centimètres de dépôts	101
Photo 36 : Installation de semis de pin noir	105
Photo 37 : Résistance au déchaussement des semis	105
Photo 38 : Cordons de boutures	134
Photo 39 : Fascine	134
Photo 40 : Clayonnages et garnissages	134

## TABLE DES PLANCHES

	pages
Planche 1 : Les placettes de sédiments marneux peints à même le régolite	45
Planche 2 : Les placettes de sédiments marneux peints individuellement	46
Planche 3 : Enfouissement des clous après l'orage du 20-21/09/2000	51
Planche 4 : Localisation des ravines	72

## TABLE DES MATIÈRES

	page
<b>Page de garde</b>	<b>1</b>
<b>Remerciements</b>	<b>2</b>
<b>Sommaire</b>	<b>3</b>

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

<b><u>1<sup>er</sup> chapitre : CONTEXTE TECHNIQUE</u></b>	<b>6</b>
<b>1 - CONTEXTE GÉNÉRAL</b>	<b>6</b>
<b>2 - LES ENJEUX</b>	<b>7</b>
<b>2-1 - Les enjeux rapprochés</b>	<b>7</b>
<b>2-2 - Les enjeux éloignés</b>	<b>7</b>
<b>3 - LA GESTION DES PROBLÈMES D'ÉROSION SUR MARNES PAR LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE</b>	<b>9</b>
<b><u>2<sup>ème</sup> chapitre : L'ÉROSION DANS LES BASSINS VERSANTS TORRENTIELS MARNEUX</u></b>	<b>10</b>
<b>1 - INTRODUCTION</b>	<b>10</b>
<b>1-1 - Description des marnes</b>	<b>10</b>
<b>1-2 - Notions de bassin versant, ravine, lit et versant</b>	<b>10</b>
<b>2 - LES MÉCANISMES DE L'ÉROSION DANS UN BASSIN VERSANT MARNEUX DÉGRADÉ</b>	<b>12</b>
<b>2-1 - Déstructuration des marnes sur versant</b>	<b>12</b>
<i>2-1-1 - Les processus mécaniques</i>	<i>12</i>
2-1-1-1 - La décompression des marnes	12
2-1-1-2 - La cryoclastie (ou gélifraction)	13
2-1-1-3 - La thermoclastie	13
2-1-1-4 - L'hydroclastie	13
2-1-1-5 - L'haloclastie	13
<i>2-1-2 - Les processus chimiques</i>	<i>13</i>
<i>2-1-3 - Les faciès d'érosion des marnes noires</i>	<i>13</i>
<b>2-2 - Ablation et transport des sédiments sur versant</b>	<b>14</b>
2-2-1 - Ablation due à l'impact des gouttes de pluie (effet « splash »)	14
2-2-2 - Ablation due au vent	14
2-2-3 - Transport par gravité	14

2-2-4 - <i>Transport par le ruissellement</i>	15
2-2-5 - <i>Les mesures de l'érosion</i>	15
2-2-5-1 - <i>Ablation moyenne annuelle : influence majeure du climat</i>	15
2-2-5-2 - <i>Autres paramètres influençant l'ablation</i>	16
2-2-6 - <i>Conséquences : accumulations de sédiments dans les lits des ravines</i>	16
<b>2-3 - Transport des sédiments dans les lits des ravines</b>	<b>17</b>
<b>2-4 - Les mécanismes de l'érosion dans les lits principaux des bassins versants</b>	<b>19</b>
<b><u>3<sup>ème</sup> chapitre : RÔLE DE LA VÉGÉTATION DANS LA PROTECTION CONTRE L'ÉROSION</u></b>	<b>21</b>
<b>1 - LES MÉCANISMES D'ACTION DE LA VÉGÉTATION</b>	<b>21</b>
<b>1-1 - Introduction</b>	<b>21</b>
<b>1-2 - Protection active contre l'érosion</b>	<b>21</b>
1-2-1 - <i>Protection des sols contre les agents érosifs</i>	21
1-2-1-1 - <i>Régulation hydrologique</i>	21
1-2-1-2 - <i>Régulation thermique</i>	24
1-2-1-3 - <i>Protection mécanique</i>	24
1-2-2 - <i>Fixation des sols</i>	25
<b>1-3 - Protection passive contre l'érosion : le piégeage des sédiments</b>	<b>25</b>
<b>2 - L'EFFET GÉNÉRAL DE LA VÉGÉTATION SUR L'ÉROSION</b>	<b>26</b>
<b>2-1 - Sur divers substrats</b>	<b>26</b>
2-1-1 - <i>Efficacité des différentes formations végétales</i>	26
2-1-2 - <i>Importance du taux de couverture végétale</i>	27
2-1-2-1 - <i>Comparaison de terrains diversement végétalisés</i>	27
2-1-2-2 - <i>Comparaisons après disparition de la couverture végétale</i>	28
2-1-2-3 - <i>Comparaisons après revégétalisation</i>	29
<b>2-2 - Sur marnes</b>	<b>30</b>
2-2-1 - <i>Comparaisons de bassins versants à La Motte du Caire</i>	30
2-2-2 - <i>Les bassins versants de recherche expérimentaux de Draix</i>	30
<b><u>4<sup>ème</sup> chapitre : LE TRAVAIL DE THÈSE</u></b>	<b>33</b>
<b>1 - BILAN DES TRAVAUX ANTERIEURS, HYPOTHÈSES ET QUESTIONNEMENTS</b>	<b>33</b>
<b>1-1 - Bilan des travaux antérieurs</b>	<b>33</b>
<b>1-2 - Hypothèses</b>	<b>33</b>
<b>1-3 - Questionnements</b>	<b>34</b>
1-3-1 - <i>1<sup>ère</sup> hypothèse : les processus de piégeage</i>	34
1-3-2 - <i>2<sup>ème</sup> hypothèse : la distribution spatiale de la végétation</i>	34
1-3-3 - <i>Vérification des hypothèses : application à la gestion</i>	34
<b>2 - OBJECTIF</b>	<b>34</b>



<b>3 - CADRE CONCEPTUEL</b>	<b>35</b>
<b>3-1 - Etude d'un mode d'action particulier de la végétation sur l'érosion</b>	<b>35</b>
<b>3-2 - Echelles spatiales d'études</b>	<b>35</b>
<b>3-3 - Contexte biorhexistasique particulier</b>	<b>35</b>
<i>3-3-1 - Notion de biorhexistasie</i>	<i>35</i>
<i>3-3-2 - La biorhexistasie dans les bassins versants réhabilités</i>	<i>36</i>
<b>4 - DÉMARCHE SCIENTIFIQUE</b>	<b>36</b>
<b><u>5<sup>ème</sup> chapitre : CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL DES SITES D'ÉTUDE</u></b>	<b>37</b>
<b>1 - CADRE GÉNÉRAL</b>	<b>37</b>
<b>1-1 - Situation géographique</b>	<b>37</b>
<b>1-2 - La restauration des terrains en montagne sur les bassins versants étudiés</b>	<b>37</b>
<b>2 - CADRE LOCAL</b>	<b>38</b>
<b>2-1 - Les bassins versants du Saignon et de Naples</b>	<b>38</b>
<i>2-1-1 - Contexte géographique</i>	<i>38</i>
<i>2-1-2 - Contexte climatique</i>	<i>38</i>
<i>2-1-3 - Contexte géologique et géomorphologique</i>	<i>38</i>
<i>2-1-4 - Végétation</i>	<i>40</i>
<i>2-1-5 - Contexte humain et économique</i>	<i>40</i>
<b>2-2 - Le bassin versant du Francon</b>	<b>40</b>
<i>2-2-1 - Contexte géographique</i>	<i>40</i>
<i>2-2-2 - Contexte climatique</i>	<i>40</i>
<i>2-2-3 - Contexte géologique et géomorphologique</i>	<i>41</i>
<i>2-2-4 - Végétation</i>	<i>41</i>
<i>2-2-5 - Contexte humain et économique</i>	<i>41</i>
<b>2-3 - Le bassin versant du Brusquet</b>	<b>41</b>
<i>2-3-1 - Contexte géographique</i>	<i>41</i>
<i>2-3-2 - Contexte climatique</i>	<i>43</i>
<i>2-3-3 - Contexte géologique et géomorphologique</i>	<i>43</i>
<i>2-3-4 - Végétation</i>	<i>43</i>
<i>2-3-5 - Contexte humain et économique</i>	<i>43</i>

<b><i>1<sup>ère</sup> partie : ETUDE DES PROCESSUS DE PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS PAR DES BARRIÈRES VÉGÉTALES</i></b>
--

<b><u>1<sup>er</sup> chapitre : MISE EN ÉVIDENCE QUALITATIVE DU PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS PAR DES BARRIÈRES VÉGÉTALES</u></b>	<b>44</b>
<b>1 - INTRODUCTION</b>	<b>44</b>
<b>2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES</b>	<b>44</b>
<b>2-1 - La dynamique du piégeage</b>	<b>44</b>

2-1-1 - <i>Les mesures de pluie</i>	44
2-1-2 - <i>Suivi de sédiments marneux peints</i>	45
2-1-3 - <i>L'enfouissement de clous</i>	47
<b>2-2 - Description de profils dans des accumulations de sédiments</b>	<b>48</b>
<b>3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION</b>	<b>48</b>
<b>3-1 - La dynamique du piégeage</b>	<b>48</b>
3-1-1 - <i>Les pluies</i>	48
3-1-2 - <i>Le suivi des sédiments marneux peints</i>	49
3-1-3 - <i>L'enfouissement des clous</i>	50
3-1-4 - <i>Conclusion sur la dynamique du piégeage</i>	52
<b>3-2 - Après le piégeage : les profils topographiques</b>	<b>52</b>
3-2-1 - <i>Tranchée T1</i>	53
3-2-2 - <i>Tranchée T2</i>	54
3-2-3 - <i>Tranchées T3 et T4</i>	55
3-2-4 - <i>Conclusion sur les profils topographiques</i>	57
<b>4 - CONCLUSION</b>	<b>59</b>
<b><u>2<sup>ème</sup> chapitre : EFFICACITÉ DES BARRIÈRES VÉGÉTALES POUR LE PIÉGEAGE DES SÉDIMENTS MARNEUX</u></b>	<b>60</b>
<b>1 - INTRODUCTION</b>	<b>60</b>
<b>2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES</b>	<b>60</b>
<b>2-1 - Matériels</b>	<b>60</b>
<b>2-2 - Méthodes</b>	<b>62</b>
2-2-1 - <i>Détermination d'une surface moyenne de barrière végétale « efficace »</i>	62
2-2-2 - <i>Influence de la pente</i>	63
2-2-3 - <i>Sur-dimensionnement des barrières végétales prises en compte</i>	63
2-2-4 - <i>Détermination d'une surface maximale de zone érodée « piégée »</i>	64
2-2-5 - <i>Détermination d'une surface optimale de barrière végétale « efficace »</i>	64
<b>3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION</b>	<b>64</b>
<b>3-1 - Détermination d'une surface moyenne de barrière végétale « efficace »</b>	<b>64</b>
<b>3-2 - Influence de la pente</b>	<b>65</b>
<b>3-3 - Sur-dimensionnement des barrières végétales prises en compte</b>	<b>67</b>
3-3-1 - <i>Influence de la géomorphologie</i>	67
3-3-2 - <i>Influence de la dynamique végétale</i>	67
<b>3-4 - Détermination d'une surface maximale de zone érodée « piégée »</b>	<b>69</b>
<b>3-5 - Détermination d'une surface optimale de barrière végétale « efficace »</b>	<b>69</b>
<b>4 - CONCLUSION</b>	<b>70</b>

**2<sup>ème</sup> partie : INFLUENCE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DE LA VÉGÉTATION SUR LA PRODUCTION SÉDIMENTAIRE DE RAVINES MARNEUSES**

<b><u>1<sup>er</sup> chapitre : MISE EN ÉVIDENCE DE L'IMPORTANCE DE LA DISTRIBUTION SPATIALE DE LA VÉGÉTATION SUR UNE RAVINE POUR L'ACTIVITÉ ÉROSIVE A SON EXUTOIRE</u></b>	<b>71</b>
<b>1- INTRODUCTION</b>	<b>71</b>
<b>2 - MATÉRIELS</b>	<b>71</b>
2-1 - Choix des ravines	71
2-2 - Caractéristiques des ravines	73
2-3 - Cartographie et caractérisation des ravines	73
2-4 - Mesures des pluies	78
2-5 - Mesures des productions sédimentaires à l'exutoire des ravines	79
<b>3 - MÉTHODES</b>	<b>80</b>
3-1 - Production sédimentaire, activité et inactivité des ravines	<b>80</b>
3-2 - Caractéristiques végétales étudiées	<b>81</b>
3-2-1 - Influence du recouvrement végétal	81
3-2-2 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale au sol dans la ravine	81
3-2-3 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale au sol dans le lit de la ravine	81
3-3 - Méthodes d'étude	<b>81</b>
<b>4 - RÉSULTATS ET DISCUSSION</b>	<b>82</b>
4-1 - Pluies	<b>82</b>
4-2 - Remplissage des pièges à sédiments et production sédimentaire des ravines	<b>82</b>
4-3 - Influence du recouvrement végétal	<b>84</b>
4-3-1 - Influence de la couverture végétale totale en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine	84
4-3-2 - Influence de la couverture végétale au sol en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine	86
4-4 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale au sol dans la ravine	<b>87</b>
4-4-1 - Influence de la couverture végétale au sol sur versants en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine	87
4-4-2 - Influence de la couverture végétale au sol dans le lit en pourcentage par rapport à la surface totale de la ravine	88
4-5 - Influence de la distribution spatiale de la couverture végétale dans le lit de la ravine	<b>89</b>
4-5-1 - Résultats	89
4-5-2 - Illustrations cartographiques et photographiques des résultats	90
4-5-3 - Importance de la distribution spatiale de la végétation dans le lit des ravines	93

<b>5 - EFFETS D'ÉCHELLES SPATIALES</b>	<b>96</b>
5-1 - Comparaison des résultats obtenus à l'échelle de la ravine avec ceux obtenus à l'échelle métrique à pluri-métrique	96
5-2 - Influence de la distribution spatiale de la végétation à l'échelle d'un bassin versant	96
<b>6 - CONCLUSION</b>	<b>97</b>
<b><u>2<sup>ème</sup> chapitre : STABILITÉ DES RAVINES</u></b>	<b>99</b>
<b>1 - INTRODUCTION</b>	<b>99</b>
<b>2 - OBSERVATIONS SUR LA STABILITÉ DES RAVINES AU COURS DES 3 ANS DE THÈSE</b>	<b>99</b>
2-1 - Réactivation de ravines inactives	99
2-2 - Stabilisation de ravines actives	102
<b>3 - RECHERCHE D'UN INDICATEUR DE LA STABILITÉ DES RAVINES : LES PROFILS EN LONG DES RAVINES</b>	<b>102</b>
3-1 - Introduction	102
3-2 - Les profils en long des ravines	102
3-3 - Evolution du profil en long de ravines au cours du temps	104
3-3-1 - Ravines dégradées réhabilitées par génie écologique	104
3-3-1-1 - Phase d'installation de la végétation	104
3-3-1-2 - Phase de développement de la végétation	106
3-3-2 - Ravines réhabilitées soumises à un violent orage	109
3-3-2-1 - Modification du profil en long des ravines	109
3-3-2-2 - Comment évoluent les ravines réactivées ?	109
<b>4 - CONCLUSION</b>	<b>110</b>
<b><u>3<sup>ème</sup> chapitre : SYNTHÈSE : TYPOLOGIE DE RAVINES MARNEUSES PARTIELLEMENT VÉGÉTALISÉES POUR UNE CARACTÉRISATION DE LEUR ÉTAT D'ACTIVITÉ ÉROSIVE ET DE STABILISATION</u></b>	<b>111</b>
<b>1- INTRODUCTION</b>	<b>111</b>
<b>2 - MATÉRIELS ET MÉTHODES</b>	<b>111</b>
2-1 - Matériels	111
2-2 - Méthodes	112
<b>3 - RÉSULTATS</b>	<b>112</b>
3-1 - Synthèse graphique des informations sur l'activité, la couverture végétale au sol et le profil en long des ravines	112
3-2 - Représentation des ravines actives et inactives	113

<b>3-3 - Prise en compte des relations établies entre les profils en long et la stabilité des ravines</b>	<b>115</b>
3-3-1 - <i>Au sein des ravines actives</i>	115
3-3-2 - <i>Au sein des ravines inactives</i>	115
<b>3-4 - La typologie</b>	<b>117</b>
<b>4 - AFFINAGE DE LA TYPOLOGIE</b>	<b>119</b>
<b>4-1 - Pluies limite pour une production sédimentaire des ravines</b>	<b>119</b>
4-1-1 - <i>Introduction</i>	119
4-1-2 - <i>Méthodologie</i>	119
4-1-3 - <i>Résultats et discussion</i>	120
4-1-3-1 - <i>Graphes de pluie limite pour une production de sédiments</i>	120
4-1-3-2 - <i>Observations et résultats sur le site du Grand Vallon</i>	120
4-1-3-3 - <i>Observations et résultats sur le site de la Haute-Bléone</i>	123
4-1-4 - <i>Synthèse</i>	124
<b>4-2 - Etude de la répartition et de la structuration de la végétation au sein du lit des ravines</b>	<b>125</b>
4-2-1 - <i>Introduction</i>	125
4-2-2 - <i>Matériels et méthodes</i>	125
4-2-3 - <i>Résultats et discussion</i>	126
4-2-3-1 - <i>Relations entre type de ravine et répartition de la végétation au sein du lit</i>	126
4-2-3-2 - <i>Relations entre type de ravine et structuration verticale de la végétation</i>	126
4-2-4 - <i>Synthèse : relations entre type de ravine, répartition de la végétation au sein du lit et structuration verticale de la végétation</i>	127
<b>4-3 - Conclusion</b>	<b>127</b>
<b>5 - CONCLUSION</b>	<b>128</b>

<b>3<sup>ème</sup> partie : STRATÉGIES DE GESTION OPTIMALE DES PROBLÈMES D'ÉROSION PAR LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE</b>
--

<b>1 - INTRODUCTION</b>	<b>129</b>
1-1 - <b>Restauration écologique des écosystèmes érodés</b>	<b>129</b>
1-2 - <b>Gestion optimale</b>	<b>130</b>
<b>2 - RÉHABILITATION DES ÉCOSYSTÈMES ÉRODÉS</b>	<b>131</b>
<b>2-1 - Zones d'interventions prioritaires</b>	<b>131</b>
2-2-1 - <i>A l'échelle d'une « forêt » domaniale : détermination des bassins versants prioritaires</i>	131
2-2-2 - <i>A l'échelle des bassins versants prioritaires : détermination des ravines prioritaires</i>	131
2-2-3 - <i>A l'échelle des ravines prioritaires : interventions optimales</i>	132
<b>2-2 - Règles d'interventions en réhabilitation</b>	<b>133</b>
2-2-1 - <i>Génie civil dans les lits principaux du bassin versant</i>	133

2-2-2 - <i>Installation de la végétation par génie biologique</i>	133
2-2-2-1 - Les ouvrages de génie biologique	133
2-2-2-2 - Etude de l'efficacité des ouvrages de génie biologique	135
2-2-2-3 - Rôle des ouvrages de génie biologique dans le piégeage des sédiments	136
2-2-2-4 - Choix des ouvrages	136
2-2-2-5 - Dimensionnement des ouvrages	137
2-2-3 - <i>Récapitulatif</i>	137

### **3 - ACCOMPAGNEMENT ET GESTION DURABLE DE L'ÉCOSYSTÈME RÉHABILITÉ 139**

<b>3-1 - Contexte dans les Alpes du sud</b>	<b>139</b>
<b>3-2 - Zones d'interventions forestières prioritaires</b>	<b>140</b>
3-2-1 - <i>A l'échelle d'une « forêt » domaniale : détermination des bassins versants prioritaires</i>	140
3-2-2 - <i>A l'échelle des bassins versants prioritaires : détermination des ravines prioritaires</i>	140
3-2-3 - <i>A l'échelle des ravines prioritaires : interventions optimales</i>	142
<b>3-3 - Règles d'interventions</b>	<b>143</b>
3-3-1 - <i>Gestion sylvicole</i>	143
3-3-2 - <i>Couverture végétale au sol</i>	144
<b>3-4 - Récapitulatif</b>	<b>145</b>

### **4 - CONCLUSION 147**

## **CONCLUSION GÉNÉRALE**

### **1 - CONCLUSION SUR LE TRAVAIL DE THÈSE 149**

### **2 - PERSPECTIVES 150**

<b>2-1 - Perspectives d'étude</b>	<b>150</b>
2-1-1 - <i>Génie biologique sur ravines marneuses d'après la typologie de ravines</i>	150
2-1-2 - <i>Pérennisation de ravines inactives par gestion forestière et/ou entretien</i>	151
2-1-3 - <i>Vulnérabilité et efficacité des ouvrages de génie biologique en petite correction torrentielle</i>	151
2-1-4 - <i>Modélisation</i>	152
<b>2-2 - Perspectives d'aménagement</b>	<b>152</b>
2-2-1 - <i>Lutte contre l'envasement des retenues de barrages hydro-électriques et de l'Étang de Berre</i>	152
2-2-2 - <i>Gestion intégrée des zones marneuses</i>	153

## **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 154**

## **TABLES**

<b>TABLE DES FIGURES</b>	<b>167</b>
<b>TABLE DES CARTES</b>	<b>169</b>
<b>TABLE DES TABLEAUX</b>	<b>170</b>
<b>TABLE DES PHOTOS</b>	<b>171</b>
<b>TABLE DES PLANCHES</b>	<b>173</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b>	<b>174</b>

## **ANNEXES**

<b>SOMMAIRE DES ANNEXES</b>	<b>183</b>
-----------------------------	------------

**Annexe 1** : Cartes des ravines

**Annexe 2** : Taux de répartition de la végétation dans les ravines

**Annexe 3** : Caractéristiques des pluies sur les sites d'étude  
au cours des 3 ans d'observation

**Annexe 4** : Remplissage des pièges à sédiments

## **RÉSUMÉ**

## **ABSTRACT**

# ANNEXES



## **SOMMAIRE DES ANNEXES**

Annexe 1 : Cartes des ravines

Annexe 2 : Taux de répartition de la végétation dans les ravines

Annexe 3 : Caractéristiques des pluies sur les sites d'étude au cours des 3 ans d'observation

Annexe 4 : Remplissage des pièges à sédiments

## RÉSUMÉ

### **Influence de la distribution spatiale de la végétation sur la production sédimentaire de ravines marneuses dans les Alpes du sud**

Dans les bassins versants torrentiels marneux des Alpes du sud, la végétation permet de lutter efficacement contre l'érosion. Les processus de piégeage des sédiments par des barrières végétales, et par conséquent l'influence de la distribution spatiale de la végétation sur la production sédimentaire à l'exutoire des bassins versants, étaient cependant mal connus. Le travail de thèse, dont les sites d'étude étaient tous situés dans le département des Alpes-de-Haute-Provence, avait donc pour objectif de mieux comprendre les interactions végétation-érosion, ceci à l'échelle de la ravine et dans un contexte particulier de bassins versants restaurés par génie écologique. Une partie du travail a été réalisée à l'échelle métrique à plurimétrique, afin d'une part de mettre en évidence l'existence de processus de piégeage des sédiments marneux par des barrières végétales, d'autre part d'étudier quantitativement l'efficacité de barrières végétales à piéger les sédiments issus d'une zone en érosion donnée. Une deuxième partie du travail a été réalisée à l'échelle de la ravine de moins d'un hectare. Elle a permis de montrer que l'activité des ravines, en terme de production sédimentaire à leur exutoire, est fortement corrélée avec le pourcentage de couverture végétale au sol dans les lits des ravines, où les barrières végétales jouent l'essentiel de leur rôle de piégeage. Ces résultats sont discutés en ce qui concerne les échelles spatiales et surtout temporelles. La stabilité des ravines dépend en effet de la dynamique végétale qui s'oppose constamment à la dynamique érosive, ce rapport variant au gré des épisodes climatiques exceptionnels. La prise en compte du profil en long des ravines comme indicateur de leur stabilité permet alors de proposer une typologie de ravines marneuses partiellement végétalisées, permettant une caractérisation de leur état d'activité érosive et de stabilisation. Une dernière partie explique comment les connaissances acquises au cours de la thèse peuvent être utilisées pour proposer des stratégies de gestion optimale des problèmes d'érosion par le génie écologique, aussi bien pour la réhabilitation d'écosystèmes érodés que pour la pérennisation d'écosystèmes réhabilités.

**Mots-clé** : Marne, Erosion, Ravine, Végétation, Piégeage des sédiments

## ABSTRACT

### **Influence of vegetation distribution on sediment yield in marly gullies in the Southern Alps (France)**

In marly torrential catchments in the French southern Alps, vegetation can play a very efficient role against erosion. Thus, little knowledge existed on sediment trapping processes by vegetation barriers, and consequently on the influence of vegetation distribution on sediment yield in marly catchments. The thesis work, with study sites located in the Alpes-de-Haute-Provence department, was aimed to better understand the interactions between erosion and vegetation, at the gully scale and in the particular context of catchments that have been restored with biological engineering. A part of the work has been realised at the metric or pluri-metric scales, in order on one hand to highlight the existence of marly sediment trapping processes by vegetation barriers, on the other hand to carry out a quantitative study of the effectiveness of vegetation barriers to trap the sediments coming from an eroded zone. A second part of the work has been realised at the gully scale of less than one hectare. It permitted to show that the activity of gullies, in term of sediment yield at their exits, is strongly correlated with the percentage of the cover of low vegetation in the gully floor, where vegetation barriers play their more significant trapping role. These results are discussed concerning the spatial scales and in particular the temporal scales. Effectively, the gully stability depends on the vegetative dynamic that constantly contrasts with the erosive dynamic, this relation changing in function of exceptional climatic events. By taking into account the gully profile as an indicator of the gully stability, it is possible to propose a typology of marly gullies with partial vegetation cover, allowing to characterise their erosive activity and their stabilisation state. A final part of the work explains how the improved knowledge of the thesis can be used to propose strategies for an optimal management of erosion problems with the use of ecological engineering, for eroded ecosystem rehabilitation as for rehabilitated ecosystem management.

**Key-words:** Marls, Erosion, Gully, Vegetation, Sediment trapping