

# TLALOC : un modèle spatio-temporel de la dynamique des communautés végétales en lien avec la dynamique érosive et sédimentaire de ravines marneuses

Philippe Delcros, Maëlle Lepoutre, Mélanie Burylo et Freddy Rey

Dans les Alpes du Sud françaises, et plus particulièrement dans le secteur haut-provençal, les phénomènes érosifs sont une cause importante de vulnérabilité des écosystèmes de montagne, et présentent également des conséquences sur les activités humaines. En effet, le climat montagnard sub-méditerranéen qui y règne est à l'origine de nombreuses crues soudaines affectant les bassins versants marneux, dégradant la végétation en place, et entraînant d'importantes quantités de sédiments. Ces dépôts de sédiments en aval, d'une part, augmentent les risques d'inondations dues à l'exhaussement du lit des rivières, et, d'autre part, sont à l'origine de l'envasement des retenues des barrages hydro-électriques et de l'étang de Berre (Balland *et al.*, 2002).

Un mode d'action efficace pour lutter contre ces phénomènes érosifs est le génie biologique, ensemble de techniques utilisant du matériel végétal vivant pour la stabilisation des sols (Labonne *et al.*, 2007). Les études et recherches récentes, en particulier celles menées au Cemagref de Grenoble, visent à mieux définir les modalités d'action du génie biologique, l'optimisation des actions et la défense passive. Il s'agit d'identifier les zones-cibles les plus enclines à produire d'importantes quantités de sédiments, et de les empêcher de nuire, en installant des pièges à sédiments à l'aval des zones érodées (photo 1), tout en minimisant les interventions. Ainsi, la création d'ouvrages de génie biologique constitués d'obstacles végétaux judicieusement choisis et placés, permet de limiter la

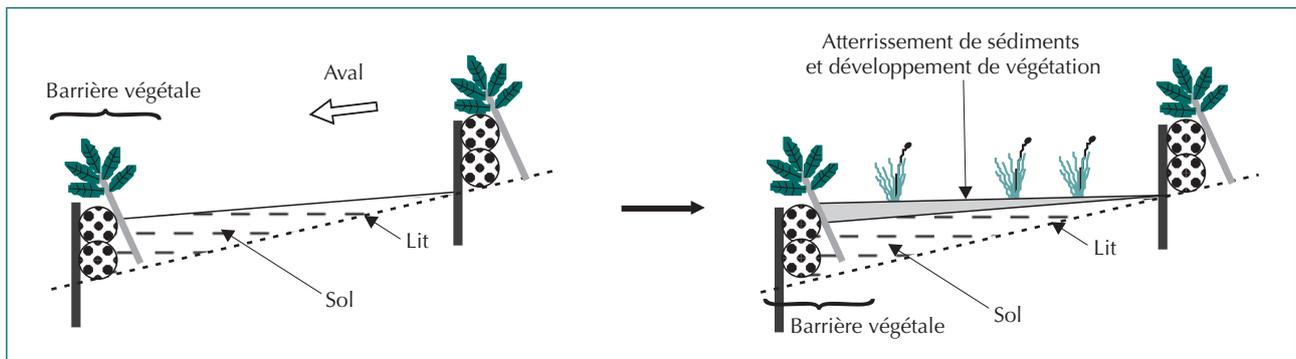
production de sédiments à l'exutoire sans chercher à végétaliser toutes les surfaces dénudées (figure 1). En effet, ces ouvrages créent des atterrissements de sédiments considérés comme suffisamment stables pour que des communautés végétales spontanées s'installent et se développent naturellement, jusqu'à ce que l'on puisse espérer que le seuil bioréxhastique soit atteint. Mais ce seuil n'est atteint que dans



◀ Photo 1 – Mise en place d'ouvrages de génie biologique dans une ravine marneuse.

## Les contacts

Cemagref, UR EMGR,  
Écosystèmes montagnards, Domaine universitaire, BP 76,  
38402 Saint-Martin-d'Hères Cedex



▲ Figure 1 – Création d'atterrissement à l'amont des barrières végétales construites lors des interventions de génie biologique.

1. Dieu de l'eau et de l'agriculture dans la religion aztèque

▼ Figure 2 – Localisation du bassin versant du Saignon versant du Saignon à la Motte-du-Caire (Alpes de Haute-Provence).

la mesure où les événements de crues torrentielles, qui éliminent une très forte proportion de la végétation en place, restent en deçà d'un certain degré de fréquence et d'intensité.

### Objectifs

L'état actuel de nos connaissances fait état du rôle prépondérant que joue la végétation naturelle qui s'installe au sein des atterrissements sur sa capacité à piéger les sédiments dès lors que la végétation liée au génie biologique est mise en place (Rey *et al.*, 2004). Dans un tel contexte, il est illusoire de prédire avec certitude non seulement les cortèges floristiques qui s'installeront sur les atterrissements, mais aussi les événements de crues torrentielles qui pourront affecter cette végétation. En effet, les périodes de l'année et les fréquences auxquelles les crues torrentielles se produisent auront une grande influence sur les dégâts causés sur la végétation en place. C'est la raison pour laquelle nous

sommes orientés vers la mise en œuvre d'un modèle spatialisé et stochastique, baptisé TLALOC<sup>1</sup> et gérant selon un processus aléatoire, à la fois l'installation de la végétation spontanée et l'occurrence, l'intensité et l'impact des crues torrentielles. Ce modèle est développé sous plateforme Visual Basic. Une répétition de nombreuses simulations d'une telle modélisation permettra ainsi d'aboutir à une estimation de la capacité de piégeage des sédiments de l'ouvrage selon le principe d'un processus de Monte-Carlo. Cet article essentiellement méthodologique décrit la conception et la structuration du modèle, et présente le résultat de simulations de dynamiques végétales et de l'impact des crues torrentielles sur la végétation.

### Site d'étude

Le site d'étude retenu (figure 2) est celui du bassin versant du Saignon (380 ha), sur la commune de La Motte du Caire (Alpes de Haute-Provence).



Les ravines marneuses de ce bassin versant sont principalement exposées au sud. L'altitude varie entre 730 et 1 474 m. Les nombreuses données récoltées sur ce site expérimental du Cemagref de Grenoble depuis 2002 servent à paramétrer le modèle.

## Les espèces végétales

Le modèle TLALOC se place dans un contexte spécifique qu'est celui des ravines marneuses du bassin de la Durance. Afin de représenter au mieux l'écosystème sans trop alourdir le modèle, nous avons sélectionné un certain nombre d'espèces caractéristiques des ravines, soit par leur importante surface de recouvrement, soit par leur capacité de rétention des sédiments, soit par leur présence durable dans l'écosystème même en petit nombre (Burylo *et al.*, 2007). Toutes les espèces ne sont donc pas représentées. Les espèces retenues sont présentées dans le tableau 1.

L'ensemble de ces plantes semble adapté physiologiquement aux conditions des ravines marneuses. Ainsi, elles ont toutes des valences écologiques proches, avec en moyenne un comportement intermédiaire entre héliophile et hémihéliophile, mésoxérophile. Elles sont donc relativement résistantes à la sécheresse, basophiles. Seul le comportement thermophile varie entre montagnard et subméditerranéen. Le modèle et ses différents processus présentés ci-dessous sont paramétrés pour chaque espèce.

## Description du modèle TLALOC

### Caractéristiques générales

#### MODÈLE TEMPOREL

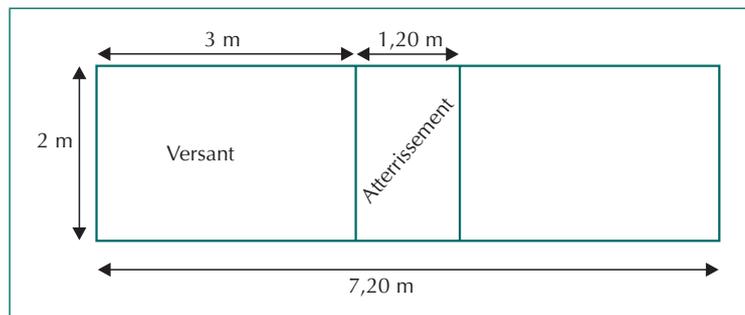
Le modèle TLALOC est un modèle dynamique qui simule les dynamiques de végétation et les épisodes torrentiels sur une durée pouvant atteindre plusieurs dizaines d'années. Le pas de temps des simulations est de trois jours, et l'année est le cycle retenu pour ces événements (installation, croissance, mortalité).

#### MODÈLE SPATIALEMENT EXPLICITE

Le couvert végétal est simulé en deux dimensions, vu du ciel, sur un espace virtuel de 7,20 m x 2 m (figure 3) représentant l'atterrissement proprement dit au centre (surface de 1,20 m x 2 m), qui sera susceptible d'être altéré par les épisodes torrentiels, encadré par deux versants (recouvrant chacun 3 m x 2 m).

▼ Tableau 1 – Liste des espèces représentées dans TLALOC.

<i>Acer opalus</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Achnatherum calamagrostis</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Ononis fruticosa</i>
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	<i>Ononis natrix</i>
<i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>Ononis rotundifolia</i>
<i>Bromus erectus</i>	<i>Pinus nigra</i>
<i>Crepis paludosa</i>	<i>Prunus avium</i>
<i>Genista cinerea et tinctoria</i>	<i>Quercus pubescens</i>
<i>Hieracium</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Hippophaë rhamnoides</i>	<i>Sanguisorba minor</i>
<i>Juniperus communis</i>	<i>Stachelina dubia</i>
<i>Lavandula angustifolia</i>	<i>Thymus serpyllum</i>



#### MODÈLE ORIENTÉ-OBJET

Le principe général du modèle spatialement explicite est un automate cellulaire avec un pixel de 1 cm x 1 cm. Néanmoins, afin d'optimiser la gestion des individus-plantes, notamment leur mortalité, et leurs formes parfois complexes, ces individus seront conceptuellement considérés comme des objets avec des caractéristiques propres (âge, surface, espèce, hauteur).

#### MODÈLE À DOMINANTE EMPIRIQUE

Comme nous le détaillerons dans la présentation des processus du modèle, les équations qui régissent son fonctionnement sont pour la plupart issues de lois mécanistes (à l'exception notable du processus d'installation, intégralement empirique), mais paramétrées à partir de relevés et d'observations de terrain.

#### MODÈLE STOCHASTIQUE

Bien que certains processus soient déterministes (processus d'installation), la plupart sont simulés de manière aléatoire, ce qui rend le modèle

▲ Figure 3 – Espace virtuel de référence pour les simulations.

probabiliste dans sa globalité. Cette stochasticité, associée à une réitération du modèle un nombre important de fois, est une caractéristique importante dans l'évaluation de la probabilité que pourra avoir un atterrissement à piéger ou non les sédiments. Nous développerons cet aspect dans les perspectives du modèle.

## Fonctionnement du modèle TLALOC

### Les processus « réguliers » liés au comportement du végétal

#### INSTALLATION

Le processus d'installation intervient une fois unique par année de simulation, au jour 106 (le 16 avril). Les installations de toutes les espèces sont modélisées en même temps, bien que cela ne reflète pas la réalité écologique. Cette simplification ne porte pas à conséquence, dans la mesure où les jeunes plantules installées sont suffisamment petites pour ne pas entrer en compétition, et que la croissance végétative n'intervient pas encore.

Compte tenu de nos objectifs et de la difficulté d'appréhender la probabilité d'apparition de nouvelles plantes en lien direct avec la proximité et l'abondance de semenciers, nous avons opté pour une approche empirique sur la base d'observations détaillées d'installation de plantules sur le bassin versant du Saignon entre 2003 et 2005 (Burylo *et al.*, 2007). Au final, le nombre de plantules de l'espèce *i* apparaissant sur un atterrissement dépend de trois facteurs (équation 1) :

- l'espèce végétale considérée ;
- le taux de recouvrement des versants autour de l'atterrissement ;
- la qualité de l'atterrissement.

La quantité de plantules calculée par l'équation 1 par espèce se traduit par une installation aléatoire de ces plantules dans un pixel de l'atterrissement. Au temps  $t_0$ , les atterrissements sont supposés être juste mis en place et le sol est intégralement dépourvu de végétation ( $OQP = 0$ ). Ainsi, toutes les installations simulées par l'équation 1 sont effectives (sauf cas rarissime d'assignation de deux plantules au même pixel). Les années suivantes, le risque que le pixel choisi aléatoirement pour l'installation d'une plantule soit déjà occupé par une plante augmente. Dans ce cas, l'installation est considérée comme un échec.

#### CROISSANCE

Les publications qui traitent d'équations de courbe de croissance sont nombreuses. Selon les cas, les modèles sont créés à partir d'observations sur le terrain souvent limitées à une espèce (Sletvold, 2005) ou bien de manière théorique et empirique selon des observations très générales de comportement des plantes (Yin, 2003). Dans la plupart des modèles, les courbes de croissance s'approchent de près ou de loin à des fonctions sigmoïdes. Le nombre de paramètres varie ensuite selon la complexité du modèle. Les trois équations les plus renommées et les plus souvent citées sont l'équation de Richards, l'équation de Gompertz et l'équation de Weibull. Ces trois équations possèdent deux à trois paramètres pour définir une croissance sigmoïde.

Dans le modèle spatialement explicite présenté par Weiner et Damgaard (2006), chaque plante est représentée par un objet circulaire. Les auteurs considèrent que la croissance des plantes suit une courbe de croissance sigmoïde asymétrique dépendant de leur taille telle qu'elle est

#### Équation 1

$$N_{inst\_i} = Pr_i \cdot \frac{N_{pixel}}{10000} \cdot (0,79 \cdot OQP + 4,58) \cdot ATT$$

$N_{inst\_i}$  : nombre de plantules de l'espèce *i* installées,

$Pr_i$  : probabilité d'installation de l'espèce *i*, estimée empiriquement,

$N_{pixel}$  : nombre de pixels dans l'atterrissement,

$OQP$  (nombre de pixels occupés/nombre de pixels total) : couverture végétale des versants,

$ATT$  : qualité de l'atterrissement (dépend de l'orientation et de la capacité de retenue des sédiments). Varie entre 0,65 (défavorable) et 1,25 (favorable).

présentée dans l'équation de Richards (Weiner et Damgaard, 2006). Notre modèle s'approche de ce dernier par deux aspects : tout d'abord, il cherche à modéliser les plantes comme des objets dans un modèle spatialement explicite, et ensuite, il étudie les interactions entre les différentes plantes au sein d'un peuplement. Il semble raisonnable de considérer que la croissance des plantes est sigmoïde.

Le modèle que nous avons retenu est celui de Damgaard (2004) et porte sur chacune des vingt-quatre espèces. Il se fonde sur un taux de croissance dépendant de la taille ( $T$ ) de la plante et présente une forme en cloche avec trois paramètres chacun propre à l'espèce (équation 2).

Les fonctions de croissance du modèle permettent de calculer la taille théorique de la plante à l'instant  $t$  en fonction de la taille de la plante

à l'instant  $t-1$ . Cette taille théorique n'est pas forcément atteinte car la croissance d'une plante donnée peut être bloquée par la présence antérieure d'autres plantes aux alentours. Cependant, l'étalonnage des courbes de croissance se fait en considérant que les plantes ont toutes les ressources nécessaires pour grandir.

La courbe de croissance est paramétrée pour chaque espèce représentée dans le modèle. On fixe les paramètres selon les caractéristiques des plantes, et on est alors capable d'obtenir une gamme de courbes de croissance (figure 4).

On estime ainsi que les espèces ligneuses poussent plus lentement que les espèces herbacées, et que les plantes doivent avoir atteint leur taille maximale lorsqu'elles ont l'âge équivalent à la durée de vie moyenne de l'espèce. On applique ces règles de croissance pendant quatre-vingt dix

### Équation 2

$$T(t) = T(t-1) + \frac{\kappa}{1-\delta} T(t-1) \left( \left( \frac{T(t-1)}{T_{\max}} \right)^{\delta-1} - 1 \right)$$

$T_{\max}$  représente la taille maximale que peut atteindre la plante, et  $\kappa$  et  $\delta$  sont des paramètres de croissance tels que le point d'inflexion de la courbe est à  $\delta^{1/(1-\delta)}$  de la taille finale, le taux de croissance maximum est  $\kappa T_{\max} \delta^{1/(1-\delta)}$  et le taux de croissance initial est  $\kappa / (\delta - 1)$ . Ces paramètres sont estimés pour chaque espèce à partir des relevés effectués au Saignon entre 2002 et 2005, ainsi qu'à partir d'observations plus générales (notamment pour  $T_{\max}$ ).

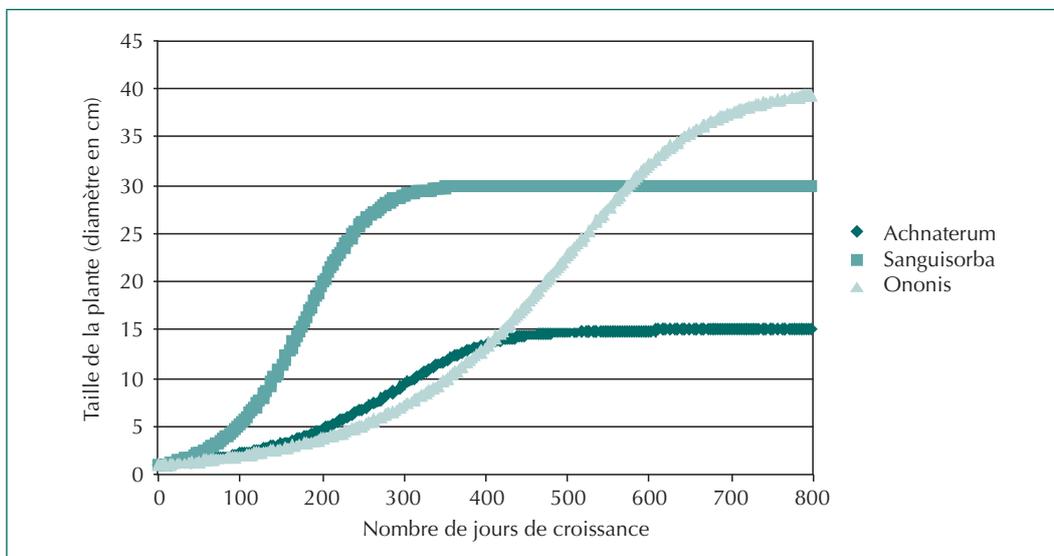


Figure 4 – Exemples de courbes de croissance.

jours consécutifs par an, de mi-avril à mi-juillet. Le reste de l'année, on considère que les plantes ne grandissent pas.

#### COMPÉTITION

Dans les modèles s'intéressant à la compétition pour l'espace, l'acquisition de ressources est souvent proportionnelle à la taille (Weiner, 1990 ; Schwinning et Weiner, 1998). Selon les cas, elle peut avoir un caractère symétrique ou asymétrique.

Dans les cas où la compétition est asymétrique, les individus plus gros obtiennent une part disproportionnée des ressources (par rapport à leur taille relative) et arrêtent la croissance des individus plus petits. Les zones d'influence sont disproportionnellement favorables aux individus de plus grande taille. Le départ en flèche ou prématuré de certaines espèces est une preuve d'une compétition asymétrique (Weiner, 1990).

Dans les cas où la compétition est symétrique, les individus, quelle que soit leur taille, consomment la même quantité de ressources. Généralement, la compétition lors des premiers stades de croissance est symétrique. Cependant, dans une situation où les gros individus sont avantagés, on n'est pas forcément dans une situation de compétition asymétrique ; on peut très bien être simplement dans un milieu où la consommation des ressources est proportionnelle à la taille (Weiner, 1990). L'atout lié à la taille d'une plante devient important lorsque la densité augmente (Weiner et Damgaard, 2006).

D'après les observations de terrain, la compétition dans les marnes a tendance à favoriser les plantes les plus grandes (Burylo *et al.*, 2007). De plus, le facteur principalement responsable du développement des plantes est le facteur hydrique et non nutritif. Les restrictions de croissance ou mortalité liées à la sécheresse seront représentées par les processus d'aléas climatiques.

Dans le modèle TLALOC, cette compétition pour l'espace est abordée de la façon la plus simple dans la mesure où une plante ne peut croître radialement que sur des pixels non encore occupés. Ainsi, étant donnée la petitesse d'un pixel (un centimètre-carré), il importe peu d'établir une hiérarchie compétitrice entre les différentes espèces. En abordant la compétition pour l'espace de cette manière, le modèle restitue un couvert végétal conforme à la réalité observée, à savoir l'installation d'un tapis végétal composé

de plantes ayant une occupation de l'espace pas nécessairement circulaire (ce qui n'est pas le cas lorsqu'on modélise des individus strictement circulaires). De plus, la compétition pour l'espace peut fortement limiter la croissance des individus, au point qu'ils n'atteignent jamais leur taille maximale.

#### MORTALITÉ NATURELLE

La mortalité naturelle (que nous distinguons de la mortalité liée aux crues décrite dans la partie suivante) est le seul processus permettant de libérer de l'espace et de limiter le développement végétal du modèle. Cependant, la mortalité est rarement modélisée de manière complète. Le plus souvent, on tente d'identifier les différentes causes de la mortalité et on modélise uniquement l'une de ces causes (maladie, compétition pour l'espace, pour l'eau, pour les ressources...). Dans les modèles complexes représentant d'autres processus pouvant causer la disparition des plantes, la mortalité est secondaire. Elle est alors souvent réduite à une fonction linéaire avec l'âge.

Rey *et al.* (2005) montrent que la banque de graines du sol est loin d'être nulle, mais très peu se développent réellement dans les ravines. Ceci montre qu'un certain nombre d'espèces et de graines ne sont pas capables de lever la dormance dans les conditions climatiques imposées par l'écosystème. D'autre part, nombreuses sont les observations (Burylo *et al.*, 2007) qui décrivent un grand nombre de très jeunes pousses qui disparaissent soit au cours de l'hiver suivant, soit même avant (on pense particulièrement au pin noir d'Autriche, *Pinus nigra*). Cette mortalité précoce doit être intégrée dans le modèle.

Clark (1992) a décrit séparément la mortalité liée à la densité et donc à la compétition, et la mortalité indépendante de la densité que l'on considère comme la mortalité « régulière ». Afin de modéliser cette dernière, deux facteurs de mortalité sont superposés, la mortalité juvénile  $j$  et la mortalité de sénescence  $v$ . L'équation 3 exprime la mortalité, c'est-à-dire la probabilité qu'a une plante de mourir.

Ces courbes de mortalité, en forme de U asymétrique (figure 5), sont là encore paramétrées à partir des observations de terrain. Entre 2003 et 2005, chaque apparition et disparition d'individus sur les atterrissements des ravines expérimentales du Saignon ont été relevées grâce aux comptages et aux photos (Burylo *et al.*, 2007). Ces données présentent d'importantes variations mais

## Équation 3

$$M(a) = M_j(a) + M_v(a) = ja^\alpha + va^\beta$$

$M(a)$  est la mortalité, c'est-à-dire la probabilité qu'une plante de mourir, en fonction de l'âge  $a$  avec des paramètres propres à chaque espèce :  $\alpha < 0$  (courbe décroissante avec l'âge) et  $j$  qui déterminent la mortalité juvénile, et  $\beta > 0$  (courbe croissance avec l'âge) et  $v$  qui paramètrent la mortalité liée à la sénescence.

elles permettent d'obtenir une estimation de la mortalité juvénile pour chaque espèce dans les ravines marneuses restaurées. Dans ces relevés, on a estimé le nombre de plantules qui mouraient chaque année grâce aux comptages et aux photographies. La moyenne sur les trois années nous donne une estimation pour le paramètre  $j$ . Les observations sur le terrain ont montré que trois ans après les interventions, le tapis végétal était trop important pour compter les pieds un à un, le paramètre  $\alpha$  est donc fixé pour que la mortalité minimale soit atteinte à trois ans. Au-delà de cette limite d'âge, on considère que les plantules sont bien installées pour ne mourir que de vieillesse. Le paramètre  $\alpha$  (qui détermine la pente de la partie décroissante de la courbe) prend donc la valeur 2,1 pour l'ensemble des espèces.

D'autre part, des études ont permis d'estimer la pérennité des plantes selon leurs caractéristiques biologiques – caractère ligneux, habitat, capacité de reproduction végétative, nombre et taille des graines, type de dissémination (Ehrlen et Lehtila, 2002). On fixe les paramètres de la mortalité liée à la sénescence ( $\beta$  et  $v$ ) pour que cette dernière

atteigne la valeur 0,5 lorsque la plante a atteint son espérance de vie moyenne.

Naturellement, ces courbes de mortalité ne concernent que les espèces vivaces. Dans ce cas, la mortalité de chaque plante modélisée est testée une fois par an, en fin de saison (fin octobre). À cette même époque, l'intégralité des espèces annuelles est éliminée.

### Les processus « irréguliers » liés au climat : les crues

Les crues sont susceptibles de déraciner ou d'ensevelir certaines plantes. Ce processus n'atteint que les plantes situées dans le lit de la ravine, donc sur l'atterrissement.

#### FRÉQUENCE D'APPARITION DES ÉVÉNEMENTS

Les crues observées sur les bassins versants de Draix (Alpes de Haute-Provence) sont très violentes avec des débits spécifiques de pointe très élevés : le débit d'1 m<sup>3</sup>/s est dépassé en moyenne huit fois par an dans le pays de Digne-Draix. Dans notre modèle, on cherche à

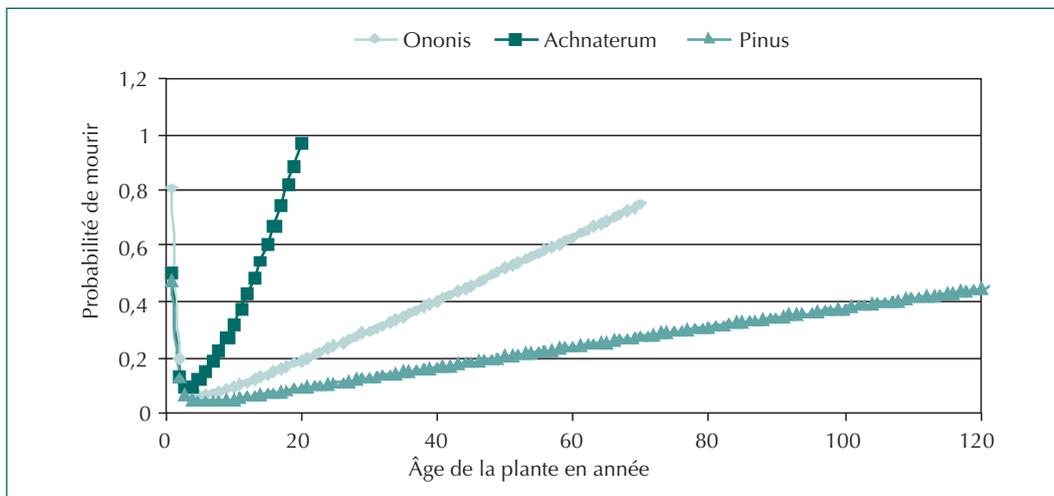


Figure 5 – Exemples de courbes de mortalité.

représenter l'impact des événements pluvieux sur la végétation, soit par déracinement, soit par ensevelissement.

Afin d'obtenir les probabilités d'occurrence annuelle des intensités de pluie qui nous intéressent, on utilise l'ajustement des lois exponentielles et de Gumbel des débits de pointe de la Roubine validé par Mathys (2006). De ces calculs, on déduit les temps de retour et les probabilités d'apparition quotidienne de chaque intensité de pluie que l'on veut modéliser. D'après les différentes analyses, les crues ont principalement lieu entre le mois de mai et le mois d'octobre (Mathys, 2006). Dans TLALOC, on considère que les crues ont lieu uniquement durant ces six mois. Grâce à l'ajustement de la loi de Gumbel, on obtient la fonction de répartition des débits de pointe à l'exutoire de la Roubine (figure 6).

On connaît le temps de retour des débits de pointe à l'exutoire de la Roubine, petit bassin versant de référence ayant une surface de 0,133 ha. Grâce à des changements d'échelle, on calcule les conséquences au niveau de l'atterrissement en cours de modélisation et non à l'exutoire du bassin de la Roubine. Chaque atterrissement est affecté d'un rang (N), de la surface totale de la partie en amont de l'atterrissement, du taux de recouvrement de cette surface et de la pente moyenne du lit.

#### CALCUL DE LA CONTRAINTE AU SOL ENGENDRÉE PAR UN DÉBIT LIQUIDE DONNÉ

On connaît la probabilité d'apparition d'un débit de pointe à l'exutoire d'un bassin versant de 0,133 ha. Par un changement d'échelle, on déduit le débit de pointe appliqué au niveau de l'atterrissement. Ce débit nous permet ensuite de calculer la **contrainte au sol** selon l'équation 4.

En comparant la contrainte au sol correspondante à la crue et les contraintes au sol auxquelles sont capables de résister les plantes, on décide si la plante est déracinée par la crue ou non.

#### Équation 4

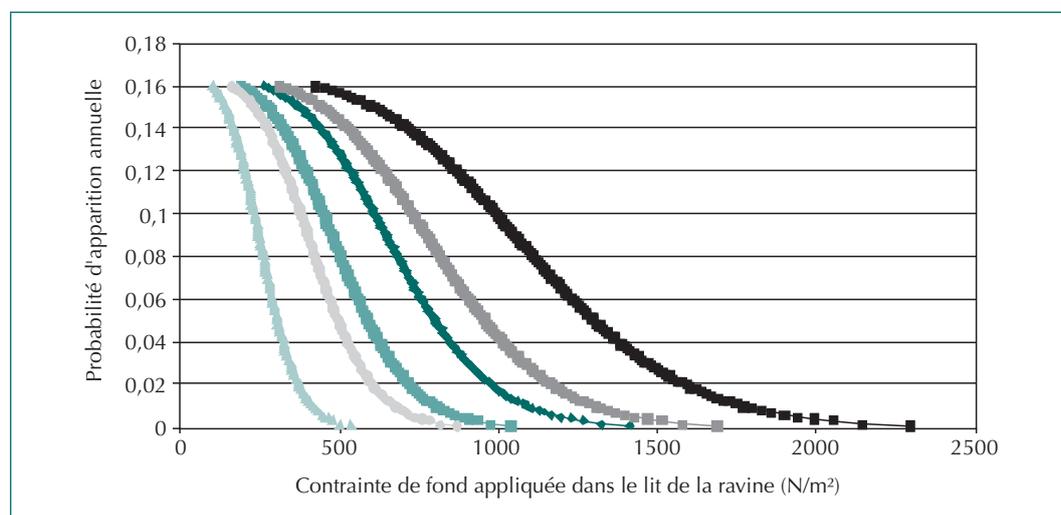
$$\tau \approx \rho \cdot g \cdot \left( \frac{Q}{l \cdot K_s} \right)^{3/5} \cdot \text{pente}^{7/10}$$

$\rho$  : masse volumique de l'eau,

$g$  : accélération de la pesanteur ( $9,81 \text{ m s}^{-2}$ ),

pente : pente moyenne du lit en degré,

$K_s$  : constante de rugosité des parois qu'on fixe ici, étant données les conditions, à  $45 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ .



▲ Figure 6 – Fonction de répartition des contraintes au sol illustratives de certaines situations. Les courbes ayant une couleur dérivée du vert représentent des contraintes dans un lit ayant une pente moyenne de  $20^\circ$  ; celles ayant une couleur dérivée du noir une pente de  $10^\circ$ . Les courbes foncées représentent les contraintes sur un atterrissement à l'exutoire d'une ravine de  $2\,500 \text{ m}^2$ , les couleurs intermédiaires représentent une surface de  $1\,500 \text{ m}^2$  et les couleurs les plus claires représentent une ravine de  $500 \text{ m}^2$ .

### CAPACITÉS DE RÉSISTANCE DES PLANTES

La littérature fait état de plusieurs traits testés pour expliquer la résistance au déracinement : la profondeur du système racinaire, sa largeur, son volume ou son diamètre basal, décrivant la taille du système racinaire, sont souvent positivement corrélés à la puissance d'enracinement. En 2009, Burylo et Rey (cf. l'article « Connaître la réponse des plantes aux contraintes érosives : intérêt pour la restauration écologique des terrains érodés », p. 111 de ce même numéro) ont effectué des tests de déracinement sur une dizaine d'individus de chaque espèce. Une force horizontale a été appliquée manuellement aux plantes jusqu'à leur déracinement. Pour les analyses, la force maximale que peut supporter la plante avant d'être déracinée (force en newton) a été transformée en une contrainte (force critique par unité de surface : MPa) en divisant la force (N) par la section de la base de la tige ( $\text{mm}^2$ ). Certaines espèces que l'on a intégrées dans notre modèle ont ainsi été classifiées selon leur valeur de contrainte maximale supportée (figure 7).

Toutes les espèces représentées dans le modèle n'ont pas été soumises à des tests de déracinement ; les espèces sont associées selon la forme de leur système racinaire.

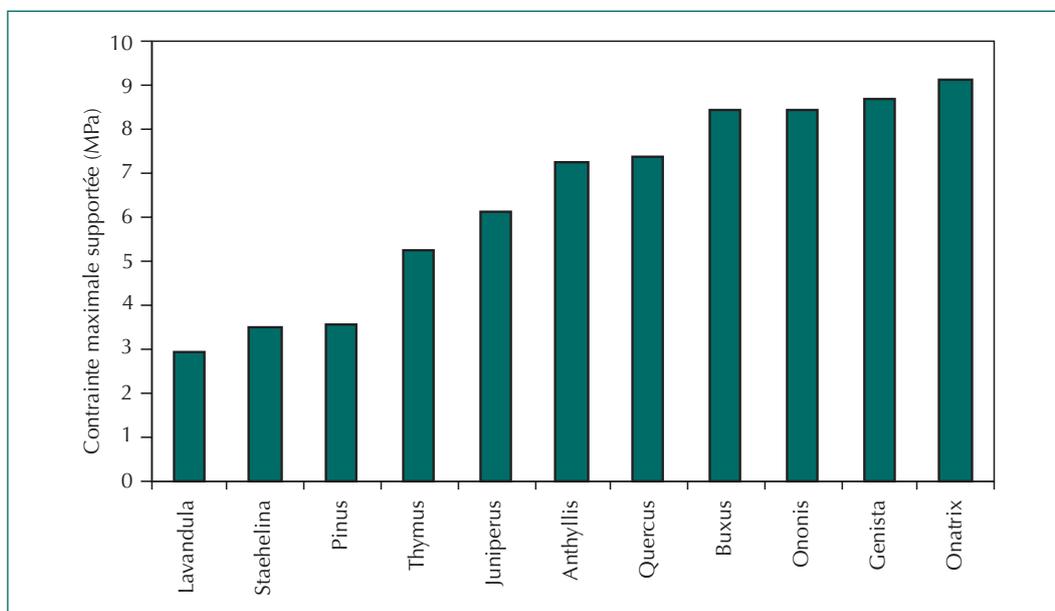
Les données ainsi transformées nous donnent une contrainte seuil comparable aux contraintes au sol générées par des crues aux temps de retour variant entre 1,08 an et 10 ans environ. TLALOC génère

alors aléatoirement des crues de différentes intensités auxquelles sont capables ou non de résister les différentes espèces. Si la contrainte au sol au niveau de l'atterrissement générée par la crue modélisée est plus importante que la contrainte seuil moyenne à laquelle résiste l'espèce  $i$ , alors toutes les plantes de l'espèce  $i$  d'âge inférieur ou égal à cinq ans présentes sur l'atterrissement disparaissent à cause de l'événement.

### DÉPÔT DE SÉDIMENTS ET ENSEVELISSEMENT

On modélise aussi l'ensevelissement généré par la crue. Pour cela, on calcule la quantité de sédiments mobilisables, fonction du taux de recouvrement et de la surface totale de la partie en amont de l'atterrissement. Pour connaître le volume de sédiments susceptibles d'atterrir sur le couvert végétal que l'on modélise, on soustrait au volume de sédiments produits par la crue le volume retenu par les atterrissements situés en amont. On considère que le volume susceptible de se déverser sur l'atterrissement de rang  $N$  se répartit de manière aléatoire sur l'ensemble de l'atterrissement, et donc on cherche à calculer la hauteur de sédiments déposés lors de la pluie. La hauteur, exprimée en mètres, est donnée par l'équation 5.

Cette hauteur ne peut pas dépasser 20 cm ; si le volume produit apporte plus de 20 cm de sédiment, alors l'atterrissement  $N$  n'est pas suffisant pour contenir l'ensemble de la production, et l'excédent s'écoulera vers l'aval de la ravine.



◀ Figure 7 – Comparaison de la résistance des espèces à la contrainte.

## Équation 5

$$h = 1,25 \cdot (V_{tot} - (N - 1) \cdot VolU)$$

$VolU$  : volume maximum de sédiment qui peut être retenu sur un atterrissement. Il vaut  $0,16 \text{ m}^3$ ,

$V_{tot}$  : volume de sédiments produit par la partie de la ravine située à l'amont de l'atterrissement lors d'un événement pluvieux donné.

L'ensevelissement provoque d'importantes modifications des conditions du sol (Maun, 1998). Outre la charge solide à laquelle doit survivre la plante, les conséquences immédiates du dépôt d'une couche supplémentaire de sol sont le manque de lumière au niveau des parties aériennes et le ralentissement de l'activité photosynthétique, variables selon le niveau de l'ensevelissement. On peut alors considérer que si le dépôt de sédiment est suffisamment important pour recouvrir l'ensemble de la plante, cette dernière mourra ; sinon, elle survit. Les expérimentations de Burylo et Rey (cf. l'article « Connaître la réponse des plantes aux contraintes érosives : intérêt pour la restauration écologique des terrains érodés », p. 111 de ce même numéro) ont montré qu'*Acer campestre* a 60 % de chances de mourir s'il est entièrement enseveli. Pour un recouvrement partiel de la végétation, sur les cinq espèces testées, seule *Ononis* présente un taux de mortalité de 10 % suite à l'ensevelissement à 50 % de la plante, tandis que les autres espèces survivent.

## Résultats et discussion

### Simulations de la dynamique végétale et de l'impact des crues

L'objectif de cet article étant surtout de montrer le principe de fonctionnement du modèle et les processus qui le sous-tendent, nous nous bornerons à présenter ici quelques visualisations de la dynamique végétale et de l'impact des crues.

Comme le montre la figure 8, la modélisation de la dynamique végétale démarre par l'installation de nombreuses plantules. Au fil des années, les paramètres de mortalité et de croissance propres à chaque espèce induisent une succession végétale allant d'un tapis essentiellement herbacé vers la domination des espèces buissonnantes, puis l'ins-

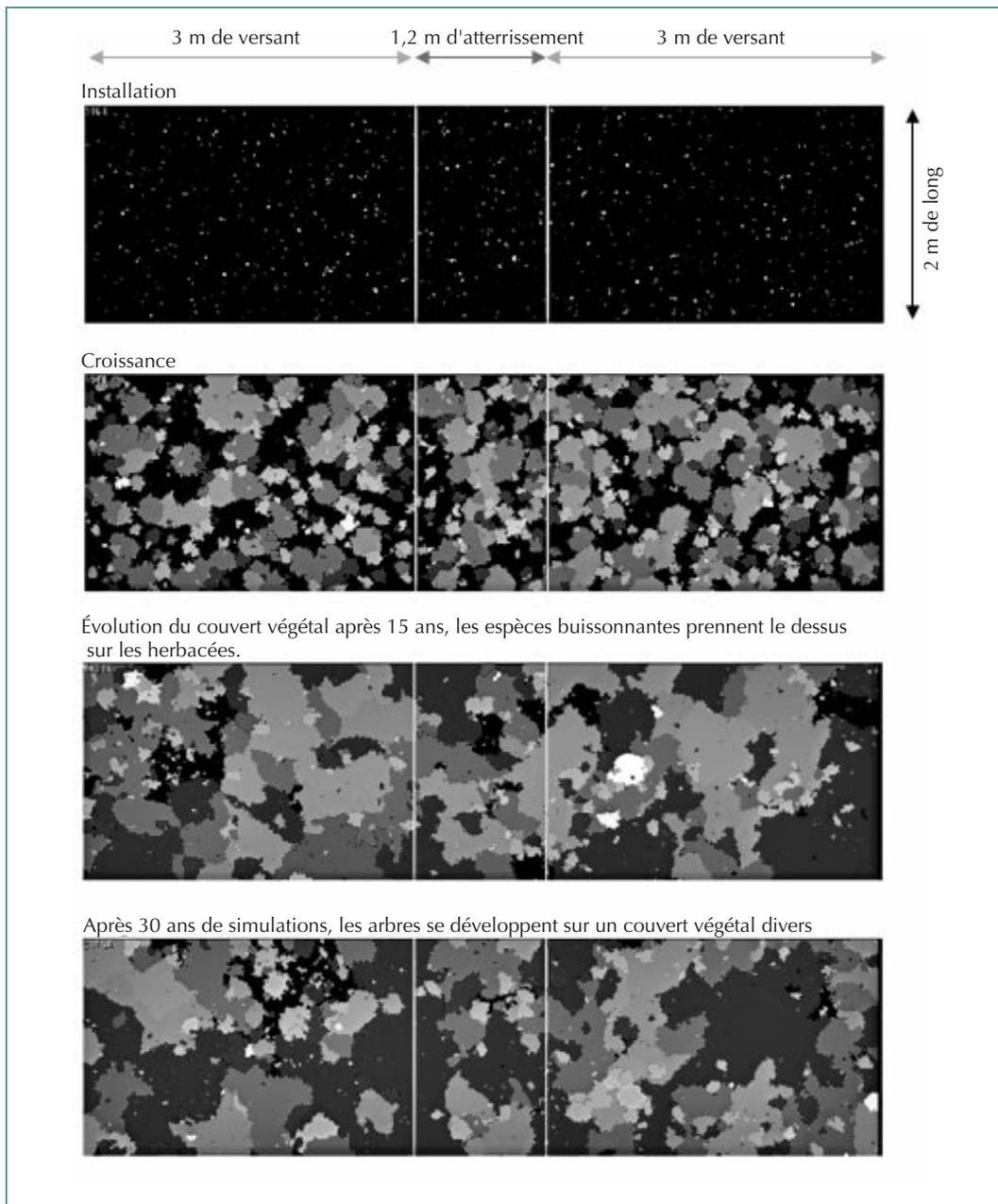
tallation durable d'espèces arborées. La figure 9 illustre l'impact sélectif des crues torrentielles sur la surface atteinte (seul l'atterrissement est concerné) et sur les plantes détruites, en fonction de leur espèce et de leur âge.

### Perspectives

La conception et l'implémentation du modèle TLALOC est la première étape vers la mise en œuvre d'un outil permettant d'estimer le potentiel d'ouvrages de génie biologique à piéger les sédiments à l'échelle d'un bassin versant. À ce stade de développement, la confrontation des résultats de dynamique de végétation et d'impact des crues torrentielles sur cette dernière à des regards d'experts est concluante. Nous proposons maintenant de lister les améliorations et développements futurs à accomplir.

#### AMÉLIORATION DE LA MODÉLISATION DES PROCESSUS RÉGISSANT LA DYNAMIQUE VÉGÉTALE

La gestion des processus de croissance et de mortalité par le modèle TLALOC repose sur des lois conceptuelles et mécanistes largement éprouvées par la communauté scientifique. La faiblesse actuelle émane de la qualité du paramétrage de ces lois. À l'heure actuelle, pour paramétrer ces processus, nous nous sommes essentiellement basés sur les observations et relevés effectués sur le bassin versant du Saignon entre 2002 et 2005. Dans certains cas, ce paramétrage s'avère d'une qualité insuffisante, mais il est prévu de les améliorer grâce à de nouvelles observations effectuées entre 2006 et 2009. La qualité de la modélisation de l'installation des plantules est plus problématique, car la loi qui la régit est purement empirique. En théorie, l'idéal serait de s'appuyer sur des lois conceptuelles prenant en compte les processus de dissémination en fonction de la localisation de plantes-mères, et les processus de reproduction (sexuée et asexuée), mais nous avons choisi malgré tout, pour des raisons évidentes de mise en œuvre des protocoles expérimentaux, de continuer sur la base d'une loi empirique, en l'améliorant au moyen des récentes observations. En effet, nous avons testé le modèle TLALOC en faisant varier assez fortement les paramètres d'installation des différentes espèces, et nous avons constaté que cela n'avait qu'un faible impact sur les dynamiques végétales à l'échelle de plusieurs années, voire décennies (c'est-à-dire l'échelle temporelle qui est adaptée à nos objectifs). En conclusion,



◀ Figure 8 – Un exemple de simulation de la dynamique végétale sur trente ans (ndlr : la maquette de la revue ne permet pas de restituer toute l'étendue colorimétrique de la cartographie obtenue et présentée dans cette figure).

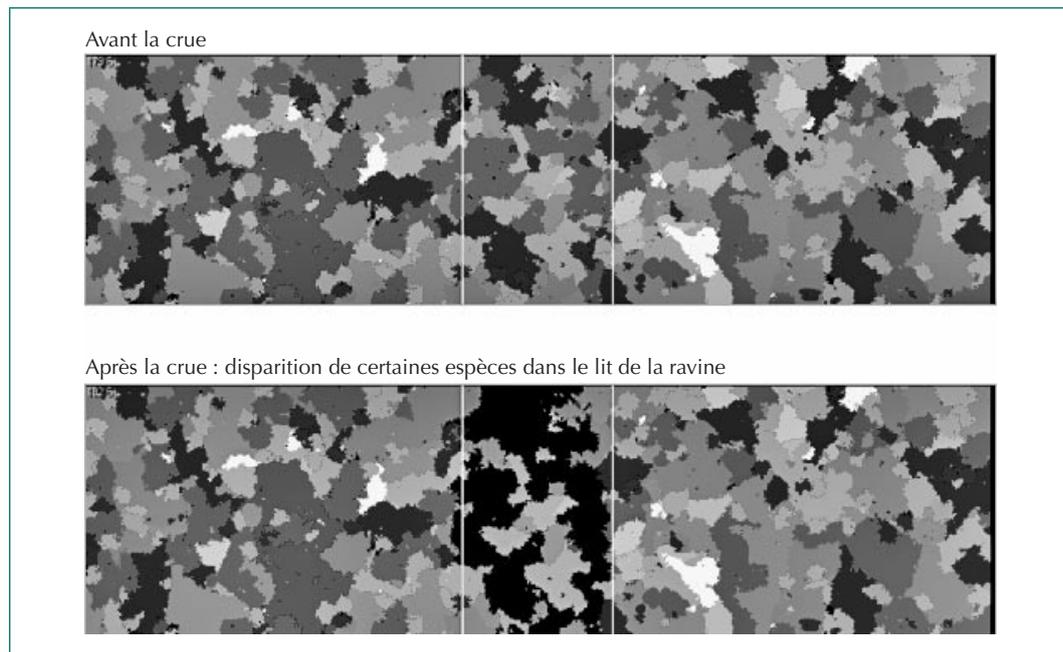
la précision des processus de croissance et de mortalité est nettement plus prépondérante que celle de l'installation.

La prise en compte des processus irréguliers liés aux crues est beaucoup moins problématique dans la mesure où la communauté scientifique possède un recul et des connaissances importants dans ce domaine, que ce soit au niveau de la fréquence et de l'intensité des crues torrentiel-

les que sur le plan des mécanismes physiques. L'amélioration de l'intégration de ces processus dans TLALOC n'est donc pas prioritaire pour l'instant.

Enfin, des recherches sont menées actuellement, ayant pour but d'affiner les connaissances sur la résistance des espèces végétales au déracinement et à l'ensevelissement (cf. l'article « Connaître la réponse des plantes aux contraintes érosives :

► Figure 9 – Exemple de l'impact d'une crue sur la végétation du lit de la ravine.



intérêt pour la restauration écologique des terrains érodés », p. 111 de ce même numéro).

#### REPOSITIONNER TLALOC À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

Les connaissances actuelles sur la capacité des ouvrages de génie biologique à piéger efficacement les sédiments (notion de seuil biorhéologique) ne se situent pas à l'échelle de l'atterrissement, mais à l'échelle du bassin versant. Afin de mettre en concordance ces connaissances avec le modèle TLALOC, deux développements sont prévus à court terme :

- tout d'abord, implémenter un modèle plus complexe regroupant des simulations de TLALOC sur plusieurs atterrissements qui se succèdent dans une logique amont-aval (sur le principe de la photo 1). Ce positionnement géographique pourra non seulement avoir un impact sur la dynamique végétale (notamment *via* la qualité de l'atterrissement), mais surtout sur l'impact des crues torrentielles sur la végétation. En effet, à chaque épisode érosif, les quantités de sédiments déposés, ainsi que les processus d'en-

velissement seront différents selon la position amont/aval, et la végétation s'en trouvera donc affectée ;

- ensuite, effectuer un grand nombre de simulations. En effet, TLALOC étant un modèle stochastique, chaque simulation donne un résultat différent, même avec les conditions initiales identiques. L'analyse des simulations que nous avons réalisées montre notamment la grande influence de la périodicité et de l'intensité des épisodes de crue torrentielle sur la végétation en place. Ces crues étant régies suivant un processus aléatoire, il suffit qu'une crue arrive très tôt dans la saison, ou bien qu'on ait une crue de très forte intensité dans les trois premières années suivant la mise en place des ouvrages pour que la végétation soit intégralement dévastée. Mais l'avantage d'un modèle stochastique tel que TLALOC, au moyen de l'itération de plusieurs centaines de simulations (principe d'un processus de Monte-Carlo), est de fournir *in fine* une probabilité pour qu'un ensemble d'ouvrages à l'échelle d'un bassin versant soit du bon côté du seuil biorhéologique au bout de plusieurs années. □

### Résumé

Les ravines marneuses des Alpes du Sud subissent fréquemment des crues torrentielles. Ces dernières sont à l'origine de phénomènes érosifs ayant des conséquences néfastes en aval (augmentation du risque d'inondation et envasement des barrages hydro-électriques). Pour lutter contre cette érosion, le génie biologique propose un atterrissement du lit des ravines, leur revégétalisation, et une dynamique végétale pour stabiliser les sols. Dans ce contexte, nous avons développé un modèle spatio-temporel et stochastique simulant, dans les atterrissements créés, les dynamiques végétales naturelles (installation, croissance, compétition, mortalité) à l'échelle des individus, ainsi que les épisodes de crues (variables en fréquence, époque et intensité) et leur impact sur la végétation. L'objectif *in fine* de ce modèle est d'estimer la probabilité de succès d'un ouvrage de génie biologique dans le piégeage des sédiments.

### Abstract

The marly gullies of the French Southern Alps are frequently subjected to torrential floods. The latter are responsible for erosive hazards leading to damages downstream (increase of flood risk, silting of hydroelectric dams). For erosion control, using bioengineering allows creating stabilization of the gully floors, revegetating them and favouring vegetation dynamics. In this context, we developed a spatio-temporal and stochastic model simulating natural vegetation dynamics on the stabilized soil (installation, growth, competition, mortality) at the plant scale, as well as flood events (depending on frequency, date and intensity) and their impact on vegetation. The final objective of this model is to estimate the successful probability of a bioengineering work in sediment trapping.

## Bibliographie

- BALLAND, P. et al., 2002, *Rapport sur la Durance – Propositions de simplification et de modernisation du dispositif d'intervention de l'État sur la gestion des eaux et du lit de la Durance – Contribution à un plan Durance*, MEDD-MAAPAR-METLTM, 93 p.
- BURYLO, M., REY, F., DELCROS, P., 2007, Abiotic and biotic factors influencing the early stages of vegetation colonization in restored marly gullies (Southern Alps, France), *Ecological engineering*, vol. 30, p. 231-239.
- BURYLO, M., REY, F., 2009, Connaître la réponse des plantes aux contraintes érosives : intérêt pour la restauration écologique des terrains érodés, *Ingénieries-EAT*, numéro spécial Écologie de la restauration et ingénierie écologique : enjeux, convergences, applications, p. 111-120.
- CLARK, J.-S., 1992, Density-independent mortality, density compensation, gap formation, and self-thinning in plant populations, *Theoretical population biology*, vol. 42, n° 2, p. 172-198.
- DAMGAARD, C., 2004, Modelling individual plant growth at a variable mean density or at a specific spatial setting, *Comptes rendus-Biologies*, vol. 327, n° 3, p. 255-260.
- EHRLEN, J., LEHTILA, K., 2002, How perennial are perennial plants ?, *Oikos*, vol. 98, n° 2, p. 308-322.
- LABONNE, S., EVETTE, A., REY, F., GIREL, J., 2007, Historique des techniques de génie biologique appliquées aux cours d'eau, *Ingénieries-EAT*, n° 52, p. 37-48.
- MATHYS, N., 2006, *Analyse et modélisation à différentes échelles des mécanismes d'érosion et de transport de matériaux solides. Cas des petits bassins versants de montagne sur marne (Draix, Alpes-de-Haute-Provence)*, mémoire de thèse, 346 p.
- MAUN, M.-A., 1998, Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes, *Canadian Journal of Botany*, vol. 76, n° 5, p. 713-738.
- REY, F., DELLA TORRE, S., BERGER, F., 2004, L'ingénierie écologique pour le contrôle de l'érosion dans les bassins versants torrentiels, *Ingénieries-EAT*, n° spécial « Ingénierie écologique », p. 17-24.
- REY, F., ISSELIN-NONDEDEU, F., BÉDÉCARRATS, A., 2005, Vegetation dynamics on sediment deposits upstream of bioengineering works in mountainous marly gullies in a Mediterranean climate (Southern Alps, France), *Plant and soil*, vol. 278, p. 149-158.
- SCHWINNING, S. WEINER, J., 1998, Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants, *Oecologia*, vol. 113, n° 4, p. 447-455.
- SLETVOLD, N., 2005, Density-dependent growth and survival in a natural population of the facultative biennial *Digitalis purpurea*, *Journal of Ecology*, vol. 93, n° 4, p. 727-736.
- WEINER, J., 1990, Asymmetric competition in plant populations, *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 5, n° 11, p. 360-364.
- WEINER, J., DAMGAARD, C., 2006, Size-asymmetric competition and size-asymmetric growth in a spatially explicit zone-of-influence model of plant competition, *Ecological Research*, vol. 21, n° 5, p. 707-712.
- YIN, X., 2003, A flexible sigmoid function of determinate growth, *Annals of Botany*, vol. 91, n° 3, p. 361-371.