

**ATELIER MODELISATION ENVIRONNEMENT
IRD-NSS DIALOGUES**

**Compte-rendu de la XVII^{ème} session tenue le lundi 13 décembre 2004
sur le thème :**

« APPROCHES DE MODELISATION EN ECOLOGIE »

Valérie FAURE, Dominique HERVE

27 présents : Jacques-Eric BERGEL (INRA), Christophe CAMBIER (IRD), Stéphanie CARRIERE (IRD), Jean-Christophe CASTELLA (IRD), Audrey COLOMB (IRD), Véronique CUCHHI (CIRAD), Rémi D'ANNUNZIO (CIRAD), Raphaël DUBOZ (IRD), Charly FAVIER (LODYC), Robert FAVRE (INRA), Cédric GAUCHEREL (INRA), Gérard GODET (CIRAD), Dominique HERVE (IRD), Carine HUE (INRA), Johann HUGUENIN (CIRAD), H-Dominique KLEIN (CIRAD), Francis LALOE (IRD), Jean LEFUR (IRD), Raphaël MANLAY (ENGREF), Laure MATON (INRA), Antoine PERIOLELLI (INRA), Eric RAMAT (IUP-Université du Littoral), Laurent SAINT-ANDRE (CIRAD), Georges SMEKTALA (ENGREF), Jean-Pierre TREUIL (IRD), Grégoire VINCENT (IRD), Daniel WALLACH (INRA).

INTRODUCTION Dominique HERVE

Nous entrons avec cette session dans un cycle qui va toucher plus directement à la gestion des ressources naturelles terrestres spatialisées à l'interface entre agronomie, géographie et écologie. Nous commençons, avec cette session AME 17, par une réflexion sur l'approche de la modélisation en écologie. Cette réflexion va se poursuivre lors des sessions suivantes avec des présentations des approches de modélisation développées par les agronomes puis des applications en géographie. Francis Le Fur présentera les exposés de cette après-midi.

I. INTERVENTION DE ERIC RAMAT :

« MULTI-MODELISATION : OUTILS FORMELS ET APPLICATIONS A L'ECOLOGIE MARINE »

1. INTRODUCTION

Un certain nombre de personnes sont à associer à cet exposé consacré plus aux couplages qu'aux modèles notamment des gens de Dakar et en particulier Raphaël DUBOZ.

L'exposé sera structuré de la manière suivante :

- La problématique de la multi-modélisation,
- Présentation d'un « framework » en particulier DEVS, permettant de coupler des modèles hétérogènes,
- Divers exemples : couplage de modèles dits discrets basés sur des entités (de type multi-agents) et des modèles continus et spatialisés basés sur des équations différentielles,

- Application aux écosystèmes marins,
- Notion de transfert d'échelle.

2. PROBLEMATIQUE : LA MULTI-MODELISATION

L'idée est de coupler plusieurs types de formalisme au sein d'un même modèle. Trois possibilités sont envisagées :

- validation par composition,
- raffinement ou décomposition en sous modèles à partir d'un modèle global (Fishwick, 1995),
- mapping.

3. MULTI-MODELISATION

Exemple concernant le raffinement en multi-modélisation : On part d'un modèle avec deux états et un certain nombre de règles de passage entre ces deux états. Par décomposition ou raffinement, on redécompose un état en un graphe plus détaillé en terme de sous-états. On reste dans un formalisme homogène. Il y a trois niveaux de décomposition d'un état. Avec le troisième niveau, on bascule vers un autre formalisme puisqu'il correspond à un schéma fonctionnel représenté par une équation différentielle. Comment peut-on formellement passer du système à état au troisième niveau avec des interactions ? Et comment formaliser ces interactions ?

Le travail est essentiellement basé sur les travaux d'informaticiens et automaticiens notamment Zeigler (1973).

4. HIERARCHISATION

La question du couplage de modèle peut être évoquée à différents niveaux. On s'intéresse au problème de modélisation mais aussi de simulation et de prise en compte de l'espace de façon continue ou discrète. Les parties modélisation et simulation seront développées.

5. SIMULATION

La partie simulation est l'idée d'animer les modèles. En général, cette animation est spécifique aux formalismes qu'il faut utiliser et est liée aux paradigmes et démarches utilisés pour construire ces modèles, qui sont eux-mêmes fonctions du domaine et des outils à la disposition des modélisateurs.

A partir du moment où l'on s'intéresse à un problème de modélisation sur des systèmes complexes avec différentes disciplines au sein d'une même modélisation, on est rapidement confronté au problème de multi-formalisme et de connexion des différents modèles.

6. FORMALISMES

En fonction du type de modèle retenu, le modélisateur doit faire un certain nombre de choix.

Trois cas peuvent être considérés :

- système à états discrets ou continu (exemple des équations différentielles où typiquement les changements d'états sont continus)
- distinction liée au temps (temps continu ou discret)
- intégrer l'espace ou non (espace absent, continu ou discret).

Si on considère les extrêmes :

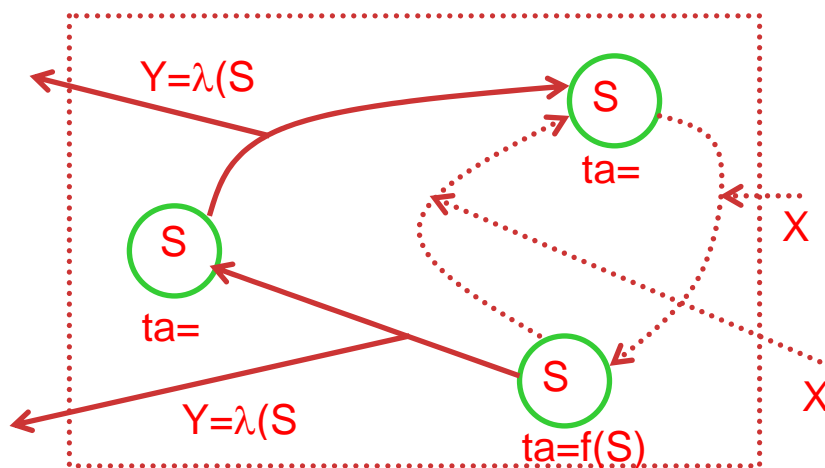
- des changements d'état continu, avec un temps continu et pas d'espace, donnent des équations différentielles ordinaires,
- par contre dès qu'on intègre l'espace, on passe à des équations de dérivés partielles,
- enfin, si on prend tout en discret, on a par exemple les automates cellulaires permettant de représenter à la fois du temps discret et l'espace discret.

Zeigler (1973) a proposé un formalisme général abstrait pour tenter une réunification qui permet de s'abstraire du formalisme et de faire de la modélisation de système. L'idée forte est la notion d'événement discret mais cela permet d'encapsuler bien d'autres choses. On peut par exemple exprimer les équations différentielles de la même façon à travers ce formalisme un peu général.

7. DEVS (DISCRETE EVENT SYSTEM SPECIFICATION)

Présentation d'un exemple pour décrire la structure d'un modèle à travers ce formalisme :

$$M = \langle X, Y, S, \delta_{ext}, \delta_{int}, \lambda, ta \rangle$$



Le modèle est caractérisé par une structure qui se compose de X et Y, les entrées et sorties possibles du modèle. Ces notions d'entrée et de sortie sont basées sur la notion d'événement. X exprime la liste des évènements possibles en entrée et Y l'ensemble des évènements générés par le modèle. S est la liste des états.

Trois fonctions sont considérées:

- une fonction de transition externe δ_{ext} (évolution de l'état quand on a un évènement entrée),

- une fonction de transition interne δ_{int} qui permet de dire comment le système évolue de façon autonome,
- une fonction de sortie du système : λ .

t_a est la durée de vie d'un état.

On a un système à trois états. Si $t_a = 2$ la fonction λ est calculée au bout de ces deux unités de temps s'il n'y a pas intervention d'événement extérieur et l'ensemble des événements mis en sortie du modèle est défini. Si t_a est infini, seule une intervention extérieure peut faire provoquer un changement d'état. Les entrées et les sorties sont des événements d'une liste d'événements possibles et Y est généré par le modèle.

Pour généraliser, t_a peut-être une fonction ou calculée à partir des fonctions à intégrer. On peut complexifier en considérant qu'un événement extérieur peut venir modifier l'unique transition interne possible pour chaque état.

Un des avantages est que l'on dispose d'une sémantique opérationnelle. Il est possible d'écrire un algorithme spécifiant la dynamique du simulateur associé au modèle.

Un autre avantage est qu'on peut faire du couplage formel entre modèles « atomiques », par entrées-sorties standardisées.

On peut aussi construire des modèles de plus haut niveau et hiérarchiser ainsi les différents modèles. On a ainsi une vision modulaire. Chaque partie du modèle peut être décrite à l'intérieur d'un modèle atomique puis une hiérarchisation permet la construction d'un modèle global.

8. LE COUPLAGE FORMEL DE MODELES

Comment coupler des modèles avec des formalismes différents et des paradigmes différents ?
 $\text{DEVS} \in \{ \text{modélisation, simulation} \}$

Il est possible d'ajouter des éléments supplémentaires à DEVS par deux approches :

- Le mapping.

Comment traduire complètement le formalisme en DEVS ? Si on dispose d'un automate à l'état fini, DEVS est compatible avec ce type de formalisme. Par contre, les équations différentielles à première vue ne sont pas traduisibles de façon très simple en DEVS. On va voir comment on peut le faire.

- Le wrapping.

On a son propre simulateur que l'on encapsule dans des fonctions permettant de faire la transition entre le formalisme DEVS et le simulateur déjà tout construit.

Le but du mapping est de rechercher une spécification DEVS équivalente. Il permet d'exprimer totalement les équations différentielles et leur résolution.

Il existe d'autres mappings, qui sont en quelque sorte des extensions de DEVS, permettant de construire des automates cellulaires (Cell-DEVS). Un modèle DEVS correspond à chaque fois à une cellule d'un automate et un modèle couplé (ensemble de l'automate cellulaire).

On peut aussi décrire des structures dynamiques permettant en particulier la construction de passerelles entre des modélisations multi-agents et DEVS (DS-DEVS).

Il en existe beaucoup d'autres (automates à l'état fini, réseaux de Pétri, state-chart,...).

L'autre possibilité est l'encapsulation en DEVS. On dispose d'un simulateur DEVS répondant aux algorithmes définis au préalable et des formalismes. On écrit un wrapper qui traduit ce qui se passe à l'intérieur du simulateur en terme d'évènements.

Mon modèle, ici atomique, est un réseau de Petri et le wrapping permet de traduire les évènements mis en entrée.

9. INTERACTIONS DISCRET-CONTINU

On a envie de modéliser un espace, un processus spatialisé de façon discrète dont on a une description événementielle. On prend un automate cellulaire qui est modélisable grâce à CELL-DEVS. Comment modéliser et simuler un processus spatialisé représenté par des équations différentielles spatialisées ? Par le mélange de Cell-DEVS (représentation des espaces discrets) et QSS1 et QSS2 permettant de résoudre les équations différentielles de 1^{er} ordre à priori pas spatialisées.

Objectif :

- gagner du temps,
- découper l'espace en hypercubes autonomes,
- respecter le formalisme de multi-modélisation.

Cell-Devs

Rappel de ce qu'est un automatiseur

Un automate cellulaire est un ensemble de cases (espace discrétisé sous forme de cases). Un voisinage est défini pour chacune d'elle. Les règles d'évolution sont établies en fonction de ce voisinage. On est dans un espace multi-dimensionnel.

Il existe deux types de modèles :

- un modèle atomique pour les cellules
- un modèle couplé pour l'automate.

L'état des cellules est calculé en fonction de l'état des voisins.

L'état d'une cellule est transmis (au sens événementiel du terme) aux cellules voisines après un temps de « transport ». En plus de la structure classique, la cellule a une image de l'état de ses voisins.

Le modèle DEVS d'une cellule est défini par une structure :

$$TDC = \langle I, X, Y, S, N, d, \delta_{int}, \delta_{ext}, \tau, \lambda, D \rangle$$

- I représente l'interface de la cellule :

η : taille du voisinage

PX et PY : les ports d'entrée et de sortie

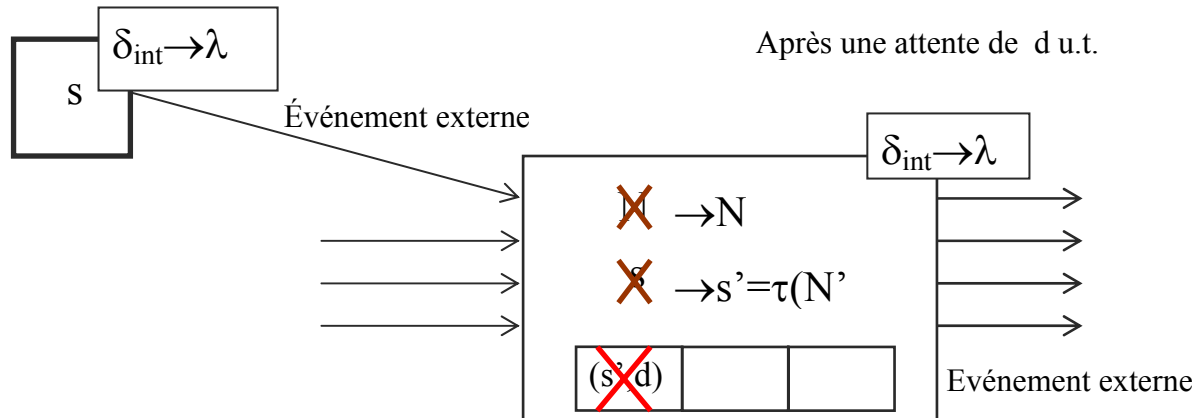
Il y a autant de ports que de voisins

- $S = \{(s, \text{phase}, \sigma_{\text{queue}}, \sigma)\}$ où s est l'état de la cellule, phase prend les valeurs : active ou passive, σqueue contient les états passés de la cellule qui sont à transmettre aux voisins et σ est la durée avant transmission de l'état de la cellule aux voisins.
- N : ensemble des états des cellules voisines
- d : temps de « transport »
- τ : fonction de calcul de l'état de la cellule

Comment est spécifié un automate cellulaire en CELL-DEVS ?

Exemple de spécification d'une cellule. On a une cellule, une fonction de transition interne (changement d'état) et une fonction de sortie. Il y a envoi d'événement aux voisins indiquant le changement d'état et par conséquent un nouvel état des voisins et un nouvel état interne. On observe des phénomènes de file d'attente et de délai.

Fonction de transition



L'automate est défini par une structure de modèles couplés :

$$\text{CTD} = \langle \eta, N, \{m, n\}, C, B, Z, \text{select} \rangle$$

η : taille du voisinage

N : type de voisinage

$\{m, n\}$: taille de l'espace (nb de cellules)

C : ensemble des modèles des cellules

B : définition de la frontière si nécessaire

Z : définition des couplages externes et internes

select : fonction de sélection

On retrouve la description du type de voisinage, du nombre de cellules, la taille de l'espace et on définit en plus une notion de frontière et de couplage externe. L'automate cellulaire pourrait être connecté à autre chose qu'à l'extérieur.

QSS1

QSS1 est une méthode de simulation et de modélisation des équations différentielles proposée par Kofman (2001). L'idée principale est de discrétiser l'espace des valeurs au lieu de discrétiser le temps. On parle de quantification des fonctions. On cherche à faire le calcul du pas de temps qui sera cohérent avec la pente de la fonction calculée. Au lieu d'avoir la fonction, on considère sa quantification $Q(t)$.

Le principal intérêt de cette approche est que l'intégration numérique sur ce type de fonction pose la question de l'évaluation de la fonction $x(t)$ quand la fonction s'écarte trop du pas de quantification. La notion d'événement intervient au moment du franchissement de pas de

quantification. La question est d'être capable de calculer la date du changement de quantum ou de pas de quantification.

QSS2

On peut envisager une généralisation en considérant non plus la fonction sous forme d'échelon mais de droite. L'approximation se fait par des fonctions affines. On réévalue alors l'intégrale quand la droite s'écarte trop de la fonction théorique.

Exemple d'application

Un exemple très simple est la diffusion de la chaleur sur une barre, entre cellules voisines. On discrétise la barre en utilisant la notion d'automate cellulaire unidimensionnel. A chacune des cases, on utilise une certaine équation différentielle spatialisée pour exprimer l'évolution de la température en fonction de la température sur la barre. On utilise une approximation de la dérivée en fonction de la valeur de ses voisines.

10. LA PLATEFORME VLE (Virtual Laboratory Environment)

L'outil utilisé est la plateforme VLE qui repose sur les notions de mapping, de wrapping avec un certain nombre d'extensions (Timed CELL-DEVS, CELL-DEVS) et tous les outils nécessaires pour le couplage de modèles.

En terme d'architecture deux parties sont proposées:

- Une interface graphique permettant la construction du modèle
- Le simulateur mettant en œuvre les simulateurs (compatibles DEVS) et autour, un certain nombre de plugins : plugins de visualisation et plugins de traduction (ensemble de langages XML (XML structure, XML dynamique, XML expérience, XML translator,...) permettant la description du modèle DEVS.

On peut citer comme exemple un cas école d'un environnement physique à 2 dimensions, la forêt représentée par un automate cellulaire au sein de laquelle se déplace des agents, les pompiers (exemple « Pompier »). Lorsqu'un feu se propage dans la forêt, on peut considérer la dynamique du feu, soit continue soit discrète. Le déplacement est géré par un DS-DEVS et deux modèles atomiques couplés au CELL-DEVS.

Il existe des possibilités de développement sur ces plateformes si l'on dispose de bonnes connaissances en programmation C++... (<http://www.sourceforge.net/projects/vle>).

11. EXEMPLE EN ECOLOGIE MARINE

L'objectif du travail de thèse de Raphaël DUBOZ à Dakar était d'identifier et de modéliser les comportements du zooplancton et ses interactions avec les organismes phytoplanctoniques. L'étude a consisté à caractériser l'impact de la distribution discrète du phytoplancton sur la réponse fonctionnelle du zooplancton et à valider par comparaison avec les modèles mathématiques de la littérature. L'intérêt était de mettre en évidence certains des éléments présentés précédemment dans l'exposé, ainsi que les problèmes de multi-échelles et de changements d'échelle.

On est parti d'un modèle développé par François Carlotti qui est un modèle mathématique basé sur des équations différentielles décrivant la dynamique physiologique d'une famille de copépodes.

Il s'agissait d'illustrer nos approches et en particulier d'individualiser le zooplancton et de construire un modèle centré-individu permettant de modéliser les interactions entre le zooplancton et le phytoplancton. Le modèle est spatialisé en 3D, continu, avec des particules individualisées discrètes dans l'espace.

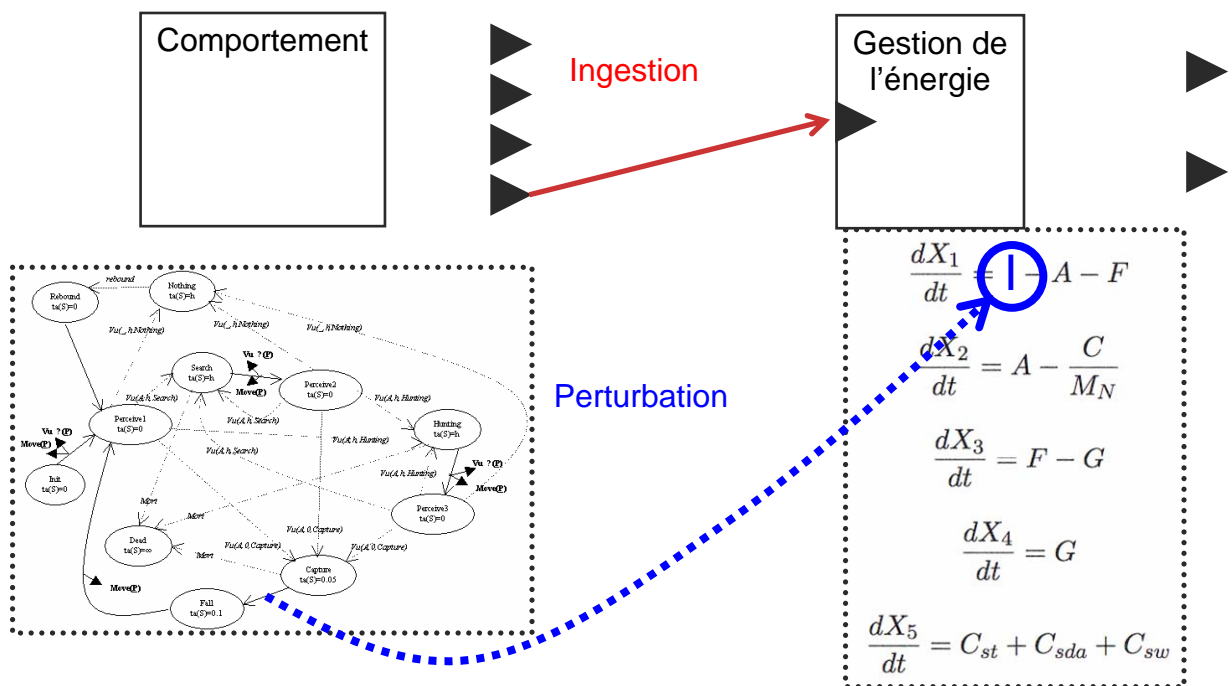
Les interactions entre l'extérieur et le zooplancton correspondent à une fonction I. Cette fonction, dépendante d'un certain nombre de paramètres liés au comportement du copépode (taille des proies, distance de perception, vitesse de nage), est mise sous forme de constante réglée pour répondre au besoin du modèle (I est la conséquence du modèle). Cette fonction d'ingestion est notamment dépendante du comportement et de la turbulence. L'individu est caractérisé par une distance de perception et de capture.

Perception : le copépode nage en ligne droite sans perturber le système,

Capture : le copépode mange une cellule de phytoplancton,

Environnement : date à laquelle le copépode mangera du phytoplancton.

Comment modéliser le comportement individuel ?

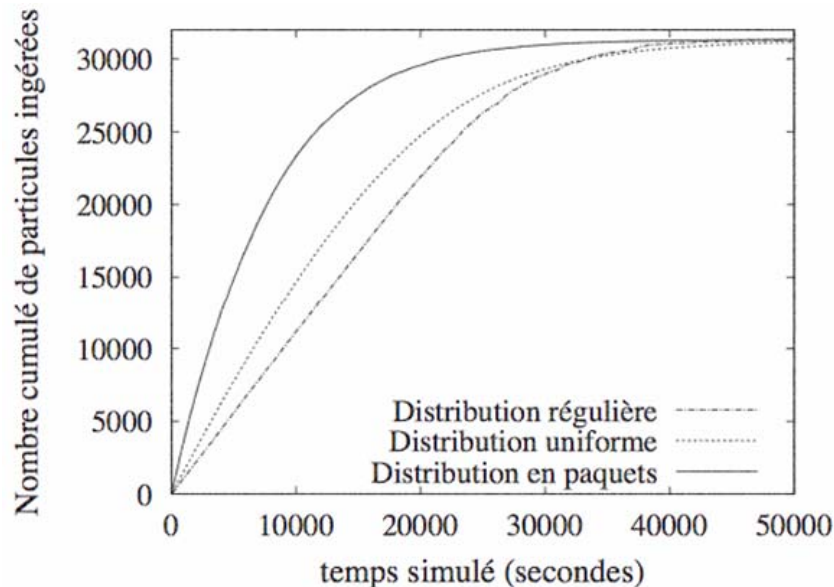


On a la notion d'état interne, de comportement en fonction de son état interne et de la perception de son environnement. En sortie, un certain nombre d'actions dans son environnement : mange un phytoplancton.

On mélange une approche individu-centrée, un comportement qui est un automate à états finis et une gestion de l'énergie caractérisée par des équations différentielles ; le tout mis dans un modèle tridimensionnel continu avec des particules discrètes. On est encore une fois dans l'événementiel. La date est calculée en fonction de ce que le copépode va percevoir dans un temps futur.

En conséquence, on a une optimisation du temps de simulation et DEVS permet de coupler des modèles hétérogènes.

Un autre couplage est présenté pour illustrer un cas de milieu hétérogène. En fonction du temps simulé, les réactions (le nombre cumulé de particules ingérées) vont être différentes selon la distribution. Si la distribution du phytoplancton est régulière, la vitesse d'ingestion est plus basse. Si au contraire on observe un patching, la vitesse d'absorption est différente et on atteint le palier plus rapidement.



12. TRANSFERTS D'ECHELLE

On est capable grâce à la modélisation individu-centrée d'intégrer des caractéristiques individuelles mais pas l'impact sur la dynamique des populations. Il faut pour cela remonter à une échelle supérieure.

On considère une distribution homogène de la nourriture mais on fait varier la distribution des copépodes pour faire intervenir la notion de compétition entre prédateurs. Le calcul émergent trouve une fonction passant par ces différents points et permet d'obtenir des équations déjà identifiées dans la littérature et qui posaient également comme hypothèse l'existence d'un milieu homogène.

En disposant de modèles centrés-individus, on est capable d'intervenir sur les paramètres individuels et d'en déduire par la simulation les paramètres alfa et bêta des équations.

Si N varie (phytoplancton), le nombre de prédateurs P varie en incluant des compétitions $G(N,P)$. On retrouve des équations valables en milieu homogène (Holliny, 1957).

On peut aussi aller plus loin en faisant varier l'hétérogénéité et travailler avec des modèles plus complexes où les notions de compétition et d'hétérogénéité sont prises en compte (Arditi, 1992).

$$G(N,P) = \alpha N^2 / \mu^2 + N^2 + \gamma^2 P^2$$

Avec μ et Y correspondant à l'hétérogénéité
 α le taux d'ingestion maximum

On peut ainsi :

- Valider nos modèles centré-individus par le calcul émergent, modèles identifiés sur des modèles validés et reconnus par la communauté ;
- Identifier les relations entre les processus individuels et les paramètres de modèles mathématiques de plus haut niveau (conditions environnementales) ;
- Utiliser ces méthodes à travers deux types de couplage :
 - Couplage off-line (simulations, évaluations des paramètres et injection dans le modèle),
 - Couplage fort permettant les interactions entre les différents modèles, modèles individuels et modèles de population que l'ont fait interagir en temps réel.

QUESTIONS SUR L'EXPOSE I

D. HERVE : Cet exposé répond aux difficultés de couplage que nous avons rencontré entre les modèles de compartiment expliquant la dynamique de l'azote dans le sol et celle de la jachère. Il y a convergence dans le fait de relier des décisions à des dynamiques de ressources par l'espace.

JC. CASTELLA : On a parlé de la plate-forme MIMOSA. Quelles différences y a t'il ici avec DEVS ?

→ E. RAMAT : La traduction en langage XML utilisé pour décrire les systèmes multi-agents est une de nos implémentations. Les concepts utilisés sont les mêmes. Jean-Pierre Müller a commencé un travail d'implémentation JAVA de la plateforme générique Mimosa.

Participant : Sur le point technique de la gestion du spatial, quand y a-t-il couplage de l'équation différentielle spatialisée et de l'automate cellulaire ? Comment arbitrez-vous un éventuel conflit ?

→ E. RAMAT : Il faut que cela soit compatible. Il y a résolution des équations dans l'automate cellulaire. Ce n'est pas un couplage des deux modèles. On rend compatible le modèle pour un couplage.

II. INTERVENTION DE JEAN-PIERRE TREUIL :

«ARTICULATION DE LA MODELISATION AVEC UNE THEMATIQUE ENVIRONNEMENTALE :
L'EXEMPLE DU CORRIDOR FORESTIER DE FIANARANTSOA (MADAGASCAR)»

1. CONTEXTE ET DEMARCHE

Des équipes de recherche franco-malgaches du GEREM (INRE-IRD) et de l'Université de Fianarantsoa (Ecole nationale d'informatique et département de mathématiques) développement des modèles appliqués en écologie et en interface avec d'autres disciplines.

L'objet de cet exposé est issu initialement d'un cours donné à Madagascar sur la modélisation individu-centrée environnementale à l'interface entre l'homme et la forêt :

- D'une part, un cours a été donné à l'Ecole de Modélisation Environnementale en septembre 2004 (IRD-CIRAD), sur les généralités et les connexions entre la modélisation individu-centrée et les autres types de modèles (notamment les équations différentielles)¹. A cette occasion, un cas pédagogique a été présenté sur la modélisation de la culture sur brûlis dans un terroir villageois au sein d'une forêt. Il s'inspire de plusieurs modèles : le modèle « Slash and burn » de Bommel et Lepage, le modèle « Forest » provenant des travaux sur la régénération forestière de Stéphanie Carrière (2003), l'ébauche d'automate cellulaire d'Aurélie Toillier (2004), et a incorporé les observations de Dominique Hervé (IRD) et Aurélie Botta (CIRAD). Le modèle pédagogique a fait l'objet de deux versions, sous Java et sous Small talk.
- D'autre part, un atelier (Atelier modélisation Fianarantsoa, AMF) s'est déroulé à Fianarantsoa entre le GEREM et l'Université de Fianarantsoa. C'est à partir de ces échanges qu'ont été définies les bases des modèles « Transition » à l'échelle du terroir et « Peuplement » à l'échelle du corridor, appliqués au corridor forestier de Fianarantsoa. Un CD-ROM en restituera le contenu en mars 2005.

2. MISE EN ŒUVRE DU MODELE PEDAGOGIQUE

Un certain nombre d'hypothèses de départ ont été posées pour la définition du modèle pédagogique. On considère :

- un terroir de 2500-10000 ha,
- la forêt environnante,
- un système de culture sur brûlis où chaque famille exploitante peut défricher et cultiver une parcelle de 1 ha par an.

On a donc un espace minimum de 2500 cellules et maximum de 10000 cellules et 30 familles au départ.

- Chaque famille tire un certain revenu de la culture de sa parcelle. Ce revenu diminue avec le temps compte tenu de la difficulté croissante du travail de la terre (enherbement...). La loi décroissante du rendement au cours du temps est traduite par une équation parabolique de degré 2.
- Une famille doit quitter une parcelle au bout d'environ cinq années d'exploitation pour choisir une autre parcelle dans l'espace alentour.

¹ Hervé D., Treuil J.P., Botta A., 2004. Ecole de Modélisation Environnementale (EME), 13-17 septembre 2004, Antananarivo, IRD – CIRAD (CD-Rom).

Intervient alors la notion de conflit autour des parcelles et la nécessité d'établir des règles de résolution de ces conflits.

- Si l'exploitant ne trouve aucune parcelle à mettre en culture (parcelle n'ayant pas été en jachère suffisamment longtemps), il quitte le système.
- Si au contraire de nombreuses parcelles sont susceptibles d'être rentables tout autour, la famille en défriche une et l'exploite, et fait éventuellement appel à une autre famille qui entre alors à son tour dans le système.

Les règles sont formalisées le plus mathématiquement possible. La formule de régénération de la forêt est basée sur une formule de régénération sur un espace continu avec une certaine diffusion des graines dans un rayon donné.

Nous disposons du modèle une description littérale (avec formules) puis une représentation UML avec des objets et des méthodes. Ce modèle a constitué la racine de deux modèles implémentés dans des langages différents :

- SMALLTALK sous CORMAS
- JAVA.

Les indicateurs globaux d'une dynamique exprimée au niveau individuel n'étaient pas encore valides pour le modèle en JAVA contrairement au modèle sous CORMAS. La paramétrisation des champs de diffusion s'avérait en revanche plus pratique avec le modèle JAVA qu'avec la première programmation. Au final, on arriverait à un résultat quasiment équivalent.

La programmation est réalisée sous JAVA de manière similaire à une programmation en FORTRAN, en définissant des attributs et des fonctions, mais pas sur des objets réels.

Un des buts est de montrer en quoi une modélisation individu centrée de ce type est différente d'une modélisation agrégée.

Quel modèle agrégé peut-on imaginer du même phénomène ?

Quelles hypothèses pour que ce modèle puisse être une déduction du modèle individu-centré sous-jacent ?

Le temps est un paramètre décisif dans les processus de décision des agriculteurs : le temps de culture ou encore le temps durant lequel une parcelle va par exemple rester en jachère.

Les variables qui vont servir à exprimer le modèle agrégé sont des variables détaillant la proportion de cellules forestières qui sont depuis tant d'années en forêt. On se dirige vers un modèle structuré dans lequel on a deux populations :

- Une population de parcelles en forêt,
- Une population de parcelles en culture.

Compte-tenu de l'importance du facteur durée, il va falloir structurer ces populations avec le temps.

- Concernant la structuration des parcelles en forêt, on détermine la proportion de parcelles qui, sur les 2500 ha, sont en forêt depuis tant de temps. Ce temps peut être l'infini si la parcelle n'a jamais été cultivée.
- Concernant les populations en culture, deux temps distincts vont être considérés :
 - le temps de culture,
 - le temps pendant lequel la parcelle a été en forêt ou en jachère avant d'être cultivée.

L'étape suivante consistait alors à écrire les équations qui allaient gouverner les évolutions de ces fonctions. C'est une étape assez facile dans la mesure où des hypothèses d'homogénéité spatiale sont posées. On peut alors écrire des équations de bilan. Ces équations traduisent ainsi le fait que lorsque l'on passe d'une année t à une année $t+1$, certaines parcelles de forêt deviennent cultivées et réciproquement. Il y a conservation des équations.

Au-delà de ces équations de bilan ne demandant aucune hypothèse, il faut calculer la proportion de parcelles de forêt qui vont passer dans le compartiment cultivé et réciproquement. Il faut pour cela faire des hypothèses d'homogénéité de l'espace :

- homogénéité de la fertilité de toutes les parcelles (même capacité régénératrice de chaque parcelle) ;
- à chaque instant, les familles d'exploitants sont réparties au hasard sur l'espace. Cette propriété de distribution aléatoire est stable dans le temps ;
- pas de diffusion d'une parcelle sur l'autre.

On arrive ainsi à boucler un modèle. On passe également par un certain nombre de variables intermédiaires tel le nombre d'exploitants à la recherche d'une nouvelle parcelle. On a un modèle discret en temps ($t, t+1, t+2, \dots$) d'une population structurée ressemblant au modèle connu comme la matrice de Leslie.

Il serait intéressant d'étudier le système en tant que tel et de voir notamment ses propriétés asymptotiques. En effet, lorsqu'on fait tourner le système avec un taux de régénération assez bas, on voit clairement des oscillations des paramètres du modèle. En modifiant le taux de régénération à la hausse, on observe une stabilisation du système. Il y aurait donc possibilité d'un équilibre (nombre d'exploitant, biomasse forestière et revenu stables) et la limite entre les deux types de comportements serait intéressante à étudier.

3. CAS D'ETUDE : LE CORRIDOR DE FIANARANTSOA

Après la description du modèle pédagogique et les démonstrations académiques d'un modèle individu-centré, il est intéressant de voir quel modèle on peut imaginer pour répondre au cas concret du corridor de Fianarantsoa.

On s'est très rapidement aperçu :

- que ce modèle pédagogique n'est pas très pertinent dans le cas du corridor qui correspond à une toute autre échelle d'espace (il couvre 200 km de long et 20 km de large),
- qu'il existe deux niveaux de connaissance et de préoccupation, celui de transitions d'état de parcelles au niveau terroir et celui de peuplement, d'un terroir à l'ensemble du corridor.

Les chercheurs se posent en effet différents problèmes concernant notamment les dynamiques des peuplements, des espèces végétales ou encore de la biodiversité mais se préoccupent également de savoir si la forêt va disparaître ou s'il existe des zones de fragilité où des mesures s'imposent... A t'on besoin d'un modèle pour y répondre ? Et quel en est l'objectif ? L'histoire du peuplement ? L'histoire de la biomasse ? Des recommandations sur la forêt ?

Modèle de « terroir »

Le raisonnement se fait ici au niveau d'un terroir. On s'interroge sur ce qui se passe autour d'un hameau dans la forêt. Est-ce qu'il existe un équilibre entre la population du hameau qui a

des besoins alimentaires spécifiques, la taille des compartiments cultivés et celle de la forêt ? Un tel modèle se rapproche un peu du modèle pédagogique du fait de la même échelle de perception.

Deux populations de chercheurs se confrontent ici :

- D'une part les écologues qui sont principalement tournés vers des problématiques relatives à la biodiversité et qui s'interrogent notamment sur le devenir de la forêt primaire ou encore sur l'impact des recrus sur la biodiversité.
- D'autre part les agronomes qui se préoccupent en particulier des modes de décisions de défriche des exploitants, de leurs revenus ou encore des différentes pratiques agricoles et leur pérennité.

L'équipe de recherche a tenté de fusionner ces deux points de vue en réalisant une typologie des parcelles prenant en compte à la fois des pratiques (agronomie) et des couvertures végétales (écologie). On peut essayer de fixer un langage commun en construisant un graphe de transition, temporisé à partir d'un modèle d'automates à états finis temporisés. Mais on peut se demander s'il y a réellement besoin de forcer une typologie commune et si l'on ne peut pas travailler à partir de données écologiques et agronomiques récoltées indépendamment en les reliant par la suite à travers une fonction empirique.

Modèle du « corridor »

La principale hypothèse est qu'on a ici une dynamique des peuplements. Des gens de l'extérieur vont dans cette forêt pour y cultiver des terres à riz dans les bas-fonds et éventuellement autour.

Il y a deux processus importants dont il faut tenir compte :

- un phénomène de pénétration des populations en profondeur dans la forêt,
- un « grignotage » de la forêt par les gens localisés en lisière.

Deux tendances apparaissent sous-jacentes dans les discussions :

1. La forêt existe depuis toujours car la zone se distingue par ses conditions géomorphologiques, climatiques, etc. Les populations qui pourraient s'y rendre n'ont pas de culture d'hommes de la forêt. Dans le cas où cette hypothèse serait vraie, l'utilisation d'un modèle n'apparaît pas essentielle.
2. Il n'existe pas de différences marquées entre la forêt et l'extérieur et ce que l'on observe résulte d'un équilibre entre deux systèmes en compétition. Dans ce cas, un modèle peut s'avérer très utile pour explorer la rupture de l'équilibre et la fragilité du système.

On peut citer ici le travail de Charly Favier qui a réalisé une thèse sur l'interface forêt humide/savane montrant que l'évolution de deux paramètres du modèle : le taux de régénération des arbres et la fréquence des feux, permet d'expliquer la variabilité des types d'interface observés. Les différentes configurations paysagères ne sont donc pas dues à des conditions extérieures mais à des processus émergents résultants de compétition.

Un modèle du corridor a été proposé. La dynamique d'implantation des hameaux est importante. Le modèle individu-centré peut servir à évaluer des coefficients qui seront ensuite injectés dans un modèle plus global. Faut-il avoir un modèle de hameau permettant d'évaluer quel type de populations est associé à telle ou telle pratique agricole ? Quelle est la proportion de jachère, de forêt etc ? Existe t'il un équilibre où un déséquilibre ? A quel moment une population doit-elle partir ou au contraire existe t-il des possibilités d'intégration de nouvelles familles ?

Le modèle de hameau fonctionne en lui-même. Pour le modèle global, on propose d'avoir un réseau de bas-fonds. Cependant une confrontation avec les données est nécessaire (photos aériennes, cartographie, télédétection). Est-on capable de cartographier les bas-fonds exploitables et d'établir un réseau de proximité entre ces bas-fonds, constitués de talwegs, pistes, réseau de migration ?

Le modèle de bas fonds de petite échelle sert à calculer une sorte de pression d'aspiration ou de répulsion. Chaque bas fond exploitable serait ainsi caractérisé par une pression qui déterminerait le flux de transfert. C'est le schéma de modélisation qui est actuellement proposé.

Aurélié Toillier réalise actuellement un gros travail de rassemblement de données sur le corridor à partir de cartes. Si cela ne s'avère pas réaliste de travailler à cette échelle de cartographie, différentes options sont possibles :

- ne prendre qu'une partie du corridor sur laquelle il est possible de travailler de manière plus fine,
- découper le corridor en gros paquets caractérisables par un certain nombre de variables.

La dernière idée proposée par un de mes étudiants, serait de faire du modèle pédagogique un modèle à dérivées partielles.

QUESTIONS SUR L'EXPOSE II

Participant : Dans le premier modèle évoqué, il est question d'oscillations. Cela ressemble donc un peu au modèle de Lokta-Voltera ?

→ M. TREUIL : Oui, le modèle est en fait un modèle proie/prédateur où le prédateur est ici l'exploitant agricole et la proie, le champ de densité de ressources. C'est un modèle de dynamique de ressources végétales spatialisées couplé avec un modèle d'exploitation de cette ressource. C'est quelque chose qui se retrouve dans de nombreux schémas avec des tas d'application dans des domaines très divers. Le livre de C. Reitzer traite entièrement de cette thématique de particules couplées avec des champs continus.

Participant : Quand le taux de régénération augmente, est-ce que cela se stabilise et à quel niveau ?

→ M. TREUIL : Je ne peux pas dire si c'est un niveau bas ou haut car cela ferait référence à des valeurs absolues. On a certes essayé de caler ces valeurs sur des productions de biomasse par hectare vraisemblables mais cela reste des unités formelles. Ce qui est sûr, c'est que lorsqu'on multiplie par exemple le taux de croissance par 10, la dynamique change complètement : dans un cas on a l'équilibre et dans l'autre des oscillations.

Deux choses oscillent :

- le nombre d'exploitants,
- la biomasse forestière totale.

Il existe un décalage entre les deux courbes et il serait d'ailleurs intéressant de se pencher sur le « pattern » du décalage et sur les périodes des oscillations (oscillations avec retard).

Cela reste cependant un exercice mathématique, un modèle pédagogique qui selon moi n'est pas applicable directement.

Par contre l'idée de structuration des parcelles par le temps est issue de la discussion, de l'effort développé pour cette modélisation pédagogique.

Participant : Le système devient-il stable quand la productivité augmente ?

→ J-P. TREUIL : Non, c'est la vitesse de régénération qui augmente. On fait également varier le coefficient de diffusion.

C. GAUCHEREL : Certaines des préoccupations abordées dans l'exposé rejoignent les miennes en particulier quand vous parlez de modèles en développement que vous avez qualifiés d'automates à état à partir d'une typologie des différentes parcelles. Vous insistez sur ce que vous espérez être l'originalité dans ce modèle par rapport aux modèles de type Markovien en paysage agricole ou encore les modèles de type matrice de transition en paysage forestier où là aussi on passe avec certaines probabilités d'un état à un autre. Quel sera votre apport principal là-dessus ?

→ J-P. TREUIL : Je ne sais pas s'il va réellement y avoir un apport. C'est dans cette famille de modèles que nous nous sommes situés. D'abord nous avons rencontré certaines difficultés à établir par consensus la liste des états et leur typologie. Il doit exister une synthèse faite par les mathématiciens. Il y a eu beaucoup de discussion d'où il est ressortit que cela ne pouvait pas être un modèle Markovien. Cela devient vite complexe avec de tels modèles car il fallait tenir compte de la dynamique d'un état et pas seulement de l'état actuel et du temps qui est une composante importante. La succession absolue des états antérieurs peut avoir un effet mémoire. Que va t'on pouvoir tirer d'un tel modèle sachant que dans la pratique, c'est spatialisé ?

Dans la dynamique d'une parcelle, il faut faire non seulement prendre en compte les états antérieurs, la durée, mais aussi un « résumé » de l'état des autres parcelles voisines (hypothèse de champ moyen) soit dans l'ensemble du terroir soit en découpant le terroir en « morceaux ». Le destin d'une parcelle est influencé par les compartiments d'occupation du sol du territoire villageois. L'important effort de conceptualisation n'est peut-être pas justifié si on ne connaît pas l'objectif exact à injecter dans les modèles supérieurs.

C. GAUCHEREL : Tous ces modèles ont un problème : ils décrivent des paysages à l'équilibre alors qu'il est connu que dans la réalité, en particulier en Afrique quand des forces extérieures quelles soient individuelles, étatiques ou autres, provoquent des perturbations (cyclone, changement politique), ce sont des dynamiques hors équilibre, perturbées et qui ne vont pas converger facilement vers un statut stable.

→ J-P. TREUIL : On peut considérer que le climat est à l'équilibre.

JC. CASTELLA

1. *Partage des points de vue. On intègre des avis d'experts ou bien on les disjoint.*

Quelles options futures ? Ce n'est pas au modélisateur de trancher.

En agronomie, on peut faire des typologies de trajectoires, des typologies de pratiques agricoles et de systèmes de culture. En écologie, on fera des mesures de biomasse, biodiversité, diversité intraparcellaire, donc des mesures indépendantes.

2. *Dans la généralisation du hameau au corridor, on fait une hypothèse forte : la rizière structure la forêt, ce qui était aussi valable au Vietnam. Depuis le hameau, on cherche à passer à une autre échelle, mais il n'y a pas d'entité de décision supra bas-fond. On a la forêt et le bas-fond. Si la question est le devenir du corridor, le modèle servirait à isoler et se convaincre des endroits fragiles.*

3. *Pour faire l'historique du peuplement du corridor depuis 50 ans, vous proposez une étude démographique à partir de noyaux. On reproduit la succession des cartes, on voit si ça a marché dans le passé et on prolonge dans l'avenir. En France, les plans d'aménagement du territoire de la DATAR étudient comment villes et villages quadrillent le territoire. Des géographes du CNRS travaillent dans ce sens sur le prospective en urbanisme (Lena Sandres).*

F. LALOE : Dans le modèle pédagogique, vous avez fixé les choses avec des paramètres et des équations. On obtient 4 à 500 familles ce qui n'est pas du tout réaliste. Le modèle ou les sous-modèles ne seraient donc pas valides. Le problème de la validation est central.

→ J-P. TREUIL : Il faut noter la différence entre les modèles dit d'accompagnement et les modèles opérationnels. Il y a bien souvent désaccord entre les personnes quant à l'explication de divers faits observés. Le discours n'est alors pas à même d'apporter un consensus. Le modèle, qui a un certain formalisme, va dans ce cas pouvoir sans doute apporter une connaissance supposée précise, bien que pas forcément vraie.

F. LALOE : Il y a un possible désaccord de fond. Quand il y a plusieurs discours il y a plusieurs modèles vrais qui vont en rendre compte pour les mêmes données. Des formules avec des interprétations biologiques différentes peuvent rendre compte des mêmes données. Le seul moyen de s'en sortir est alors peut être d'aller chercher des observations sur le terrain. Ce que j'ai trouvé de très bien c'est que ce modèle aurait finalement permis de définir ce qu'Aurélié Toillier devait chercher sur le terrain.

→ J-P. TREUIL : Tout dépend de la complexité de ce qu'on a à reproduire.

J. LEFUR : Dans le cas de Madagascar existe t'il une controverse sur les déterminants de la dynamique spatiale dans ce corridor ?

→ D. HERVE: L'hypothèse est que la recherche de terre dans les bas-fonds est le vecteur du peuplement sur le versant Ouest du corridor. Le peuplement à la recherche de bas-fonds à aménager pour la riziculture vise à contrôler l'accès à la source d'eau, au drainage et l'acconditionnement du bas-fond et la défriche des bas de versant autour du bas-fond pour éclaircir et améliorer le bilan radiatif.

Quand un hameau est installé, se mettent en place petit à petit des rizières sur les bas-fonds des systèmes à jachère sur les versants entre les bas-fonds et la forêt. Cela apparaît comme une force importante pour expliquer les peuplements mais cela n'explique pas la vitesse des nouveaux défrichements ou ce qui se passe sur les jachères. On peut se demander de plus si cela reste valable sur l'autre versant du corridor (Tanala) dans la mesure où la conquête de l'espace y est différente. L'idée de généraliser un pattern à une autre échelle à partir d'une analyse relativement fine à l'échelle du hameau est-elle pertinente ?

J-C. CASTELLA : Ce type de modèle a été relativement bien démontré dans nos cas d'étude au Vietnam à partir d'un modèle de hameau. Nous étions placés dans une logique de modèle d'accompagnement. Nous sommes partis du terrain pour essayer de répondre à des questions précises et concrètes des habitants. Actuellement, on commence à réfléchir dans le domaine général de l'abattis-brûlis sur ce qui est lié aux localités. On pourrait enrichir éventuellement ces deux approches en les faisant correspondre. A l'avenir on cherche à créer un modèle d'abattis-brûlis générique et voir comment il s'applique à différents cas : pays avec une forte densité de population comme le Vietnam, pays avec une très faible densité de population comme le Laos, ou la Thaïlande qui a des systèmes d'abattis-brûlis de même nature mais pas de systèmes agricoles collectivistes comme les deux précédents pays. On recherche plus de généralité, de contextualisation de l'abattis-brûlis. Des éléments de politiques agraires font que l'évolution va dans une direction ou dans une autre sachant que le système en lui même a un fonctionnement générique.

Participant : On parle beaucoup d'agriculture mais aussi d'élevage, de prélèvement de bois...La multifonctionnalité ne semble pas tout à fait prise en compte ici, ce qui est étonnant.

→ D. HERVE : C'est le débat éternel sur le niveau de granularité à considérer. Est-ce qu'on peut représenter un système à partir d'un système plus simple ? Il manque l'élevage mais est-ce que l'élevage est déterminant par rapport à la question posée ?

Participant : Au Sénégal ou à Terre Neuve par exemple, en 20 ans, cela a été déterminant sur la fertilité des sols.

→ D. HERVE : On a résumé les choses dans le modèle pédagogique en appelant de la même manière la biomasse forestière sur pied et la fertilité du sol et le revenu de l'exploitant. Si la culture se fait sur une parcelle forestière mature, le rendement sera meilleur.

J.C. CASTELLA : Notre démarche consistait à aller vers une complexification en interaction avec l'agriculture, localement, avec la réalisation de jeux de rôle. L'élevage et la multi-activité ont été ajoutés pour représenter au mieux un village. Cependant quand on s'adresse à des décideurs, il faut changer d'échelle car ils ne s'occupent pas que d'un village mais de ce qui est directement lié aux systèmes agro-écologiques, aux décisions politiques. On va vers d'autres outils complémentaires, plus agrégés, plus génériques.

Participant : Concernant les jeux de rôle, Alexis DROGOUL croit beaucoup à l'utilisation de l'informatique pour aider à l'extraction de connaissance à travers un dialogue avec les acteurs eux mêmes du processus social d'exploitation. Cela rejoint les travaux du CIRAD.

Participant : Remarque sur la granularité et le niveau d'agrégation. Si on se réfère à la notion de complexité, il faut bien faire attention au niveau de complexité de ce qu'on étudie. Certains systèmes trop complexes, ne peuvent être agrégés. Il ne suffit pas de prendre la granularité la plus fine et de sommer l'ensemble pour avoir la dynamique du système.

Participant : Il est intéressant de mettre en parallèle les modèles agrégés et détaillés quand on montre justement leurs différences.

Participant : Question à D. Hervé : Comment peut-on décrire les interactions entre modélisateurs et mathématiciens ? Historique de la mise en place de cette collaboration à Madagascar ?

→ D. HERVE : Le travail se fait à l'interface écologie/agronomie sur des problématiques de mosaïques agriculture/forêt avec un appui en géographie. L'équipe scientifique est constituée de deux chercheurs affectés (écologue et agronome), d'écologues malgaches et de deux géographes, chercheurs associés du CNRS et de mathématiciens et informaticiens de l'Université de Fianarantsoa. Suite au cours proposé (EME, Madagascar, 09/04), les chercheurs-enseignants et participants au cours ont découvert qu'il fallait de l'interdisciplinarité. On s'est interrogé ensemble sur quelle est la question ? Quelles sont les données ?

Participant : L'effort de modélisation a-t-il un impact fort pour la programmation scientifique et l'activité des thématiciens ?

→ D. HERVE : C'est un peu mon hypothèse, ma volonté. Dans une équipe pluridisciplinaire est-ce que la modélisation aide à engager le dialogue ou à mettre en relation des données ? Par ailleurs, tout ne doit pas être intégré ni être interdisciplinaire. Pour un agronome, la modélisation a un avantage indéniable c'est d'obliger à l'abstraction.

INTRODUCTION DES EXPOSES DE L'APRES-MIDI DE Jean LEFUR

Le premier exposé de cet après-midi est celui de Charly FAVIER. Il concerne la modélisation de la dynamique des mosaïques forêt/savane humides et comment les types de végétation s'interconnectent et entrent en concurrence pour former un paysage. Il aborde un modèle fondé sur un formalisme automate cellulaire.

Cédric GAUCHEREL de l'UMR AMAP de Montpellier abordera ensuite de façon plus générale des formalismes de représentation des mosaïques paysagères. Comment les paysages se construisent sur un certain aspect de la représentation que sont les modèles neutres qui seront opposés aux modèles explicites ? Un ensemble d'exemples pris sur chacun des thèmes sera présenté.

Une discussion générale clôturera la session sur les thèmes suivants : choix de l'échelle de temps et d'espace, statut de l'espace notamment vis-à-vis du temps.

III. INTERVENTION DE CHARLY FAVIER :

«MODELISATION DE LA DYNAMIQUE DES MOSAIQUES FORET/SAVANE EN MILIEU TROPICAL HUMIDE.

1. CONTEXTE

Le terrain d'étude se situe en Afrique Centrale où une forêt majoritairement dense occupant une zone équatoriale est bordée d'une zone de savane. C'est une région tropicale humide où l'importante pluviométrie est associée à une saison sèche courte et par conséquent où le stress hydrique sur la végétation est relativement faible. Dans ces zones, une formation de forêt dense humide, c'est-à-dire un écosystème dominé par les arbres avec un tapis herbacé quasi-inexistant, est attendue. On observe de la savane humide autour de ces zones favorables à une forêt dense humide et parfois au sein même de ces zones. La plupart des savanes de cette zone n'ont pas été créées par l'homme mais sont d'origine paléoclimatique. Elles seraient la relique d'une période sèche qui a duré 2 millénaires en Afrique centrée autour de 3000 BP.

2. PROBLEMATIQUES :

Il s'agissait de comprendre :

- la persistance de ces savanes sous un climat où la forêt est dense,
- l'existence d'un gradient orienté Est/Ouest ne correspondant pas au gradient climatique,
- le paradoxe de l'existence d'une savane ouverte, herbeuse avec très peu d'arbustes et quasiment pas d'arbres, dans les régions les plus humides,
- l'absence de continuum,
- l'origine des différentes dynamiques observées.

3. OUTIL : CHOIX DE LA MODELISATION

Il existe deux approches :

- La simulation : approche par laquelle on tente de représenter de façon la plus précise possible une situation particulière.
- La modélisation (choix retenu) où on essaie de donner une représentation aussi concise que possible d'une situation générale (ici en considérant le moins possible de classe de végétation pour représenter la dynamique observée).

Différentes hypothèses ont été retenues pour la construction du modèle :

- Deux processus de base :

La succession

On est dans un milieu favorable à la forêt. Les arbres peuvent s'installer en savane notamment certaines espèces héliophiles. Il y a dispersion de graines et apparition de plantules près des arbres. Il y a ensuite remplacement par des espèces de succession tardive.

Les feux

Ils sont rapides et n'ont pas un potentiel de destruction très fort. Certains arbres peuvent être épargnés soit car leurs feuillages sont situés au-dessus des flammes, soit car la souche, restée vivante après plusieurs incendies successifs, est entourée d'un ancien rejet mort ayant un rôle protecteur.

- Les classes de végétation

Dans ce modèle fonctionnel où l'on regarde le fonctionnement de chaque individu du processus, trois groupes de végétation sont distingués (les arbres n'intervenant pas vraiment dans le processus de succession ne sont pas considérés) :

- les herbes,
- les espèces pionnières,
- la forêt (arbres de succession tardive).

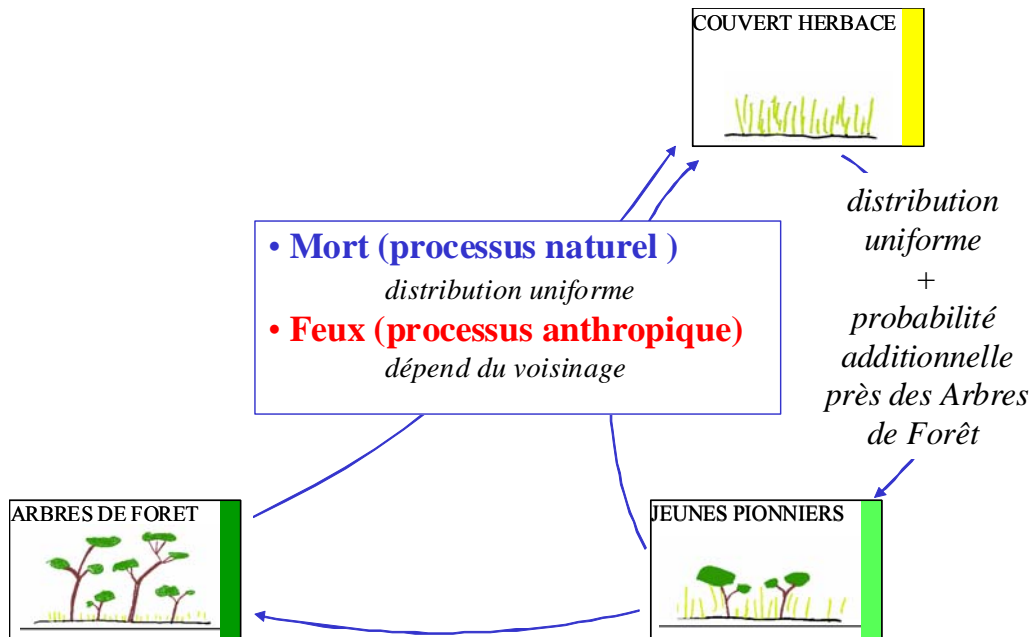
Concernant la sensibilité des feux, on distinguera :

- la végétation basse sensible,
- la végétation haute très peu sensible.

On arrive ainsi à la définition de quatre classes fonctionnelles :

- le couvert herbacé,
- les jeunes pionniers dans le couvert herbacé relativement dense,
- les pionniers adultes suffisamment denses pour faire de l'ombre et diminuer le couvert herbacé sous-jacent,
- la forêt.

Les deux derniers cas sont finalement regroupés en un seul groupe « Arbre de la forêt ». Au final, trois groupes de végétation et deux processus sont donc considérés.



Il existe très peu d'études de terrain sur le long terme et pas vraiment d'information précise sur les caractéristiques des espèces impliquées dans la progression forestière. Pour tenir compte de ce manque de connaissance, on utilise un modèle stochastique. On attribue à chaque état une probabilité de passer dans l'étape de succession suivante. Sachant que des étapes du processus peuvent être supprimées lorsqu'il y a un feu ou la mort de la végétation. Le processus de dispersion a pour conséquence l'apparition de jeunes pionniers préférentiellement où les arbres sont déjà établis. On a un modèle semblable à un modèle automate cellulaire où l'espèce, le temps et l'état sont discrets. Le support est une carte de végétation. Les transitions sont stochastiques.

Le modèle est robuste : on est toujours suffisamment loin des jeux de paramètres critiques où il peut y avoir des problèmes de stabilité du modèle. De telles situations sont en effet intéressantes d'un point de vue théorique mais ne sont jamais rencontrées dans la pratique car il y a toujours des phénomènes perturbateurs qui stabilisent les choses.

On observe tout d'abord chaque année un phénomène de succession. Des probabilités de transition sont attribuées selon le cycle de succession. Pour chaque cellule, on tire un nombre aléatoire. Classiquement si le nombre est inférieur à la probabilité, on fait évoluer la cellule selon le style.

Puis on met à feu toutes les zones de savane. Il y a propagation du feu suivant un modèle de percolation de liens (propagation de proche en proche) jusqu'à ce que le feu s'éteigne. Les arbres ont une probabilité moindre de brûler que les jeunes pionniers qui ont eux-mêmes une probabilité moindre de brûler que les herbes. Une fois que tout l'espace est brûlé les zones de forêt font donc obstacle. Il y a ensuite régénération des zones brûlées en herbe. Cette alternance de succession/feu représente globalement l'alternance saison humide/saison sèche.

Deux facteurs ont ensuite été considérés :

- un facteur environnemental qui joue sur la vitesse du cycle de succession. Il représente le potentiel d'afforestation créée par l'environnement : à la fois le climat et le facteur sol.

- un facteur anthropique qui correspond à une fréquence déterminée de la mise à feu de la savane.

Des simulations sont effectuées afin d'observer :

- le comportement émergent du système au niveau qualitatif.
- les conditions d'équilibre pour les différentes valeurs de paramètres
- la dynamique vers l'équilibre.

L'objectif est d'obtenir une sorte de cadre théorique qualitatif, pas vraiment sur une région particulière, de la transgression forêt/savane.

Le comportement émergent est évoqué rapidement. On retrouve, avec ce modèle simple composé uniquement d'une combinaison des deux processus, tous les processus observés avec les différentes études biogéographiques : la progression de la lisière, le comblement des golfes (le long de la lisière), l'apparition de bosquets en savane ou encore l'inclusion des bosquets par pont de végétation.

Une étude plus précise avec un formalisme venant de la physique est ensuite réalisée.

La savane et la forêt sont considérées comme deux phases d'un même système. On les distingue par un paramètre d'ordre de transition de phase f , le même que le paramètre d'ordre pour la percolation, c'est-à-dire la proportion de l'espace occupé par le plus gros amas de forêt.

Si on a de la savane, on va avoir quelques bosquets au milieu qui auront toujours sensiblement la même taille même si l'on augmente la taille de notre espace : f est nul aux effets de taille finie près.

Si on a de la forêt, le plus gros amas de forêt sera de l'ordre du système et f est supérieur à zéro et, en général, proche de 1 (et qui ne dépend pas de la taille du système).

Ces deux définitions simplifiées du modèle rejoignent les définitions génériques d'une savane et d'une forêt : la forêt est un milieu avec des arbres assez jointifs et la savane est un lieu avec un tissu herbacé continu parsemé de quelques arbres.

Les situations avec feu et sans feu sont ensuite comparées.

Sans feu, on a une transition continue. Le paramètre environnemental, soit la vitesse du cycle de succession, augmente. On passe par tous les états possibles : une savane dénuée d'arbre à une forêt dense en passant par les étapes intermédiaires.

Quand on met le feu, on déplace la valeur du facteur environnemental où il y a cette transition milieu ouvert/milieu fermé. Ce résultat est normal dans la mesure où le feu a tendance à stabiliser la savane. De façon plus inattendue, on observe que la transition devient discontinue. Il existe une zone qui n'est pas entièrement déterminée par le système mais également par son état initial (selon son état initial, forêt ou savane, elle va rester en forêt ou en savane).

L'évolution du système avec une variation de la fréquence des feux est également observée. Plus on augmente la fréquence des feux, plus le facteur environnemental où se passe la transition entre milieu savane et milieu forêt, augmente. On a une transition continue pour les faibles fréquences et discontinue pour les plus fortes fréquences. Pour un facteur environnemental plus élevé, c'est à dire un milieu plus favorable, la région intermédiaire est inaccessible. Il n'y a jamais de savane boisée dans les régions les plus humides mais seulement une persistance de savane de plus en plus herbeuse à mesure que le milieu devient plus favorable ou alors de la forêt dense.

Quand les conditions environnementales sont difficiles, on peut avoir persistance d'une savane boisée, milieu mixte entre savane claire et forêt dense.

Quand les conditions environnementales sont les plus favorables, il y a persistance d'une savane herbeuse soit d'une forêt dense ou encore persistance des deux suivant l'état initial.

Ce type de transition de phase est bien connu puisque analogue à celui du passage des liquides aux gaz. On peut donc appliquer tout ce qui a été fait pour le système liquide/gaz à notre système forêt/savane.

Il existe différentes dynamiques possibles. On a étudié l'état d'équilibre mais on a en réalité un état instantané dans une course vers un équilibre. Selon les combinaisons des facteurs anthropiques (fréquence des feux) et des facteurs environnementaux, on peut soit :

- avoir une régression de la lisière, c'est à dire une savane stable sans bosquet pour des perturbations anthropiques fortes et des facteurs environnementaux les plus faibles,
- dans des conditions un peu plus favorables, observer un scénario opposé avec une progression de la lisière,
- passer à un autre type de progression, progression par bosquet. Les facteurs environnementaux sont suffisamment grands pour permettre à des bosquets de forêt de s'installer en savane. La vitesse d'afforestation fait un saut gigantesque,
- avoir une afforestation en masse (progression des bosquets sans organisation spatiale) dans des milieux plus favorables.

4. CONCLUSION : APPORTS DU MODELE

En considérant simplement dans ce modèle l'interaction entre les deux processus de succession et de feu, l'un favorable l'autre défavorable, on peut expliquer pourquoi les savanes les plus fragiles sont nécessairement les plus herbeuses. Leur maintien nécessite en effet des fréquences de feu d'autant plus grandes et donc une suppression quasi-permanente de toutes les petites pousses qui apparaissent. Les transitions les plus abruptes sont observées dans les savanes persistant dans les milieux les plus favorables (ex : au Congo).

Au niveau des méthodes, on a pris un modèle mécaniste simple avec utilisation d'outils dérivés de la physique statistique (l'étude des brousses tigrées utilise un peu le même type d'approche). La modélisation et l'interprétation ont été faites en relation avec différents spécialistes (naturalistes et modélisateurs).

Concernant l'utilité de la méthode :

- explication qualitative de la répartition des forêts et savanes mais on n'est pas capable de faire le lien entre les paramètres réels et les paramètres du modèle. Néanmoins, on a apporté de la connaissance à savoir que l'on a juste besoin de ces deux processus antagonistes pour expliquer grossièrement la répartition des choses.
- un cadre théorique d'interprétation des données, en donnant une grille de lecture des données de terrain. Lors de la mission au Congo par exemple, la détermination des sites d'étude et les interprétations ont été faites à la lumière des résultats de ce modèle.

QUESTIONS SUR L'EXPOSE III

Participant : Quelle était l'échelle de travail ?

→ M. FAVIER : Chaque cellule fait en gros 5 sur 5 m mais c'est relativement arbitraire car on ne travaille pas sur des simulations de tailles réelles. On a 200 ou 500 grilles de 500 cellules sur 500 soit quelques km².

Participant : Il est intéressant que la situation soit comparable aux échanges gaz/liquide et que l'on puisse bénéficier de toutes les connaissances existantes dans ce domaine. Quelles ont été les données du domaine physique utilisées pour faire l'interprétation du travail ?

→ M. FAVIER : Pour l'analyse de la transition elle-même, on a eu besoin de savoir ce qu'est une transition de phase, transition liquide/gaz pour essayer de le formaliser de la même manière. Ensuite au niveau de la dynamique des transitions de phase, l'apparition d'un bosquet s'apparente au phénomène de nucléation, croissance ou diminution de ce bosquet selon les cas, selon sa taille. Les phénomènes de tension de surface interviennent également. Ici ce phénomène permet aux bosquets de tenir ensemble. Il y a aussi toutes les équations de modèle de dynamique. Pour l'évolution du nombre de pixel de forêt, des modèles comme le modèle d'Avrami pour les transitions de phase ont pu être utilisés. On a des clés pour donner la dynamique de l'afforestation à partir de là.

Participant : On se situe dans un processus de création d'analogie. Vous utilisez tout un corpus de connaissances sur la base de cette analogie. Vous êtes vous posé des questions sur les limites au-delà desquelles l'analogie ne pouvait plus être appliquée, du fait par exemple qu'il s'agit d'organismes vivants ?

→ M. FAVIER : On ne s'est pas vraiment posé la question, l'analogie a plutôt été utilisée pour la description des résultats.

Participant : L'analogie va plus loin. L'idée sous-jacente est qu'en phase gazeuse on a des petits individus beaucoup plus volatiles que les autres. Pendant la phase de transition ils deviennent moins réactifs avec les voisins, avec l'environnement. On connaît mal ces limites de l'analogie entre la physique statistique et ce genre de paysage. Comment comptez vous valider votre modèle ?

→ M. FAVIER : Le problème de la validation en milieu tropical en général est le problème d'accès aux données avec un recul suffisant. Au niveau qualitatif on a validé par les données de terrain et les références bibliographiques sur le passage d'une dynamique à une autre. Au niveau quantitatif, on a essayé d'utiliser ce modèle pour prédire une situation particulière. La résolution des images satellites pose cependant problème. Si des données sont étudiées sur 15-20 ans, la résolution des images les plus anciennes ne permettront pas d'observer un bosquet au milieu de la savane. L'étude de photos aériennes d'un même site permettrait en revanche de comparer les bosquets mais nous ne disposons pas de telles données à l'heure actuelle.

Participant : Un travail d'analyse de données et de construction d'indicateurs de structure spatiale, indicateurs d'agrégation doit être possible car il existe une abondante littérature qui pourrait être utilisée d'un point de vue quantitatif. Voir si le modèle est capable de reproduire le phénomène de transition et ce type de motif.

On peut dire, suivant la distribution de la taille des agrégats, si on est dans une phase de croissance de bosquet ou pas. Ce qui serait possible de faire et éviterait de regarder des séries temporelles trop longues, serait d'inventorier les bosquets sur un site de savane, et d'étudier la distribution de taille. A partir de connaissances purement qualitatives on pourrait ainsi déduire si on est dans une phase juste lisière ou dans une phase de croissance.

Participant : L'idéal serait d'avoir plusieurs dates pour comparaison.

→ M. FAVIER : C'est très rare dans nos conditions d'avoir des données à plusieurs dates avec un recul important.

J. LEFUR : Cette approche de comparaison permettrait de caler les paramètres plutôt que de valider le modèle. Comment avez-vous pu finalement expliquer la persistance de la savane là où il devrait y avoir de la forêt ?

→ M. FAVIER : On peut avoir dans les milieux les plus humides, les plus favorables, une fréquence de feu suffisante, des perturbations anthropiques suffisantes pour bloquer la dynamique en phase de progression de lisière. C'est une dynamique extrêmement lente qui correspond globalement à moins de 1 m par an. On a ainsi une persistance possible de la savane. S'il n'y a pas de feu, la dynamique est beaucoup plus rapide. La reconquête de la forêt sur la savane est ralentie par les feux de forêt.

La plupart des sites de cultures sont faits sous forêt et très peu sont observés en savane. Le feu répond plutôt à un besoin immédiat de dégagement de l'herbe, de visibilité.

Jean LEFUR : Et les facteurs édaphiques ?

→ M. FAVIER : Ils sont inclus dans les facteurs environnementaux.

Participant : Existe-t-il une corrélation entre la fréquence des feux et les facteurs environnementaux ?

→ M. FAVIER : Oui c'est possible notamment du fait de l'érosion.

IV. INTERVENTION DE CEDRIC GAUCHEREL :

«APPLICATIONS EN ECOLOGIE D'UNE PLATE-FORME DE MODELISATION DE PAYSAGES VIRTUELS ».

1. INTRODUCTION

Je vais présenter plusieurs modèles de représentation spatiale de paysages dynamiques en deux dimensions utilisés actuellement en écologie et en biologie. Partons de l'idée que le modèle est une représentation simplifiée de la réalité.

2. ROLE DU SPATIAL EN ECOLOGIE

La prise en considération des caractéristiques spatiales en écologie est probablement aussi ancien que la discipline elle-même. On évoque généralement :

1. La théorie biogéographique des îles (Mac Arthur *et al.*, 1963), pour laquelle l'équilibre est supposé entre les taux d'immigration et les taux d'extinction des espèces d'une île. Les paramètres cruciaux sont la taille des îles et la distance entre îles ou entre île/continent. Le spatial a donc une influence sur l'avenir écologique et biologique de ce lieu.
2. La théorie des métapopulations (Levin, 1970; Hanski *et al.*, 2000) décrit une population comme un ensemble de groupes d'individus en interactions. Le spatial n'a pas toujours été explicitement pris en compte, mais taches d'habitats et positions relatives de ces taches sont aujourd'hui des facteurs clés.
3. L'écologie du paysage, qui stipule que l'hétérogénéité d'un paysage contraint les flux de matières et déplacements d'organismes vivants en son sein (Forman *et al.*, 1986; Burel *et al.*, 1999).
4. La dispersion des gènes, dont l'étude est appelée landscape genetics, qui étudie à une échelle proche du paysage les répartitions spatiales de gènes de populations (Manel *et al.*, 2003).

3. REVUE DES MODELES DE PAYSAGE

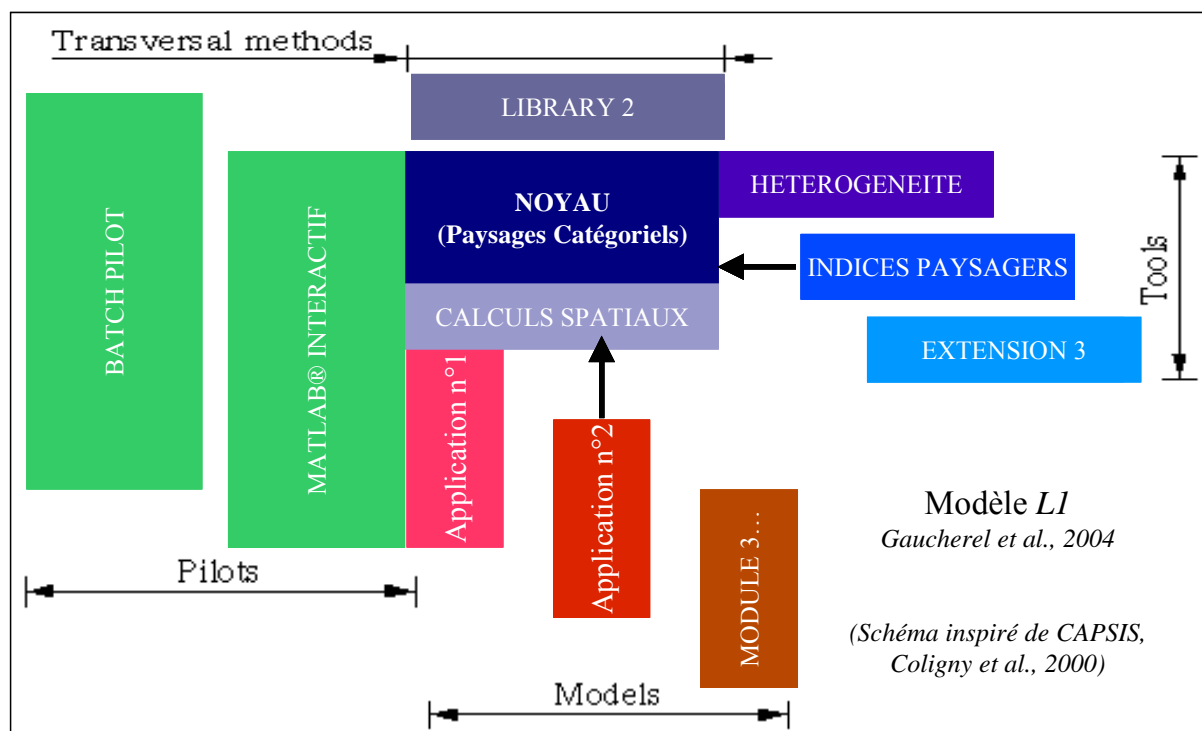
Pour modéliser le paysage, on peut utiliser :

- Des cartes, des images ou d'autres analyses figées comme celle géostatistique ;
- Des approches analytiques et des mises en équation de paysages pour peu qu'ils soient dynamiques (l'intérêt des équations différentielles). Cette approche est encore très marginale ;
- Des modèles de simulation dynamique de paysage que sont les modèles neutres de paysages (Gardner *et al.*, 1991) qui recréent des structures spatiales en l'absence de processus écologiques et les modèles à processus explicites (Costanza *et al.*, 2004), qui les utilisent explicitement.

Les modèles à processus explicites, complémentaires des modèles neutres, décrivent explicitement comment le paysage évolue, que ce soit sous l'effet d'actions anthropiques naturelles, ou la combinaison des deux. Ce dernier type de modèle ne sera pas développé en détail ici, car il a déjà été présenté dans la session AME n°15 : Ce modèle, dit explicite, part d'un état initial (par exemple, l'occupation du sol d'un paysage breton, à laquelle on adjoint des informations hydromorphiques ou encore, concernant les exploitations agricoles) et auquel on applique des règles d'évolution. Les règles d'évolution sont étudiées et décomposées : guidage du paysage par la politique agricole commune, par les contraintes d'hydromorphie des différentes parcelles, par les assolements imposés par les exploitants agricoles, par la dynamique du réseau bocager, etc. Le pas de temps est par exemple annuel ou intra-saisonnier.

4. L'ARCHITECTURE DE LA PLATEFORME

Le travail exposé aujourd'hui a été mis au point au sein d'une plate-forme (*LI*) dont l'architecture est très similaire à celle de la plate forme CAPSIS (De Coligny *et al.*, 2004). La notion de plate-forme sous-entend un modèle multi-objectifs par nature, qui doit, à partir de l'objet commun qu'est le paysage et de méthodes communes le manipulant, modéliser des mosaïques variées. Au cœur de la plateforme, un noyau constitué d'un ensemble de modules est dédié à la manipulation d'un paysage générique (Gaucherel *et al.*, 2004). Chaque (sous-) modèle que l'on souhaite modéliser au sein de cette plate-forme est ajouté au noyau (cf. illustration).



5. OBJECTIFS

L'objectif est de montrer des exemples originaux de modèles de l'espace (en l'occurrence des paysages en deux dimensions) accueillant des processus écologiques et en montrer des applications. Les différents modèles présentés sont :

1. Un modèle construit à partir d'un indicateur, avec cartes et profils d'échelle, mais figé ;
2. Un modèle neutre portant essentiellement sur la composition (les attributs des parcelles) de la mosaïque en l'absence d'hypothèse écologique ;
3. Une ébauche de modèle analytique, pour une description plus formelle de la mosaïque paysagère.

6. CARTES ET PROFILS D'HÉTÉROGÉNÉITÉ

Exemple de présentation de cartes et de profils d'hétérogénéité. Comment cela fonctionne t'il ?

Carte d'hétérogénéité

On part d'un paysage booléen, représenté par des pixels noir ou blanc. Pour une traduction écologique, le blanc représente par exemple l'habitat et le noir le reste de la mosaïque. Il est alors possible d'extraire une carte d'hétérogénéité de cette mosaïque en y faisant glisser une petite fenêtre et en calculant au sein de chaque fenêtre la valeur d'un indicateur, par exemple un indice de Shannon modifié quantifiant l'hétérogénéité locale. On reconstitue une nouvelle image en plaçant au pixel central la valeur calculée. L'échelle de couleur de cette carte traduit finalement l'intensité de l'hétérogénéité locale. On observe une forte hétérogénéité au sommet de la gaussienne 2D simulée, avec des particularités locales très intéressantes comme une relative homogénéité en son milieu.

En jouant avec les opérations faites au sein de la fenêtre glissante, d'autres analyses locales mettent en évidence de nouvelles particularités de la structure spatiale.

Profil d'hétérogénéité

Il est intéressant de coupler cette carte d'hétérogénéité avec un profil d'hétérogénéité en faisant varier la taille de la fenêtre glissante.

En prenant un paysage plus discontinu, présentant un assemblage de parcelles jointives, relativement homogènes et avec des frontières abruptes avec leurs voisines, on calcule sa carte d'hétérogénéité. Une fenêtre glissante de petite taille met en évidence des structures spatiales de petites dimensions. En augmentant progressivement la taille des fenêtres d'analyse, on devient sensible aux grandes structures de ce même paysage.

Et en faisant la moyenne de tous les pixels de chaque image, on reconstitue au fil des échelles un profil d'hétérogénéité tenant compte de l'échelle d'analyse du paysage.

Particularité intéressante à noter ici, l'échelle mis en valeur dans ce profil correspond bien à celle qui a été utilisée pour créer ce paysage discontinu. Finalement, en moyennant, pixel après pixel les cartes mono-échelles, on obtient une carte d'hétérogénéité multi-échelles renseignant sur les structures à toutes les échelles simultanément. Les zones d'homogénéité observées sont également identifiables à l'œil nu, mais pas quantifiables et localisables de façon aussi précise qu'avec cet outil.

Analyse de sensibilité

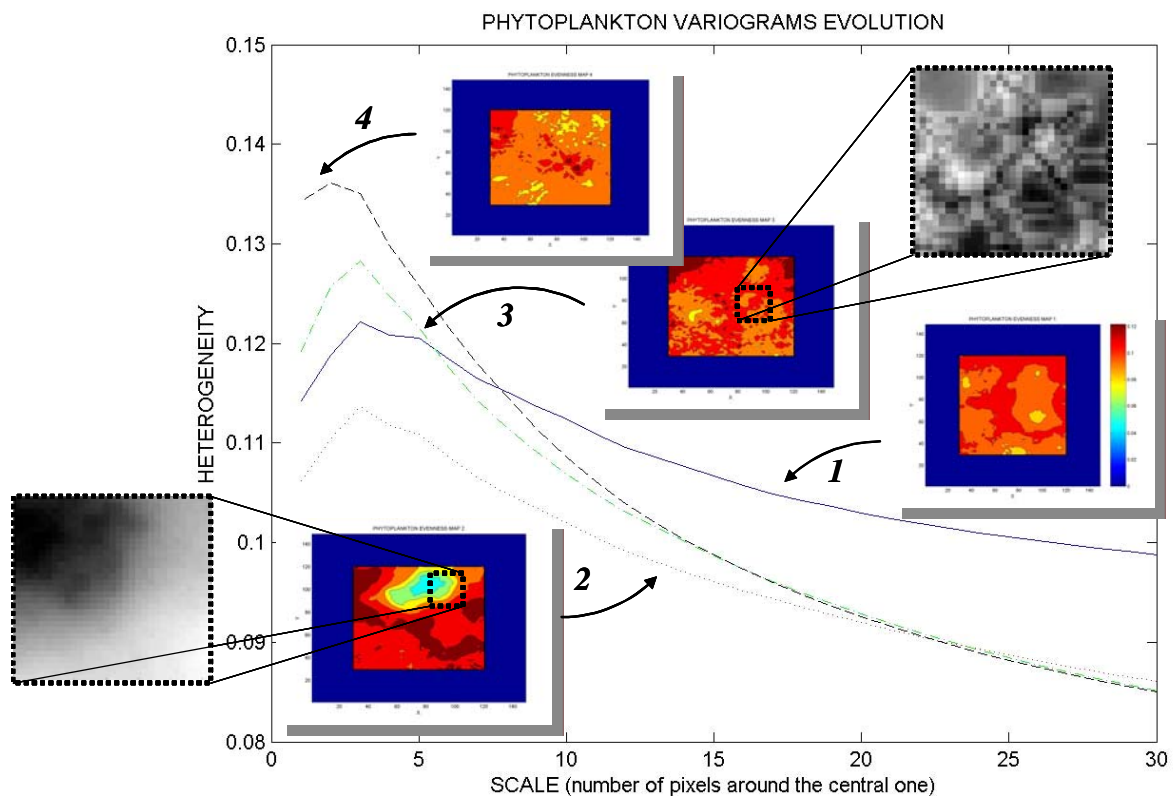
L'analyse complète de sensibilité et des niveaux de confiance de la méthode a été effectuée en simulant des paysages virtuels (des tessellations) aux mêmes caractéristiques par simulations Monte Carlo. On note ainsi à quel moment une structure spatiale se démarque d'une mosaïque aléatoire, et donc non réaliste.

Avec un exemple de paysage réel 5*5 km² au nord de Rennes, caractérisé par 5 occupations du sol différentes, la structure dominante du paysage est observée à l'échelle +-3 pixels (soit ~140 m ici). La carte multi-échelle livre par exemple une information importante sur l'hétérogénéité élevée à proximité du village et sur la relative homogénéité des zones boisées.

C'est un outil riche qui fournit des informations locales, multi-échelles et potentiellement dynamiques sur l'hétérogénéité du paysage.

Présentation d'un autre exemple avec un tout autre type de mosaïque paysagère.

On s'intéresse à l'activité explosive de phytoplancton (bloom) en Atlantique Nord, observée chaque printemps et liée essentiellement à l'augmentation de la durée du jour. On peut lancer ce même indicateur d'hétérogénéité avec ses cartes et profils, sur des synthèses mensuelles d'une zone de 250×250 km² situé face à Terre-neuve. Le bloom phytoplanctonique entraîne des modifications complètes des structures spatiales du paysage, à toutes les échelles. On observe une évolution des profils d'hétérogénéité au fil des mois. Tous montrent des profils indiquant une structure plus aléatoire (hétérogènes) aux petites échelles. Le second profil, au moment du bloom, se présente comme une translation du premier, de façon uniforme à toutes les échelles. Il y a structuration spatiale simultanément aux grandes et petites échelles, et dans les mêmes proportions.



Aux deux mois suivants, on observe une relaxation progressive du milieu, avec une réduction de l'hétérogénéité aux petites échelles seulement. Aucun changement n'est observé aux grandes échelles. Les dynamiques à ces grandes échelles sont en effet contrôlées par les courants géostrophiques et autres vents agissant sur de grandes étendues, ce que permet de quantifier précisément le profil d'hétérogénéité. La carte donne, quant-à elle, une information spatiale sur la structuration de ces images de 2 à 250 km. On voit clairement la « patchiness » ou agrégation de petites taches après le bloom, mais aussi l'existence de gradients étonnamment lisses au moment du bloom.

Ce modèle est donc potentiellement un indicateur temporel, descriptif de n'importe quelle structure spatiale pour peu qu'on puisse la rasteriser.

Je donne une rapide évocation de l'utilisation de telles cartes et profils en écologie. L'idée est de passer d'un « point pattern analysis » à un « surface pattern analysis » (analyse spatiale en tout point de la mosaïque). Le but est de voir par exemple s'il y a une corrélation entre les structurations de la répartition des populations et du paysage qui les porte.

Un site breton de 5*5 km² est pris pour exemple pour vérifier les principes de l'écologie du paysage à l'aide de cet outil. L'hétérogénéité du paysage est connue pour conditionner en partie l'activité des carabes, mesurée sur ce site à l'aide d'une trentaine de pièges.

Une hypothèse forte est posée : Les pièges qui collectent les insectes sont suffisamment proches les uns des autres pour que l'on puisse faire l'hypothèse d'une certaine continuité des présences de carabes entre les pièges (en d'autres termes, les pièges « ramassent assez loin »). Les indicateurs d'hétérogénéité du paysage, puis de la répartition spatiale des populations d'insectes sont calculés. La valeur des pixels à l'endroit des pièges prend la valeur de l'indice biologique qui nous intéresse par exemple l'abondance relative de l'insecte au niveau des pièges. La carte et le profil d'hétérogénéité et d'abondance de l'espèce (ou des espèces) sont reconstitués par la méthode de la fenêtre glissante. On recherche ensuite la corrélation spatiale de la même manière, en faisant glisser la fenêtre (circulaire) sur chacun des pixels du paysage initial. C'est un calcul de corrélation classique, mais sur une portion de l'image, répété à toutes les échelles. Des cartes mono-échelle sont ensuite combinées pour obtenir des cartes de corrélation multi-échelles.

On dispose ainsi également d'un profil de corrélation entre les deux images, provenant des populations et du paysage. Le niveau de confiance à 95% est estimé par simulation Monte Carlo.

On observe à proximité d'un des villages, là où l'hétérogénéité du paysage est importante, une forte corrélation entre cette hétérogénéité et les abondances de carabes. Il y a une corrélation importante aux petites échelles (jusqu'à ~400 m) dans ce cas précis. Statistiquement, on retrouve bien ce que suggèrent les concepts de l'écologie du paysage, c'est à dire une influence de l'hétérogénéité sur les distributions des populations, qui est plus quantifiée à certaines échelles, et en certains endroits, grâce à cet outil original.

Même si cet outil présente certaines limites, il offre une première façon de modéliser un paysage. Les cartes et profils d'hétérogénéité peuvent potentiellement être appliqués à n'importe quel type de paysage pourvu qu'ils puissent être transformés en mode raster (à l'aide de pixels). Cependant :

- Ils ne font que décrire et ne reproduisent pas la mosaïque étudiée,
- Ils sont assez inadaptés aux études de dynamique des mosaïques ; or les dynamiques paysagères sont importantes pour comprendre leurs structurations spatiales,

- C'est plus un indicateur qu'une véritable méthode d'interprétation de la structure des paysages, autant en terme de processus écologiques que géométriques.

Pour améliorer ces modélisations il serait bon de mettre en place d'autres méthodes telles que les modèles neutres qui manipulent les éléments paysagers pour décrire leurs interactions et leurs évolutions. On peut aussi envisager des analyses plus formelles de ce type de paysage, mais cela a été peu entrepris. J'ai ainsi utilisé un processus issu de la physique statistique pour rendre compte de l'évolution de ces paysages : le processus de Gibbs.

7. LE PROCESSUS DE GIBBS COMME MODELE NEUTRE DU PAYSAGE

Le modèle neutre en écologie permet de (With, 1997) :

- Générer une mosaïque souhaitée en l'absence d'un processus écologique spécifique (concept de neutralité),
- Développer des indices d'analyse de paysages spatialisés (telle que l'hétérogénéité),
- Prédire des configurations structurales critiques en écologie (modèle de percolation avec un seuil critique par exemple) ou encore de déterminer les conséquences écologiques de la structure spatiale.

L'idée maîtresse est de vérifier qu'une fonction aléatoire peut, ou ne peut pas, reproduire un motif spatial lié à un processus écologique. Il faut faire la différence entre ce qui provient du hasard et ce qui est issu d'un processus clairement identifié et les modèles neutres peuvent parfois y aider. Les modèles neutres sont nécessaires autant pour comprendre les structures spatiales du paysage que pour disposer de mosaïques dynamiques qui viendront en support de différents processus écologiques comme la dispersion de gènes, les métapopulations, etc...

Ces modèles neutres sont peu adaptés à ce jour à la simulation de paysages anthropisés et catégoriels. Ainsi, on n'utilisera pas de grille raster pour les modéliser, mais une mosaïque qui est un assemblage de parcelles, de polygones uniformes aux limites nettes avec leur environnement. Brièvement, je me suis inspiré des mousses topologiques, telles que les mousses de savon présentant un pavage de mosaïque avec des similitudes. Je m'appuierai sur des modèles neutres qui adaptent le processus de Gibbs aux dynamiques paysagères.

Le processus ponctuel de Gibbs a été mis au point pour caractériser l'état d'équilibre des particules à l'intérieur d'un système physique fermé, par exemple un gaz dans une pièce close. Une configuration spatiale de ces particules est considérée à l'équilibre si l'énergie de cette configuration est minimale. Cette énergie est la somme des potentiels existants entre chaque paire de particules (leurs interactions).

Soit A une région bornée contenant n points x_i , $i = 1, \dots, n$, la distribution des points peut être traduite par une fonction de densité de probabilité f.

$$f(x_1, x_2, \dots, x_n) = \frac{1}{Z} \exp \left(- \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n \Phi(\|x_i - x_j\|) \right)$$

Où Z est une constante de normalisation ; $\|x_i - x_j\|$ est la distance entre x_i et x_j ; Φ est le potentiel décrivant les interactions entre deux points.

Cette méthode est en fait très proche d'une chaîne de Markov (dont la fonction de vraisemblance n'est autre que le potentiel), avec en plus l'avantage de proposer une description efficace des structures spatiales et des interactions entre éléments paysagers (et résumées au sein du potentiel).

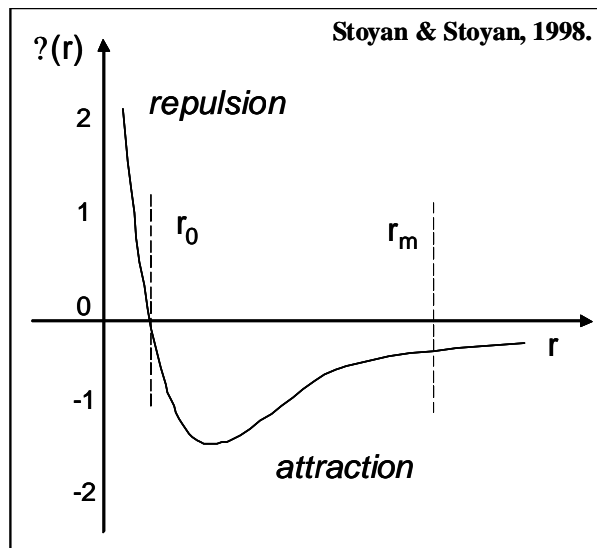
Des applications ont été réalisées en foresterie pour simuler des peuplements forestiers réalistes, ou en biologie pour simuler des assemblages d'animaux (Stoyan *et al.*, 1998).

Pour simuler un peuplement d'arbres on note que :

- Les arbres d'une même espèce ne poussent pas trop près les uns des autres,
- Que la dispersion se fait par graines lourdes, donc proche de la tige mère.

C'est traduit mathématiquement par une fonction de paire que l'on appelle potentiel.

Quand deux éléments sont éloignés (r grand), le potentiel est nul. Quand ils sont très proches, il s'instaure un phénomène de répulsion (potentiel très élevé, cf. illustration). En zone intermédiaire, on est dans une zone d'attraction qui est favorable à l'installation de nouvelles graines. Comme on cherche à minimiser l'énergie globale du paysage, les potentiels négatifs sont favorisés. Le potentiel traduit bien l'interaction « géographique » entre deux arbres.



Potentiel (ou fonction de paire) traduisant l'interaction qui existe entre deux arbres

partons d'une parcelle bornée avec un semis de points aléatoire. L'énergie est calculée en sommant les potentiels de toutes les paires concernées par la zone. On déplace ensuite aléatoirement un point (également choisit aléatoirement). Si cette nouvelle énergie est inférieure à la précédente, on garde la configuration et on réitère. Si elle est supérieure ou égale, on conserve l'ancienne configuration, on remet le point déplacé à sa place et on réitère. Au final, on peut observer des phénomènes d'agrégation ou d'anisotropie avec peu d'itérations et une grande liberté de réglage.

On peut par exemple prendre en compte d'autres facteurs écologiques que la seule distance entre les individus (Stoyan *et al.*, 1998) :

- Des facteurs quantitatifs tel que le diamètre des individus,

- Mais aussi des facteurs qualitatifs, tels que les espèces d'individus, notamment en forêt hétérogène mixte (par une minimisation de leurs énergies respectives et de celle de leur combinaison),
- Enfin, on peut utiliser un processus de Gibbs non homogène si l'on souhaite imposer un gradient écologique sur la parcelles simulée.

Je présente ici la méthode de Gibbs adaptée à la manipulation de la composition d'un paysage.

On adapte ainsi Gibbs au paysage en cherchant dans un premier temps à agir sur l'hétérogénéité, quantifiée de façon assez grossière avec un indice de Shannon. Cet indice fournit des informations combinées de composition et de configuration du paysage. La composition est l'assemblage des attributs, les propriétés dominantes, d'une unité paysagère.

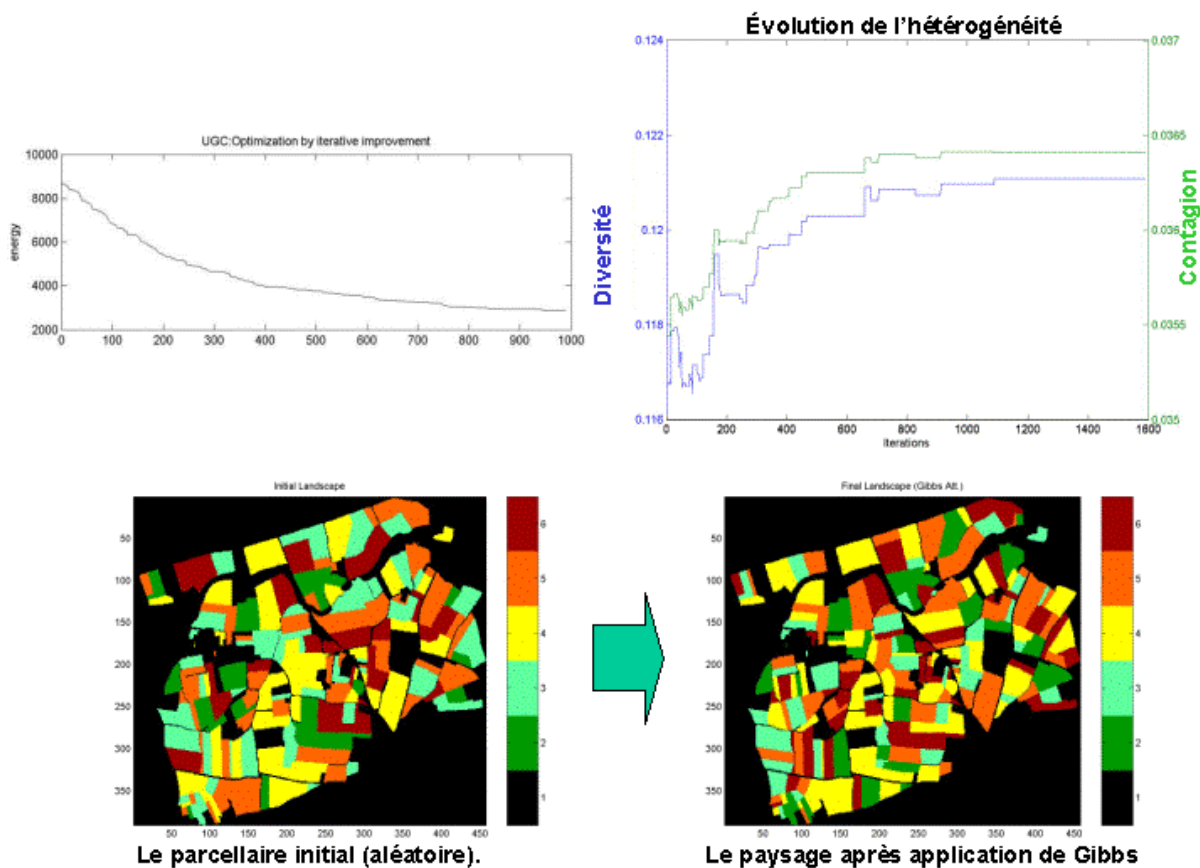
On veut donc générer dans cet exemple une composition virtuelle du paysage. La configuration est fixée (forme et arrangement) et on joue sur leurs attributs (occupations du sol). On décrit la composition souhaitée à l'aide d'un potentiel. Grâce au processus de Gibbs, on recrée la composition en minimisant l'énergie globale du paysage. Gibbs parvient à mimer des processus écologiques.

L'hypothèse forte sous-jacente est que le potentiel traduit les interactions entre parcelles. Les interactions sont nombreuses et peuvent rendre compte de processus de colonisation ou de dispersion en forêt, mais également d'assolement au sein d'une exploitation agricole autant que de pures caractéristiques statistiques.

Voici un exemple de potentiel décrivant un paysage de composition cette fois hétérogène : si deux parcelles ne sont pas voisines, elles ne sont pas en interaction, le potentiel est nul. Si deux parcelles sont voisines avec des attributs différents, elles ne sont pas non plus en interaction. Si deux parcelles sont voisines avec les mêmes attributs, le potentiel vaut 1.

On fait une première itération et on calcule l'énergie. On modifie l'attribut d'une des parcelles au hasard, puis on recalcule l'énergie. Si l'énergie diminue, on garde la nouvelle composition et on réitère sur une autre parcelle jusqu'à ce que l'énergie soit minimisée.

Appliquons ceci à un paysage réel. On prend un potentiel quasiment identique noté : (1,-1) selon que les unités paysagères sont voisines de mêmes attributs ou non. Les occupations du sol ont d'abord été distribuées aléatoirement. On veut rendre la composition la plus hétérogène possible. L'hétérogénéité atteint un palier au bout d'un millier d'itération (~10 secondes).

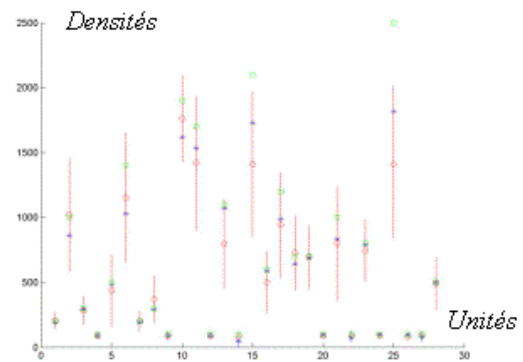
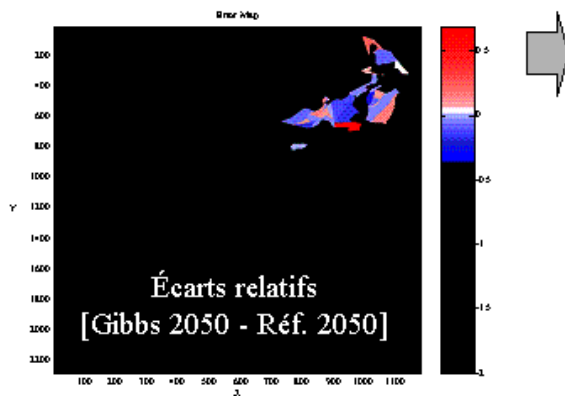
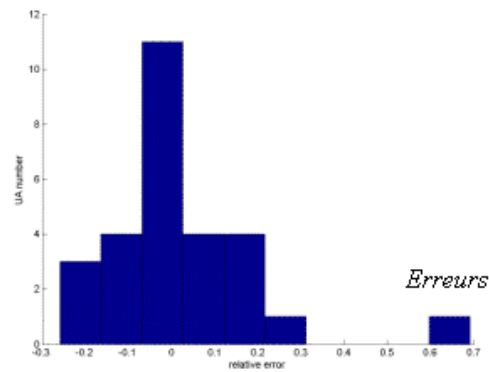
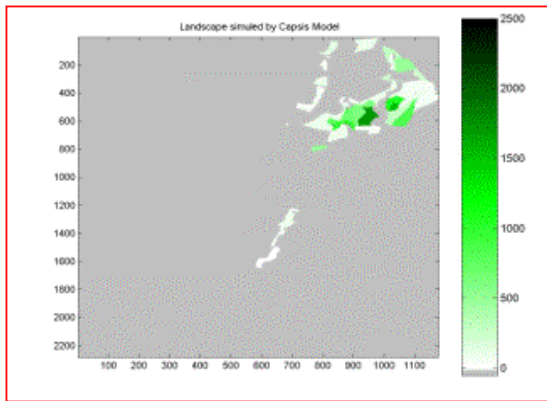


J'évoquerais très rapidement des tests de sensibilité assez détaillés qui ont été réalisés. De nombreux indices de composition paysagère ont été utilisés pour quantifier les hétérogénéités ou les agrégations obtenues en fonction des différents paramètres du modèle. Le test de sensibilité final concerne plusieurs potentiels différents.

Schématiquement, nous avons trouvé que les valeurs données au potentiel importent peu, seule la forme de ce dernier est importante. Quand on a des occupations du sol différentes, le potentiel qui utilise l'inverse de la valeur absolue de ces attributs et favorise ainsi les occurrences fréquentes se révèle intéressant pour reproduire de façon neutre une composition paysagère.

On a utilisé ce potentiel dans le cas d'une application précise. Le paysage concerné est le mont Ventoux sur une soixantaine de parcelles forestières. La référence utilisée est une simulation d'un paysage forestier sur 50 ans, réalisé par la plateforme de modélisation CAPSIS qui utilise des règles déterministes pour faire évoluer le paysage. L'évolution qui nous intéresse est naturelle. Les parcelles de sapin en particulier évoluent suivant des règles de colonisation, de compétition et de régénération bien connues et simulées par CAPSIS.

L'objectif est de recréer le paysage forestier de référence en 2050 à partir de l'état réel initial en 2000. Le processus de Gibbs est exploité à partir d'un potentiel déduit de la référence. On veut retrouver une structure paysagère bien précise avec un modèle neutre et ne pas prendre en compte de processus écologiques. On utilise pour ce faire l'histogramme des différences de densité de sapin par paires de parcelles. Le potentiel est l'inverse de la probabilité d'apparition de ces densités (déjà décrit dans les tests de sensibilité). Les résultats montrent que l'erreur est statistiquement et spatialement très faible entre ce que l'on souhaitait obtenir et ce qu'on a obtenu par le processus de Gibbs (erreur relative moyenne de 0.02 ± 0.1). Le modèle neutre fonctionne donc de façon très satisfaisante dans le cas de ces paysages catégoriels.



8. UN FORMALISME POUR UNE DESCRIPTION ANALYTIQUE DU PAYSAGE

Actuellement un travail est en cours à partir d'autres types de modèles paysagers, ceux permettant de mettre le paysage en équation, de développer un formalisme pour une description analytique du paysage. Il est tout à fait envisageable de construire un potentiel qui traduira les processus de colonisation forestière impliqués au sein de ce paysage. L'augmentation de l'énergie du mont Ventoux sur 100 ans de simulation confirme une relative homogénéisation de ce paysage, qui n'est pas évidente à quantifier sans cet outil qu'est le modèle neutre.

9. CONCLUSION

- Il existe un rôle crucial du spatial en écologie (biogéographie, écologie du paysage...).
- La modélisation de cette composante spatiale est délicate, mais réalisable grâce à des outils variés comme les cartes et profils d'indicateurs.
- J'ai aussi donné un exemple d'un modèle neutre élaboré avec un processus de Gibbs. L'hypothèse dominante est que les unités paysagères sont en interactions régulières, ce que peuvent traduire des phénomènes de colonisation ou d'assolement, interactions intégrées au sein d'un potentiel de Gibbs.
- Gibbs offre une piste intéressante pour décrire simplement, avec un formalisme mathématique puissant, une structure spatiale complexe. Il faut souligner que l'on suppose que le paysage est à l'équilibre ce qui n'est pas forcément le cas dans le cas de nos paysages ruraux.

QUESTIONS SUR L'EXPOSE IV

R. FAVRE : Votre interprétation n'est-elle pas très dépendante du choix de l'indice d'hétérogénéité ?

→C. GAUCHEREL : Absolument, c'est au modélisateur-spécialiste de choisir l'indice le plus adapté à l'analyse de son paysage. Pour cette raison, j'ai choisi un indice « générique » (l'hétérogénéité), mais il est bon d'étudier différents types d'indice de paysage.

Participant : La distance des mouvements d'un carabe est de quel ordre ? Importance de l'échelle pour le calcul de corrélation.

→C. GAUCHEREL : L'important est que le réseau de pièges couvre suffisamment l'espace pour « capter » efficacement la distribution des populations dans le paysage. L'hypothèse de continuité entre les pièges permet ensuite de pouvoir étudier cette distribution à plusieurs échelles, sans a priori sur celle qui est la plus pertinente.

Participant : Combien y a t'il de pièges ? N'y a t'il pas un risque d'artefact ?

→C. GAUCHEREL : 16*2 sur 4*4km².

Participant : Dans la mesure où 16 points sont considérés avec la méthode de calcul d'indicateur, on a une impression de fausse précision avec l'impression d'avoir plus d'information sur l'image.

→C. GAUCHEREL : Grâce à l'hypothèse de continuité, la carte finale est très proche d'une interpolation. C'est une hypothèse contraignante d'un point de vue écologique, mais qui est parfaitement justifiable puisque c'est le rôle que l'on prête à un réseau de pièges de couvrir efficacement la distribution de la population.

Participant : Avec le potentiel de Gibbs est-ce qu'on obtient qu'une seule solution ?

C. GAUCHEREL : Non, bien que l'on puisse se contenter d'une solution, j'ai réalisé des simulations Monte Carlo. On fait ensuite une moyenne de toutes ces simulations, de sorte qu'il n'y ait plus que deux contraintes de la dynamique paysagère : l'état initial et le potentiel de Gibbs.

J-P. TREUIL : Avez-vous pensé à rapprocher ces modèles de modèles de moment ?

→C. GAUCHEREL : J'ai voulu me rapprocher des processus écologiques plutôt que de considérer les travaux sur les indicateurs qui sont des analyses très globales, mal adaptées aux paysages agricoles ou forestiers.

J-P. TREUIL : Peut-on parler d'une simple astuce mathématique ou réellement d'une loi d'évolution du paysage assez générique pour l'évolution 2000-2050? Quel est le statut d'interprétation de cette constatation que cela fonctionne bien ?

→C. GAUCHEREL : On peut pousser assez loin l'analogie. Ce qui est très puissant dans Gibbs (et appréciable en physique statistique), c'est que l'on arrive avec une information locale à décrire une structure globale très efficacement, juste à partir d'informations sur les interactions entre parcelles. On peut aller jusqu'à une analyse thermodynamique du paysage qui est peut être une future piste de travail.

J. LEFUR : La démonstration est basée sur un objectif principal : maximiser l'hétérogénéité. Le critère me paraît très fort. En terme de processus à quoi cela correspond t'il ?

Quelle est la pertinence de trouver des règles générales sur l'hétérogénéité sachant qu'on se trouve à chaque fois dans un cas particulier ?

→ C. GAUCHEREL : Ce n'est qu'un exemple. Plutôt que d'augmenter l'hétérogénéité, on peut vouloir augmenter le nombre de cluster, le nombre de taches homogènes ou agréger les occupations du sol dans des lieux optimaux. On trouve des applications nombreuses à une telle approche, par exemple à l'INRA où certaines équipes travaillant sur la dispersion de gènes et cherchent à simuler une multitude de paysages plus ou moins hétérogènes. Ils cherchent à relier la structure du paysage à des mécanismes de colonisation/dispersion. C'est une approche méthodologique, voire théorique.

S. CARRIERE : Dans les discours actuels autour de la biodiversité on essaie de favoriser l'hétérogénéité dans les terrains de culture. Dans un paysage où l'hétérogénéité est maximale, on aura une diversité d'espèces forcément plus importante.

Participant de Toulouse : Pas forcément, il n'existe pas de règles de l'hétérogénéité. Certaines espèces d'oiseaux préféreront par exemple un milieu homogène, d'autres non.

Participant : En considérant un milieu hétérogène, on a cependant moins de chance de se tromper pour dire que cela permettra l'existence d'un plus grand nombre d'espèces avec des exigences écologiques variées qu'en choisissant un milieu homogène.

Participant : A priori il existerait un seuil au-delà duquel trop d'hétérogénéité provoquerait l'effondrement de la dynamique du système étudié donc ce choix n'est pas anodin. Une zone homogène peut jouer le rôle de refuge ou frontière.

→ C. GAUCHEREL : Concernant la neutralité du modèle de Gibbs, il existe différents degrés de neutralité. Il existe toujours une part d'écologie sous-jacente. On essaie d'être le plus neutre possible en utilisant une distribution de densité statistique estimée sur le paysage que l'on essaye de reproduire. On peut y mettre moins de neutralité et plus d'écologie avec notamment des phénomènes de colonisation, c'est un travail en cours.

F. LALOE : Peut-on définir la qualité d'hétérogénéité d'un paysage de manière neutre, c'est à dire hors espèces concernées et surtout hors paysans, qui contribuent à la construction de ce paysage ?

→ C. GAUCHEREL : Oui, c'est théoriquement possible grâce à des indices de type Shannon (dans une certaine mesure) ; on peut aussi modéliser à partir de fonctions aléatoires ou de processus écologiques connus. Un modèle plus neutre par exemple qu'une fonction écologique est une distribution de densités.

F. LALOE : Vous illustrez votre exposé sur une situation en Bretagne de mosaïque « cultures et villages », avant remembrement, donc sur une carte hyper homogène mais, le modèle est conditionné par un historique du paysage.

→ C. GAUCHEREL : Il est exact que l'histoire d'un paysage explique une grande part de sa structuration. Par contre, il est faux de penser que ce paysage breton est homogène, il est très hétérogène, avec une grande diversité d'éléments différents. Les cartes d'hétérogénéité sont donc très utiles pour les quantifier, si l'on oublie pas des les associer à leur niveau de confiance.

J.P. TREUIL : Première observation : le mot neutre me gêne également ; Seconde observation : Le « potentiel » est la manière dont se combinent les processus écologiques sous-jacents pour déterminer si cette combinaison est un artefact ou quelque chose de plus général, on se demande :

- *Dans quelles conditions cela se passe comme ça ?*
- *Dans quelles conditions cela ne se produit pas ?*

La question est de savoir si la métaphore physique est suffisamment explicative.

L'hétérogénéité est une forme de synthèse que l'on peut recroiser avec d'autres indicateurs et dont on peut expliciter les différentes manifestations ou configurations.

→ C. GAUCHEREL : Oui, intéressant.

G. VINCENT : Un indicateur de l'hétérogénéité spatiale est la biodiversité floristique. Le problème est que la pression d'échantillonnage est toujours insuffisante. Le protocole d'échantillonnage est décisif pour aboutir à une carte d'indicateurs d'hétérogénéité.

→ C. GAUCHEREL : Exact.

Références bibliographiques citées :

Burel, F., Baudry, J., 1999. Ecologie du paysage, Concepts, méthodes et applications. Ed.TEC & DOC, pp. 359.

Costanza, R., Voinov, A., 2004. Landscape simulation modeling. A spatially explicit, dynamic approach. Springer-Verlag, New York, Inc.

De Coligny, F., Ancelin, P., Cornu, G., Courbaud, B., Dreyfus, P., Goreaud, F., Gurllet-Fleury, S., Meredieu, C., Orazio, C., Saint-André, L., 2004. Capsis : Computer-Aided Projection for Strategies in Silviculture : Open architecture for a shared forest-modelling platform, IUFRO Working Party S5.01-04. A.G., Wust-Sancy, Harrison, British Columbia, Canada.

Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. Landscape ecology. John Wiley & sons, New York.

Gardner, R.H., O'Neill, R.V., 1991. Pattern, process and predictability: the use of neutral model for landscape analysis. In: Turner, M.G., Gardner, R.H. (Eds.), Quantitative methods in landscape ecology. Ecological studies.

Gaucherel, C., Giboire, N., Viaud, V., Houet, T., Baudry, J., Burel, F., 2004. A domain specific language for patchy landscape modelling: the brittany agricultural mosaic as a case study. Ecological Modelling In Press.

Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. Nature 404, 755-758.

Levin, R., 1970. ExtinctionsSome mathematical questions in biology. American Mathematics Society, 2, Providence, Rhode Island, pp. 77-107.

Mac Arthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. The theory of insular zoogeography. Princeton University Press.

Manel, S., Schwartz, M.K., Luikart, G., Taberlet, P., 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 189 - 197.

Stoyan, D., Stoyan, H., 1998. Non-homogeneous Gibbs process models for forestry- a case study. *Biometrical Journal* 5, 521-531.

With, K.A., 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology* 11, 1069-1080.