



HAL
open science

Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents

Romain Reulier

► To cite this version:

Romain Reulier. Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents. Géographie. Université de Caen Normandie, 2015. Français. NNT: . tel-01264723


HAL Id: tel-01264723

<https://hal.science/tel-01264723>

Submitted on 29 Jan 2016

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

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



Structure paysagère et dynamiques spatiales des
transferts hydro-sédimentaires
Approche par simulation multi-agents

Thèse présentée par
Romain Reulier
et soutenue publiquement le 4 décembre 2015

Membres du jury

M. Arnaud Banos	Directeur de Recherche CNRS (Rapporteur)
M. Etienne Cossart	Professeur des Universités, Université Lyon 3 (Examineur)
Mme Catherine Grimaldi	Directrice de Recherche INRA - SAS - Rennes (Rapporteur)
M. Daniel Delahaye	Professeur des Universités, Université de Caen Normandie (Directeur de thèse)
M. Cyril Fleurant	Professeur des Universités, Université d'Angers (Examineur)
M. François Laurent	Professeur des Universités, Université du Maine (Examineur)

DOCTORAT de L'UNIVERSITE DE CAEN NORMANDIE
Spécialité : Géographie physique, humaine, économique et régionale
(Arrêté du 7 août 2006)

Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires Approche par simulation multi-agents

Thèse présentée par
Romain Reulier

et soutenue publiquement le 4 décembre 2015

Membres du jury

M. Arnaud Banos	Directeur de Recherche CNRS (Rapporteur)
M. Etienne Cossart	Professeur des Universités, Université Lyon 3 (Examinateur)
Mme Catherine Grimaldi	Directrice de Recherche INRA - SAS - Rennes (Rapporteur)
M. Daniel Delahaye	Professeur des Universités, Université de Caen Normandie (Directeur de thèse)
M. Cyril Fleurant	Professeur des Universités, Université d'Angers (Examinateur)
M. François Laurent	Professeur des Universités, Université du Maine (Examinateur)

Sommaire

Remerciements	p5
Introduction générale	p9
Première partie : Contexte scientifique de la recherche. Constats et attentes.	p 15
Chapitre 1 : Les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles	p 17
Chapitre 2 : La modélisation appliquée au ruissellement érosif des sols. Etats de l'art.	p 55
Deuxième partie : Quantification et analyse des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires	p 80
Chapitre 3 : Choix d'un site d'étude et instrumentation	p 82
Chapitre 4 : Analyse des dynamiques des transferts hydro-sédimentaires	p 115
Troisième partie : Construction d'un modèle spatial	p 155
Chapitre 5 : Présentation des systèmes multi-agents et des données utilisées	p 157
Chapitre 6 : Développement d'un modèle multi-agents	p 185
Quatrième partie : Les SMA comme outils d'analyse des dynamiques spatiales des écoulements de surface	p 221
Chapitre 7 : Capacité de l'outil pour analyser les dynamiques spatiales d'écoulements	p 223
Chapitre 8 : Application du modèle à différents contextes paysagers	p 257
Conclusion générale	p 307
Références bibliographiques	p 315
Tables des figures	p 335
Tables des matières	p 343

Remerciements

Ce travail est l'aboutissement de quatre années de recherche réalisées au sein du laboratoire LETG-Caen Geophen. Quatre années de rencontres, de découvertes, de collaborations, de doutes mais surtout de plaisir. Parce que ce travail est loin d'être un projet personnel, je tiens ici, par ces quelques lignes à remercier toutes les personnes qui ont contribué à ce travail de thèse.

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement mon directeur de thèse, **Daniel Delahaye**, pour la confiance qu'il me témoigne depuis mon entrée en master. Ses précieux conseils, ses relectures et son soutien ont été très importants au cours de ces quatre années de recherches, tout comme les discussions diverses et variées, en français comme en anglais...

Je souhaite remercier **Arnaud Banos**, Directeur de Recherche CNRS à Paris et **Catherine Grimaldi**, Directrice de Recherche INRA à Rennes d'avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse. Je remercie également **Etienne Cossart**, Professeur à l'université de Lyon 3, **Cyril Fleurant**, Professeur à l'université d'Angers, et **François Laurent**, Professeur à l'université du Maine d'avoir accepté de participer à ce jury de thèse.

Ces quatre années de thèse ont pu être effectuées grâce à l'obtention d'une allocation de recherche MENRT (3 ans) et d'un contrat de 6 mois d'ATER à l'Université de Caen Normandie. J'en profite pour remercier **Philippe Madeline** et **Jean-Michel Cador**, directeur et directeur-adjoint de l'(ex) UFR de Géographie de Caen de m'avoir permis de dispenser mes premières heures d'enseignement. Enfin, j'ai pu terminer la rédaction de ce manuscrit grâce à un contrat d'un an à l'Université de Paris-Ouest Nanterre La Défense. Je remercie avec gratitude **Frédéric Landy** et **Elise Temple-Boyer** qui ont organisé mon service de façon à ce que je puisse terminer sereinement mon travail.

Ce travail de thèse a pu être réalisé dans *d'excellentes conditions* au laboratoire LETG-Caen Géophen. Je remercie son directeur **Olivier Maquaire** ainsi que l'ensemble de l'équipe avec qui les discussions et les échanges ont grandement contribué à mon cheminement scientifique. Je tiens ainsi à remercier chaleureusement **Anne-Julia Rollet** pour sa bienveillance et ses encouragements constants, **Jean-Michel Cador**, **Olivier Cantat**, **Stéphane Costa** et **Laurent Lespez** pour les discussions et les conseils. Je remercie aussi très chaleureusement **Robert Davidson** sans qui le laboratoire ne serait pas celui qu'il est. Nos très nombreuses sorties de "terrains" et les discussions qui les accompagnaient resteront des moments forts ! Après t'avoir eu quatre ans dans mon dos j'appréhende un peu mon prochain bureau...

Je tiens également à remercier tout particulièrement **Vincent Viel**, Maître de Conférences à l'Université de Paris 7, mais surtout doctorant le jour où tout timide j'ai débarqué dans la salle des doctorants pour lui demander son point de vue sur le doctorat et qu'il s'est gentiment retourné vers tous les doctorants du laboratoire pour dire "*eh dites y'a Romain qui me demande comment c'est une thèse...*". Au-delà de cette anecdote je le remercie pour ses conseils avisés et pertinents qui, du début du mémoire de master 1 à la toute fin de la thèse, m'ont éclairé sur le fonctionnement des hydrosystèmes normands et sur bien des choses encore.

Merci également à **Johnny Douvinet** pour les discussions et les conseils distillés au cours de la thèse et pour les relectures ces dernières semaines.

Merci à **Raphaël Chaussis**, animateur du *SAGE Evre-Thau-Saint-Denis*, grâce à qui j'ai pu découvrir d'autres hydrosystèmes tout aussi fragiles. Je remercie aussi **Yves Gabory**, directeur de *Mission Bocage*, de nous avoir mis en relation.

Je remercie **Samuel Corgne** qui m'a mis à disposition les données sur le bassin versant du Yar.

Merci aux membres du réseau MAP'S pour ces 2 X 1 semaine d'évasion sur les côtes Oléronaise en compagnie de millions d'agents inoffensifs. Je remercie particulièrement **Nicolas Marilleau** et **Frederic Amblard**, pour les discussions autour de la modélisation d'entités "boule d'eau".

Merci également à **Mahefa Rakotoarisoa**, pour les deux jours passés dans les locaux angevins d'LETG et pour les échanges constructifs autour des SMA appliqués à des processus hydrologiques.

Merci à tous ceux qui sont venus me donner un coup de main sous la pluie pour prélever des échantillons : **Amaury, Arthur, Axel, Baptiste, Candide, Mathieu, Robert, Simon, Thibaut**.

Merci à **Anne Breillot, Françoise Clouet, Alexandra Delamotte, Julien Frérot, Karine Hermand, Blandine Parey, Chantal Treangle** pour les aides diverses et variées apportées pendant ces quatre années.

A "MONSIEUR" **BLANPAIN Nicolas**, pour les conseils bibliographiques, pour la bonne humeur et les nombreuses discussions autour d'un café. Je le remercie aussi pour ses encouragements quand il me voyait errer dans les couloirs au cours de ces dernières semaines.

Je remercie aussi **Abdelkrim Bensaïd, Mohand Medjkane** et **Laetitia Birée** pour leur aide au cours de la thèse.

Un grand merci à **Mélanie** et **Zoé** des archives départementales du Calvados qui se sont si gentiment appliquées à fouiller les réserves pour me sortir des documents que jamais personne n'était venu lire.

A **Amaury Le Bret, Sofiane Ait Ahcene** et **Laurianne Vasseur**, pour les échanges autour des problématiques d'érosion des sols et de ruissellement érosif.

A la **promo AGIRE 2011** pour la super ambiance au cours du master 2 et pour vos encouragements durant ces quatre années.

Je tiens également à remercier très chaleureusement tous les doctorant(e)s côtoyés au cours de ces quatre années, sans vous il aurait sûrement été plus compliqué de mettre autant de cœur à l'ouvrage !! Merci à **Aline** et **Candide** pour vos encouragements et votre aide, à **Arthur, Augustin, Axel** et **Thibaut**, pour leur aide précieuse sur le terrain et leur bonne humeur quotidienne, merci aussi pour le coup de main ces derniers jours, à **Mathieu**, pour les milles et une questions lors des premiers mois de thèse, pour les centaines de mails professionnels échangés et pour les relectures ces dernières semaines. Merci à **Marie-Anne** pour son investissement dans ma recherche de poste d'ATER. Merci aussi à **Seb, Yann** et **Fanny**.

Parce que depuis toutes les années que je les côtoie je crois que je leur dois beaucoup, merci à **Aurel, Baptiste, Bud, Cescut, Charlène, Drilex, Fanny, Nico, Philippe, Karim, Stef & Stef**. Un merci particulier à **Yohann Rouvreau**, pour ses encouragements et pour tout le reste. A "mes fils" **Cyril** et **Flavien**...et à tous mes collègues de FT qui m'ont permis de concilier, pendant les trois ans de licence, études et job étudiant dans les meilleurs conditions, c'est sûrement grâce à cette opportunité que j'ai eu le courage d'aller plus loin. A **Tonton, Marco, Clément, Seb** et **Alex** du LETGA, date de mes débuts avec les "sciences de la nature". A **Ju** (qui l'eut-cru?), **Max, Popo** et **Raf**. Merci aux "massiens", **Anne-Marie, Emilie**,

Lucie, Rachelle, Romain, Stef, Tetelle et **Thibaut** pour ces nombreuses évasions nocturnes ces dernières années. Merci également à tous mes copains caennais, **Anaïs, Ben, Elodie, Guillaume, Mél, Nathan, Simon** et **Zoé** pour leurs encouragements et leur indéfectible soutien moral ces dernières semaines.

Merci aussi à mon armée de correcteurs qui se sont partagés l'ingrate tâche d'évacuer tous les immondiées orthographiques et grammaticales de ce manuscrit. Merci à **Ben, Blandine** et **Nickie**.

Je remercie également ma famille (je crois que j'ai pris un peu de retard sur certaines fêtes). Merci aussi à ma belle-famille et surtout à mes beaux-parents pour leurs encouragements et leur soutien.

Merci à mes **parents** qui m'ont toujours fait confiance et permis de faire les études que je souhaitais. Ils ne pensaient sûrement pas que cela se terminerait dix ans et quatre départements plus tard !!! Je remercie également **Catherine** et **Patrick**.

Bien sûr merci à **Elise** et **François** pour leurs encouragements et pour l'intérêt qu'ils ont toujours porté à mes études. Merci à **Zoé** et **Owen**, qui, sans le savoir, m'ont donné beaucoup de force.

Enfin, parce qu'elle a toujours su trouver les mots pour me remotiver, m'encourager et me conseiller, et parce que sans elle tout cela aurait été impossible, merci à **Nickie**. Maintenant que tout cela est fini, j'ai hâte d'être à demain...

A toi, là-haut ou ailleurs...

Romain

Introduction générale

❖ Contexte de recherche

L'érosion hydrique se définit par un ensemble de processus de mobilisation, de transfert puis de dépôt de matériaux arrachés aux couvertures pédologiques, sous l'effet de l'eau. Au sein de l'Union Européenne, les pertes en terre liées à l'érosion hydrique des sols sont estimées à 970 millions de tonnes par an (Panagos *et al.*, 2015). L'érosion est un processus certes naturel mais qui est exacerbé par les pratiques anthropiques. Les terres agricoles, qui couvrent 46,7 % du territoire européen, sont à ce titre les plus vulnérables avec 663 millions tonnes de terre érodées par an (Panagos *et al.*, 2015). Compte tenu des vitesses de formation d'un sol (estimées entre 0,3 et 1,2 t.ha⁻¹.an⁻¹ (Verheijen *et al.*, 2009)), celui-ci peut ainsi être considéré comme non renouvelable à l'échelle humaine.

Dans le nord-ouest de la France, si les processus de ruissellement érosif se forment sur les parcelles agricoles cultivées, les écoulements se poursuivent ensuite sur les versants et jusqu'au cours d'eau ce qui pose de nombreux problèmes environnementaux. En effet, les conséquences liées à ces transferts d'eau et de matières à travers les échelles de l'hydrosystème sont nombreuses, parfois spectaculaires mais souvent insidieuses :

- **sur les parcelles agricoles** : pertes en terre, pertes en éléments fertilisants, diminution de la teneur en matière organique, destruction des semis ;
- **sur les versants** : incisions plus ou moins profondes, atterrissement local de matières, coulées de boue ;
- **dans les cours d'eau** : pollution, fragilisation des écosystèmes aquatiques, de la ressource piscicole, colmatage des frayères, limitation de la pénétration de la lumière ;
- **à l'exutoire des bassins** : crues turbides, inondations, coulées de boues, envasement des estuaires.

Tous ces enjeux ont mobilisé la communauté scientifique depuis de nombreuses années et les travaux existants sont abondants (Mérot, 1978 ; Boiffin, 1984 ; Auzet, 1987a, 1987b ; Papy et Douyer 1988, 1991 ; Papy et Boiffin, 1988 ; Delahaye, 1992 ; Souchère, 1995 ; Gascuel-Oudou et Aourousseau, 1999 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Delahaye, 2002 ; Ombredane *et al.*, 2009). Parmi ces travaux, certains se sont attachés à quantifier ces processus à l'échelle de la parcelle (Auzet, 1987b ; Papy et Boiffin, 1988 ; Delahaye, 1992). D'autres se sont concentrés sur les budgets sédimentaires des cours d'eau à différentes échelles spatiales et temporelles (Laignel *et al.*, 2006 ; Lefrançois, 2007 ; Vongvixay, 2012 ; Viel, 2012). En revanche les dynamiques sédimentaires de versants, c'est-à-dire entre les zones de productions et le cours d'eau restent plus complexes à appréhender. Dans les bassins versants agricoles, ces écoulements de surface peuvent être influencés par la structure paysagère, notamment en contexte bocager. En effet, la présence de réseaux de haies, de fossés, de talus, de mares, etc. contraint la dynamique topographique des écoulements de surface et de subsurface (Carnet, 1979 ; Mérot, 1999 ; Souchère, 1995 ; Mérot *et al.*, 1998 ; Caubel-Forget et Grimaldi, 2000 ; Moussa, 2002 ; Bocher, 2005). Ces connaissances sont cependant fondamentales pour mieux comprendre les liens qui existent entre érosion dans les parcelles agricoles et transferts de sédiments dans les cours d'eau. Et ce, d'autant plus que les paysages, supports et "acteurs"

de ces processus évoluent au gré des pressions exercées par les sociétés. En effet, depuis la seconde moitié du 20^{ème} siècle, des changements importants et rapides ont affecté le secteur agricole et engendré la mise en place de nouveaux systèmes de production se matérialisant dans les paysages par l'agrandissement du parcellaire agricole, l'arrachage de haies, le comblement des chemins, la création de fossés, etc. (Benoit, 1982 ; Hervieux, 1993 ; Deffontaines, 2000 ; Diry, 2004). Toutes ces modifications paysagères ont exacerbé les processus de ruissellement et facilité la capacité des écoulements de surface à rejoindre les cours d'eau. **Dans ce contexte, mais aussi dans la perspective des changements climatiques qui devraient se traduire dans le nord-ouest de la France par un renforcement des cumuls pluviométriques en période hivernale (GIEC, 2007), c'est-à-dire quant les sols sont "à nu", s'interroger sur l'effet de la structure paysagère sur les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires jusqu'au cours d'eau apparaît essentiel à plusieurs titres.** 1) Pour identifier les entités du paysage dont le rôle de régulation des processus érosifs est indispensable. 2) Pour comprendre les mécanismes spatiaux des transferts qui s'opèrent entre les zones de production sédimentaire et les cours d'eau. 3) Pour anticiper et disposer d'outils capables de proposer des diagnostics sur la sensibilité des milieux et d'aider à une gestion concertée et cohérente des milieux agricoles.

❖ Objectif de recherche

Le travail vise à une meilleure compréhension des dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires rencontrés dans les petits bassins versants agricoles. Il s'agit plus précisément de comprendre la complexité de ces dynamiques induites par la structure paysagère. Plus spécifiquement, ce travail se focalise sur la capacité d'un paysage à interférer avec les processus de transferts. Le travail s'articule autour de 2 questions principales :

- **Comment la structure paysagère influence-t-elle le parcours de l'eau et du sédiment durant leur cheminement sur les versants ?**
- **Comment la modélisation peut-elle rendre compte de la complexité induite par la structure paysagère sur les transferts hydro-sédimentaires et en proposer non pas une vision simplifiée, mais au contraire une lecture qui révèle cette complexité ?**

Pour répondre à ces deux questions, plusieurs objectifs sont posés.

- **Identifier les dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires qui s'organisent en période de ruissellement entre les espaces de production et le cours d'eau.** Il s'agira de mettre en place un travail de quantification des flux d'eau et de sédiments qui transitent sur un bassin versant au cours d'un épisode de ruissellement. Pour mieux appréhender ces dynamiques, l'approche se déclinera en deux phases.

- Dans la première, l'objectif sera de pister le ruissellement, depuis les zones de production jusqu'au cours d'eau pour évaluer sa capacité à "voyager" au sein de l'hydrosystème. Cette première approche devrait nous permettre de statuer sur le rôle des entités d'un paysage pour favoriser ou empêcher les sédiments produits sur le bassin de rejoindre le cours d'eau.
- La seconde approche, consistera à mettre en place un réseau de mesure à différentes échelles spatiales (groupe de parcelle, tête de bassin, bassin versant) afin de pouvoir mesurer avec finesse les volumes d'eau et de sédiments transitant sur les versants.

Cette première approche vise ainsi à mieux comprendre le fonctionnement des phénomènes de ruissellement et de transferts hydro-sédimentaires propres aux petits bassins versants agricoles tels qu'on les rencontre dans le nord-ouest de la France. Ce travail s'articulera autour d'une démarche géomorphologique et cartographique et fera appel à des compétences en métrologie et instrumentation.

- **Développer un outil de modélisation capable de rendre compte de ces dynamiques avec justesse.** Cet objectif est décliné en plusieurs axes :

- Il s'agit de développer un outil capable **d'isoler le rôle de la structure paysagère** sur le parcours des écoulements de surface ;
- S'interroger sur une méthode de représentation dynamique des interactions spatiales entre processus et paysage ;
- Réfléchir aux données nécessaires à intégrer dans l'outil de modélisation ;
- S'assurer que l'outil soit capable de porter des diagnostics dans différents contextes morpho-paysagers.

Cette seconde phase doit permettre de s'interroger sur les méthodes de modélisation de phénomènes naturels. Ce travail combinera des savoirs et des méthodes autour des concepts de simulations, d'analyse spatiale, et de systèmes complexes.

Ce travail de thèse présente donc une double entrée. Une entrée thématique avec pour finalité une meilleure compréhension des processus de transferts hydro-sédimentaires en période de ruissellement au sein de petits bassins versants agricoles fortement anthropisés. Une entrée méthodologique avec une réflexion autour de la modélisation de processus naturel. Ce travail s'insère donc au cœur des réflexions sur les relations Nature/Société. Cependant, plus qu'une étude à double entrée, ce travail est avant tout une recherche dans laquelle les imbrications méthodes/thématiques et terrain/modélisation sont fortes et se nourrissent les unes des autres.

❖ **Structuration de la thèse**

Le présent manuscrit se structure en **quatre parties, subdivisées en huit chapitres** (fig. I.1)

La **première partie vise à présenter le contexte général de la recherche**. Dans un **premier chapitre**, l'objectif est de montrer les connaissances scientifiques actuelles sur la problématique de ruissellement érosif, de transferts hydro-sédimentaires et d'interactions entre ces processus et le paysage. Le **second chapitre** s'attachera à présenter les outils de modélisation existants. Cette synthèse aura pour but d'identifier les outils actuels, leurs intérêts et leurs limites pour notre approche. Le chapitre se terminera par une présentation de nos objectifs en matière de modélisation.

La **seconde partie s'intéressera aux dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires qui s'organisent au sein des petits bassins versants en période de ruissellement**. Dans le **chapitre 3**, il s'agira de présenter le site d'étude sur lequel la démarche méthodologique de terrain a été mise en place. Ce chapitre détaillera également l'approche méthodologique au travers d'une présentation des outils de mesure utilisés, de la démarche employée pour quantifier efficacement les variabilités de flux d'eau et de sédiment. Le **chapitre 4** commencera par une présentation des différents épisodes de

ruissellement suivis. Il s'agira d'exposer les données hydro-climatiques et de discuter de la représentativité des différents épisodes. Ensuite, le propos s'attardera sur les résultats du travail de quantification et aboutira à une synthèse s'attachant à souligner les variabilités spatiales et temporelles des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires.

La **troisième partie est entièrement consacrée au travail de construction de l'outil de modélisation**. Le **chapitre 5** a pour objectif de s'interroger sur les données utilisées en entrée du modèle. Pour cela, une présentation détaillée des différentes données devant être mobilisées sera exposée. Celle-ci permettra d'évaluer le rapport qualité/résolution/intérêt pour notre outil de simulation. Le **chapitre 6** est dédié à la construction du modèle. Chacune des étapes et des choix opérés seront présentés.

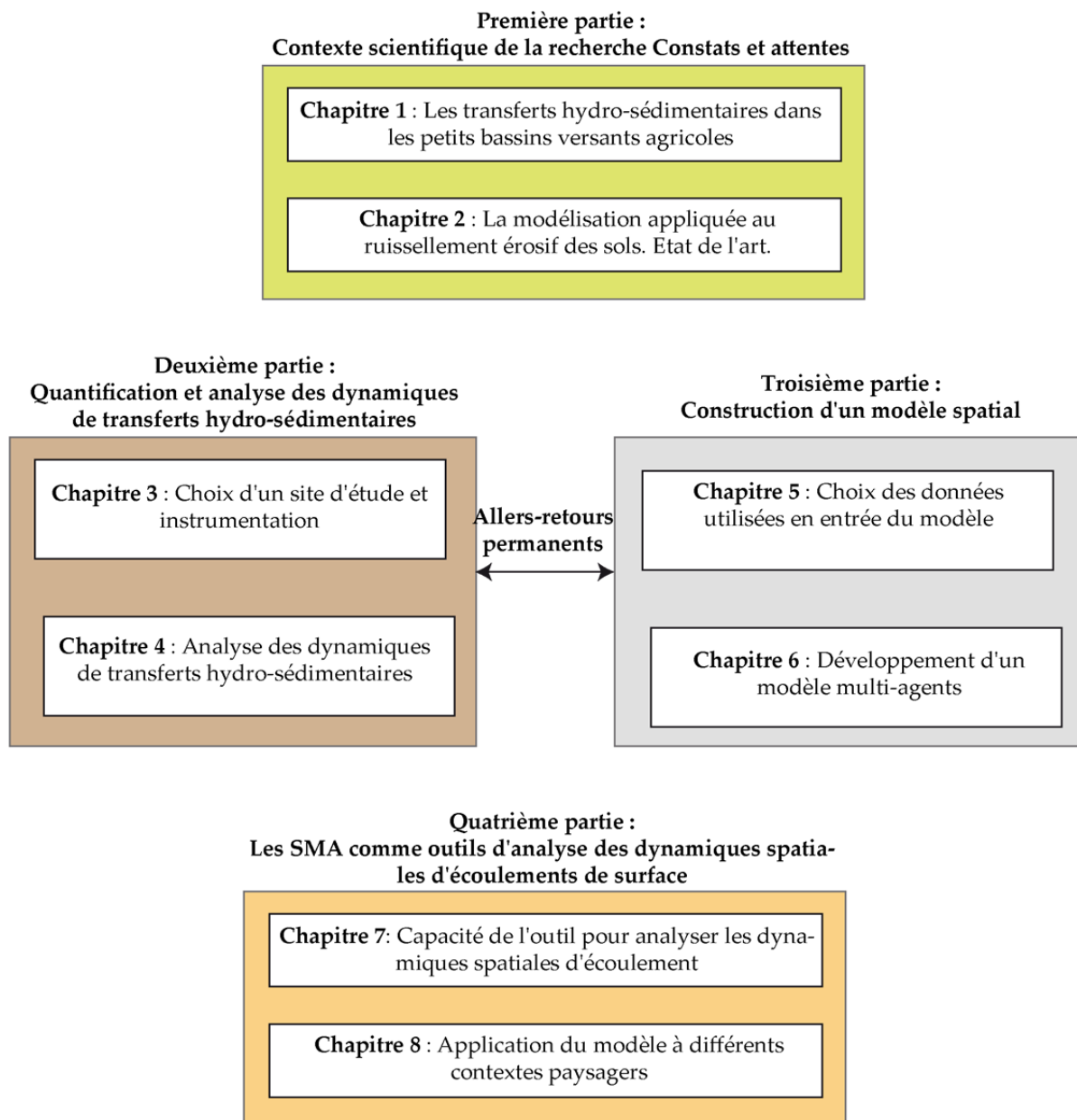


Figure I.1 : Structuration de la thèse

Dans une **quatrième et dernière partie**, le modèle développé est utilisé comme **outil d'investigation pour mieux appréhender les effets de la structure paysagère sur les dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires**. Dans le **chapitre 7**, le modèle créé est expérimenté sur la zone d'étude, afin d'évaluer son domaine d'application et de validité. L'objectif est également de construire des indices pour caractériser les effets des linéaires (haies, fossés, etc.) sur les dynamiques spatiales d'écoulement. A la fin du chapitre, un regard spécifique sera porté sur les potentialités du modèle en matière d'aménagement et de production de documents d'aide à la décision. Dans le **dernier chapitre**, l'objectif est de souligner la généralité du modèle développé. Pour cela, deux études seront présentées. Tout d'abord une approche historique avec une étude sur les conséquences de la transformation des paysages en lien avec l'évolution de l'agriculture sur la connectivité au cours d'eau. Puis, un essai de transposition du modèle à plusieurs bassins aux contextes morpho-paysagers différents afin de tester sa généralité.



Première partie

Contexte scientifique de la recherche

Constats et attentes

Chapitre 1 : Les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles

Chapitre 2 : La modélisation appliquée au ruissellement érosif des sols. Etat de l'art.

Chapitre 1

Les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles

Sommaire

- 1) Processus de ruissellement érosif : un phénomène multiscalair.....p 19
 - 2) Enjeux associés aux processus de ruissellement érosif.....p 25
 - 3) Le paysage comme support des processus.....p 29
 - 4) De la structure paysagère aux interactions hydrologiques.....p 47
-

Introduction

Les transferts hydro-sédimentaires correspondent aux flux d'eau et de sédiments qui s'écoulent, depuis les zones de production de ruissellement, jusqu'aux embouchures des cours d'eau. Dans les hydrosystèmes de faible énergie¹, tels qu'on les rencontre dans le nord-ouest de la France, les dynamiques de transferts de versant sont particulièrement impactées par les éléments du paysage. En effet, si le climat, le sol et le relief sont les facteurs premiers dans les processus de ruissellement érosif, l'ensemble des entités paysagères (parcelles cultivées, haies, chemins, mares, etc.) a une influence sur le parcours des transferts hydro-sédimentaires.

L'objectif de cette première partie est de présenter les processus de ruissellement érosif rencontrés dans les bassins versants agricoles du nord-ouest de la France en insistant sur l'impact des éléments du paysage. Majoritaires dans les hydrosystèmes du nord-ouest de la France, seuls les transferts de matières en suspensions à la surface des sols seront abordés.

Pour cela, les processus de ruissellement érosif, observés dans les hydrosystèmes de faible énergie seront présentés. Il s'agit dans un premier temps de montrer comment, depuis la mise en place d'un excès hydrique jusqu'à l'alimentation du cours d'eau en sédiments, les processus s'organisent dans les bassins. Les différentes conséquences socio-économiques associées à cette problématique seront ensuite évoquées afin de mettre en évidence l'importance des enjeux d'une bonne gestion de ces processus. Ensuite, le rôle des entités paysagères sur ces processus sera exposé en vue de montrer leurs conséquences sur les dynamiques hydro-sédimentaires.

¹ < 35 W/m². 76 % des cours d'eau du bassin Seine-Normandie ont une puissance spécifique inférieure à 75 W/m² et 48 % ont une puissance spécifique inférieure à 15 W/m² (base de données SYRAH).

1. Processus de ruissellement érosif : un phénomène multiscalaire

Les processus de ruissellement érosif sont contrôlés par quatre grands facteurs qui font aujourd'hui consensus au sein de la communauté scientifique : le climat, le sol, le relief et l'occupation du sol (fig. 1.1) (Wischmeier et Smith, 1978 ; King et Le Bissonnais, 1992 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Le Gouée et Delahaye, 2008).

4 variables de contrôle

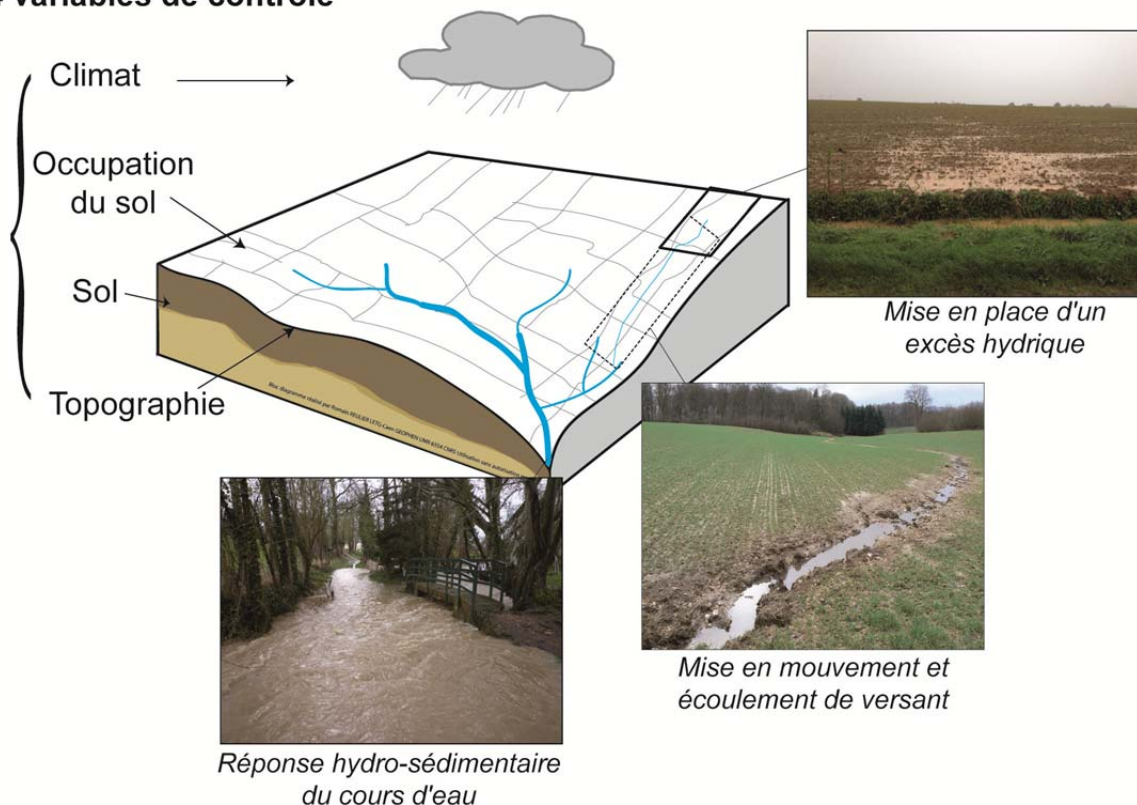


Figure 1.1 : Processus de ruissellement érosif dans les bassins versants

1.1 De la mise en place d'un excès hydrique...

Les conditions de genèse du ruissellement de surface sont aujourd'hui bien établies (Boiffin, 1984 ; Auzet, 1987a, 1987b ; Boiffin *et al.*, 1988 ; Govers *et al.*, 1990 ; Papy et Douyer 1988, 1991 ; Papy et Boiffin, 1988 ; Delahaye, 1992, 1996 ; Souchère *et al.*, 1998, Le Bissonnais, 1988 ; Le Bissonnais et Le Souder, 1995 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Le ruissellement se met en place dès lors que l'eau de pluie ne peut plus s'infiltrer dans un sol et se met à s'écouler à sa surface en emportant les particules de terre et de substances associées. Ce refus d'infiltration de l'eau par le sol apparaît soit lorsque la pluie tombe sur une surface partiellement ou totalement saturée (ruissellement par saturation), soit lorsque l'intensité des précipitations est supérieure à la vitesse d'infiltration du sol (ruissellement "hortonien") (fig. 1.2).

Le ruissellement généré à partir de surfaces saturées se forme lorsque le sol (ou plutôt la porosité du sol) est saturé en eau. La saturation apparaît d'abord en profondeur au niveau d'une surface imperméable (roche-mère ou niveau de faible perméabilité (semelle de labour par exemple)) puis gagne l'horizon superficiel du sol (Beven et Woods, 1983 ; Beven *et al.*,

1988 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 1998, 1999 ; Bravard et Petit, 2000 ; Mérot *et al.*, 2003 ; Cosandey et Robinson, 2012). Le ruissellement observé à la surface provient alors : - soit de l'eau exfiltrée en bas de pente au niveau de la zone saturée (effet de chasse), - soit de l'apport des précipitations tombant directement sur les zones saturées. La capacité de la réserve utile des sols conditionne la mise en place de la saturation en fonction des cumuls pluviométriques antécédents. La sensibilité à la saturation est ainsi importante sur les sols peu épais développés sur un substrat imperméable, tels qu'on les rencontre dans le massif Armoricaïn (Delahaye, 1992 ; Viel, 2012 ; DREAL, 2014), sur les sols humides et sur les parcelles agricoles présentant une semelle de labour imperméable.

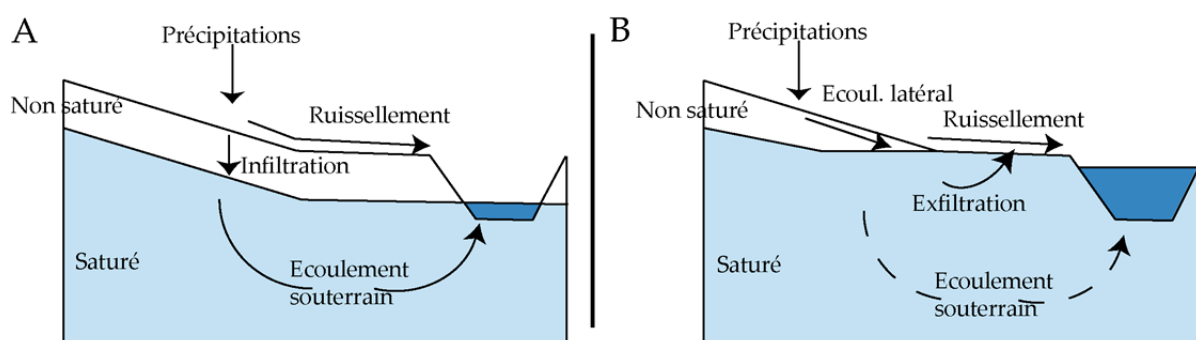


Figure 1.2 : Processus de ruissellement (A) Ruissellement de surface par déficit d'infiltration ; (B) Ruissellement par saturation de bas de versant

Le ruissellement hortonien se produit lorsque l'intensité des pluies dépasse la vitesse d'infiltration des sols (Horton, 1933). Il apparaît donc sur des sols faiblement perméables, soit en raison de leurs caractéristiques intrinsèques (cas des sols marneux ou argileux par exemple), soit parce que les sols ont été compactés (passages répétés d'engins agricoles, chemins agricoles, zones de concentration des troupeaux, etc.), soit du fait de la formation d'une croûte de battance dans les parcelles cultivées. La formation d'une croûte de battance sur les sols agricoles cultivés a fait l'objet de nombreuses recherches (Boiffin, 1984, Boiffin et Monnier, 1986 ; Papy et Douyer, 1991 ; Le Bissonnais et Le Souder, 1995; Le Bissonnais *et al.*, 1996 ; Le Bissonnais et Gascuel-Oudoux, 1998). Elle résulte de l'impact répété des gouttes de pluie qui provoquent un tassement du sol, un éclatement des agrégats et une redistribution des particules en surface, qui favorisent la "fermeture du sol" et donc une diminution de sa perméabilité (Boiffin et Monnier, 1986 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Dans ce processus, l'érosivité d'une goutte de pluie est proportionnelle à son énergie cinétique et il existe une corrélation positive entre énergie cinétique et taille d'une goutte de pluie (Delahaye, 1992), en d'autres termes, les pluies les plus intenses ont la plus forte énergie. La formation d'une croûte structurale est la première étape de la dégradation du sol, ensuite "le ruissellement diffus commence à se produire, entraînant des particules de sol dans les micro-dépressions de la topographie [...] renforçant l'imperméabilisation du sol" (Boiffin, 1984), formant ainsi une croûte sédimentaire dite de battance. Si certains sols sont capables d'infiltrer entre 30 et 60 millimètres d'eau à l'heure, la fermeture du sol par le développement d'une croûte de battance peut limiter leur capacité d'infiltration à 1 millimètre par heure maximum (fig. 1.3). Dès lors que cette croûte est développée, et tant que les cultures en place ne sont pas suffisamment couvrantes pour limiter l'impact érosif de la pluie et permettre l'interception, des processus de ruissellements érosifs peuvent être observés à chaque épisode pluvieux (quelle que soit leur intensité). En effet, bien que sous le climat océanique tempéré qui caractérise l'ouest de la France, la majorité des intensités de pluie est inférieure à 4 mm/h, la

survenue d'un épisode pluvieux, même de faible intensité, sur un sol battant peut suffire à produire un excès hydrique.

Les sols limoneux sont particulièrement sensibles à la formation d'une croûte de battance notamment si la teneur en argile est inférieure à 15%. Mais plus globalement la diminution du taux de matière organique² actuellement observée dans les sols cultivés tend à fragiliser la stabilité structurale des sols et à augmenter la vulnérabilité des sols face à l'action érosive de la pluie.

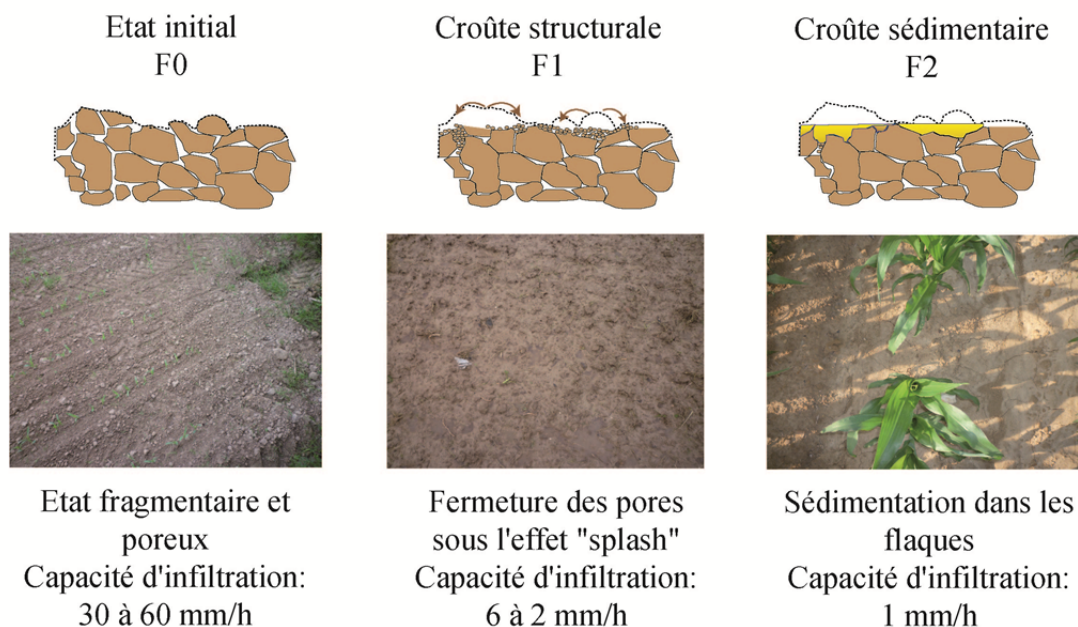


Figure 1.3 : Stades de la formation d'une croûte de battance (d'après Boiffin, 1984)

1.2 ...à l'écoulement sur les versants

Un fois l'excès hydrique formé à la surface du sol³, pour qu'il y ait ruissellement il faut que cette eau circule. Cette mise en mouvement de l'eau va être conditionnée par la pente (variable topographique). La capacité érosive du ruissellement va être fonction du "*poinds spécifique de l'eau, de l'épaisseur moyenne de la lame d'eau et de la pente locale*" (Bravard et Petit, 2000). Si la contrainte de cisaillement induite par ces trois facteurs dépasse la résistance du sol, alors le processus d'arrachement des particules du sol commence. Dans les espaces agricoles, deux formes principales d'écoulement peuvent être distinguées : ruissellement diffus ou concentré.

Le ruissellement s'organise d'abord de façon diffuse, le film d'eau qui s'écoule est alors trop faible pour être vraiment érosif et il ne fait que "nettoyer le sol" en emportant les particules les plus fines. Ensuite, "*au hasard des irrégularités dans la cohésion des sols, des irrégularités topographiques, souvent créées par les pratiques culturales, et des cheminements imposés par la végétation*" (Bravard et Petit, 2000) les écoulements peuvent se concentrer (Papy et

² Que l'on estime aujourd'hui à moins de 1,5% dans les parcelles cultivées.

³ L'excès d'eau apparaît une fois que les besoins en eau du sol (RU, dépressions superficielles) et des végétaux (évapotranspiration) sont satisfaits ou lorsqu'une croûte de battance est en place.

Douyer, 1991 ; Souchère, 1995). Ce ruissellement linéaire et concentré peut inciser⁴ le sol sur plusieurs centimètres (voire mètres) de profondeur. L'incision du sol n'est cependant pas systématique sur les pentes inférieures à 6% et reste intrinsèquement lié à la texture, à la compacité du sol et à l'état hydrique du sol (Govers *et al.*, 1990).

Au-delà de la topographie, c'est la morphologie du relief combinée au volume d'eau qui va conditionner la concentration des écoulements et l'incision du sol dans les parcelles agricoles. Différentes formes d'incision peuvent être différenciées : des griffures quand la largeur (L) et la profondeur (P) de l'incision sont inférieures à 10 cm, des rigoles (L et P < 50 cm) et des ravines (L et P < 1 mètre) (fig. 1.4).



Figure 1.4 : Forme d'incision du sol: rigole (à gauche, Lingèvres (14)) et ravine (à droite, Seine-Maritime)

Sur les versants, si la topographie (pente et morphologie) et la pédologie déterminent la forme des écoulements à la surface du sol, l'organisation des modes d'occupation des sols dans l'espace va aussi être un facteur important (Souchère, 1995 ; Delahaye, 2002 ; Delahaye *et al.*, 2010 ; Souchère *et al.*, 2003 ; Douvinet, 2008a ; Viel, 2012 ; Viel *et al.*, 2014a).

En effet, les différents modes d'occupation du sol sur les versants définissent une sensibilité plus ou moins prononcée vis-à-vis du ruissellement érosif. L'alternance de surfaces cultivées et enherbées, de tailles et de morphologies semblables, favorise l'infiltration dans les surfaces enherbées des eaux de ruissellement issues des surfaces cultivées. A l'inverse, les grandes parcelles contigües et uniformément cultivées forment de vastes impluviums potentiellement ruisselant. A cette rugosité du paysage⁵, la présence de réseaux linéaires, tels que les routes, les haies et les fossés, ajoute une autre forme de rugosité dans les têtes de bassins et sur les versants. Ces linéaires peuvent en effet influencer de manière significative les écoulements de surface en les concentrant, en les déviant ou en les stoppant (Mérot, 1978 ; Sebbab, 2000 ; Jones *et al.*, 2000 ; Moussa *et al.*, 2002 ; Duke *et al.*, 2003 ; Carlier et De Marsily, 2004 ; Viaud, 2004 ; Branger, 2007 ; Wohlfahrt *et al.*, 2010 ; Viel, 2014a). De par leur diversité, les modes d'occupation du sol complexifient la lecture uniquement topographique des écoulements.

Ainsi, si la topographie est une variable essentielle commandant les écoulements de versant depuis les parcelles ruisselantes jusqu'aux cours d'eau, l'organisation spatiale des

⁴ Le dépassement du seuil critique d'incision du sol se fait au-delà de 3cm/s (Savat, 1980 ; Govers, 1985).

⁵ On parle ici de la rugosité induite par les parcelles agricoles.

modes d'occupation des sols (parcelles cultivées, haies...) est un facteur tout aussi fondamental. **L'objectif de ce travail de recherche est précisément d'analyser et de mieux comprendre le rôle des éléments du paysage sur les processus de ruissellement érosif.**

1.3 Prise en charge et évacuation par les cours d'eau

Dans les bassins versants, la relation entre le triptyque précipitation-ruissellement-écoulement de crue n'est pas aisée à établir. Si les processus de ruissellement de surface alimentent les débits de crues (bien que l'hétérogénéité des conditions d'infiltrations sur les versants peut amener à déconnecter hydrologiquement certaines surfaces) il n'existe pas de relation directe entre précipitation, ruissellement et écoulement. Cette absence de relation pose le problème des relais et des changements d'échelles (Cosandey et Robinson, 2012) qui complexifient la réponse hydrologique d'un bassin à une sollicitation pluvieuse ; et il existe du ruissellement sans crue et des crues sans ruissellement de versant (Cosandey et Robinson, 2012).

Formalisé par Schumm en 1977, le concept de système fluvial définit les relations entre un cours d'eau (débits liquides et solides) et les dynamiques de son bassin versant (Schumm, 1977 ; Lespez, 2012). L'évacuation des débits liquides et solides produits dans le bassin versant est "l'activité naturelle" d'un cours d'eau. Dans le nord-ouest de la France, région de plaines et de plateaux aux reliefs peu marqués, les débits solides correspondent principalement aux particules fines évacuées par solution et suspension. En effet, du fait de leurs faibles puissances spécifiques, les cours d'eau ne disposent pas de forces tractrices suffisantes pour transporter des sédiments plus grossiers (Viel, 2012). La dynamique de ces flux solides n'est pas linéaire dans le temps et l'espace. Tous les sédiments érodés sur les versants ne sont, en effet, pas immédiatement exportés du bassin et peuvent séjourner plus ou moins longtemps dans les compartiments de l'hydrosystème. La relation qui lie concentration de matières en suspension ([MES]) et débit est ainsi complexe (Williams, 1989). De nombreuses recherches ont été menées sur cette question (Wood, 1977 ; Williams, 1989 ; Googwin *et al.*, 2003 ; Zabaleta *et al.*, 2007) et des outils capables de quantifier les transferts de matières en suspensions ont été développés (Walling et Teed, 1971 ; Gebhart *et al.*, 1998 ; Phillips *et al.*, 2000 ; Russel *et al.*, 2001 ; Steegen *et al.*, 2000 ; Birgand *et al.*, 2004). Ces recherches ont permis de mettre en évidence la non-linéarité des taux d'érosion enregistrés en passant des échelles locales (parcelles agricoles) aux échelles globales (exutoire d'un bassin versant) (Walling, 1983) et de mieux appréhender les dynamiques actuelles des transferts sédimentaires (identification des sources et mise en évidence d'une saisonnalité des transferts).

Williams (1989) identifie cinq types de relation entre concentration en MES et débit. Le premier type de relation est dit "univoque", les évolutions de concentration en MES et des débits sont alors synchrones (fig. 1.5a). Cette relation, quasi linéaire, peut être parfaitement synchronisée ou légèrement déphasée (Williams, 1989). Williams (1989), repris par d'autres auteurs (Lenzi et Marchi, 2000), montre que les sédiments exportés au cours d'une crue univoque proviennent du chenal ou de surfaces jouxtant le cours d'eau. Par ailleurs, l'étude de ces relations univoques montre que le stock de sédiments mobilisés est soit non limitant (tant que le débit augmente, la "fourniture" en sédiment est possible), soit épuisé (le stock sédimentaire est épuisé au moment même où la décrue s'amorce) (Lefrançois, 2007 ; Viel, 2012). Le second type de relation est dit à "hystérésis horaire", la relation [MES] - débit forme une boucle dans le sens des aiguilles d'une montre et s'observe lorsque le pic de MES

précède le pic de crue (fig. 1.5b). Cette relation traduit un stock sédimentaire proche du cours d'eau mais limitant (le débit augmente alors que la charge en MES diminue) (Wood, 1977 ; Walling et Teed, 1971 ; Williams (1989) ; Lefrançois, 2007). Troisième type de relation, les "hystérésis antihoraires" caractérisent une relation dans laquelle le pic de concentration en matière en suspension arrive après le pic de crue (fig. 1.5c). Plus rare et à dynamique indéterminée, cette relation traduit une alimentation en matière en suspension issue des processus de ruissellement de versant lointain ou d'une pluie survenant en fin de crue et qui réactive le système hydro-sédimentaire (Williams, 1989 ; Asselman, 2000 cité par Viel, 2012). Deux autres types de relations ont été présentés par Williams, l'une présentant des caractéristiques combinant relations univoques et à hystérésis, l'autre formant « un huit » (fig. 1.5d) (Williams, 1989).

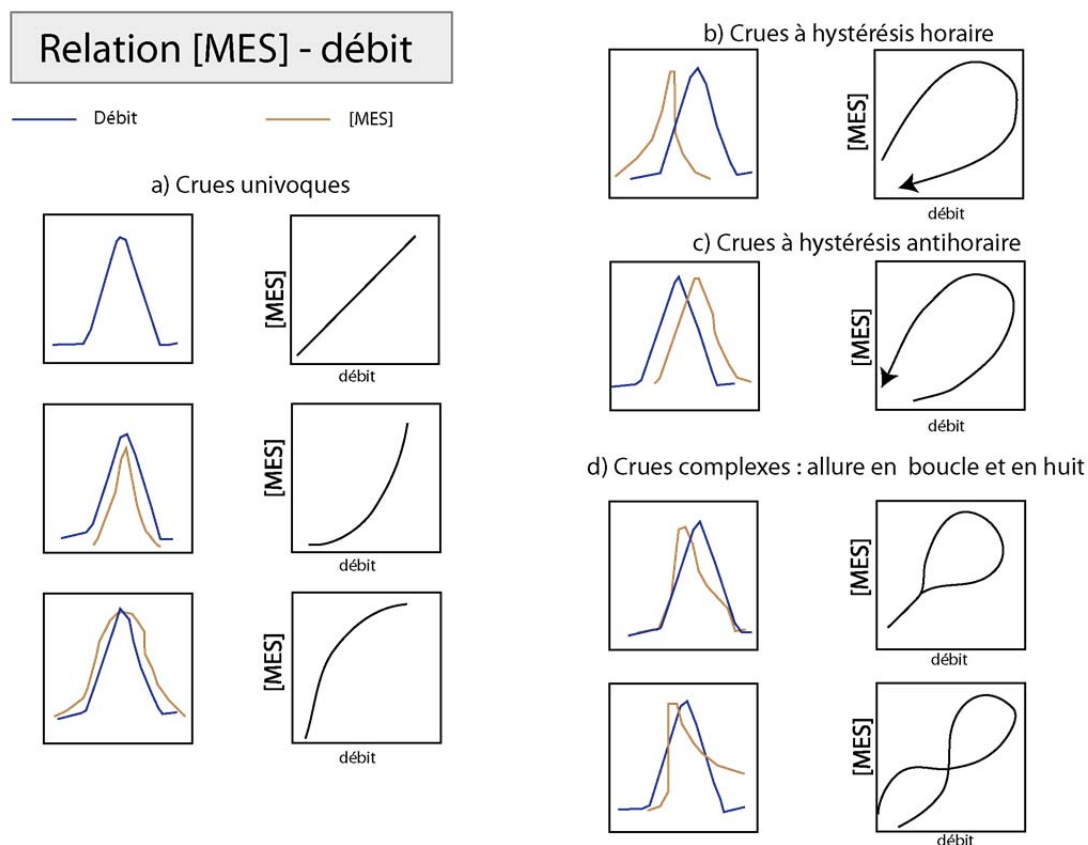


Figure 1.5 : Typologie des relations entre concentrations en MES et débits durant les crues (d'après Williams, 1989)

Ainsi, le jeu des stockages et déstockages sédimentaires interroge sur la dynamique et le parcours des sédiments dans les bassins versants. Ces dynamiques de transferts sont peu évidentes à appréhender dans les petits hydrosystèmes de faibles énergies du fait de la prégnance de l'occupation du sol. En effet, si les facteurs premiers qui influencent les transferts et bilans sédimentaires sont les caractéristiques du climat, du sol et du relief, l'occupation du sol va conditionner le parcours des écoulements entre les parcelles agricoles et les cours d'eau. **Ainsi, appréhender le parcours des écoulements à la surface des bassins versants agricoles passe par une bonne compréhension du rôle de la structure paysagère.**

2. Enjeux associés aux processus de ruissellement érosif

Les enjeux associés à la problématique de l'érosion, du ruissellement et des transferts hydro-sédimentaires sont nombreux et multiscales. Il s'agit ici de les présenter en conservant l'emboîtement d'échelles utilisé précédemment, de la parcelle à l'exutoire.

2.1 Impacts dans les parcelles agricoles : les dégâts conséquents pour l'activité agricole

Dans les parcelles agricoles, la **perte en sol** est la première forme de dégradation dont les effets, à terme, peuvent être catastrophiques dans la mesure où l'on estime qu'il faut en moyenne 50 ans pour qu'un centimètre de sol se développe. Le sol est donc considéré comme une ressource naturelle non renouvelable à l'échelle humaine. En France, faute de législation globale et cohérente, l'utilisation des sols et la préservation de leur qualité sont indirectement et incomplètement pris en compte par le biais de législation sur l'air, les déchets ou l'eau (Citeau *et al.*, 2008 ; Delahaye et Le Gouée, 2008).

L'érosion des sols occasionnent également une **diminution de la fertilité**. Cette diminution de la fertilité a deux conséquences :

- Une baisse de la production de la matière organique, cette dernière jouant sur la bonne stabilité structurale des sols, sa disparition tend à réduire la résistance des sols à l'érosion.
- La diminution de la fertilité, liée à la perte de la diversité biologique du sol (ressource nutritive pour les plantes (Citeau *et al.*, 2008)), est compensée par des apports d'engrais qui ont un coût humain et financier pour l'agriculteur et dont les conséquences environnementales sont discutées.

La perte en sol se traduit également par une **diminution de la réserve utile** des sols, et donc d'une augmentation de la réactivité des sols aux sollicitations pluvieuses.

L'érosion diffuse, présentée précédemment (1.2), est particulièrement insidieuse et donc redoutable dans la mesure où son travail et ses conséquences sont imperceptibles à l'œil nu. La concentration des écoulements permet en revanche l'apparition de formes plus marquées telles que les rigoles et les ravines qui entraînent des pertes en sol ponctuellement importantes. En plus de la perte en terre, ces formes linéaires sont une **gêne pour le passage des engins agricoles**, même si la robustesse des engins actuels tend à limiter cette contrainte. Malgré la puissance des machines actuelles celles-ci restent cependant incapables de franchir les ravines les plus profondes et obligent l'agriculteur à modifier son travail du sol, donc à augmenter son temps de travail et par conséquent les coûts de production (Le Bissonnais *et al.*, 2002).

La **destruction des semis** dans les zones érodées est une autre forme de dégradation. La formation de rigoles et de ravines favorise en effet le déchaussement et l'arrachage des plants impactant directement la production. A la faveur d'une haie ou d'une fascine (fig. 1.6), les sédiments arrachés à l'amont sont déposés en bas de parcelles et ensevelissent les semis et jeunes plants. En plus de l'ensevelissement et donc la perte directe de production, Le Bissonnais *et al.* (2002) évoque des cas de surdosage en engrais et produits de traitements liés à ces accumulations sédimentaires. Néanmoins, en favorisant le dépôt des particules sédimentaires, les linéaires de haies et de talus freinent l'exportation de sédiments vers le

cours d'eau et limitent la diffusion des polluants. Ce qui permet de restreindre les impacts à l'échelle de la parcelle agricole (les sédiments pourront alors être redistribués dans la parcelle comme cela se fait dans beaucoup de vignobles).



Figure 1.6 : Accumulation sédimentaire en bas de parcelle liée à la présence d'une fascine (à gauche) ou d'une haie (à droite)

2.2 Impacts sur les versants et dans les cours d'eau

Générés sur les parcelles agricoles, les écoulements peuvent être exportés de ces dernières, s'écouler sur les versants puis rejoindre les cours d'eau. L'apport de matières en suspension dans les cours d'eau est néfaste pour plusieurs raisons :

- **Pollution :** fixés sur les particules sédimentaires, les polluants (phosphates, azote, pesticides, métaux lourds, etc.) présents dans les produits de traitements (herbicides, fongicides, etc.) épandus par les agriculteurs sur les parcelles cultivées, sont également exportés avec les écoulements (Gascuel-Odoux et Arousseau, 1999 ; Laurent, 2006). D'une pollution que l'on peut qualifier de "locale" (sur les parcelles agricoles) la contamination peut être diffusée à travers toutes les échelles de l'hydrosystème (fig. 1.7), altérant ainsi la qualité physico-chimique des eaux (Ryther et Dunstan, 1971 ; Wood et Armitage, 1997 ; Johnes et Hodgkinson, 1998 ; IFEN, 2006).
- **Augmentation de la turbidité.** En se retrouvant dans les cours d'eau, les sédiments limitent la pénétration de la lumière dans l'eau altérant la qualité biologique des eaux. Certains rejets (fig. 1.8) très turbides peuvent dégrader, au moins ponctuellement, fortement la qualité des eaux.
- **Colmatage des frayères.** Le dépôt de particules sédimentaires dans le fond des cours d'eau tend à colmater les frayères, ce qui pose des questions sur le maintien de la vie aquatique (Malcolm *et al.*, 2003 ; Acolas *et al.*, 2008 ; Ombredane *et al.*, 2009).



Figure 1.7 : Pollutions observées dans différents réseaux de fossés (Lingèvres, 14)



Figure 1.8 : Rejet turbide provenant de ruissellement de versant (Lingèvres, 14)

2.3 Conséquences aux exutoires des bassins sensibles

A l'exutoire des bassins versants, la manifestation la plus violente des processus de ruissellement générés sur les versants est la formation de crue turbide, de coulée de boue et d'inondation. Ces phénomènes engendrent souvent des pertes matérielles et financières très importantes et parfois même des pertes humaines (Douvinet, 2008).

Impacts du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles

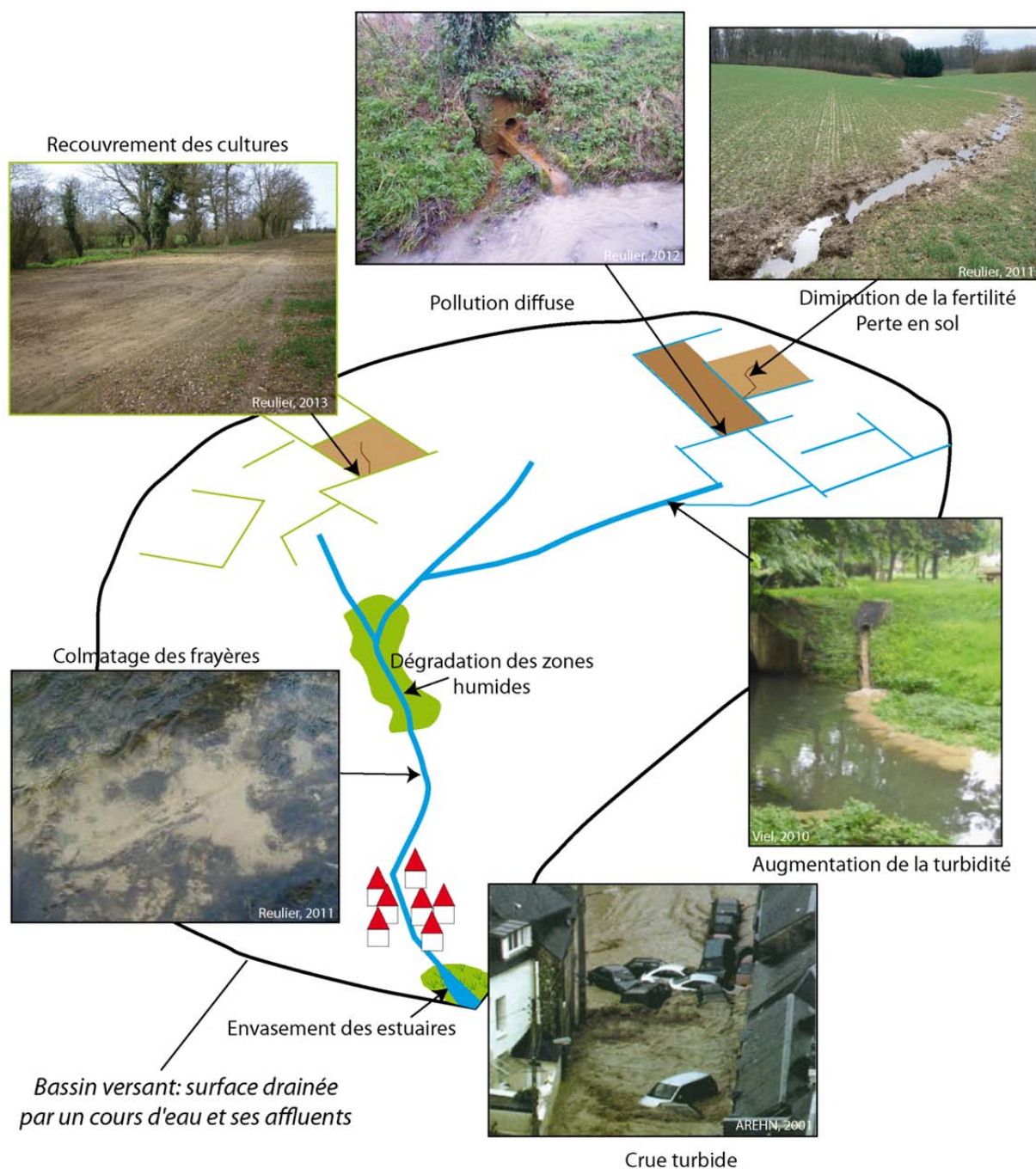


Figure 1.9 : Récapitulatif des conséquences du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles

3. Le paysage comme support des processus

Le parcours du ruissellement de surface entre les zones émettrices et le cours d'eau n'est pas un phénomène facile à appréhender. En effet, aux contraintes topographiques s'ajoutent celles liées aux objets du paysage qui vont modifier les dynamiques topographiques des écoulements de surface. Ces objets du paysage que sont les haies, fossés, prairies, parcelles cultivées, mares, et autres, ont fait l'objet d'un grand nombre d'études et leurs rôles sur les processus de ruissellement de surface, pris indépendamment les uns des autres, sont aujourd'hui connus (Mérot, 1978, 1998 ; Montgomery, 1994 ; Wemple *et al.*, 1996, 2001 ; Mérot *et al.*, 1999 ; Sebbab, 2000 ; Jones *et al.*, 2000 ; Beaujouan, 2001 ; Moussa *et al.*, 2002 ; Duke *et al.*, 2003 ; Kao *et al.*, 2002 ; Moussa *et al.*, 2002 ; Moussa, 2008 ; Adamiade, 2004 ; Carluet et De Marsily, 2004 ; Viaud, 2004 ; Bocher, 2005 ; Tortrat, 2005 ; Branger, 2007 ; Wohlfahrt *et al.*, 2010 ; Colin *et al.*, 2012 ; Levavasseur, 2012 ; Buchanan *et al.*, 2013 ; Viel *et al.*, 2014a).

Si le paysage va être abordé par la suite dans sa dimension matérielle, quelques éléments de définition générale doivent être rappelés préalablement.

Le terme de paysage a toujours été difficile à définir comme en témoigne les huit colonnes de définition écrites par Roger Brunet *et al.* dans *Les mots de la géographie* (Brunet *et al.*, 1993) commençant ainsi:

"**Paysage** : *Etym. ce que l'on voit du pays, d'après le mot italien paesaggio, [...]; ce que l'œil embrasse, d'un seul coup d'œil, le champ du regard. Le paysage est donc une apparence et une représentation : un arrangement d'objets visibles perçu par un sujet à travers ses propres filtres, ses propres humeurs, ses propres fins [...]; il n'est de paysage que perçu*" (Brunet *et al.*, 1993).

La Convention européenne du paysage définit un paysage comme "*une partie du territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations*". Le paysage présente ainsi deux caractéristiques distinctes : une réalité matérielle et une ou des représentations. Pour Lespez et Ballouche (2009) "*ces deux dimensions, matérielle et sensible, sont indissociables et donnent au paysage à la fois le sens d'objet spatial, matériel et celui du regard que nous portons sur lui*". Une troisième dimension peut être ajoutée, celle des usages rassemblant attentes et actions des acteurs du paysage (Bertrand, 1968, Montembault, 2008 cité par Fleurant, 2009). Enfin, le paysage est évidemment géographique "*dans la mesure où il sert à expliquer, différencier l'organisation de l'espace et identifier les enjeux spatiaux*" (Donadieu et Périgord, 2005) et dynamique car évolutif. La notion de structure paysagère renvoie quand à elle au système formé par les éléments du paysage et par les interrelations, matérielles et immatérielles, qui les lient entre eux. La structure paysagère intègre les trois dimensions : topographique, fonctionnelle et symbolique.

Dans la suite du mémoire, le paysage (et la structure paysagère) sera principalement appréhendé dans sa dimension matérielle : le paysage comme support physique des écoulements, c'est-à-dire le paysage qui modifie les flux et les bilans hydrologiques sans pour autant changer radicalement les processus. Par une approche analytique, il s'agit, dans cette partie, de présenter les différents éléments du paysage ainsi que leurs rôles dans les processus de ruissellement de surface. L'interaction "paysage-processus" est ainsi vu ici dans le sens "le paysage impacte les processus" et non dans le sens de l'impact des processus sur les paysages.

Les écologues du paysage (Forman et Gordon, 1981 ; Burel et Baudry, 1999) proposent une désagrégation du paysage en entités élémentaires. Le paysage peut ainsi être décomposé en une matrice qui englobe des taches (parcelles, bâti, bois...) et des corridors (éléments linéaires) (fig. 1.10). L'ensemble des taches forme une mosaïque et l'ensemble des corridors forme un/des réseau(x). A l'intérieur de ces taches et corridors, les auteurs insistent sur les interactions fortes de la lisière avec la matrice et les taches avoisinantes et à l'inverse présentent un "milieu intérieur" où les interactions sont faibles voire nulles. C'est en s'inspirant de cette représentation conceptuelle du paysage que la description qui suit a été élaborée, exception faite des termes employés. Le terme de "linéaire" a été préféré à celui de "corridors", utilisé aujourd'hui confusément dans la société. Le terme de "surface" a été préféré à celui de "tache" puisque les surfaces seront considérées ici comme des entités fonctionnelles vis-à-vis des processus de ruissellement, de même les taches peuvent se décliner en "point" (entité ponctuelle : mare par exemple). Cette discrétisation est bien sûr fonction de l'échelle d'analyse, dans cette étude c'est l'échelle du 1/5000^{ème} qui a été retenue.

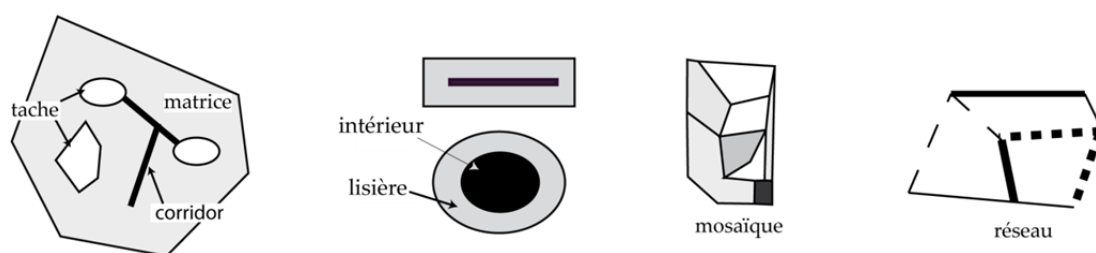


Figure 1. 10 : Les catégories d'éléments du paysage d'après Burel et Baudry (1999)

Dans l'approche analytique qui suit le paysage est donc désagrégé en éléments surfaciques (parcelles cultivées, enherbées, boisées et "artificialisées"), linéaires (réseau hydrographique et fossés, routiers et de haies) et ponctuelles (entrées de champ, trouées de talus et mares). La discrétisation du paysage, telle qu'elle est présentée ici, permet d'appréhender très facilement les interactions entre les processus et chaque objet du paysage en vue d'une modélisation future.

3.1 Les entités surfaciques du paysage

Les éléments surfaciques du paysage sont ici présentés succinctement car il existe une bibliographie très nourrie de leurs conséquences sur le ruissellement.

3.1.1. Les surfaces cultivées

Les parcelles cultivées et les îlots⁶ de cultures représentent les surfaces mises en culture par l'activité agricole que ce soit pour les grandes cultures (céréales, oléagineux, protéagineux), ou pour les cultures permanentes (vignes et vergers notamment). L'influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement a fait l'objet de nombreuses recherches dans différents contextes géologiques, pédologiques et paysagers et ce, à différentes échelles

⁶ Regroupement de parcelles contiguës, entières ou partielles homogène du point de vue de la culture, de l'histoire culturelle et de la nature du terrain.

spatiales (Auzet, 1987a ; Ouvry, 1987, 1990 ; Boiffin *et al.*, 1988 ; Papy et Douyer, 1991 ; Delahaye, 1992, 1996, 2002 ; Ludwig *et al.*, 1996 ; Barthès *et al.*, 1998 ; Douvinet, 2008).

Sans reprendre ce qui a été présenté précédemment (1.1), il s'agit ici de caractériser la sensibilité des parcelles cultivées au ruissellement érosif.

3.1.1.a Sensibilité liée à « la mise à nue » des sols

Schématiquement, un couvert végétal permet de limiter l'érosion et le ruissellement en interceptant la pluie, en renforçant l'évapotranspiration, en fixant le sol et en favorisant sa macroporosité grâce au développement racinaire. A l'inverse la "mise à nu" d'un sol, pendant les périodes d'intercultures ou au cours des premiers stades végétatifs des cultures, laisse le sol sans protection face aux précipitations. Par exemple, une rotation maïs sur maïs laisse le sol à nu sur une période de 6 mois (Delahaye, 1996), pour les cultures de blé ou d'orge, il faut attendre au moins trois mois à partir de la date de semis pour que le sol soit entièrement couvert (fig. 1.11).

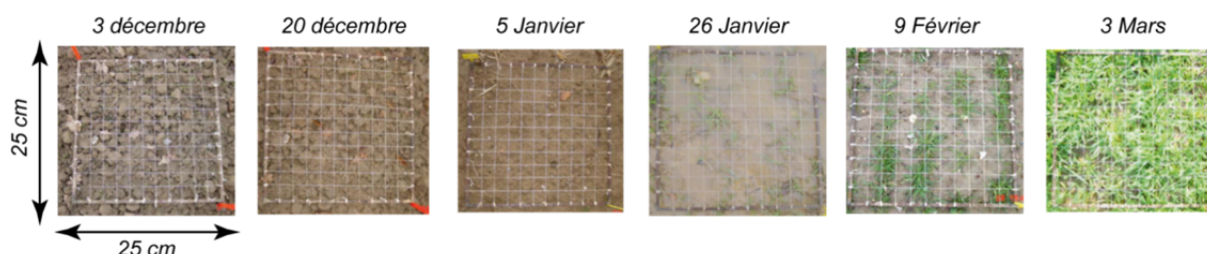


Figure 1.11 : Evolution du recouvrement d'un sol par une culture de blé (Gaillard, 2004)

La sensibilité des parcelles cultivées⁷ est donc particulièrement élevée au cours des périodes d'intercultures et au cours des premiers stades de croissance des végétaux cultivés (Gallien *et al.* 1995 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Or, ces périodes de sensibilité correspondent, dans le nord-ouest de la France, aux périodes de plus fort cumuls pluviométriques, c'est-à-dire à l'automne et à l'hiver. Cette sensibilité automnale et hivernale des sols est fonction des pluies qui, bien que de faibles intensités⁸, vont **remplir graduellement la réserve utile des sols** et/ou **favoriser le développement d'une croûte de battance** (cf 1.1). Très élevée pendant les périodes d'intercultures, la sensibilité des sols à l'érosion peut aussi être importante au cours du printemps et de l'été. Les aléas climatiques sont, cette fois-ci, liés principalement à des épisodes orageux. Ces derniers se caractérisent par des intensités de pluies fortes à très fortes potentiellement érosives sur les semis tardifs (maïs, betteraves...) et sur les cultures d'hiver dont le sol est déjà battant (Papy et Douyer, 1991) (fig. 1.12).

⁷ Nous faisons ici référence aux seules grandes cultures, la sensibilité des parcelles viticoles à l'érosion a fait l'objet d'un certain nombre de communication (Brenot, 2007 ; Garcia *et al.*, 2007) et la sensibilité des vergers peut être considérée comme similaire aux prairies.

⁸ En contexte océanique tempéré les précipitations ne dépassent que très rarement la capacité d'infiltration des sols.

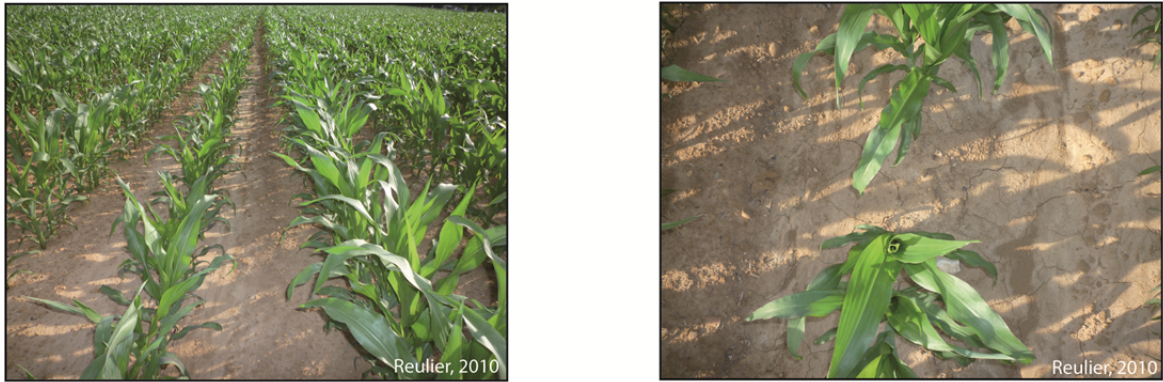


Figure 1.12 : Croûte de battance dans une parcelle de maïs

S'il est compliqué d'intervenir sur les parcelles au cours des premiers stades de croissance des cultures, la gestion des périodes d'intercultures est quant à elle bien plus aisée et a permis la mise en place d'une réglementation stricte à travers la Directive Nitrates. Cette directive vise à aider l'activité agricole à diminuer la lixiviation des nitrates et leur contamination des eaux. Pour cela, plusieurs mesures ont été adoptées⁹ dont le maintien permanent d'un couvert végétal sur les sols. Ce maintien d'un couvert permanent permet de limiter les fuites de nitrates en immobilisant temporairement l'azote minéral sous forme organique. Un très grand nombre de communes françaises sont soumises¹⁰ à cette directive (fig. 1.13), et les agriculteurs peuvent couvrir leur sols selon différentes modalités¹¹ : - cultures pièges à nitrate (CIPAN), - cultures dérobées (racines : navet, rave, etc. ; légumineuses : vesces, trèfles, etc.), - repousse de colzas denses et homogènes spatialement, - repousse de céréales denses et homogènes spatialement (dans la limite de 20% de la superficie de l'exploitation), - dans le cas d'intercultures longues à la suite d'une culture de maïs grain, de sorgho ou de tournesol, la couverture peut être obtenue par le broyage fin des cannes de maïs, de sorgho ou de tournesol suivi d'un enfouissement des résidus dans les 15 jours.

L'obligation de mise en place d'un couvert végétal pendant les intercultures est un moyen de lutter efficacement contre la mise en place de ruissellement érosif. Néanmoins, l'application de cette directive n'est pas encore totale et beaucoup de parcelles restent « à nues » pendant les intercultures et représentent des impluviums potentiellement ruisselants. Une simple promenade dans la campagne suffit à se rendre compte que de nombreuses parcelles ne sont effectivement pas couvertes pendant les intercultures.

⁹ Limiter les stockages des effluents de l'élevage, limiter les périodes d'épandages, etc.

¹⁰ La liste des communes est actualisée annuellement.

¹¹ Ces obligations font l'objet d'adaptations régionales.

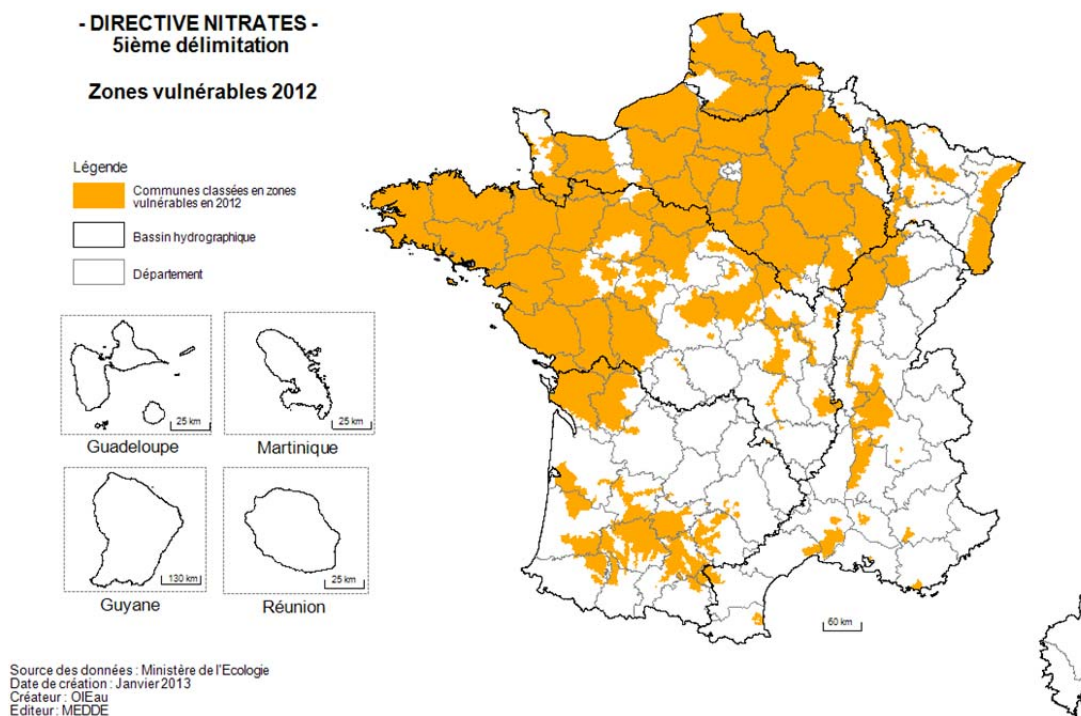


Figure 1.13 : Communes soumises à la réglementation de la Directive Nitrates en 2012

3.1.1.b Sensibilité liée au compactage mécanique des sols

Sur les parcelles cultivées, le compactage des sols sous actions mécaniques est un autre facteur favorisant la mise en place de ruissellement. En effet, le tassement du sol sous le passage, répété (traitements phytosanitaires, apports en engrais...), des engins agricoles lourds, entraîne, en plus d'une accentuation de la semelle de labour, une réduction de la porosité du sol (Delahaye, 1992 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Sur une parcelle cultivée en maïs, 80 % de la superficie est à un moment au cours du cycle cultural affecté par le passage d'un engin agricole. Toutes les surfaces, compactées par les engins agricoles, sont autant de superficies sur lesquelles se met très rapidement en place le ruissellement hortonien (fig. 1.14). Le ruissellement de subsurface sera favorisé par la présence d'une semelle de labour qui bloque la descente de l'eau vers les nappes.



Figure 1.14 : Exemple de l'impact du compactage mécanique sur deux parcelles pendant une période d'intercultures

3.1.1.c Conséquences du sens du travail du sol

Ludwig *et al.* montrent dans une étude sur la variabilité de l'érosion en rigole (Ludwig *et al.*, 1996 ; Souchère, 1995) qu'un quart des volumes de rigoles formées au cours d'un épisode ruisselant est associé à des motifs d'origines agraires type fourrières ou traces de roues et ajoutent que "dans les zones amont, le travail du sol génère des motifs linéaires selon une direction et une localisation prédéfinies par le parcellaire, motifs linéaires qui vont avoir un rôle important dans la circulation du ruissellement et sur la localisation des rigoles". Ainsi, le sens du travail du sol, les fourrières, les dérayures, les traces de roues vont créer des dépressions linéaires qui vont favoriser la concentration des écoulements et modifier les dynamiques d'écoulement dans les parcelles (Souchère, 1998 ; Boiffin, 1988 ; Delahaye, 1992 ; Joannon, 2004). Les motifs linéaires d'origines agraires apparaissent ainsi comme le premier facteur d'origine anthropique impactant le parcours, jusque là uniquement topographique, des écoulements (Ludwig *et al.* 1996 ; Bocher, 2005). Souchère (1995) montre que la circulation des écoulements dans les parcelles cultivées peut s'organiser de quatre façons (fig. 1.15).

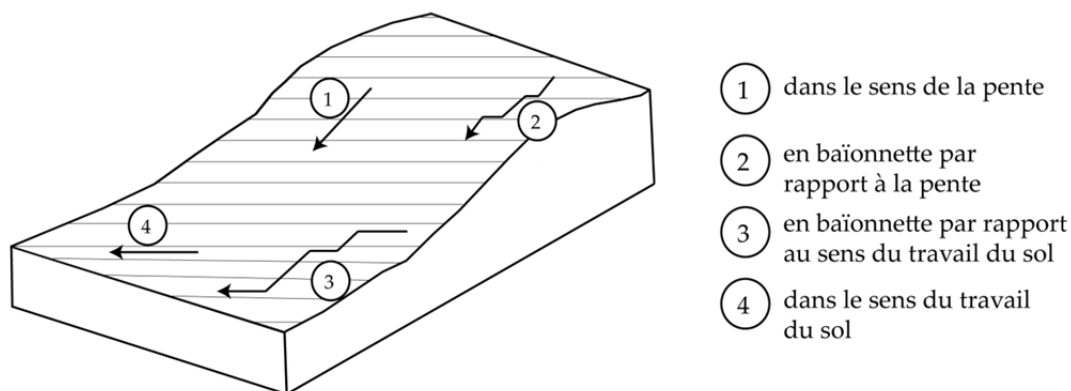


Figure 1. 15 : Ecoulement à la surface d'un sol agricole cultivé (Souchère, 1995)

3.1.1. Les parcelles enherbées

Autre forme de valorisation du sol par l'activité agricole, les prairies ont pour fonction d'assurer tout ou partie de l'alimentation du bétail. Ces dernières offrent une bonne protection contre les processus de ruissellement érosif (Gascuel *et al.*, 2007). Le maintien d'un couvert végétal permanent permet de protéger les sols contre la pluie, d'accroître l'évapotranspiration et d'augmenter la porosité d'un sol par développement racinaire et le travail de la pédofaune (lombrics notamment). Le rôle des prairies est donc double : protection contre l'érosivité pluviale et augmentation de l'infiltration. L'efficacité des prairies sera dépendante de l'âge du couvert. Un couvert ancien aura une bonne emprise au sol et donc une meilleure protection (Gallien *et al.*, 1995). Selon, Fullen (1998, cité par Bocher, 2005), les prairies permettent de limiter le ruissellement dès que le taux de recouvrement dépasse les 30%. A l'échelle d'un bassin versant l'efficacité de l'infiltration des écoulements par les prairies est fonction des volumes entrants et de la forme du ruissellement. En cela, la position des prairies dans le bassin est fondamentale (Fullen, 1998; Gascuel *et al.*, 2007).

Les **bandes enherbées** constituent un élément du paysage similaire à la prairie semée par les agriculteurs pour différentes raisons : norme BCAA¹², directives nitrates, Grenelles de l'environnement, actions volontaristes, etc. (fig. 1.16). D'une largeur de 5 mètres minimum et situé à proximité des fossés ou des cours d'eau¹³, le couvert herbacé joue un rôle de peigne et de filtre favorisant le dépôt des particules sédimentaires. Lecomte (1999, cité par Bocher 2005) montre que les bandes enherbées permettent la ré-infiltration du ruissellement de l'ordre de 80 % pour une largeur de 6m, mais l'efficacité peut être variable de l'ordre de 7 à 100 %. Massa *et al.* (2009), dans une étude sur l'efficacité des bandes enherbées, montrent qu'en moyenne 85 % des matières en suspension sont retenues dans des bandes enherbées de 6 mètres de large.



Figure 1.16 : Bandes enherbées bordant un fossé (à gauche, Ille-et-Vilaine) et un ruisseau (à droite, Calvados)

3.1.2. Les espaces boisés

Les surfaces boisées et forestières présentent un couvert arboré permanent. Leur sensibilité à l'érosion peut être considérée comme faible sous climat tempéré océanique (Masson, 1980 et Dutil, 1982 cité par Auzet, 1987a). La protection des sols est très forte du fait de la présence d'une canopée (qui permet de limiter l'impact des gouttes sur les sols) et d'un sol riche en substances humiques, avec un fort développement racinaire, un mulch épais et une pédofaune qui favorisent l'infiltration des eaux.

3.1.3. Les surfaces « artificialisées »

La superficie des espaces artificialisés a considérablement augmenté depuis le milieu du vingtième siècle. Entre 1993 et 2012, celle-ci¹⁴ a augmenté de 600 km² par an en France

¹² Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales mises en place par la Politique Agricole Commune.

¹⁴ Les sols artificialisés comprennent : les sols bâtis, les sols revêtus (ex: routes, voies ferrées, etc.), les mines, carrières, décharges, chantiers, terrains vagues, ainsi que les espaces verts artificialisés : espaces verts urbains, équipements sportifs et de loisirs.

(TerUti-Lucas). Bien qu'identifiée comme sols artificialisés, dans ce mémoire les routes ne sont pas considérées comme des surfaces mais comme des entités linéaires.

Du fait de leurs revêtements en bitumes, en ciments, ou autres composants imperméables, la grande majorité des espaces artificialisés présente des capacités d'infiltrations nulles. Celles-ci sont ainsi souvent mises en cause pour expliquer l'augmentation et l'aggravation des phénomènes d'inondations.

Cependant il peut exister au sein de ces unités artificialisées des surfaces dont la perméabilité est souvent bien supérieure à ce que l'on peut trouver dans des parcelles cultivées.

3.2 Les entités linéaires

3.2.1. Réseaux hydrographiques et fossés

En tête de bassin les petits ruisseaux fortement recalibrés peuvent être assimilés à des fossés (fig. 1.17). Ces derniers sont souvent les ramifications ultimes du réseau hydrographique et sont des éléments du paysage importants en contexte agricole (Lagacherie *et al.*, 2006).



Figure 1.17 : Fossés situés en tête de bassin

Les fossés ont pour vocation principale de diriger les surplus hydriques vers les points bas par effet de gravité. Quatre types de fonctions peuvent toutefois être associées à un fossé : infiltration (Adamiade, 2004), interception/stockage (Carluer et De Marsily, 2004 ; Levavasseur, 2012), drainage (Carluer et De Marsily, 2004 ; Krause *et al.*, 2007) et transfert (Carluer et De Marsily, 2004 ; Adamiade, 2004) (fig. 1.18). Les réseaux de fossés ont donc une forte influence sur les écoulements de surface (Moussa *et al.*, 2002 ; Duke *et al.*, 2006 ; Lagacherie *et al.*, 2006 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2011 ; Levavasseur, 2012 ; Viel, 2012, Viel *et al.*, 2014a). En fonction du type de fossé et de son orientation par rapport aux écoulements, ces derniers peuvent soit accélérer les écoulements¹⁵, soit les ralentir, voire permettre leur

¹⁵ Les fossés facilitent, en effet, la concentration des écoulements, parfois très rapidement, et, en les acheminant jusqu'au cours d'eau favorisent l'intensification des crues (Buchanan *et al.*, 2012) et des pollutions (Lagacherie *et al.*, 2006).

réinfiltration totale. Souvent hydrauliquement connectés entre eux, les fossés s'organisent en réseaux dans les paysages agricoles (Lavavasseur, 2012). Même si l'influence des fossés est à relativiser au regard des quantités d'eau qu'ils évacuent (Carluier et De Marsily, 2004), leur multiplicité et leur proximité avec les parcelles potentiellement ruisselantes en font des vecteurs d'écoulement susceptibles d'impacter fortement et irrémédiablement la qualité des eaux et surtout les dynamiques sédimentaires d'un bassin versant (Viel *et al.*, 2014a).

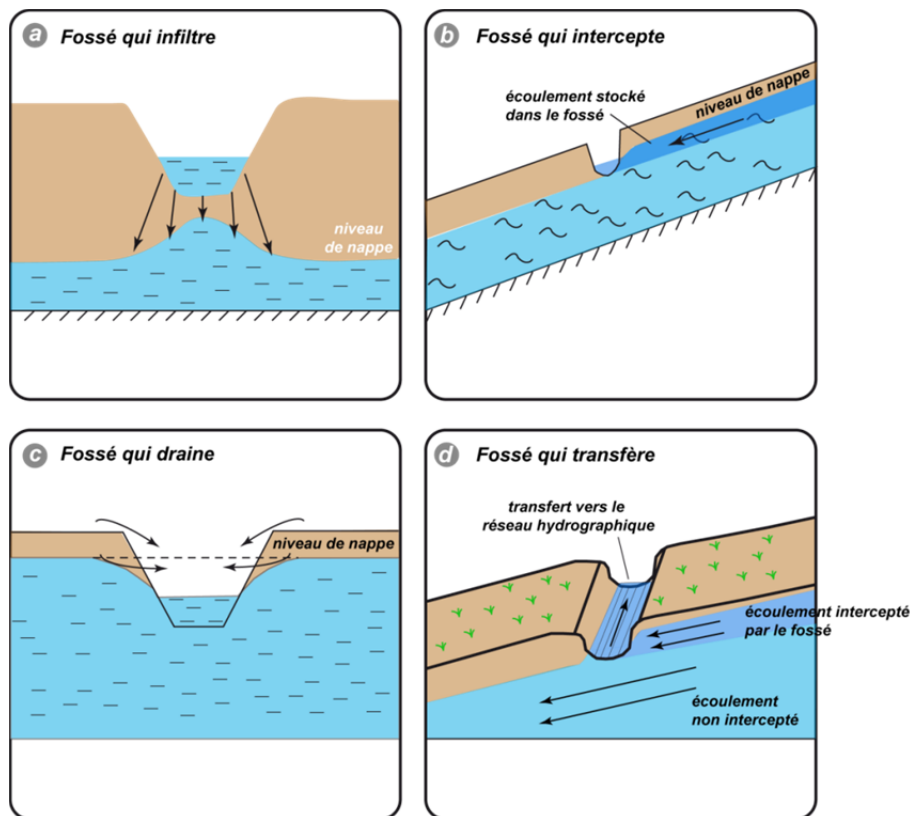


Figure 1.18 : Typologie du rôle hydrologique des fossés. Viel (2012) d'après Adamiade (2004)

3.2.2. Le réseau routier

Le réseau routier correspond à l'ensemble des voies carrossables, des chemins aux autoroutes en passant par les routes vicinales. Il est assez facile de connaître la longueur totale d'un réseau routier au sein d'un espace et d'en définir la densité ce qui traduira certaines caractéristiques du territoire (un paysage bocager est marqué par une forte densité de réseaux par exemple). Tout comme les fossés auxquels elles sont souvent associées, les routes modifient les processus hydrologiques et géomorphologiques au sein des bassins versants¹⁶ (Montgomery, 1994). Les impacts du réseau routier sur les processus hydrologiques et géomorphologiques ont principalement été étudiés aux Etats-Unis (Montgomery, 1994 ; Wemple *et al.*, 1996, 2001) sur des bassins forestiers (Wemple *et al.*, 2001 ; Keller et Sherer, 2003). Les routes impactent les processus hydrologiques en interceptant, en concentrant, en redirigeant et en accélérant les flux liquides et solides d'un

¹⁶ Nous nous attacherons ici uniquement aux processus hydrologiques de surface et de transports de matières en suspension associées.

bassin (Montgomery, 1994 ; Jones *et al.*, 2000 ; Duke *et al.*, 2003 ; Thompson *et al.*, 2008). Ces impacts sont bien évidemment fonction des caractéristiques topographiques et géométriques de chaque tronçon du réseau routier (Wemple *et al.*, 2001 ; Keller et Sherer, 2003 ; Bocher, 2005). La caractérisation du tablier d'une route passe ainsi par l'analyse de trois paramètres : sa nature, son profil et la topographie de la route (Bocher, 2005). La **nature du tablier** correspond au type de revêtement (bitume, terre, gravats, herbe, etc.) en contact direct avec les agents météoriques (fig 1.19). Les routes goudronnées correspondent aux réseaux principaux : autoroutes, routes nationales, départementales et vicinales alors que les chemins en terre correspondent aux chemins agricoles et/ou pédestres. L'imperméabilisation peut être considérée comme totale pour une route bitumée, et moins forte pour un chemin en terre, même si le tassement provoqué par le passage répété d'engins agricoles compacte fortement les sols, les rendant, à terme, imperméables (Cosandey et Robinson, 2012).

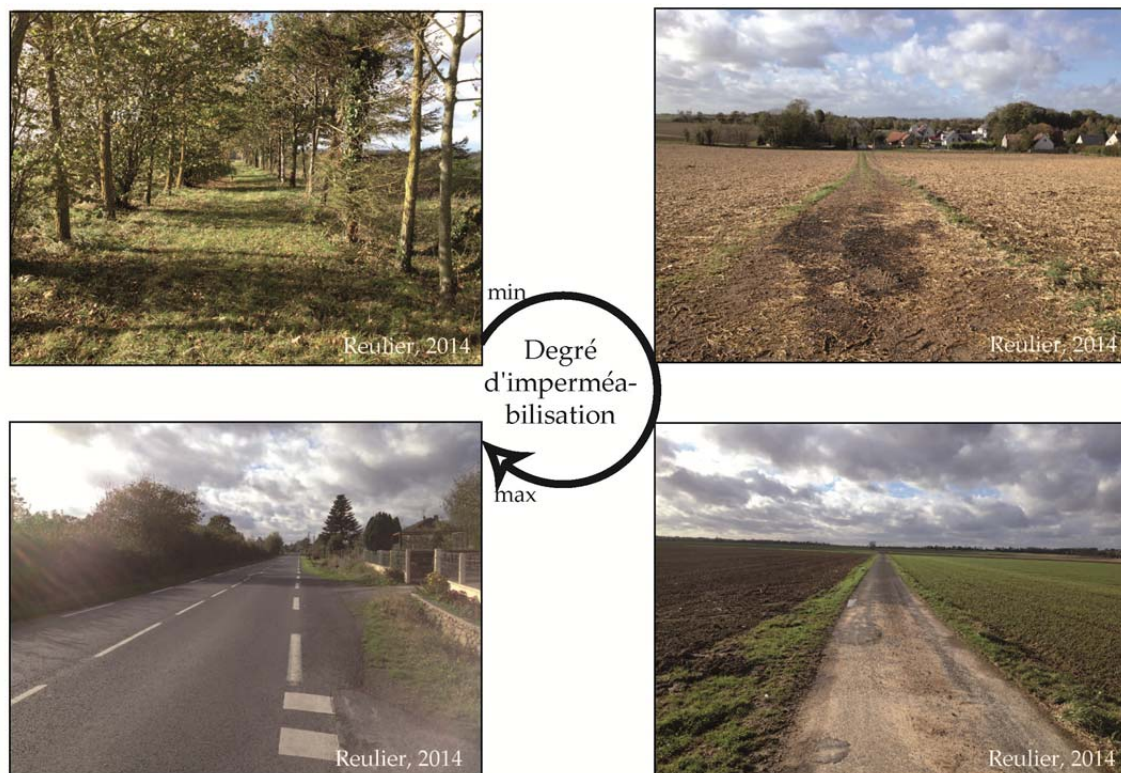


Figure 1.19 : Degré d'imperméabilisation des différents tabliers des réseaux routiers

Le **profil du tablier** d'une route correspond à son profil dans sa largeur et dans sa longueur. Trois types de profils transversaux peuvent être identifiés (Keller et Sherer, 2003). Un profil "divergent" où l'eau est dispersée de chaque côté de la route vers le réseau de fossé (Bocher, 2005), le milieu du tablier présentant le point le plus haut. Un profil plat, orienté dans le sens de la pente facilite l'évacuation de l'eau sur un côté (Keller et Sherer, 2003). Un profil "à plat à contre-pente" où les eaux se concentrent dans un seul réseau de fossé situé à l'amont du réseau.

Le **profil longitudinal** d'un tronçon de route contrôle le sens de l'écoulement des eaux. En fonction du jeu de pente, de contre-pente et de connectivité jusqu'au cours d'eau (*via* des buses), le réseau routier peut, tout comme le réseau de fossé, s'apparenter à une extension du réseau hydrographique. Plusieurs auteurs se sont attachés à quantifier l'impact des routes sur les transferts d'eau et de sédiments. Wemple *et al.* (1996) montrent que sur l'ensemble des

routes suivies au cours de différents épisodes pluvieux, 57 % ont été hydrologiquement connectées au cours d'eau. La contribution du réseau routier sur l'hydrogramme de crue n'a toutefois pas pu être prouvée. Wemple *et al.* (1996) montrent que les fossés et des buses construits le long des routes augmentent la densité de drainage de 21 à 50 % au sein d'un bassin versant. Montgomery (1994) parle d'une augmentation de 60 % de la densité de drainage dans trois petits bassins de l'Ouest des Etats-Unis. Gruszowski *et al.* (2003) montrent que 30 % des sédiments retrouvés dans les cours d'eau proviennent ou sont passés par les réseaux routiers. Par ailleurs, Dijck (2000 cité par Duke (2003)) démontre que la densité, la connectivité et la longueur totale des réseaux inter-parcellaires (ex : fossé, chemins...) sont, dans les régions agricoles françaises, davantage responsables de l'évolution de l'hydrogramme de crue que ne le sont les propriétés du sol des parcelles.

La troisième caractéristique est l'insertion du réseau dans la topographie (Bocher, 2005 ; Viel, 2012).

- Surélevé et perpendiculaire à la pente (fig. 1.20a), le tablier fait obstacle à la trajectoire topographique des écoulements. La présence d'une buse et d'une canalisation souterraine pourra être efficace tant que les volumes d'écoulement seront inférieurs à la capacité d'évacuation de la buse. En revanche, en l'absence de canalisation, ou si celle-ci est trop petite, se formera une accumulation d'eau et de sédiments en amont de l'ouvrage. A l'inverse, les réseaux surélevés mais dont le profil longitudinal est orienté dans le sens de la pente favoriseront le transfert sur leur bord.

- Une route est dite insérée (fig. 1.20b) dans le paysage lorsque n'apparaît pas (ou que très faiblement) une dénivellation entre l'ouvrage et les surfaces avoisinantes. Du fait de cette faible empreinte topographique, l'impact "morphologique" sur les écoulements est quasi nul.

- Enfin, les routes encaissées (formant un creux) (fig. 1.20c) jouent un rôle collecteur des écoulements (Viel, 2012) et favorisent la concentration des écoulements.

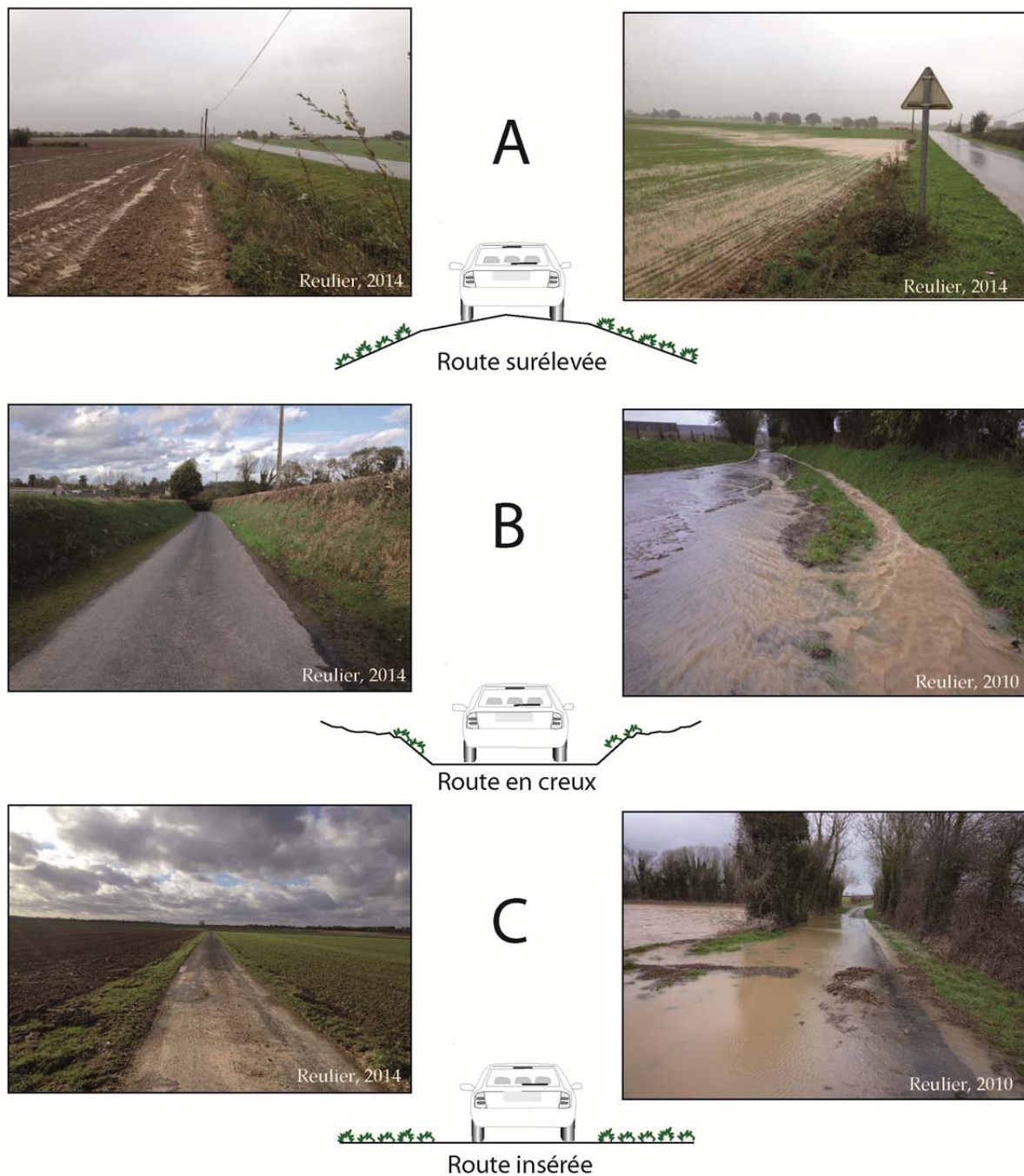


Figure 1.20 : Présentation des différentes configurations d'insertion topographique des réseaux routiers (Calvados).

3.2.3. Les haies et les talus

Les haies ont fait l'objet de nombreuses études scientifiques depuis quelques décennies, dont la plupart émanent de recherches menées en Bretagne (Viaud, 2004 ; Liagre, 2006) notamment par les équipes de l'INRA de Rennes depuis les années 1970 (Carnet, 1979 ; Soltner, 1985 ; Mérot, 1978, 1999 ; Mérot *et al.*, 1998). Les haies sont « *des alignements d'arbres, d'arbustes et d'arbrisseaux, que l'on trouve au bord des chemins, des cultures, des prairies ou des jardins* » (Soltner, 1985) et qui ont été façonnées par la société, agraire principalement (plantation, conservation des lisières de forêts défrichées). Notons cependant que les haies peuvent être le résultat d'un "processus de colonisation naturelle, spontanée, de la végétation par

dispersion des graines, par les oiseaux notamment" (Baudry et Jouin, 2003) mais restent rares dans les bassins agricoles fortement anthropisés. La multifonctionnalité des haies (fig. 1.21) est aujourd'hui communément reconnue par l'ensemble des acteurs (scientifiques, gestionnaires, agriculteurs, etc.). Seul leur rôle sur les écoulements de surface sera présenté ici ; de bonnes synthèses sur les autres fonctionnalités des haies peuvent être trouvées dans Soltner, 1985 ; Mérot et Reye, 1996 ; Mérot *et al.*, 1998 ; Mérot, 1999 ; Caubel-Forget et Grimaldi, 2000 ; Caubel *et al.*, 2003 ; Baudry et Jouin, 2003 ; Liagre, 2006 ; Grimaldi *et al.*, 2012a, 2012b ; Ouvry *et al.*, 2012.

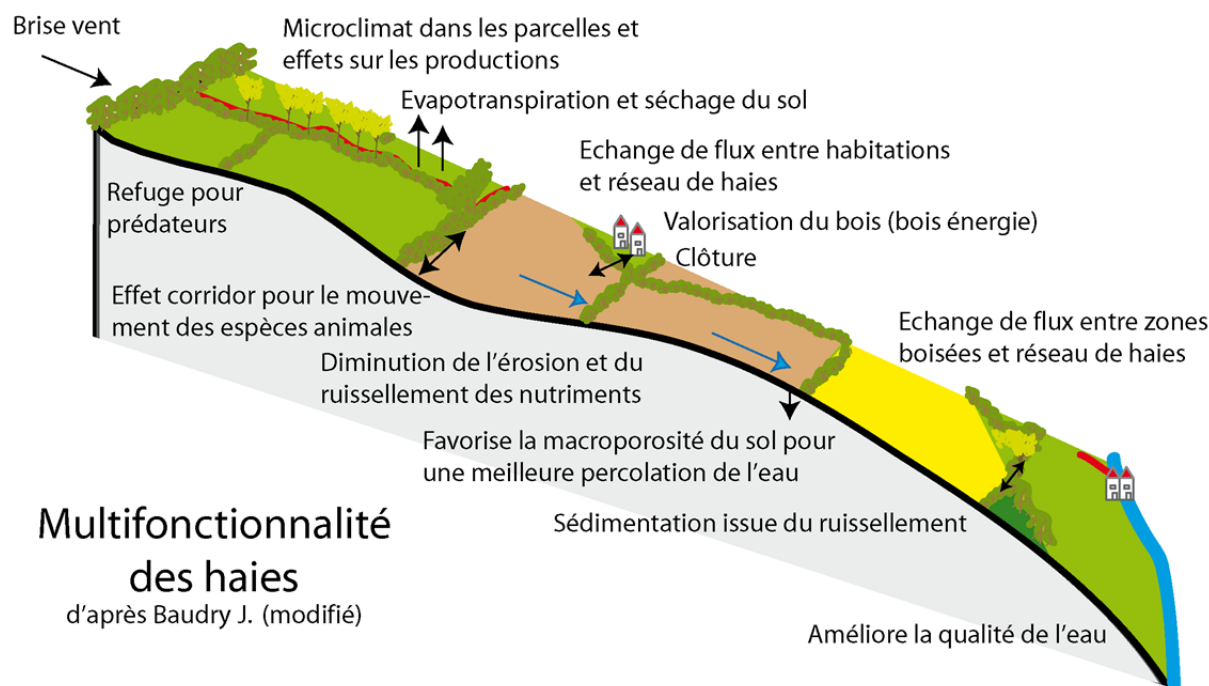


Figure 1.21 : Multifonctionnalité des haies

Les haies sont souvent associées à un talus, lui-même associé ou non à un fossé. Les fossés ayant été présentés précédemment, nous traiterons ici uniquement des haies à plat ou associées à un talus sans fossé. Les impacts des haies sur la circulation des eaux de surfaces, soulignés depuis longtemps, ont tardé à être scientifiquement étudiés (Mérot, 1999, 2006 ; Baudry et Jouin, 2003). Une brève synthèse de ces recherches est présentée ici.

Rôles hydrologiques des haies :

- **Limitent l'extension de la surface contributive.** Le ruissellement des zones contributives est limité par les haies sur talus dites de ceintures de fond de vallée. Ces haies, situées en bas de versant à l'interface entre la zone hydromorphe et le reste du bassin, sont typiques des fonds de vallées du nord-ouest de la France (fig. 1.22). Le talus de ceinture permet de restreindre l'extension de la zone contributive vers l'amont du bassin (Viaud, 2004) limitant ainsi le ruissellement sur surfaces saturées.



Figure 1.22 : Haies de fond de vallée (Manche)

- **Freins à l'érosion sur les versants.** Situées sur les versants, les haies sur talus jouent le rôle de freins à l'érosion hydrique. Cet impact est bien sûr fonction de l'orientation de la haie sur talus par rapport à la pente. Située perpendiculairement à l'axe d'écoulement, elle représente un obstacle favorisant l'infiltration dans le sol (Soltner, 1985). Les particules de matières en suspension, transportées par l'écoulement, sont alors déposées et il se forme une accumulation sédimentaire parfois importante à l'amont du talus (fig. 1.23). A l'aval de celui-ci, le ruissellement érosif accentue la dénivelée qui peut exister entre l'amont et l'aval. Cette dénivelée peut atteindre jusqu'à 3-4 mètres. L'accumulation de sédiments fins à l'amont du talus tend à imperméabiliser le sol, l'eau ne peut s'infiltrer que très difficilement et y stagnera plus ou moins longtemps. Cette stagnation des eaux en amont des haies sur talus gêne la croissance des cultures. En réponse, les talus sont parfois percés par les agriculteurs pour permettre l'évacuation rapide des eaux (Viaud, 2004) (cf : 3.3.2). Ce rôle d'obstacle à l'écoulement est différent mais également important pour les haies situées obliquement par rapport à la pente (Viaud, 2004). Les écoulements sont alors déviés de leur trajectoire topographique et dans ce cas les processus d'atterrissement sont faibles. Les haies orientées strictement parallèlement aux pentes n'ont quant à elles aucun impact sur le cheminement des eaux de surface (Viel, 2012). **Ainsi, si les haies n'empêchent pas l'érosion dans les parcelles agricoles¹⁷, elles contribuent à la limiter à l'échelle des versants.**

- **Régulation des crues.** En retenant les eaux à la surface des bassins versants, les haies participent à la régulation des écoulements. Mérot (1978), étudiant deux bassins versants similaires et comparables en tailles et en structures si ce n'est la densité de haies plus importante sur l'un des deux bassins, montre que les débits de crue sont deux fois plus faibles sur un bassin bocager que sur un bassin arasé. Cela est à mettre en relation avec les haies qui favorisent l'infiltration des eaux sur les versants et donc retardent les écoulements vers les cours d'eau jouant ainsi un rôle de puits (Mérot, 1999) en déconnectant les écoulements de surfaces. Les haies ont ainsi un rôle dans la régulation des crues de faibles intensités.

¹⁷ Les systèmes agroforestiers semblent cependant être l'exemple d'une bonne conciliation entre haies et cultures.



Figure 1.23 : Atterrissement à l'amont d'une haie (Hottôt-les-Bagues, 14)

- **Zones tampons.** Pour ses besoins de croissance, la haie prélève des quantités d'eau importantes qui vont assécher le sol à proximité des haies, l'augmentation du prélèvement d'eau croît avec la densité de linéaire (Mérot, 1999). Ce dessèchement du sol entraîne un retard à la réhumectation et limite ainsi les périodes de risque de crue liée à la saturation du sol (Liagre, 2006).

- **Limitent les pollutions.** Les haies retiennent également toutes les matières associées aux écoulements hydro-sédimentaires : pesticides, phosphates, oligo-éléments, etc. Les haies orientées perpendiculairement à la pente diminuent le risque de transferts de pesticides (Mérot, 1999). De plus, comme les prairies et les bandes enherbées présentées précédemment, elles favorisent le filtrage des nitrates, effet plus marqué pour les haies situées en bas de pente. Les nitrates sont alors consommés par deux voies différentes (Liagre, 2006) : par absorption directe par les végétaux et par dénitrification.

Comme évoqué précédemment, les haies sont souvent associées à une autre entité du paysage. Il existe un grand nombre de "combinaisons" possibles associant les haies avec les talus et les fossés mais aussi avec les routes, chemins et parcelles adjacentes. Dans le cadre de cette recherche un long travail d'identification, sans pour autant se vouloir exhaustif, des structures linéaires, a permis d'identifier une dizaine de combinaisons possibles (fig. 1.24) sur un terrain bocager de 17,6 km². Ce travail de relevé montre la multiplicité des structures linéaires qui composent les paysages. Celle-ci tient à la fois de leur structure, de leur composition et de leur utilisation / fonction mais aussi, comme on le soulignera plus tard, de leur position topographique.



Figure 1.24 : Typologie des combinaisons d'éléments linéaires recensées

3.3 Les entités ponctuelles

3.3.1. Les mares et les étangs

L'alimentation des mares et des étangs se fait par les eaux de pluie, de ruissellement ou par débordement de rivière. On distingue les étangs des mares en fonction de deux critères : la superficie et la profondeur. Les mares sont des étendues d'eau inférieures à 0,5 hectares de superficie et moins de trois mètres de profondeur (fig. 1.25). Les étangs ont une superficie supérieure à 0,5 hectares et une profondeur comprise entre 5 et 10 mètres. Au-delà on parlera de lac. Les mares situées dans les prairies servent à l'alimentation du bétail. La fonction était identique pour celles que l'on retrouve dans les parcelles cultivées et restent le témoin visuel de l'utilisation des animaux de trait dans les cultures, avant la mécanisation de l'agriculture. La plupart de ces mares de champ ont néanmoins disparu. Ces points d'eau ont un rôle important sur les processus de ruissellement érosif de surface. En captant les écoulements de surface ils favorisent la sédimentation des particules sédimentaires. Si ce processus reste mal perçu par les propriétaires de mare car il nécessite un entretien régulier (travaux de curages), celles-ci empêchent l'exportation de particules sédimentaires vers d'autres compartiments de l'hydrosystème. Les mares permettent ainsi de limiter les processus érosif à la surface des parcelles agricoles et d'empêcher les écoulements de surface vers les cours d'eau.



Figure 1.25 : Exemples de mares (Lingèvres, 14)

3.3.2. Les entrées de champ et les trouées de talus

Aussi nombreuses que les parcelles agricoles, les entrées de champ (fig. 1.26 bas) sont un point de passage entre les parcelles agricoles et les chemins et routes. Elles sont facilement identifiables dans les espaces bocagers où elles forment une ouverture fixe dans un linéaire de haie ou de clôture. Dans les espaces d'openfields les entrées de champ ne sont pas pérennes car elles évoluent constamment d'une année à l'autre du fait de la faible démarcation qu'il existe entre le chemin agricole ou la route et la parcelle.

Du fait de leur position entre les parcelles et les réseaux, les entrées de champ jouent un rôle prépondérant sur les transferts hydrosédimentaires en facilitant le passage d'un ruissellement de surface à un écoulement de réseau (Viel, 2012).

Les trouées de talus (fig. 1.26 haut) sont faites par les agriculteurs eux-mêmes pour évacuer les excès hydriques qui s'accumulent à l'amont d'un talus perpendiculaire à la pente.

Soumis à aucune déclaration, le perçage des haies est effectué là où la topographie oriente le passage du ruissellement.



Figure 1.26 : Impact des entrées de champ et des trouées de talus

3.4 Les entités du paysage : conclusion

Un paysage peut être représenté sous une forme désagrégée d'éléments simples. Dans l'analyse des processus de ruissellement et de transferts hydro-sédimentaires, cette désagrégation du paysage permet d'appréhender facilement le rôle et l'impact de chaque objet du paysage sur les processus. Ainsi, les entités surfaciques composant un paysage forment soit des surfaces émettrices de ruissellement (parcelles cultivées et artificialisées¹⁸), soit des surfaces inhibitrices (prairies, bois, forêt, etc.). Les linéaires qui balafrent les paysages ont eux aussi des impacts sur les processus de ruissellement érosif. La présentation des éléments linéaires a permis de montrer que certains peuvent être catalyseurs de ruissellement (fossés, routes insérées et parallèles à la pente, etc.) quand d'autres annihilent le processus (talus perpendiculaires notamment). La présence d'entités ponctuelles apparaît aussi fondamentale dans la mesure où celles-ci sont un point névralgique entre le ruissellement de parcelles et l'écoulement de réseau (Le Gouée et Delahaye, 2008).

¹⁸ Même si la contribution sédimentaire est souvent nulle.

Un paysage agricole est une représentation matérielle à un moment "t" d'une organisation, de choix de mise en valeur pris à un niveau local (agriculteurs, aménageurs, habitants). **Mais au-delà de la présence de telle ou telle entité c'est leur organisation et leur structuration dans l'espace qui est importante à analyser pour mieux comprendre les dynamiques du ruissellement érosif.** Si l'approche analytique a permis d'identifier le rôle de chaque élément elle n'est pas suffisante pour appréhender le fonctionnement hydro-sédimentaire global d'un bassin versant agricole. En effet, **un paysage ne se réduit pas à la somme des entités qui le caractérise, mais doit être appréhendé comme le produit des interactions entre les entités qui le composent et les variables climatiques, pédologiques et topographiques.** Pour cela, l'approche systémique est indispensable afin de mettre en évidence les effets de non-linéarité, de structure, d'échelles et de seuils.

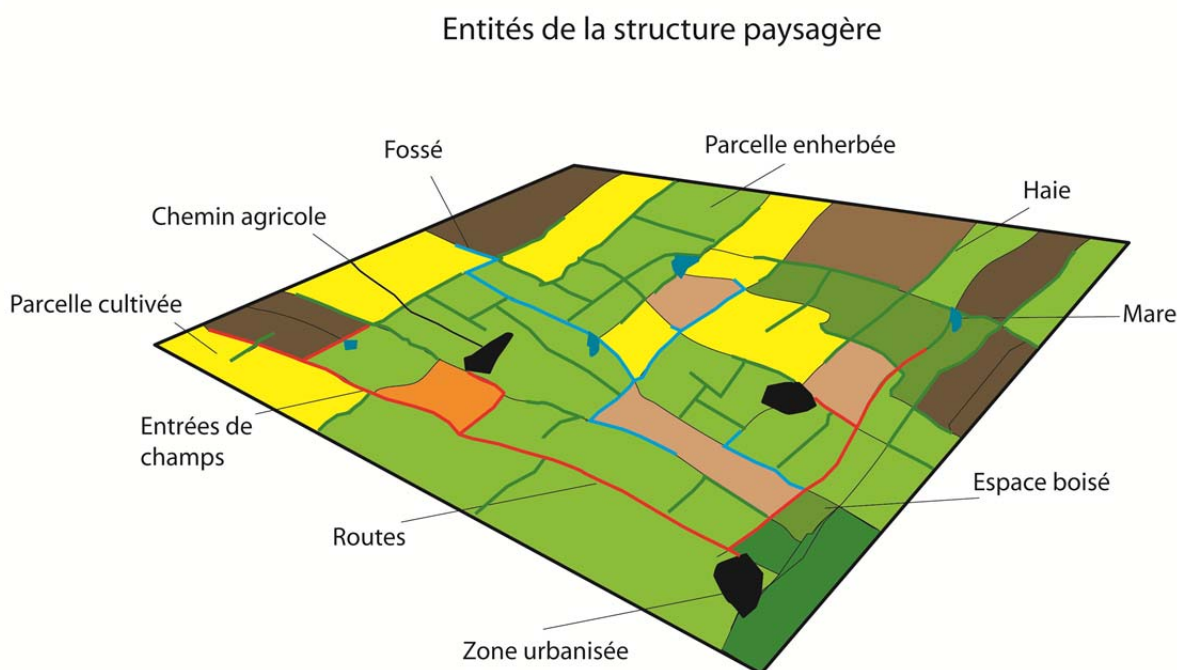


Figure 1.27 : Les entités de la structure paysagère

4. De la structure paysagère aux interactions hydrologiques

4.1 La notion de connectivité

Appréhender les processus qui ont lieu entre zones sources en sédiments et les cours d'eau nécessite de **comprendre les interactions qui lient des objets géographiques de différentes "natures" mais réunis au sein d'une même entité spatiale cohérente : le bassin versant.**

Notion fondamentale dans l'analyse de la distribution des espèces (Merriam, 1984 cité par Pringles, 2003), la connectivité est introduite par Merriam (Merriam, 1984) en écologie du paysage pour caractériser les interactions entre les espèces et la structure des paysages afin de déterminer les mouvements des individus à travers les habitats (Pringles, 2003). Deux types de connectivité ont ainsi été définies : la connectivité spatiale (ou structurelle) qui

est « *le fait que deux taches de même type soient adjacentes, jointes dans l'espace* », et la connectivité fonctionnelle qui est « *le fait qu'un individu ou les propagules d'une espèce puissent passer d'une tache à l'autre, même si elles sont éloignées* » (Baudry et Merriam, 1988 cité par Burel et Baudry, 1999). S'appuyant sur les bases épistémologiques définies par les écologues du paysage, le terme de connectivité hydrologique a peu à peu fait son apparition dans les recherches en hydrologie et s'est largement répandu dans les disciplines des sciences de l'environnement (Sarrazin, 2012) depuis le milieu des années 1990 (Ali et Roy, 2009).

Du fait de sa récente apparition, le terme de connectivité hydrologique souffre d'un manque de clarté et de nombreuses définitions lui sont prêtées (Bracken et Croke, 2007 ; Bracken *et al.*, 2013 ; Wainwright *et al.*, 2011 ; Ali et Roy, 2009 ; Lexartza-Artza et Wainwright, 2009). Pour Pringles (2003), **la connectivité hydrologique se caractérise comme le transfert par l'eau de matières, d'énergies et d'organismes à l'intérieur ou entre tous les compartiments du cycle hydrologique** (Pringle, 2003 ; Freeman *et al.*, 2007, Bracken *et al.*, 2013). Malgré le manque d'unité autour d'une définition claire, il est néanmoins communément admis que "*la connectivité hydrologique peut opérer selon les dimensions longitudinales, latérales, verticales et temporelles des systèmes hydrologiques*" (Ali, 2010) et qu'en cela elle est étroitement liée au concept de continuum fluvial.

Le concept de connectivité est ainsi souvent utilisé pour mesurer l'impact des structures spatiales sur le cheminement des flux sédimentaires à la surface ou en subsurface des bassins versants (Western, 2001 ; Knudby et Carrera, 2005 ; Ocampo *et al.*, 2006 ; Viel *et al.*, 2014a).

Bracken et Croke (2007) posent un cadre conceptuel de la connectivité hydrologique en identifiant cinq facteurs déterminants que sont le climat, la position dans le paysage, le chemin d'écoulement, le potentiel de ruissellement de versant et les zones tampons (fig. 1.28). Dans ce modèle, le climat est la clé de contrôle du système dans la mesure où il détermine les processus de ruissellement dominants pour chaque bassin versant. Les facteurs qui sont associés à ce facteur climatique sont donc le type de climat (constante), mais aussi l'intensité de l'évènement pluvieux, sa durée et les antécédents hydriques (variables). Le potentiel de ruissellement du versant définit la capacité d'un versant à générer du ruissellement, l'infiltration apparaît à ce niveau-là comme un paramètre essentiel. Pour cela, les données pédologiques (stabilité structurale, porosité, rugosité...), le type de végétation et leur densité au sol sont analysés et combinés. La position dans le paysage est importante puisqu'elle correspond à la distance entre le point source (la zone émettrice) et le cours d'eau. Enfin, les zones tampons (prairies humides de fonds de vallée, plaine d'inondation et cuvettes topographiques) et les voies d'écoulement différentiel sont également intégrées dans ce schéma conceptuel.

Utilisé en hydrologie, le terme de connectivité est également plébiscité en géomorphologie notamment pour l'approche multiscalair qu'il permet (Viel, 2012 ; Cossart, 2014). La connectivité sédimentaire est ainsi utilisée pour expliquer les transferts sédimentaires entre les zones sources et les cours d'eau, ainsi que le mouvement des sédiments sur les versants, entre les versants et les cours d'eau et dans le cours d'eau (Fryirs et Gore, 2013 ; Bracken *et al.*, 2015).

La connectivité sédimentaire permet ainsi de comprendre les liens qui existent entre les zones sources et leur localisation dans l'espace avec le comportement global du bassin qui résulte de l'organisation de ces liens et ce, afin de mieux saisir l'impact de l'hétérogénéité des versants sur les processus hydro-sédimentaires (Delahaye, 2002 ; Pringle, 2003 ; Lane *et al.*, 2004 ; Cerdan *et al.*, 2004 ; Le Gouée et Delahaye, 2008 ; Bracken et Croke, 2007 ; Fryirs *et al.*, 2007a, 2007b ; Ali et Roy, 2009 ; Delmas *et al.*, 2012b ; Cossart, 2014 ; Viel *et al.*, 2014b).

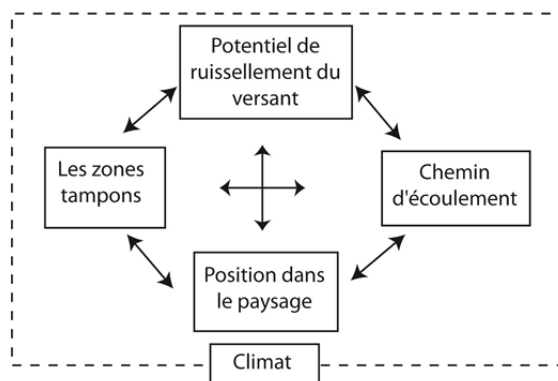


Figure 1.28 : Les facteurs de la connectivité hydrologique

4.1.1. Connectivité structurelle (spatiale) VS connectivité fonctionnelle (dynamique)

La connectivité peut se produire soit par le contact physique direct entre la zone émettrice et réceptrice, soit par l'intermédiaire d'un transfert de matériel entre les zones, ou les deux (Jain et Tandon, 2010 cité par Bracken *et al.*, 2015). Tout comme les écologues, les hydrologues et géomorphologues ont également vite distingué la connectivité structurelle (ou statique) de la connectivité fonctionnelle (ou dynamique). La **connectivité structurelle**¹⁹ est le fait de composants homogènes et continus dans un même milieu et dont le comportement face à un processus est considéré comme uniforme (renvoie à la connectivité spatiale des écologues). Le découpage d'un bassin versant en unité de réponse hydrologique, fréquemment utilisé dans les travaux de recherche en hydrologie, en est le parfait exemple.

La **connectivité fonctionnelle** ou **dynamique** (de l'anglais "processes-based connectivity") s'intéresse au mouvement de flux et de matières (c'est-à-dire les variables dynamiques) entre et sur les liens qui unissent les éléments de la connectivité structurelle (Bracken *et al.*, 2013 ; Wainwright *et al.*, 2011).

4.1.2. Connectivité VS déconnectivité

Les écologues du paysage ont rapidement développé un concept opposé à celui de connectivité afin de mettre en évidence un autre effet lié à la structure du paysage : la fragmentation (Décamps et Décamps, 2004) ou l'isolation (Pringle 2003). Repris en hydrologie et en géomorphologie, sous le terme de **déconnectivité** (Bracken et Croke, 2007), **la déconnectivité met en évidence les effets de rupture de la connectivité entre deux points**. Ici il s'agit de zones favorisant l'infiltration des eaux de ruissellement ou, au moins, le dépôt des particules sédimentaires. Cette déconnectivité sédimentaire peut être importante dans un bassin versant et souvent davantage que la déconnectivité hydrologique. En effet, l'érosion puis le transport de sédiments se fait de façon sélective au sein des bassins en

¹⁹ Initialement dite statique, le terme de structurelle est préféré dans la mesure où les "descripteurs physiques d'un bassin versant sont le fruit d'une histoire, d'une succession de processus et d'interactions au cours du temps, qu'ils soient d'origines naturelle, anthropiques ou mixte." (Sarrazin, 2012)

fonction de la force des flux capables de transporter des sédiments plus ou moins grossiers. De ce fait, le "voyage du sédiment" au sein d'un bassin versant est plus déconnecté que les flux qui les transportent (Bracken *et al.*, 2015) du fait de la présence de pièges à sédiments. Ainsi, l'absence de relation entre les budgets sédimentaires aux échelles locales et globales peut s'expliquer par les discontinuités observées entre les espaces de ruissellement, les zones de transferts et les cours d'eau (Turnbull *et al.*, 2010 ; Delmas *et al.*, 2012b). Néanmoins il est encore compliqué aujourd'hui de mesurer cette discontinuité sédimentaire, bien qu'elle puisse avoir des effets significatifs sur les processus d'érosion, de sédimentation et de transports de sédiments et des substances associées qui à leur tour affectent les ressources naturelles (Freeman *et al.*, 2007 cité par Lexartza-Artza et Wainwright, 2009).

4.2 Impacts de la structure paysagère sur les processus de transferts hydrosédimentaires

La prise en compte de l'organisation et la structuration spatiale des objets du paysage est primordiale dans l'analyse de la connectivité hydro-sédimentaire dans les bassins versants du nord-ouest de la France (fig 1.29) (Mérot, 1999 ; Delahaye, 2005 ; Douvinet *et al.*, 2008a ; Delahaye *et al.*, 2010 ; Douvinet *et al.*, 2013 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2009 ; Lesschen *et al.*, 2009 ; Grimaldi *et al.*, 2012a, 2012b ; Viel, 2012 ; Friyrs et Gore, 2013 ; Delmas *et al.*, 2012b ; Viel *et al.*, 2014a, 2014b).

4 variables de contrôle

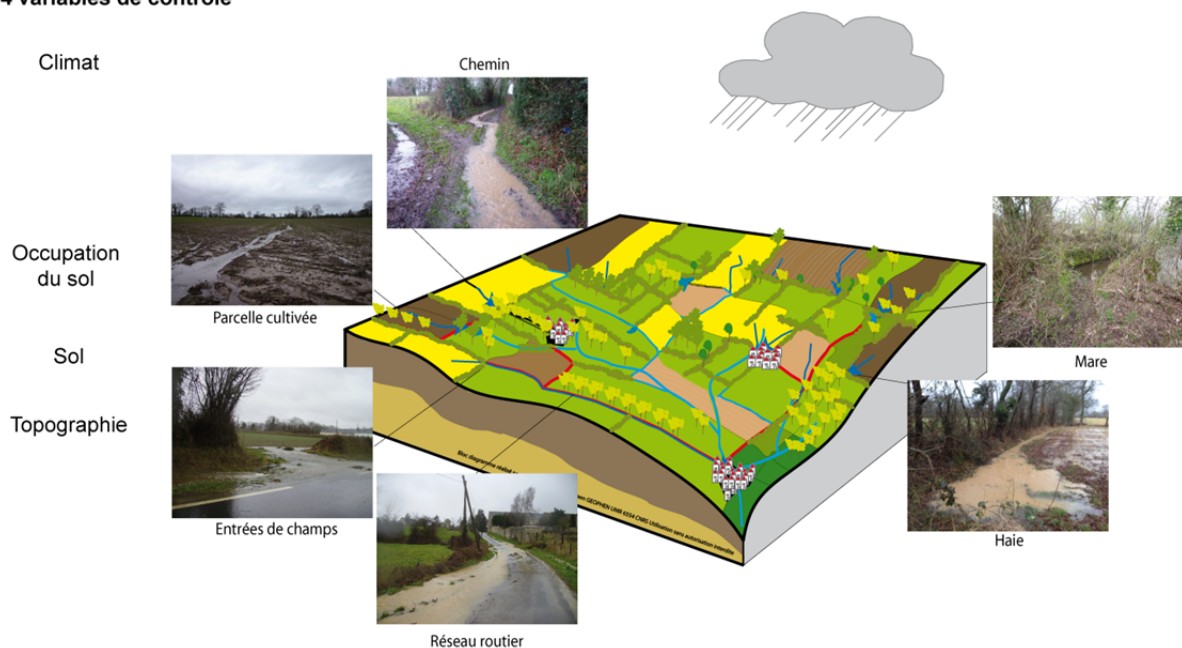


Figure 1.29 : Impacts de la structure paysagère sur les transferts hydro-sédimentaires

Si le terme de connectivité s'applique aussi bien aux écoulements de surface que de subsurface, **pour la connectivité sédimentaire, seuls les écoulements de surface doivent être pris en considération** car ce sont les seuls à participer au déplacement des particules sédimentaires.

Appréhender l'impact d'un paysage sur les processus de ruissellement érosif est relativement facile en domaine d'openfield. En effet, les paysages présentent une organisation simple faite de grandes parcelles cultivées, traversées par quelques routes. Cette

description quelque peu caricaturale doit surtout poindre la quasi-inexistence de réseaux de haies et de toutes autres entités paysagères à forte rugosité sur les écoulements. En domaine d'openfields, c'est surtout la morphologie des bassins versants et les rugosités induites par les seules couvertures végétales qui contrôlent les écoulements (Delahaye, 2002).

A l'inverse les paysages de bocages définissent une mosaïque paysagère complexe marquée par la présence d'un nombre important d'entités du paysage. La structure paysagère d'un bocage est ainsi composée d'un ensemble de surfaces cultivées, enherbées et boisées, d'une forte densité de réseaux linéaires (haies, routes et fossés). Toutes ces entités définissent des dynamiques complexes des écoulements de surface à l'échelle des bassins. Pour illustrer ce propos appuyons-nous sur la figure 1.31 sur laquelle on s'intéresse à la possibilité que des écoulements générés sur une parcelle agricole (A) se connectent au cours d'eau (G).

Au cours d'une averse de pluie, l'entité (A), une parcelle agricole, génère du ruissellement de surface du fait d'une impossibilité des eaux de pluies à s'infiltrer dans le sol. La présence de trace de roues a par ailleurs favorisé la concentration des écoulements. En suivant la pente les écoulements profitent d'une entrée de champ, entité (B), pour sortir de la parcelle et entrer dans une buse. Cette troisième entité paysagère (C) évacue ensuite les eaux de ruissellement vers le réseau de drainage composé de fossé (D,E) qui transfère les écoulements vers le cours d'eau (G). Au point F, la présence d'une buse obstruée favorise un débordement des eaux du fossé qui empruntent un chemin sur une dizaine de mètres avant de se remettre dans le réseau de fossés. Les écoulements sont ensuite concentrés dans le cours d'eau (G) et rejoignent l'exutoire (H). Cet exemple illustre bien l'impact de la structure paysagère sur les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires. La présence de telle ou telle entité paysagère conditionne le transfert entre les zones sources et le cours d'eau. **En cela, l'organisation dans l'espace des entités paysagères est fondamentale et détermine des niveaux de connectivité/déconnectivité.** Trois types d'espaces peuvent être distingués : espaces directement connectés, espaces indirectement connectés et espaces déconnectés (fig. 1.30) (Le Gouée et Delahaye, 2008)

Les espaces **directement** connectés sont ceux situés à proximité d'un cours d'eau et entre lesquels aucun autre élément du paysage n'est présent. S'il s'agit souvent de prairies ou de bandes enherbées, nombreuses sont encore les parcelles cultivées jouxtant les cours d'eau, et ce, particulièrement, en tête de bassin. Ces connexions hydrologiques sont simples à identifier. Une analyse rapide d'une image aérienne permet à tout à chacun de très rapidement repérer les parcelles concernées. En domaine d'openfield, les connexions directes peuvent correspondre à de vastes superficies du fait de l'absence d'obstacles à l'écoulement. En domaine bocager, ces espaces sont, en revanche, souvent restreints à une parcelle ou à un îlot de culture.

Le deuxième type de connectivité est dit **indirect** dans la mesure où il existe des réseaux continus entre les parcelles et les cours d'eau. Ces connexions indirectes sont le fruit de l'organisation et la structuration des objets dans l'espace qui définissent une complexité plus ou moins marquée. C'est le cas présenté dans la figure 1.31. Les connexions indirectes peuvent ainsi parfois connecter des parcelles très éloignées du cours d'eau par un jeu de relais entre les différentes entités. Le rôle des fossés, de chemins et de routes est déterminant dans ce cas là.

Les surfaces directement et indirectement connectées constituent, dans les hydrosystèmes de faible énergie, l'aire d'alimentation réelle de matières en suspension d'un cours d'eau.

On parle de surfaces **déconnectées** quand le ruissellement qu'elles produisent ne se connecte pas au cours d'eau du fait de la présence d'obstacle à l'écoulement qui favorise l'infiltration et la sédimentation des sédiments.

Cette typologie des connectivités pose un cadre conceptuel pour mesurer la connectivité fonctionnelle au sein d'un bassin versant agricole au cours d'un épisode de ruissellement de surface. Cependant, cette représentation n'est possible qu'à partir d'un suivi extrêmement fin des processus. Passer à un modèle global est plus complexe (Bracken et Croke, 2007 ; Lesartza-Artza et Wainwright, 2009) car nécessite de s'interroger sur la dynamique des flux et d'introduire les notions de seuils et de rythmes de fonctionnement.

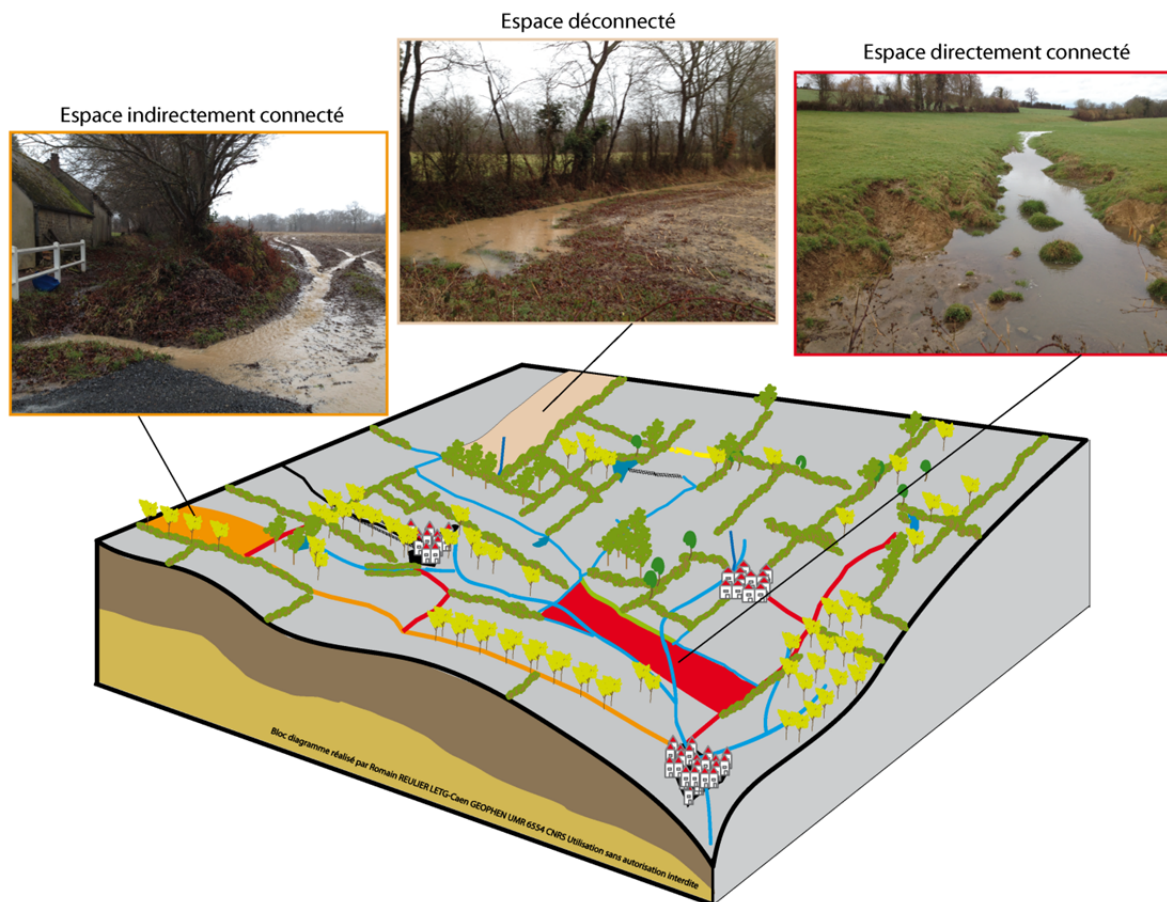


Figure 1.30 : Typologie des connexions hydrologiques dans un bassin versant



Conclusion du chapitre 1

L'état de l'art qui vient d'être fait a permis de présenter les connaissances scientifiques sur les dynamiques hydro-sédimentaires de transferts. Dans les hydrosystèmes de faible énergie et fortement anthropisés, les contraintes exercées par les entités de la structure paysagère (réseaux linéaires, parcelles cultivées, prairies, entrées de champ, etc.) sont importantes. En fonction de leur organisation et de leur structuration dans l'espace, ces dernières conditionnent la possibilité pour les sédiments érodés sur les parcelles agricoles, de rejoindre le cours d'eau. Pour mesurer les conséquences de la structure paysagère sur le parcours des écoulements à la surface des bassins versants, le concept de connectivité est régulièrement plébiscité, notamment pour l'approche multiscalaire qu'il permet. Deux "types" de connectivité peuvent être distingués, la connectivité structurelle matérialisée par le lien physique entre deux objets spatiaux (contact physique ou par transferts de flux), et la connectivité fonctionnelle qui interroge sur les mouvements des flux qui transitent entre deux entités spatiales. Cette connectivité fonctionnelle est complexe à appréhender, notamment dans les petits bassins versants agricole où les contraintes paysagères sont fortes.

Ainsi, pour mieux appréhender le rôle de la structure paysagère sur les écoulements de surface et caractériser plus finement la connectivité hydro-sédimentaire deux principaux objectifs ont été définis.

- **Quantifier les flux d'eau et de sédiments qui transitent** au sein d'un bassin versant agricole en période de ruissellement. Il s'agit également de mettre en évidence le rôle de la structure paysagère sur les dynamiques spatiales d'écoulement afin d'identifier quelles sont les zones de production au sein d'un bassin versant, comment elles se connectent au cours d'eau et quelles sont les conséquences en matières de transferts sédimentaires.
- **Développer un outil de simulation capable de reproduire cette complexité** et de mettre en place des indices synthétiques pour mieux évaluer l'effet de la structure paysagère sur les écoulements de surface.

Chapitre 2

La modélisation appliquée au ruissellement érosif des sols. Etat de l'art.

Sommaire

- 1) La modélisation au cœur de la démarche de recherche.....p 57
 - 2) La modélisation appliquée aux processus de ruissellement érosif.....p 58
 - 3) Vers le développement d'un nouvel outil de simulation spatiale.....p 74
-

Introduction

Appréhender l'impact d'une haie ou d'un fossé sur le parcours des écoulements hydro-sédimentaires est illusoire, sauf si on se trouve à proximité du réseau linéaire au moment même où le processus est en cours. En mesurant les débits entrants et sortants, l'observateur pourrait avoir une idée bien précise du fonctionnement hydrologique de ce linéaire (Ouvry *et al.*, 2012) mais cette connaissance, aussi fine soit-elle, ne pourra pas être dupliquée simultanément sur toutes les entités paysagères du bassin versant étudié. D'autant plus que, de par leur orientation, leur place dans le versant, leur organisation spatiale et leur connectivité, chacune des entités du paysage a un rôle hydrologique propre (Durant, 2004). De ce fait, connaître l'impact de chaque entité du paysage sur la réponse hydrologique globale d'un bassin versant devient alors impossible (Baudry et Jouin, 2003). Le parcours des écoulements de surface (depuis leur genèse jusqu'au cours d'eau) est, par conséquent, difficile à appréhender, particulièrement en contexte bocager où la structure paysagère contraint fortement les processus (Mérot *et al.*, 1998 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 2009 ; Viel *et al.*, 2014a). L'approche basée uniquement sur l'observation de terrain est coûteuse en moyens humains et matériels et ne permet pas de mettre en évidence les effets locaux (blocage par une haie, prise en charge par un fossé) sur la dynamique globale du processus. Pour pallier à ces limites très contraignantes pour l'aménagement et la gestion des territoires, le recours à la modélisation est une voie privilégiée. **L'objectif de ce second chapitre vise à un état de l'art de la modélisation appliquée aux processus de ruissellement érosif.**

Après avoir rappelé le concept de modélisation (1), une présentation des différents outils de modélisation existants sera faite (2). Une attention particulière sera portée sur la représentation de l'espace dans ces modèles. Le chapitre se terminera par le choix d'un type de modélisation (3).

1. La modélisation au cœur de la démarche de recherche

1.1 La modélisation et le modèle

Les termes de modèle et de modélisation sont souvent confondus bien que le premier désigne un objet et le second une activité. En effet, la modélisation "*désigne à la fois l'activité pour produire un modèle et le résultat de cette activité*" (Langlois et Reguer, 2005). Le modèle est l'objet produit au cours du processus de modélisation, c'est la maquette de l'architecte, le simulateur de vol du commandant de bord, la carte du géographe, etc. **Un modèle est une représentation simplifiée de la réalité en vue de la comprendre ou de la faire comprendre** (Hagget, 1965). Chaque modèle a ses propres avantages et limites et par conséquent un domaine de validité limité et un champ d'application privilégié (Ambroise, 1999), certains auteurs préfèrent ainsi définir un modèle comme "*une réduction contrôlée de la réalité*" (Caloz et Collet, 2011) ou "*une interprétation orientée de la réalité*" (Ambroise, 1999).

Les modèles sont d'abord utiles pour formaliser les connaissances sur le fonctionnement d'un système **afin de comprendre** quelles sont les variables qui le font fonctionner. Le but du modèle est alors de présenter une image d'un phénomène réel en le réduisant à quelques niveaux de détails. Le réel étant "*si complexe qu'il est illusoire de vouloir le représenter complètement sans gommer des pans entiers de cette réalité*" (Bommel, 2009). Par ailleurs, un modèle qui reproduirait exactement la réalité serait aussi complexe que celle-ci et par conséquent ne serait pas un modèle. Les modèles servent aussi **à prédire** le comportement d'un système que l'on connaît mal, tel un bassin versant non instrumentalisé ou sur lequel on souhaite anticiper le comportement dans le temps. Cette prédiction permise par les modèles facilite l'adaptation aux changements, la planification ou bien encore la gestion des ressources (dimensionnement d'un ouvrage d'art, délimitation des zones inondables, etc.). Cette aptitude prédictive des modèles s'appuie sur leur capacité **à explorer** le comportement d'un système. Pour cela, des hypothèses d'évolutions sont formalisées et des scénarios sont élaborés puis l'ensemble des possibilités du futur est analysé ; en cela les modèles sont très utiles en prospectives (Houet, 2006 ; Ronfort, 2010 ; Gourmelon *et al.*, 2008, 2013 ; Houet et Gourmelon, 2014). En hydrologie, pour ne citer que cette discipline, les modèles ont été développés dans un premier temps **pour pallier** aux limites des mesures de terrain. Il n'est, en effet, pas possible de mesurer partout, tout ce que l'on veut, pour comprendre le fonctionnement d'un hydrosystème et ce, à la fois dans l'espace et dans le temps (Beven, 2001). Même si aujourd'hui la technologie à prix raisonnable permet le recours à de plus en plus de capteurs, les modèles restent des outils privilégiés. Enfin, les modèles sont de bons outils **d'aide à la gestion et à la prise de décisions**. Ils sont régulièrement utilisés en communication et en négociation avec les acteurs et gestionnaires des territoires comme support de travail et outil de planification en aménagement (Becu *et al.*, 2003a, 2003b ; Souchère *et al.*, 2003b ; Gourmelon *et al.*, 2008, Barreteau *et al.*, 2010 ; Barreteau *et al.*, 2012). Un modèle simple et explicite permet, en effet, aux décisionnaires de bien identifier les enjeux soulevés par le système modélisé.

1.2 Attentes en matière de modélisation

Dans le cadre de ce travail, **on recherche un modèle capable de mettre en évidence le rôle de la structure paysagère sur les dynamiques spatiales d'écoulements de surface**. L'objectif n'étant pas d'avoir un modèle permettant d'obtenir des données précises sur les quantités de

flux transitant dans un fossé, stockées à l'amont d'une haie ou exportées d'un bassin, **mais un modèle capable de reproduire les dynamiques spatiales des processus à travers les échelles de l'hydrosystème.**

L'état des connaissances scientifiques qui vient d'être fait au cours du chapitre précédent a mis en lumière la complexité des dynamiques spatiales d'écoulement de surface résultant des interactions entre les processus et la structure du paysage. Ainsi, travailler sur ces questions nécessite d'intégrer finement l'espace et les objets qui le composent afin de modéliser avec justesse le comportement des écoulements à la surface des bassins versants.

Ainsi, on recherche un modèle :

- **capable d'évaluer l'impact de la structure paysagère sur la dynamique spatiale des écoulements de surface en tout point de l'espace ;**
- **dynamique, afin d'appréhender la construction spatiale des écoulements et d'identifier le poids des interactions entre les processus d'écoulement et le paysage ;**
- **intégrant l'espace de manière explicite, c'est-à-dire prenant en compte la structuration des entités paysagères dans l'espace ;**
- **permettant d'obtenir des indices simples et synthétiques pour caractériser la sensibilité des bassins à la connectivité au cours d'eau des parcelles agricoles ;**
- **utilisant des données facilement accessibles mais avec une résolution fine.**

2. La modélisation appliquée aux processus de ruissellement érosif

De nombreux modèles ont été développés autour des problématiques d'érosion des sols, du ruissellement érosif et des processus hydrologiques en général ; pour Ambroise (1999), *"il y a presque autant de modèles que d'hydrologues"*. Néanmoins, *"il ne faut pas trop s'étonner de la multiplicité et de la diversité des modèles"* (Ambroise, 1999) car tous ont été développés selon un point de vue et un ou des objectifs particuliers, il n'existe donc pas, par conséquent, un "super" modèle capable de répondre à tous les objectifs de recherche (Merritt *et al.*, 2003). Ce foisonnement de modèle nécessite le recours à la classification qui, bien que complexe à établir, permet de distinguer les différents types de modèles. Cette classification repose le plus souvent sur la représentation des processus, du temps, et de l'espace (Singh, 1995 ; Payraudeau, 2002 ; Beckers et Degré, 2010).

2.1 La schématisation des processus

En fonction du type de représentation des processus, des algorithmes de calculs utilisés et de la dépendance aux données, ces modèles peuvent être classés en quatre grandes catégories : **modèles empiriques, modèles conceptuels, modèles physiques ou récursifs** (Ambroise, 1999 ; Payraudeau, 2002 ; Beckers et Degré, 2010 ; Macary, 2013).

2.1.1. Les modèles empiriques

Les **modèles empiriques** (ou mathématiques) sont basés sur des relations entre des variables. Ces relations n'obéissent pas à des lois physiques mais à une représentation mathématique qui exprime au mieux les relations. Les modèles empiriques permettent d'obtenir la dynamique des variables de sortie à partir des variables utilisées en entrée (Payraudeau, 2002). Parmi les quatre types de modèles, les modèles empiriques sont généralement les plus simples (Merritt *et al.*, 2003). Le nombre de données nécessaires à leur fonctionnement est souvent moins important que pour les autres modèles. Ces modèles, s'ils apparaissent comme des outils simples pour analyser globalement le comportement d'un bassin versant (relation pluie-débit), restent critiqués du fait des simplifications irréalistes des processus physiques, de la non-prise en compte des hétérogénéités spatiales et de leur manque de généralité (peu transférable d'un contexte à l'autre).

2.1.2. Les modèles conceptuels

Les **modèles conceptuels** s'appuient sur une représentation des composants et processus principaux dans un système. Chaque élément de l'hydrosystème ou chaque processus modélisé est représenté sous une forme schématique qui inclut une description générale des processus sans pour autant intégrer les détails spécifiques (Sorooshian, 1991 cité par Merritt *et al.*, 2003). Un bassin versant est alors représenté comme un assemblage de réservoirs interconnectés (Ambroise, 1999).

Proposée par Wischmeier au milieu des années 1950 (Wischmeier et Smith, 1960), l'équation universelle de perte en terre (USLE) est la première forme de modélisation de l'érosion des sols. Basée sur la multiplication de facteurs simples, l'USLE "*s'est révélée efficace pour prédire le ruissellement et l'érosion à l'échelle de la parcelle agricole à condition d'adapter les paramètres aux contextes locaux*" (Delahaye, 2002). Equation de l'USLE :

$$A = RKLSCP$$

Avec:

A : taux de perte en sol par unité de surface

R : facteur d'érosivité pluviale

K : facteur d'érodibilité du sol

L S : facteur topographique en fonction de la pente et de sa longueur

C : occupation du sol

P : facteur de conservation et d'aménagement

Le modèle de Wischmeier a par la suite été revisité afin de mieux prendre en compte le ruissellement de type hortonien et l'occupation du sol (modèle MUSLE, USLE-M, Kinnel and Risse, 1998 ; RUSLE, Renard *et al.*, 1994). De nombreux autres travaux basés sur l'étude des surfaces émettrices de particules solides ont abouti à divers modèles permettant la cartographie par SIG de la sensibilité des sols à l'érosion à différentes échelles spatiales : PESERA (Gobin *et al.*, 2004 ; Kirkby *et al.*, 2008), MESALES (Le Bissonnais *et al.*, 2002), MauSERM (Nigel et Rughooputh, 2010) ou encore SCALES (Le Gouée et Delahaye, 2008 ; Le Gouée *et al.*, 2010).

Ces différents modèles permettent la cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion à différentes échelles spatiales. Ils sont d'une grande utilité pour les gestionnaires qui disposent ainsi d'informations spatialisées sur une large gamme d'échelles spatiales (Le Gouée *et al.*, 2012). Ces cartographies de l'aléa érosion des sols de type expert (fig. 2.1) reposent sur une combinaison de facteurs pondérés et hiérarchisés (ex : pente, occupation du sol, érodibilité du sol, intensité journalière des pluies, etc.). Leur intérêt dans notre travail de modélisation se situe au niveau de leur simplicité à fournir des indices, certes statiques, mais qui permettent d'identifier des niveaux de sensibilité et donc des seuils de fonctionnement, à condition d'adapter l'échelle spatiale d'évaluation.

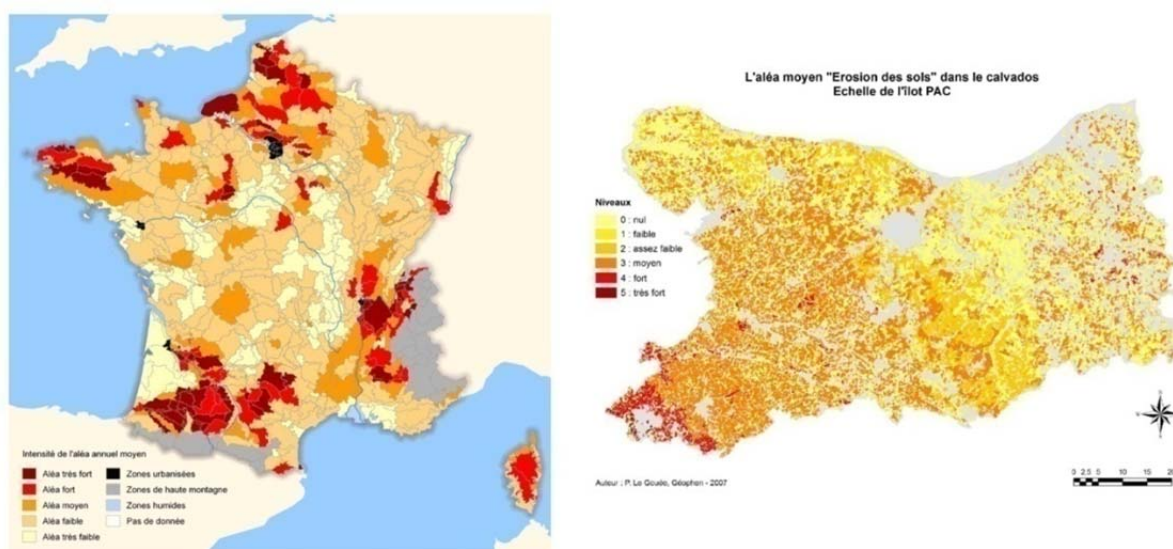


Figure 2.1 : Cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion hydrique en France avec le modèle MESALES (Le Bissonnais *et al.*, 2002) et en Basse-Normandie avec le modèle SCALES (Le Gouée et Delahaye, 2008)

2.1.3. Les modèles physiques

Les **modèles physiques** reposent sur "*une représentation du fonctionnement hydrologique du bassin par un ensemble de relations physiques et biochimiques*" (Payraudeau, 2002). Les processus sont alors décrits à partir de représentations mathématiques. Les modèles physiques font appel à des variables d'état (état hydrique d'un sol, porosité, etc.) directement mesurables sur le terrain et reliées entre elles par des relations d'état, des relations dynamiques et des relations de conservation (Ambroise, 1999). Ces modèles présentent l'avantage d'être extrapolables sur des bassins non jaugés (Beckers et Degré, 2010), mais "*leur utilisation à l'échelle d'un bassin se heurte en pratique à des contraintes limitant sérieusement leurs avantages de principes : il s'agit de modèles complexes à élaborer et lourds à exploiter, nécessitant des temps de calculs encore très importants, et faisant appel à un grand nombre de données, rarement disponibles avec la densité et la qualité requise*" (Ambroise, 1999). Parmi les plus connus : MIKE-SHE (Abbott *et al.*, 1986), TOPOG (Vertessy *et al.*, 1993), CREAM (Knisel, 1980), LISEM (De Roo, 1999).

2.1.4. La modélisation réursive

Les automates cellulaires et les systèmes multi-agents sont des modèles **dits réursifs**, c'est-à-dire constitués d'un ensemble d'entités et d'états régis par des règles de transition. Les processus sont représentés par des règles de transitions agissant sur l'état des entités du système. On passe ainsi d'un état 1 à un état 2 *via* une règle de transition. Ces modèles, très simples dans leur fonctionnement, permettent néanmoins de montrer la complexité des systèmes (Bastien *et al.*, 2002). Les modèles automates cellulaires et les systèmes multi-agents sont des "*outils privilégiés*" pour mettre en évidence les "*mécanismes génératifs en mettant l'accent sur les processus qui engendrent la configuration ou la structure à laquelle on s'intéresse*" (Banos et Sanders, 2013). En effet, la formalisation informatique des interactions spatiales permises par les automates cellulaires et les systèmes multi-agents "*sont différentes, plus souples, que dans un modèle fondé sur des équations différentielles*" (Banos et Sanders, 2013) et permettent "*d'intégrer les interrelations entre les variables et la dynamique induite par ces relations*" (Delahaye *et al.*, 2010).

2.2 La représentation du temps

La représentation du temps est également souvent utilisée comme facteur de classification des modèles. En effet, un modèle décrit un système par son état et par son évolution possible et, selon le poids accordé à l'un ou à l'autre, le modèle sera soit descriptif, soit explicatif (Caloz et Collet, 2011).

Les modèles descriptifs sont statiques, ils proposent une photographie à un instant "t" de la réalité. A l'inverse un modèle prédictif "*s'attache à décrire l'évolution d'un phénomène de manière à pouvoir prédire un état futur à partir d'un état initial connu*" (Caloz et Collet, 2011). **En fonction de la prise en compte du temps dans les modèles prédictifs on parlera de modèles événementiels ou continus.** En hydrologie, les **modèles événementiels** visent à reproduire la réponse d'un bassin versant à un épisode pluvieux alors que les **modèles continus** intègrent une dimension temporelle plus importante (succession d'épisodes pluvieux, chroniques mensuelles, annuelles ou pluriannuelles). Une des fortes différences entre les modèles événementiels et les modèles continus se situe dans la représentation du cycle de l'eau où certains processus comme l'évaporation doivent être absolument intégrés dans les modèles continus.

2.3 La représentation de l'espace dans les outils de modélisation

Une troisième classification vise à différencier les modèles en fonction de leur représentation de l'espace. Il est alors possible de distinguer **les modèles globaux, semi-distribués et distribués** (fig. 2.2). La notion de représentation spatiale renvoie ici au découpage de l'espace d'étude et ne doit pas être confondue avec l'extension spatiale de l'objet d'étude, qui renvoie à la notion de délimitation et d'étendue spatiale (portion de terre, parcelle, groupe de parcelle, versant, etc.).

Parce que l'on recherche un modèle prenant en compte explicitement l'espace nous nous attardons plus longuement ici sur la représentation possible de l'espace dans les modèles.

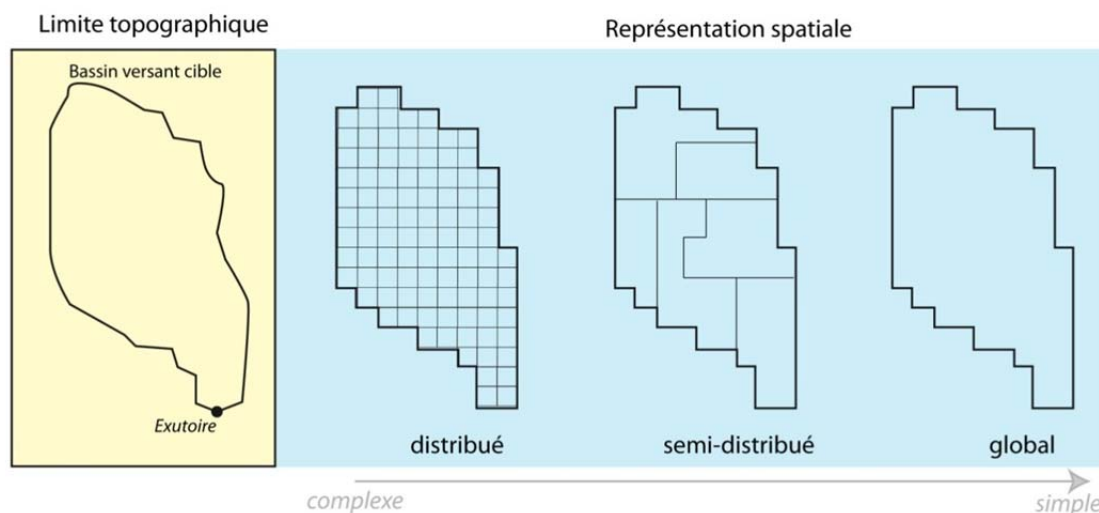


Figure 2.2 : Discretisation de l'espace (d'après Moussa modifié)

2.3.1. Les modèles globaux

Un modèle est dit **global** si, dans celui-ci, le bassin versant est pris comme un ensemble. Les variables utilisées en entrée sont alors considérées comme homogènes sur tout le système modélisé. Les modèles globaux peuvent être de type empirique ou conceptuel.

Les modèles globaux empiriques n'utilisent que des variables d'entrée et de sortie d'un bassin, le bassin versant est considéré comme une boîte noire. Les caractéristiques du bassin, telles la pente et l'occupation du sol, ne sont utilisées que pour établir les relations entre variables d'entrées et de sorties (Payraudeau, 2002).

Les modèles globaux conceptuels représentent le bassin comme un assemblage de réservoirs interconnectés décrit par une variable (niveau d'eau) et deux types de paramètres (niveaux et paramètres de vidange) et son fonctionnement par deux types d'équations (Roche, 1971 cité par Ambroise, 1999).

La non-prise en compte des hétérogénéités spatiales est la principale limite des modèles globaux. De ce fait ils sont inadéquats pour répondre à notre problématique de recherche.

En corolaire avec l'augmentation de la puissance des outils informatiques, la représentation spatiale des bassins versants dans les modèles s'est vite appuyée sur une discrétisation fine de l'espace à travers les modèles dits semi-distribués et distribués.

2.3.2. Les modèles distribués

Les **modèles distribués (ou spatialisés)** ont été développés afin d'améliorer la modélisation du fonctionnement interne des bassins. L'espace est alors discrétisé selon une grille régulière faite de cellules (ou mailles). La taille de chaque cellule est fonction du pas du raster qui définit ainsi la résolution. La cellule prend la valeur représentative du secteur qu'elle couvre. Les SIG s'avèrent être des outils particulièrement bien adaptés pour cette étape. Bien souvent, la représentation de l'espace s'appuie sur les mailles d'un modèle numérique de terrain. La résolution de la maille du MNT disponible conditionne la finesse de la discrétisation spatiale (même si celle-ci peut être modifiée sous SIG).

Les modèles distribués prennent ainsi explicitement en compte les hétérogénéités spatiales d'un bassin versant. En cela, ils sont particulièrement bien adaptés aux modèles physiques puisque chaque variable d'état ainsi que les relations qui les unissent peuvent être précisément détaillées. Le modèle ANSWERS (Beasley *et al.*, 1980 cité par Merritt *et al.*, 2003) est un des premiers modèles de ce type (Merritt *et al.*, 2003). ANSWERS (Areal Non-point Source Watershed Environment Response Simulation) propose une représentation physique des processus d'érosion et permet d'obtenir en sortie de simulation des données de ruissellement et d'érosion. Son fonctionnement s'appuie sur différentes données en entrée que sont notamment le sol, l'occupation du sol, la topographie (pente et aspect). La description de ces données peut passer par plusieurs variables. Dans ANSWERS, le sol est par exemple décrit par huit variables (érodibilité, porosité, réserve utile, etc.).

Deux modèles très répandus sont basés sur un maillage régulier de l'espace. Les modèles TOPMODEL (Beven *et al.*, 1984) et ACRU (Schulze, 1989) représentent un bassin comme un assemblage de réservoirs interconnectés représentant plusieurs niveaux de stockage d'eau. TOPMODEL utilise des données topographiques (à partir d'un MNT), de précipitations et de potentiel d'évaporation pour simuler les hydrogrammes de crue à l'exutoire des bassins versants ainsi que les zones contributives du bassin. Le modèle fonctionne de la manière suivante : la pluie qui tombe est soit infiltrée, soit ruisselée, ou écoulee en subsurface jusqu'à l'exutoire (fig. 2.3a). Tout comme TOPMODEL, ACRU (Schulze, 1989) permet d'obtenir des données sur les débits (crue, écoulement de base, etc.) et les apports sédimentaires notamment. Le modèle est de type vertical (fig. 2.3b) et permet de reproduire l'interception, l'infiltration, l'évaporation et le ruissellement des eaux de pluies.

Dans ces deux modèles, les réservoirs se vidangent les uns dans les autres en fonction d'une équation de bilans d'eau (flux entrants et sortants) et une loi de vidange.

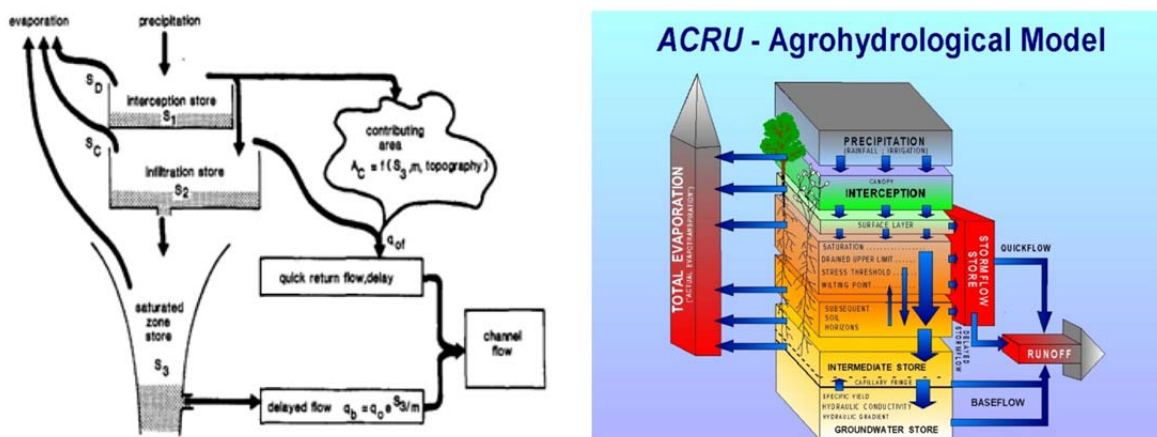


Figure 2.3 : a) TOPMODEL (à gauche, Beven, 1984) et b) ACRU (à droite, Schulze, 1989)

Le modèle STREAM (Sealing and Transfer by Runoff and Erosion in relation with Agricultural Management) permet de calculer le ruissellement et l'érosion (Souchère, 1995 ; Souchère *et al.*, 1998, 2003a ; Cerdan *et al.*, 2001 ; Cerdan *et al.*, 2004 ; Couturier *et al.*, 2013). Intégré dans un environnement SIG (ArcGis) le modèle intègre quatre modules pour représenter les fonctions de production et de transfert (fig. 2.4). Le modèle a la particularité de prendre en compte l'effet des pratiques agricoles et des motifs agraires (sens du travail du sol notamment) sur le fonctionnement hydrologique d'un territoire. Ce modèle distribué de type expert a donc été conçu pour quantifier, à l'échelle de l'évènement pluvieux, le

ruissellement et les pertes en terre à l'exutoire des bassins, tout en localisant les zones de production. Particulièrement bien adapté au phénomène de ruissellement hortonien sur sols limoneux, le modèle intègre différents mécanismes de genèse du ruissellement (pente, occupation du sol, types de sols, formation d'une croûte de battance, rugosité du sol, etc.). Son efficacité a été éprouvée à de nombreuses reprises, et STREAM est aujourd'hui utilisé dans de nombreuses structures publiques et privées.

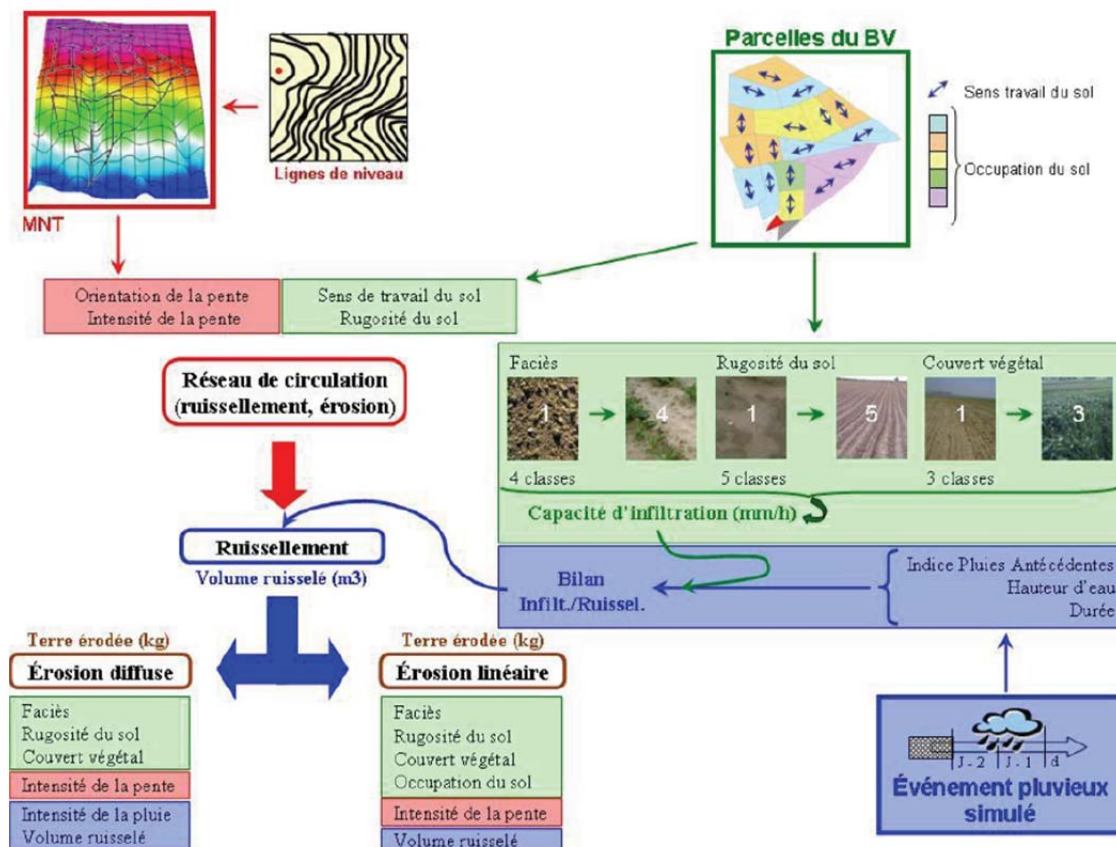


Figure 2.4 : Structure du modèle STREAM (Stream, 2014)

D'autres modèles physiques spatialisés peuvent être appréhendés à partir des références bibliographiques ci-jointe : WEPP (Laflen *et al.*, 1991), EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998), LISEM (De Roo *et al.*, 1996 ; De Roo et Jetten, 1999). Le nombre de données nécessaires au fonctionnement des modèles physiques spatialisés est la principale limite d'utilisation.

2.3.3. Les modèles semi-distribués

Les **modèles semi-distribués** (ou semi-spatialisés) représentent l'espace en sous-unités spatiales dont la réponse au processus modélisé est considérée comme homogène. Ainsi, ce n'est plus l'ensemble du bassin qui est représenté par un ensemble de réservoirs, mais chaque sous-unité spatiale. Ce découpage spatial est souvent privilégié pour la modélisation des bassins de grandes superficies.

Le découpage des bassins versants s'appuie le plus souvent sur un découpage d'unité ayant des propriétés hydrologiques considérées comme homogènes. C'est le concept HRU

(Hydrologic Response Unit) (Ross *et al.*, 1979). Ces unités hydrologiques sont obtenues par croisement de données topographiques et d'occupation du sol, de géologie et de pédologie à partir des outils SIG. Le modèle SWAT (Arnold *et al.*, 1998) repose sur ce fonctionnement (Laurent, 2013). Payraudeau (2002) rappelle cependant la très large gamme de la taille que peut prendre une "HRU" (de 28 à 0,44 km² dans le cas de deux exemples présentés) ainsi que leur caractère arbitraire. De plus Payraudeau (2002) souligne que ces unités sont souvent déterminées de façon "*intuitive sans analyser les processus dominants pour guider la segmentation*". Pour pallier à ce problème le concept de REA (Representative Elementary Area) a été proposé par Wood *et al.* (1988) et définit une taille "*des unités élémentaires pour lesquelles la variabilité intra-élément est significativement négligeable par rapport à celle inter-éléments*" Payraudeau (2002).

De nombreux auteurs ont opté pour une représentation spatiale semi-distribuée basée sur le concept d'HRU afin de limiter le nombre de données et les temps de calculs (KINEROS/2 (Woolisher *et al.*, 1990 ; Smith *et al.*, 1995) ; CREAMS (Knisel, 1980) ; HSFP (Walton et Hunter, 1996). D'autres s'appuient sur une discrétisation spatiale plus fine permettant l'intégration, au moins partielle, des entités du paysage : RIDEM (Duke *et al.*, 2003, 2006), TOPOG (Vertessy *et al.*, 1993), MHYDAS (Moussa *et al.*, 2002), Sacadeau-Software (Tortrat *et al.*, 2005 ; Masson *et al.*, 2013).

2.4 L'intégration des entités paysagères dans les modèles : exemples

La variable "occupation du sol" a été intégrée très rapidement dans les modèles. En revanche, les réseaux linéaires tels que les haies, les fossés, les routes et les entités ponctuelles type mares ou entrées de champs, restent encore rarement modélisés. Nous présentons ici quelques exemples de modèles intégrant les entités linéaires.

2.4.1. ANTHROPOG et les réseaux linéaires

Le modèle ANTHROPOG (Carluer, 1998 ; Carluer et De Marsilly, 2004) a été développé à partir du modèle distribué TOPOG (Short *et al.*, 1990, Dietrich *et al.*, 1992) pour mesurer l'impact des réseaux linéaires d'origines anthropiques (haies, fossés, routes, etc.) sur les écoulements de surface. Dans ANTHROPOG, les fossés et les routes interceptent les flux qui sont soit infiltrés soit évacués. Les haies jouent le même rôle à la différence que le transfert se fait le long de la haie. Les écoulements de subsurfaces sont également intégrés. Le modèle conceptuel s'appuie sur une représentation spatiale basée sur un maillage irrégulier dépendant de la topographie et des réseaux linéaires (Carluer et De Marsilly, 2004). La modification de la grille irrégulière par les réseaux linéaires se fait selon un procédé assez complexe, implémenté dans le modèle, qui tient compte des liens hydrologiques. Concrètement lorsqu'une cellule de la grille est coupée en deux par un réseau, les liens d'écoulements sont modifiés pour conserver les logiques d'écoulements.

2.4.2. Prises en compte des réseaux routiers, l'exemple du modèle RIDEM

Le modèle RIDEM (Rural Infrastructure Digital Elevation Model) développé par Duke *et al.* (2003, 2006) permet de simuler l'impact des routes et des canaux d'irrigation sur le parcours des écoulements. Pour cela, "the Road Enforcement Algorithm" (REA) et "the Canal

Enforcement Algorithm" (CEA) ont été implémentés dans le modèle RIDEM (Duke *et al.*, 2003, 2006). Les algorithmes BEA et CEA permettent de modifier les valeurs d'altitudes d'un modèle numérique de terrain par intégration, sous SIG, des réseaux. Quatre grilles rasters sont nécessaires en entrée : un MNT, une grille de direction topographique des écoulements, une grille d'accumulation et une grille localisant les routes. L'algorithme opère ensuite de la façon suivante (Bocher, 2005) : (1) extraction du réseau de concentration des écoulements, (2) assignation d'une direction d'écoulement aux pixels convergents, (3) réorganisation des directions dans le réseau de concentration et (4) suppression des artefacts. Malgré des résultats encourageants, la méthode proposée par RIDEM reste d'application limitée aux seules grandes plaines sur lesquelles la densité de routes reste faible et la distribution régulière dans l'espace (Bocher, 2005).

2.4.3. Les haies dans le modèle Sacadeau-Software

Sacadeau-Software est un logiciel d'aide à la décision sur la maîtrise de la contamination des eaux par les pesticides apportés sur les cultures de maïs (Tortrat, 2005 ; Trépos, 2008 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 2009 ; Trépos *et al.*, 2012 ; Masson *et al.*, 2013). Le logiciel, destiné aux agronomes travaillant sur la pollution de l'eau dans les bassins versants et aux personnes en charge de la gestion de ces bassins, permet d'obtenir des taux de transfert des polluants à l'échelle du bassin versant. Sacadeau-Software est composé de différents modules : des modules de simulation, d'apprentissage et de recommandations d'actions. Le module de simulation comprend un modèle décisionnel qui permet de représenter les décisions des agriculteurs en fonction de contraintes techniques et environnementales. Un module biophysique compose également le modèle et permet de représenter les processus de rétention, de dégradation, et de transferts de pesticides à l'échelle du bassin versant.

Dans le modèle biophysique, le bassin versant est représenté à l'aide de structures d'arbres (ou arbre de drainage) où les nœuds sont des exutoires et les arcs représentent la relation entre deux exutoires "se déversent dans". "*Pour un exutoire donné, tout flux le traversant provient soit d'exutoires amont, soit de la surface de la parcelle qui l'alimente*" (Masson *et al.*, 2013). La construction des arbres d'exutoires, se base sur un modèle numérique de terrain et sur l'occupation du sol (fig. 2.5).

L'arbre de drainage intègre les haies sur talus, autrement dit, la construction de l'arbre nécessite au préalable la prise en compte des réseaux de haies. Soucieux d'intégrer les haies tout en gardant une certaine cohérence dans la représentativité spatiale¹ Tortrat (2005) imagine l'utilisation des arrêtes des mailles carrées comme support de représentation spatiale (fig 2.6). Cette procédure, "*dérivée de méthode développée par Zhang (1995 ; Mérot, 1999) et reprise par Viaud (2004)*" permet de générer un "mur" pour toute haie située sur une limite de parcelle Tortrat (2005). Ainsi, "*l'influence des dispositifs de haie-talus sur la redirection des écoulements le long de ces dispositifs ne se fait plus au niveau de la maille mais sur les côtés de celle-ci*" Tortrat (2005).

En sortie de simulation, il est possible d'obtenir une représentation des chemins de l'eau au sein d'un bassin versant et d'identifier la connectivité des parcelles agricoles au cours d'eau (fig 2.7). Le bassin versant est donc représenté en sous-parties indépendantes entre elles en

¹ Un dispositif haie-talus a une largeur avoisinant les 5 mètres alors que le maillage utilisé dans Sacadeau-Software est de 20 mètres. Représenter une haie par une cellule de 20 mètres tend à surestimer le rôle du linéaire bocager.

termes de transferts. Pour une présentation détaillée de la méthodologie de construction de l'arbre d'exutoire se reporter à Aurousseau *et al.*, 2009.

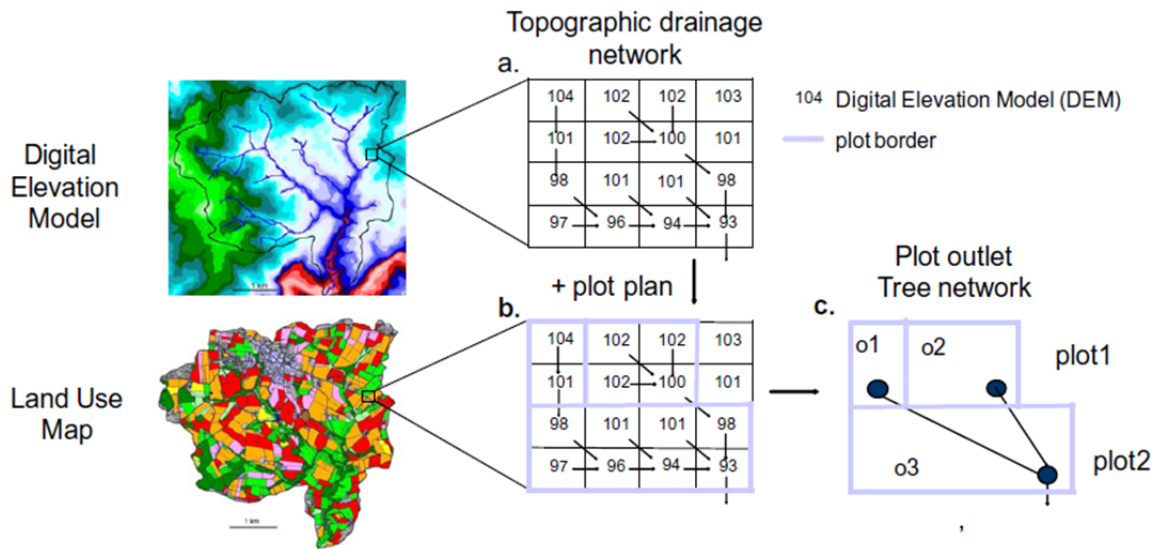


Figure 2.5 : Segmentation de l'espace sous Sacadeau-Software (Trépos, 2012)

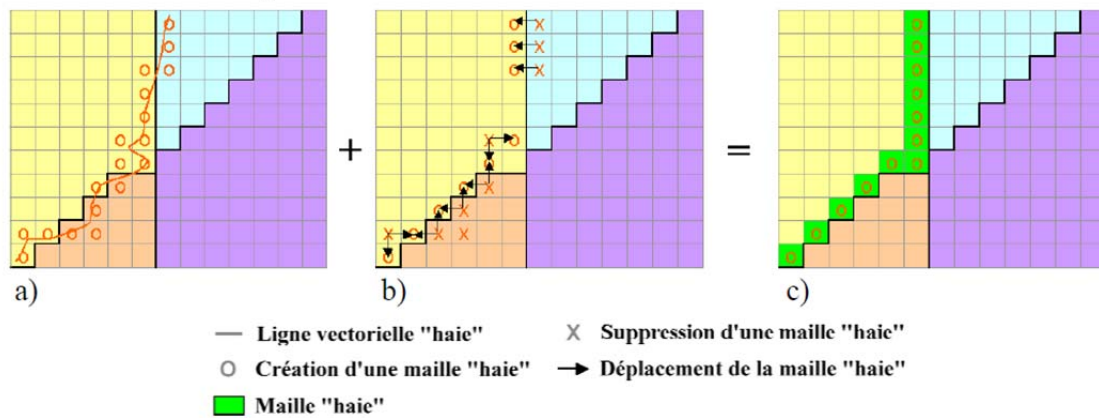


Figure 2.6 : Représentation des haies dans le modèle Sacadeau-Software (Tortrat, 2005)

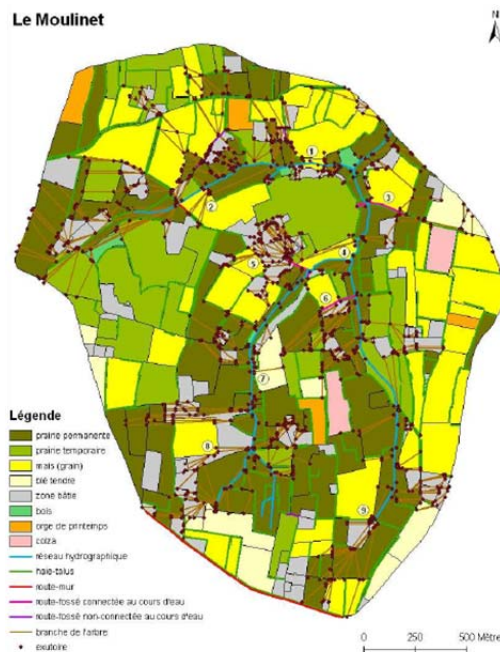


Figure 2.7 : Représentation cartographique des zones à risque de transfert de MES au cours d'eau par ruissellement sur le bassin du Moulinet (Doray, 2008)

2.4.1. Le modèle MHYDAS et les réseaux de fossés

Le modèle MHYDAS², a été développé par Moussa et al. (2002). Il s'agit plus précisément d'une plateforme de modélisation conçue pour "comprendre et simuler les processus de transferts d'eau et de polluants en milieu agricole" (Chahinian, 2004). Dans MHYDAS l'espace est segmenté en trois types d'entités : des "unités hydrologiques (notée U)", des "unités de nappes (notées Aq)" (nappes ou aquifères) et des "tronçons (noté T)" (segmentation du réseau hydrographique) (fig. 2.8). Le découpage spatial s'appuie sur des données topographiques (altitudes), de limites parcellaires et d'aquifères, et de réseaux de fossés. A chacune de ces unités une fonction est attribuée (transfert, production...) et des fonctions d'échange entre les unités sont affectées (relation de type Darcy entre T et Aq par exemple). Chaque unité possède une forme propre, ce qui permet de mieux prendre en compte les discontinuités spatiales. Un outil de discrétisation du paysage a par ailleurs été spécialement construit pour la préparation des données spatiales (Lagacherie *et al.*, 2010).

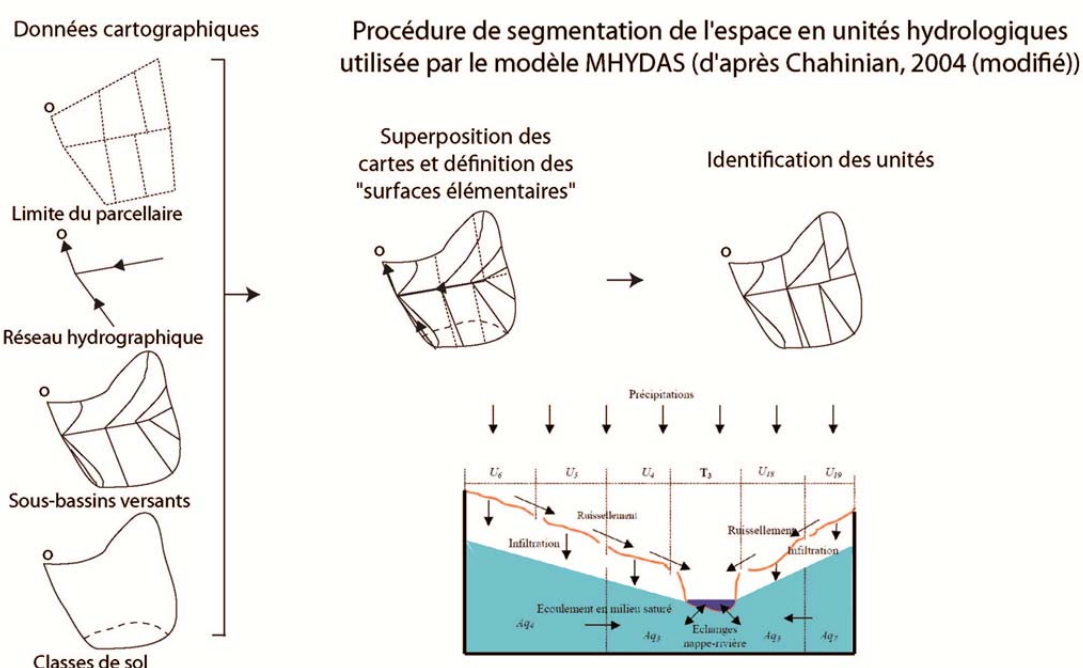


Figure 2.8 : Segmentation de l'espace sous MHYDAS (d'après Chahinian, 2004 modifié)

Cette automatisation de la procédure de préparation des données a permis le couplage du modèle MHYDAS avec un simulateur stochastique de paysage. Le recours aux modèles de simulations paysagères présente plusieurs intérêts rappelés par Le Ber *et al.* (2009) que sont notamment la généralisation des résultats et la possibilité de tester et d'optimiser de nouvelles configurations paysagères. Le recours à ces simulations s'est surtout développé en écologie du paysage, mais quelques recherches ont été conduites sur les processus hydrologiques. Bailly *et al.* (2011) proposent ainsi un algorithme de simulation spatialement explicite de réseaux de fossés basé sur les limites parcellaires (possibilité de créer des fossés sur n'importe quelle limite parcellaire). Tout comme Bailly *et al.* (2011), d'autres membres du

² Modélisation Hydrologique Distribuée des AgroSystèmes

laboratoire LISAH³ de Montpellier ont travaillé sur des modèles stochastiques paysagers en vue d'alimenter le modèle MHYDAS. Gumière *et al.* (2011) ont testé la sensibilité de MHYDAS à la répartition de bandes enherbées générées aléatoirement par un simulateur. Colin *et al.* (2011) ont, quant à eux, testé la sensibilité du coefficient de ruissellement à différentes variables, basées sur un paysage généré par un simulateur. Une représentation schématique et explicite de ce couplage entre simulateur paysager et modèle de fonctionnement biophysique du paysage est présentée par Levavasseur (2012) (fig. 2.9).

En couplant le modèle MHYDAS avec un simulateur paysager Levavasseur (2012) s'est intéressé au rôle de l'organisation spatiale des réseaux de fossés sur le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant viticole méditerranéen. Il a pour cela testé un millier de configurations spatiales des réseaux de fossés au sein d'un petit bassin (6,4 km²) (fig. 2.10) puis a comparé l'évolution du temps de réponse à l'exutoire, du pic de crue et du volume total écoulé. Les résultats montrent trois choses. (1) L'augmentation de la densité de fossés augmente le volume drainé ainsi que le pic de crue dans le réseau et diminue l'écoulement de surface sur les versants. (2) A partir d'un certain seuil, l'augmentation de la densité de réseau n'engendre plus d'effet sur l'écoulement de surface. (3) La relation densité de réseau / écoulement de surface apparaît comme plus faible pour les petits sous bassins versants (< à 2 km²). Cette approche très intéressante reste cependant pour l'instant bornée aux réseaux de fossés dans un contexte de bassins viticoles.

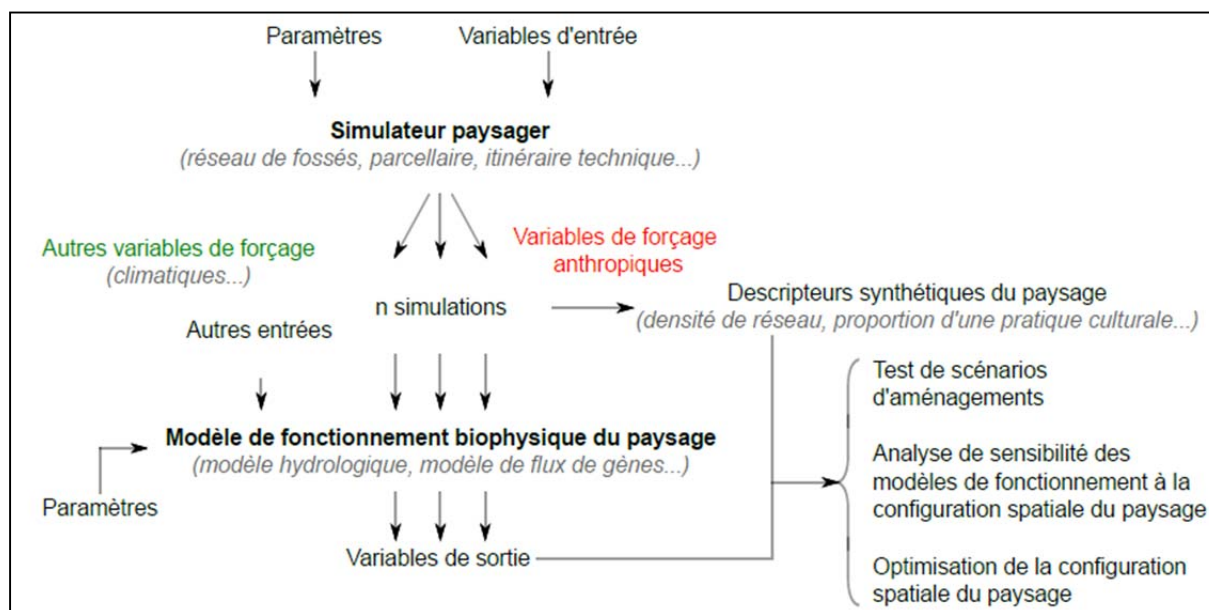


Figure 2.9 : Schéma conceptuel de la démarche d'exploration de la relation entre structure et fonction du paysage (Levavasseur, 2012)

D'autres modèles ont été développés spécialement pour appréhender la connectivité telle une propriété émergente du système. Birckel *et al.* (2010) mesurent l'impact de la dynamique d'expansion et de contraction des zones saturées sur la connectivité au cours d'eau. Lesschen *et al.* (2009) montrent quant à eux le rôle de l'organisation spatiale des zones de végétation et des terrasses agricoles sur leur connectivité au cours d'eau dans un bassin versant semi-aride

³ LISAH: Le Laboratoire d'Etude des Interactions entre Sol-Agrosystème-Hydrosystème est une unité mixte de recherche sous la tutelle de l'INRA, de l'IRD et de SupAgro basé à Montpellier.

du sud-est de l'Espagne (fig. 2.11). Pour cela ils utilisent le modèle de simulation paysagère LAPSUS, capable, à partir d'un nombre limité de paramètres d'entrées, de calculer l'érosion et la sédimentation en tout point de l'espace (Schoorl et Veldkamps, 2001).

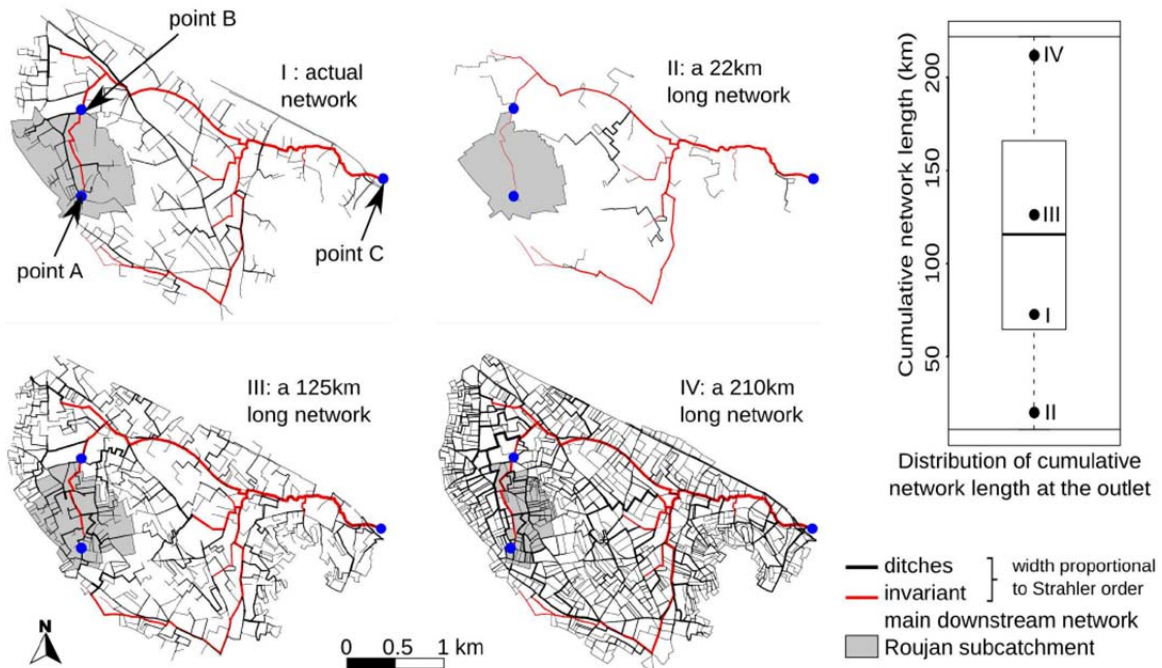


Figure 2.10 : Configurations spatiales des réseaux de fossés et des longueurs de drainage (Levavasseur, 2012)

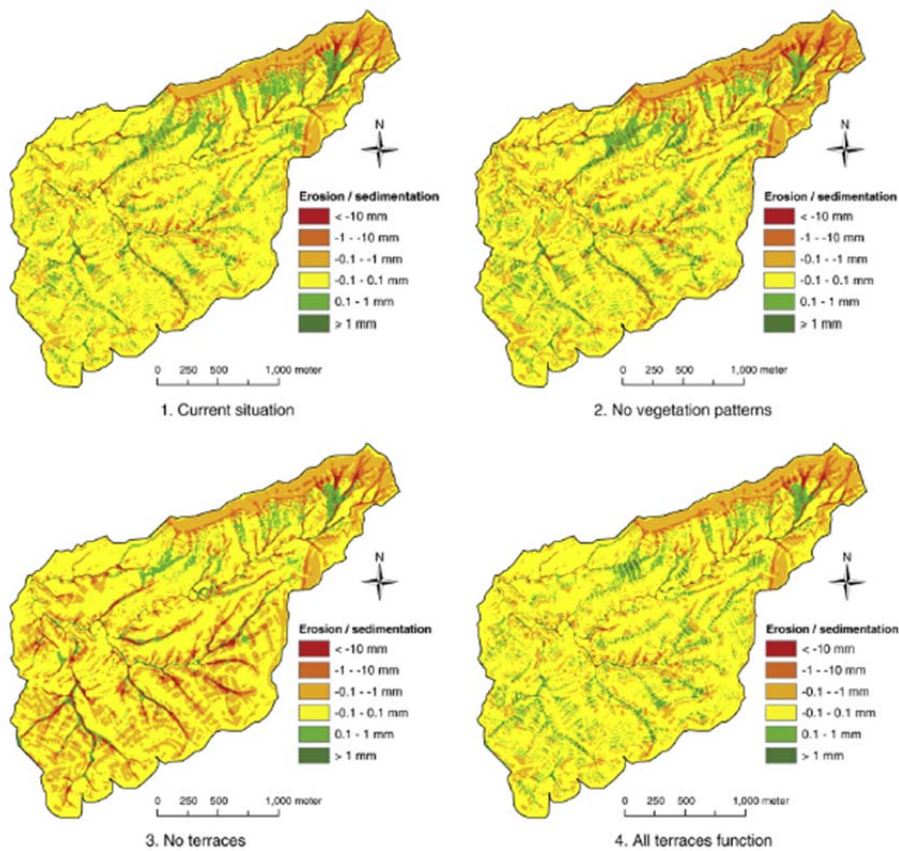


Figure 2.11 : Taux d'érosion (valeurs négatives) et sédimentation (valeurs positives) obtenues à partir de quatre simulations (Lesschen, 2009)

2.5 Avantages de la modélisation par automates cellulaires et systèmes multi-agents

En parallèle de ces approches, d'autres techniques dérivées de l'Intelligence Artificielle Distribuée se sont développées : les automates cellulaires (AC) et les systèmes multi-agents (SMA). Les AC s'appuient sur une représentation de l'espace par un ensemble de cellules évolutives qui interagissent entre elles. Ils ont un intérêt évident pour la modélisation des systèmes dynamiques complexes (Badariotti et Weber, 2002). Alors que la majorité des approches spatialisées sont dans une démarche top-down, c'est-à-dire dans une logique de raffinement de la donnée depuis un niveau supérieur vers le local (l'espace est alors souvent implicitement pris en compte), les AC permettent une meilleure intégration des processus aux différentes échelles spatiales.

Un AC se définit comme "*une machine formelle ou technologique qui permet de représenter un système spatio-temporel avec une dynamique en général discrète. Un AC est lui-même un système dont les composants sont appelés des cellules. Chaque cellule est un automate (le plus souvent à nombre fini d'états) qui est connecté à d'autres cellules (ses voisines) formant ainsi un réseau d'automates*" (Langlois, 2010). Les automates cellulaires se composent de cinq éléments (Langlois, 2007 cité par Douvinet, 2008) :

- un espace discrétisé en une matrice cellulaire "*qui peuvent être linéaires (unidimensionnelles), surfaciques (bidimensionnelles) ou volumétriques (tridimensionnelles)*" (Douvinet, 2008) ;
- chacune des cellules contient une valeur d'attribut extraite d'un ensemble discret d'états possibles ;
- un fonctionnement itératif, approche temporelle discrète ;
- des règles de transitions pour passer d'un état à un autre ;
- des règles de voisinage impactant directement les règles de transitions.

Le modèle RuiCells est un AC créé pour la simulation du ruissellement érosif au sein des petits bassins ruraux (Langlois et Delahaye, 2002, Langlois, 2007), puis développé pour mettre en évidence le rôle dynamique de la morphologie d'un bassin sur sa réponse hydrologique (Delahaye, 2002 ; Douvinet, 2008).

La structure de l'automate RuiCells permet d'associer un maillage triangulaire régulier construit à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT) à une base de données spatiales (SIG). La construction des liens d'écoulement entre les cellules du maillage triangulaire repose sur le rôle structurant des éléments du graphe topologique et non pas sur la topologie de voisinage du réseau cellulaire (Delahaye, 2005). Le concept classique d'automate cellulaire a ainsi dû être modifié "*pour pouvoir modéliser à la fois la structure variable des éléments de terrain et la connectique entre les cellules*" (Douvinet et al., 2008a). Le fonctionnement est itératif, discret et synchrone. A chaque itération "machine" et à partir des axes d'écoulements définis par le graphe, l'automate permet de faire transiter de cellule en cellule n'importe quel type de données (Delahaye, 2005). La vitesse de vidange des cellules les unes dans les autres peut être soit "pilotée automatiquement" par l'automate, soit fonction de la pente (obtenue grâce au MNT). En fin de simulation les données obtenues permettent d'analyser "*la part de chaque variable de forme (deux ou trois dimensions (si on intègre la pente)) et ainsi de mieux caractériser le rôle de la morphologie dans la réponse hydrologique du bassin*" (Delahaye, 2005). Des indices, simples et rapides à calculer, sont tirés des graphiques résultant des simulations et

permettent de mesurer l'efficacité morphologique structurelle des bassins versants et rend possible la comparaison entre bassins.

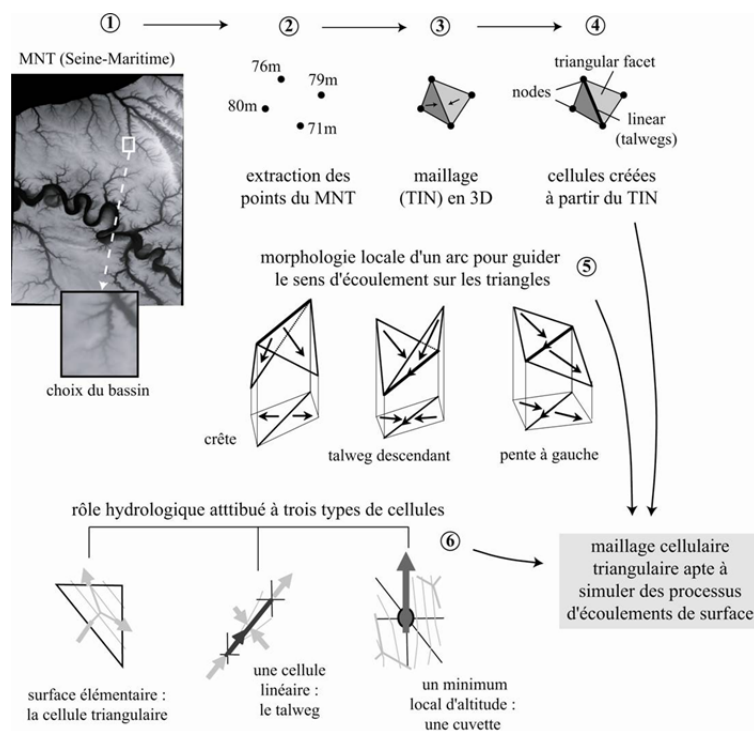


Figure 2.12 : Construction du maillage triangulaire de l'automate RuiCells (Douvinet *et al.*, 2008 d'après Delahaye *et al.*, 2001 ; Langlois et Delahaye, 2002)

Par rapport aux automates cellulaires, les systèmes multi-agents sont fondés sur la formalisation des interactions locales entre des agents et leur environnement. Dans les modèles multi-agents, l'agent est mobile et, en se déplaçant, son environnement sera évolutif. "Si l'environnement des SMA peut facilement être représenté sous la forme d'une grille de cellules, il n'en est pas de même des agents, qui sont des entités autonomes et peuvent se déplacer tout en conservant leur identité et surtout modifier les liens qu'ils établissent avec d'autres agents" (Ferber, 1995). Les SMA prennent ainsi en compte l'individualité des agents, ce qui offre la possibilité de pouvoir suivre leur trajectoire au sein du système. "D'une logique d'effet de coévolution, caractéristique d'une approche en termes de matrice d'information spatiale, l'utilisation des concepts et méthodes liés aux SMA amène à passer à une logique de genèse et d'émergence. En particulier l'autonomie de l'agent informatique dans la gestion de ses interactions constitue un atout pour formaliser les interactions spatiales et les phénomènes d'auto-organisation qui y sont associés." (Banos et Sanders, 2013).

Trois travaux, basés sur l'utilisation des systèmes multi-agents appliqués aux processus d'écoulement de surface et de ruissellement peuvent être présentés ici :

- ceux de David Servat et plus globalement du projet Rivage (développement d'une approche multi-agents pour **simuler les interactions entre les acteurs hétérogènes de l'infiltration et du ruissellement d'eau sur une surface de sol**);
- ceux de Sim Reaney sur le **couplage d'un modèle physique avec des agents représentant des gouttes d'eau** ;

- ceux de Mahefa Rakotoarisoa sur le développement **d'un système multi-agent couplé à une fonction de production de type SCS_Curve Number**.

Les travaux de Servat s'insèrent dans le programme de recherche RIVAGE (Ruissellement et Infiltration Vu par des AGENTS) initié par E. Perrier et J-P Treuil du laboratoire d'informatique de l'IRD⁴. L'objectif du projet est le développement d'un système multi-agents pour simuler les processus d'infiltration et de ruissellement à différentes échelles de temps et d'espace. L'approche modélisatrice vise non seulement à reproduire les flux d'eau dans un espace limité (c'est-à-dire borné), mais également à simuler la distribution spatiale des chemins de l'eau, les variations de niveau et d'extension d'entité tel que des mares ou des ravines. Le projet RIVAGE est un travail pionnier dans l'intérêt de l'approche particulière du ruissellement (Treuil *et al.*, 2001). Dans leur approche, l'eau est constituée par un ensemble d'agents multi-niveaux qui évoluent indépendamment dans leur environnement et à partir duquel ils extraient les informations dont ils ont besoin. Le premier niveau est constitué d'entités individuelles appelées "boule d'eau" qui se déplacent en fonction de leur environnement local. Les interactions entre agents sont des forces de répulsion en fonction des distances. L'environnement est constitué de plusieurs "*discretisations des niveaux d'informations parallèles à priori indépendants*" tels que le sol, la topographie, etc. (Servat, 2000). Au cours des simulations, le changement d'échelle, entre un niveau micro et un niveau macro, est représenté par l'agrégation d'agents desquels émergent une nouvelle entité. Ainsi, l'apparition de mares ou de ravines est le résultat d'interactions entre les agents, qui sont réifiés en un nouvel agent regroupant les agents individuels. Les travaux de Servat, permettent également de montrer la capacité des agents à évoluer dans un espace continu sans maillage et d'interagir avec des obstacles. Le projet RIVAGE a ainsi contribué à apporter des connaissances nouvelles sur l'intérêt des SMA comme outil de modélisation de processus physiques.

Reaney (2003, 2008) a développé un modèle à base d'agents capables de cartographier la connectivité des zones sources de ruissellement potentiel et des voies d'écoulement tel que prédit par la simulation hydrologique du modèle CRUM. Concrètement, le système passe par le couplage d'un modèle hydrologique physique et distribué (CRUM⁵) avec des agents autonomes, capables de tracer les chemins d'écoulements des flux générés par le modèle depuis leur point de chute (un agent représente une goutte d'eau) jusqu'à l'exutoire. Ces travaux, réalisés dans un bassin versant semi-aride au sud est de l'Espagne, ont permis d'appréhender l'origine spatiale et temporelle des écoulements et de retracer leur parcours au sein du bassin. Les travaux de Reaney se concluent sur la capacité de l'approche agent pour offrir des informations détaillées (interaction des agents entre infiltration ou écoulement, écoulement à travers le paysage, origine et devenir de l'eau "qui tombe") sur la dynamique hydrologique au sein d'un bassin versant durant un épisode orageux, et sur la capacité des agents à prendre en compte les changements d'occupation du sol et topographique.

⁴ Institut de Recherche pour le Développement

⁵ Connectivity RUnoff Model (Reaney, 2003 ; Reaney *et al.*, 2007)

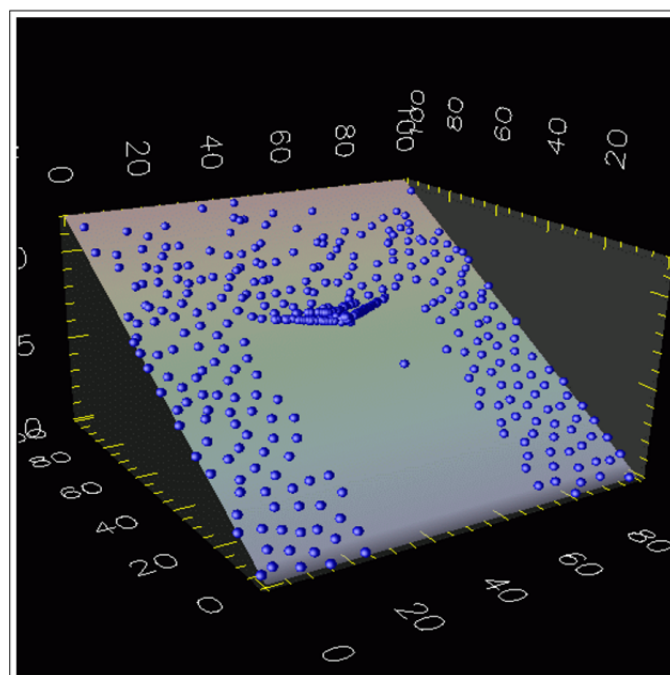


Figure 2.13 : Mouvements de boules d'eau contraints par un mur à deux arrêtes sur un plan incliné (Servat, 2000)

Plus récemment⁶, Rakotoarisoa *et al.* (2014) ont développé un "modèle hydrologique multi-agent" capable de reproduire les écoulements dans un petit bassin versant de 2,2 ha avec un minimum de paramétrages. Concrètement, deux phases sont distinguées au cours des simulations : "une phase d'infiltration utilisant surtout des règles appliquées à la cellule et une phase de ruissellement mettant en scène les agents hydrologiques" (Rakotoarisoa *et al.*, 2014). L'équation du SCS-Curve Number a été implémentée dans le modèle pour différencier ces deux phases.

Les simulations comparées à des mesures réelles de débit à l'exutoire du bassin étudié montre toute la pertinence des SMA pour reproduire les écoulements de flux. En effet, "le critère de Nash-Stucliffé reste malgré tout acceptable bien que certaines erreurs relatives dépassent elles les 30%" (Rakotoarisoa *et al.*, 2014). Ce travail, intégré dans une recherche de thèse actuellement en cours, est encore en développement.

3. Vers le développement d'un nouvel outil de simulation spatiale

3.1 Retour sur les modèles existants

Un très grand nombre de modèles spécialisés en hydrologie, ruissellement et érosion des sols existent. Chacun de ces modèles a été construit en vue de répondre à un ou plusieurs objectifs. La majorité d'entre eux est d'ores et déjà opérationnelle et utilisée dans l'évaluation des risques d'érosion, de ruissellement, de diffusion de polluants ou encore dans la lutte

⁶ Travaux de thèse en cours de Mahefa Rakotoarisoa " Etude de l'impact du changement climatique sur les risques hydrologiques dans des bassins versants sous contrôle anthropique : modélisation de l'aléa, de la vulnérabilité et des conséquences sur les sociétés. Cas des régions Est et Sud-Ouest de Madagascar" sous la direction de C.Fleurant et de T.Razakamanana.

contre les inondations. Malgré leurs qualités respectives, ces modèles ne sont pas en adéquation avec nos objectifs. Beaucoup d'entre eux n'intègrent pas, ou seulement en partie, le rôle des entités linéaires du paysage. C'est le cas par exemple du modèle MHYDAS qui est centré sur la modélisation du rôle des fossés. Le modèle SACADEAU intègre en revanche l'ensemble des entités du paysage mais les résultats en sortie proposent un arbre d'exutoire complexe et difficile à lire. Cependant, les résultats fournis par ce modèle sont les plus proches de ceux que l'on cherche à obtenir mais avec un mode de représentation différent.

Par ailleurs, dans la plupart des modèles, l'approche classiquement utilisée consiste à superposer toutes les informations spatiales (pédologie, géologie, climatologie et paysage) dans une matrice unique à une même échelle. Même s'ils présentent de bonnes capacités de prévisions, la diversité des échelles et des mécanismes sous jacents ne sont pas révélés. Cela est dû à la difficulté de prendre en compte l'influence de l'ensemble des facteurs locaux, souvent hétérogènes et de la difficulté d'implémenter certains comportements du système. L'automate RuiCells a en revanche montré toute la pertinence des AC pour prendre en compte les différentes échelles spatiales et évaluer la construction des écoulements en tout point de l'espace. Néanmoins, ce dernier n'intègre pas les entités paysagères telles que les haies ou les fossés et ne permet pas d'en mesurer les conséquences. Les systèmes multi-agents présentent bien des avantages pour simuler les processus d'écoulements et s'avèrent être des outils tout à fait pertinents pour mettre en évidence les effets de la structure du paysage sur la dynamique globale des écoulements. De plus, ils répondent à plusieurs de nos objectifs initiaux.

- Plus que la construction d'un outil de modélisation, **concevoir un système multi-agent c'est avant tout une démarche de structuration de la pensée face à un problème complexe** (Bouquet *et al.*, 2015). Ce sont des outils qui cherchent certes à reproduire la réalité mais avant tout à en révéler la complexité.
- **Parce qu'ils sont simples de prise en main**, même pour les non-informaticiens. La modélisation multi-agents permet de décrire un système en terme d'entités, d'agents et de relation, plutôt que par des équations (Bommel, 2009) ;
- **La discrétisation des écoulements (en agents) permet de prendre en compte les trajectoires et les historiques de chaque agent au sein d'un système** (Servat, 2000 ; Reaney, 2008). Cette caractéristique intègre explicitement les comportements individuels et permet d'obtenir de l'information sur l'origine des écoulements et sur leur variabilité spatiale et temporelle ;
- Tout comme les automates cellulaires, **les SMA considèrent l'espace de manière explicite et à un niveau de détails élevé** (Douvinet, 2008). De cette manière, il est possible d'identifier les structures spatiales qui dictent la dynamique des écoulements de surface. Les SMA sont ainsi un bon outil pour l'étude de l'organisation de l'espace géographique et des dynamiques qui y sont observables (Daudé, 2005).
- **Les SMA sont à même de mettre en évidence les propriétés émergentes d'un système qui apparaissent à un niveau macro sans être observables, ni prévisibles au niveau des entités qui constituent le système.** On l'a vu, un bassin versant peut être vu comme un système complexe à l'intérieur duquel des interactions entre processus et entités

paysagères impulsent une dynamique globale. Cette caractéristique est particulièrement intéressante pour mettre en évidence la connectivité hydrologique au cours d'eau. Cela va dans le sens de Bracken *et al.* (2013) : *“We propose that to do so well, modelling should enable hydrological connectivity to emerge due to the operation of processes laws, rather than be defined as a concept that is put into the model in the first place”*.

- Par ailleurs, la modélisation des processus d'écoulement à base d'agents apparaît comme très souple pour étudier les interactions processus-paysages. Cette souplesse résulte de la simplicité de la formulation des règles de déplacement des agents ainsi que la prise en compte de la structure spatiale sous-jacente ;

- De par leur modularité, les SMA sont également de bons outils pour mettre en place et évaluer les conséquences sur les écoulements de scénarios d'aménagements.

3.2 Objectifs de la thèse en matière de modélisation

Pour évaluer le rôle de l'organisation spatiale des entités paysagères sur les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires nous nous sommes donc tournés vers les systèmes multi-agents. Plusieurs objectifs, d'ordres scientifiques et techniques, ont ainsi été posés. Les premiers renvoient aux attentes en matière de connaissances scientifiques évoquées dans le premier chapitre. Les seconds concernent les besoins en outils.

Pour appréhender la construction spatiale du ruissellement érosif l'idée est de faire interagir les effets de formes (topographiques : surfaces, réseau) et de structure paysagère (entité) à travers les échelles. Cette approche s'inscrit dans la continuité des travaux de Patrice Langlois et Daniel Delahaye (Langlois et Delahaye, 2002 ; Delahaye, 2002 ; Langlois, 2007), repris par Johnny Douvinet (Douvinet, 2008), et l'automate cellulaire RuiCells sauf qu'ici c'est l'impact de la structure paysagère que l'on souhaite mettre en évidence et non pas la morphologie des bassins versants. L'objectif, semblable, est de mener une approche ascendante allant des zones de production de ruissellement au bassin versant.

3.2.1. Objectifs / attentes « scientifiques »

Modéliser des dynamiques spatiales

Il ne s'agit pas de partir vers une modélisation "purement" hydrologique. En effet, l'objectif est de se concentrer sur les dynamiques spatiales des écoulements de surface, il s'agit de restituer les liens entre les zones sources et l'exutoire.

Mesurer l'influence de la structure paysagère sur les écoulements de surface

Il s'agit de mettre en évidence l'incidence des entités paysagères sur ces dynamiques spatiales et de **mesurer l'influence de leur organisation et de leur structuration dans l'espace**. En effet, s'il est facile de calculer la densité de réseaux linéaires dans un espace ou encore la longueur et l'orientation des réseaux par rapport à la pente, ces indices restent inopérants pour prédire l'incidence de ces structurations sur le fonctionnement du bassin à

l'exutoire (Delahaye, 2005). L'objectif est donc d'obtenir des indices dépassant ces indices classiques.

Poids des échelles spatiales dans l'analyse des processus

L'état de l'art du premier chapitre a mis en évidence la non-linéarité des processus à travers les échelles de l'hydrosystème. Le modèle devra être capable de mettre en évidence la construction de la réponse hydrologique depuis les échelles locales et jusqu'à l'échelle globale et de souligner l'émergence des processus, les effets de seuils et de connectivité au sein des bassins versants.

3.2.2. Objectifs « techniques »

Modèle simple et générique

La qualité première du modèle doit être sa simplicité d'utilisation. Pour cela, il s'agit de trouver un bon compromis entre le nombre de données en entrée et la reproduction fidèle des processus. Le modèle n'est pas une alternative au travail de terrain mais bien au contraire un outil de réflexion permettant une conceptualisation du système à partir d'allers-retours entre la machine et le terrain. Pour cela, le modèle devra être capable d'offrir la possibilité d'interagir facilement avec l'environnement (possibilité d'ajouter ou de supprimer un objet linéaire, de changer l'occupation du sol, etc.). Ce sont les principes de "*modularité*" et "*d'évolutivité*" qui permettront ainsi une meilleure "*transposabilité*" du modèle (Branger, 2007).

Des données en entrées facilement disponibles

C'est un point important de la modélisation, l'acquisition des données nécessaires au fonctionnement du modèle doit être aisée. Une attention particulière sera donc apportée aux types de données nécessaires ainsi qu'à la facilité de les mobiliser dans le modèle.

Développement d'indices de sensibilité

L'outil de modélisation doit permettre la caractérisation des bassins versants en vue de réaliser des approches comparatives. Pour cela, des indices simples de sensibilité des espaces doivent être obtenus à partir des simulations.

Conclusion du chapitre 2

La modélisation des processus d'érosion et de ruissellement s'est largement développée ces trente dernières années notamment grâce à l'augmentation de la capacité des outils informatiques. L'état de l'art qui vient d'être présenté a permis de montrer un certain nombre de modèles tous différents en fonction des processus qu'ils modélisent, de la discrétisation temporelle et/ou spatiale utilisée et l'intégration ou non des entités du paysage. Parmi tous les modèles présentés, nombreux sont ceux qui ont d'ores et déjà été éprouvés.

Les systèmes multi-agents sont plébiscités depuis quelques années en sciences sociales et notamment en géographie. Basés sur la formalisation des interactions locales entre les agents et leur environnement, ils sont de bons outils pour révéler la complexité d'un système.

Leur utilisation pour la simulation de processus d'écoulement est assez rare. Trois travaux ont été recensés. Cependant, les finalités n'étant pas les mêmes que les nôtres, le choix a été fait de construire notre propre modèle spatial à base d'agents. Plusieurs objectifs ont déjà été posés. Il s'agit de construire un outil capable de modéliser les dynamiques spatiales d'écoulement à la surface des versants en intégrant les entités du paysage et notamment la présence de réseau de haies et de fossés qui vont interférer avec la dynamique purement topographique des écoulements. En sortie de simulation, l'outil devra être capable de fournir des indices simples et discriminants.



Deuxième partie

Quantification et analyse des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires

Chapitre 3 : Choix d'un site d'étude et instrumentation

Chapitre 4 : Analyse des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires

Chapitre 3

Choix d'un site d'étude et instrumentation

Sommaire

- 1) Bilans sédimentaires d'un bassin versant du nord-ouest de la France.....p 84
 - 2) Présentation du bassin versant de Lingèvres.....p 90
 - 3) Dynamiques de transferts hydro-sédimentaires sur le bassin versant de Lingèvres.....p 98
-

Introduction

Préalablement au développement du modèle spatial, le suivi des processus *in-situ* est une nécessité. Cela afin de bien identifier le système modélisé mais aussi pour mieux comprendre les interactions entre les processus d'écoulement et les entités paysagères. Au-delà d'être indispensable et d'être un préalable à toute modélisation de processus naturel, cette approche s'insère dans une démarche de modélisation où les allers-retours avec le terrain sont forts.

De nombreuses études ont montré la sensibilité de ces bassins versants agricoles aux processus de ruissellement érosifs et aux transferts hydro-sédimentaires (Mérot, 1978 ; Auzet, 1987a, 1987b ; Papy et Douyer, 1988 ; Papy et Boiffin, 1988 ; Delahaye, 1992, 1996, 2002 ; Delahaye et Hauchard, 1998 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Cerdan *et al.*, 2004 ; Laignel *et al.*, 2006 ; Le François, 2007 ; Delmas *et al.*, 2012b ; Viel, 2012 ; Vongvixay, 2012).

Dans ces hydrosystèmes, caractérisés par une énergie faible ($< 15 \text{ W/m}^2$), la très grande majorité des transferts de matières s'effectue par suspension du fait de forces tractrices insuffisantes dans les cours d'eau. De ce fait, quantifier les transferts hydro-sédimentaires revient à mesurer les quantités de sédiments transportés en suspension ; la contribution de la charge de fond étant considérée comme négligeable (Vongvixay, 2012 ; Viel, 2012). Par conséquent, dans ce mémoire, les termes de "sédiment", de "débit solide" ou encore de "flux solide" renvoient aux seules matières en suspension (MES). Les exportations de la charge de fond ou de matières dissoutes n'ont pas été étudiées dans cette recherche.

Les MES correspondent à de fines particules (et/ou faiblement denses) dont le transport au sein d'un écoulement se fait en suspension sur des distances plus ou moins longues. Ce déplacement n'est, en effet, pas linéaire dans le temps et au sein du chenal (Parsons *et al.*, 2015) mais marqué par des soubresauts (mise en suspension et avancée rapide), ponctués par des périodes de dépôts en attente d'être remobilisés.

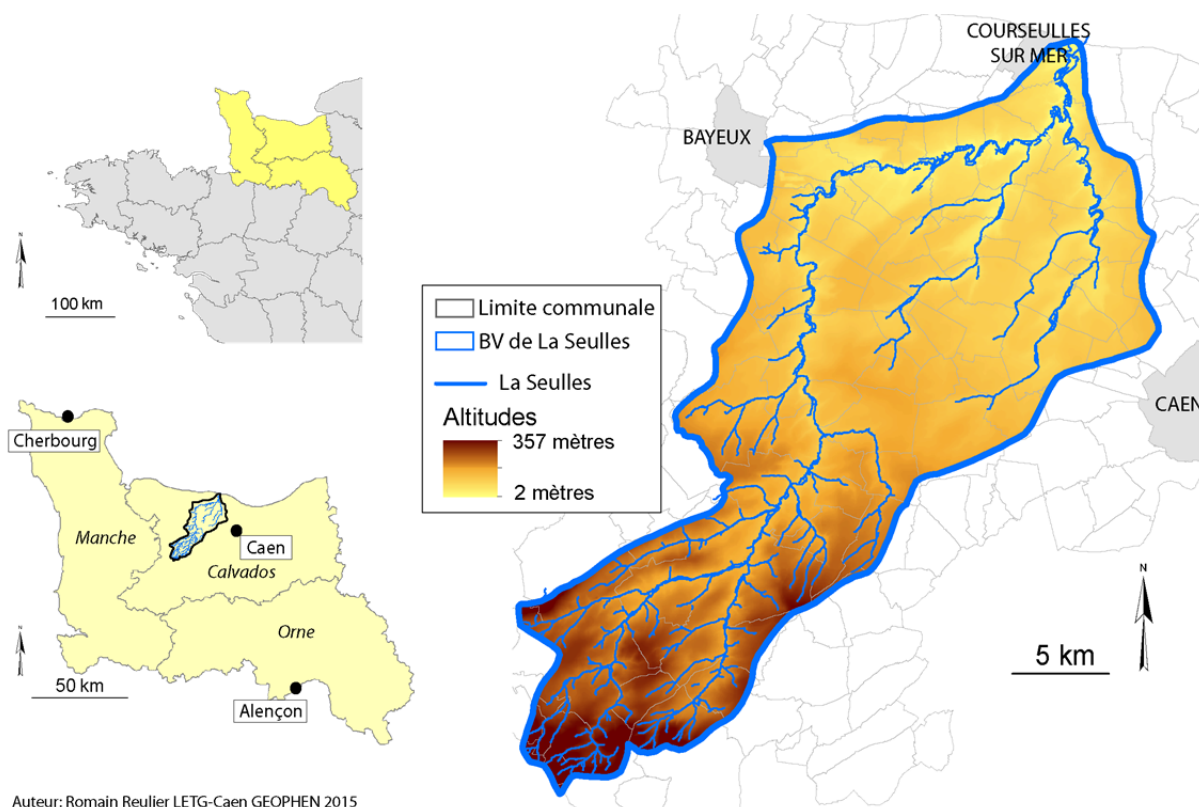
Dans ce troisième chapitre, il s'agit de présenter l'approche utilisée pour quantifier les transferts hydro-sédimentaires au sein d'un petit bassin versant agricole du nord-ouest de la France. Après avoir montré la particularité des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires telles que l'on les rencontre dans le nord-ouest de la France (1), nous présenterons le site d'étude qui a été choisi dans le cadre du travail de recherche (2). La démarche méthodologique employée dans le travail de quantification sera ensuite exposée (3).

1. Bilans sédimentaires d'un bassin versant du nord-ouest de la France.

1.1 Présentation du bassin versant de La Seulles

Le bassin versant de La Seulles a été choisi par le laboratoire LETG-Caen-GEOPHEN comme site atelier pour mener des recherches sur les relations Nature/Société autour des hydrosystèmes normands (fonctionnement desdits hydrosystèmes, utilisation de la ressource en eau, évolution de l'agriculture, modification des paysages, etc.) (Lespez, 2005b ; Germaine, 2009a ; Viel *et al.*, 2013).

D'une superficie de 430 km², le bassin versant de La Seulles est un bassin versant côtier situé dans le département du Calvados, en Basse-Normandie (fig 3.1).



Auteur: Romain Reulier LETG-Caen GEOPHEN 2015

Figure 3.1 : Localisation du bassin versant de La Seulles

Du fait de sa position sur la zone de contact entre le Massif Armoricaïn et le Bassin Parisien (fig. 3.2), le bassin versant de La Seulles présente une diversité géologique, pédologique et paysagère intéressante.

La Seulles prend, en effet, sa source dans les hauteurs du *Bocage* (fig. 3.3) sur les versants nord du synclinal bocain (286 mètres). Après avoir quittée les hauteurs du *Bocage*, la Seulles traverse deux "*pays hydrologiques*" tels que défini par Cador (2005). Tout d'abord les schistes briovériens imperméables (pays hydrologique du Prébochage), puis les pays infiltrant du Bessin (aquifère du Bajocien) et de la Campagne de Caen (aquifère du Bathonien). La Seulles se jette ensuite dans la Manche au niveau de la commune de Courseulles-sur-Mer. **L'amont du bassin est donc situé sur le Massif Armoricaïn alors que dans sa partie aval, il repose sur la bordure orientale du Bassin Parisien.**

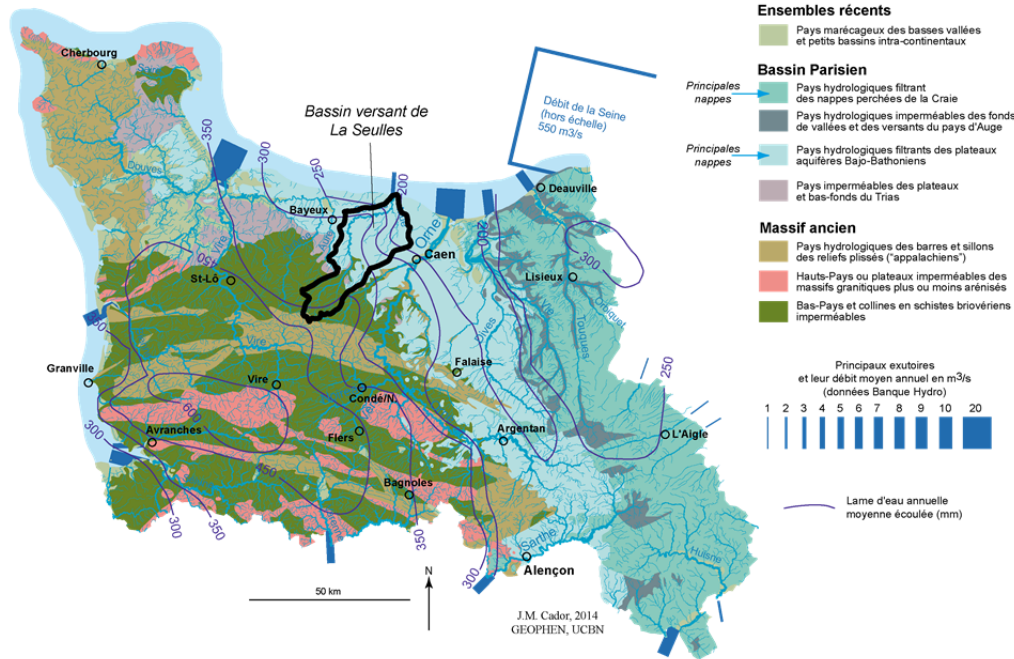


Figure 3.2 : Les grands ensembles hydrologiques de Basse-Normandie (Cador, 2005)



Figure 3.3 : Cartographie des pays hydrologiques du Bessin et du Préboitage (Cador, 2005)

De cette diversité géologique se sont développés **différents types de sols**. Dans les parties amont du bassin, les sols sont des rankosols d'épaisseurs inférieures à 40 cm et de texture LAS (Limono-Argilo-Sableuse). En contexte sédimentaire (partie aval), les plateaux sont recouverts de luvisols épais (120 cm en moyenne) de texture limoneuse à limono-argileuse

(Viel, 2012). En rebord de plateaux, les sols, moins épais (<40 cm), correspondent à des rendosols.

De par sa diversité géologique et pédologique, le bassin versant de la Seulles présente une **diversité paysagère**, "renforcé par les types et les modes de production agricole" (Viel, 2012), qui se matérialise surtout par un gradient croissant, depuis l'amont jusqu'à l'aval, de surfaces cultivées et d'absence de réseaux bocagers (Germaine, 2009).

1.2 Contexte climatique

Le climat normand est de **type tempéré océanique**. Ce dernier est influencé par deux centres d'actions, les hautes pressions subtropicales au sud (anticyclone des Açores) et les basses pressions subpolaires au nord (dépression polaire d'Islande). De ce fait, **la région est soumise, une grande partie de l'année, à des circulations atmosphériques allant d'ouest en est**. Cependant, du fait de la topographie de la région et de la proximité de la mer notamment, le climat bas normand présente plusieurs facettes. La figure 3.4 établie par Météo-France selon la méthode de spatialisation AURELHY, présente la géographie de la pluviométrie en Basse-Normandie en termes de fréquence et de quantité. Le cumul annuel varie ainsi du simple au double entre les hauteurs les plus exposées à l'Ouest (+ de 1 300 mm et + de 150 jours de pluie) et les espaces plus secs situés entre la Plaine de Caen, Falaise et Argentan (- de 700 mm et - de 120 jours de pluie). Ainsi, dans les parties amont du bassin de la Seulles, le cumul annuel moyen est environs de 1 100 mm par an (période 1980-2010), alors que dans les parties les plus "sèches", à proximité de la mer de la Manche, le cumul moyen est de 700 mm par an (Météo-France).

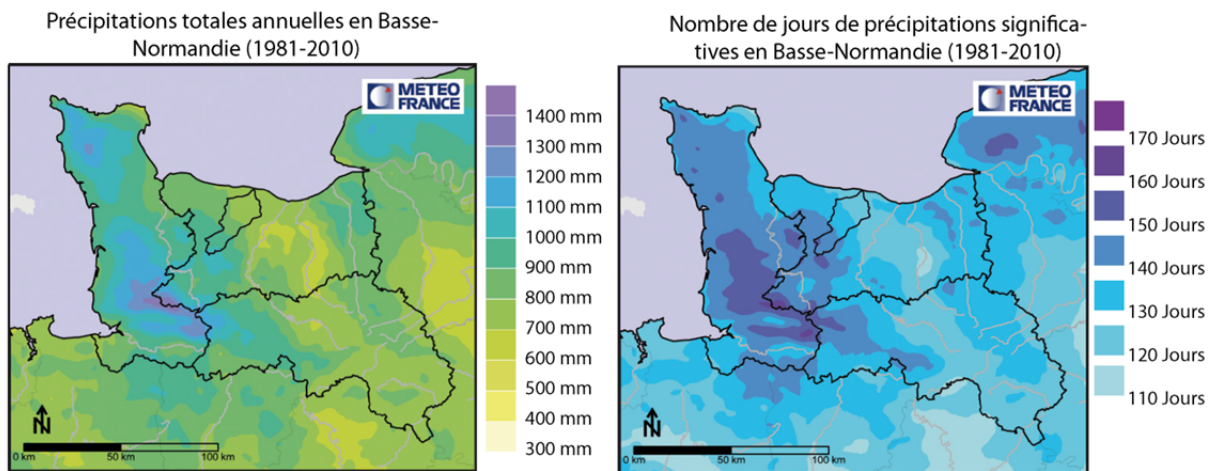


Figure 3.4 : Cartographie des précipitations totales annuelles et du nombre de jours de précipitations significatives en Basse-Normandie (1981-2010)

1.3 Réseau de mesures en place

Parmi les axes de recherches développés au sein de l'observatoire du bassin de la Seulles par le laboratoire LETG-Caen GEOPHEN, l'un vise à quantifier le budget sédimentaire du bassin à différentes échelles spatiales et temporelles. Pour cela, le bassin de la Seulles fait

l'objet, depuis 2008, d'un suivi haute fréquence des débits liquides et solides. Quatre stations ont, de ce fait, été installées sur le bassin (fig. 3.5). Deux ont été placées sur le chenal principal, l'une sur la commune de Tierceville (A) pour pouvoir mesurer les flux hydro-sédimentaires à l'échelle du bassin¹, et l'autre à Juvigny-sur-Seulles à la sortie du massif ancien (B), permettant ainsi de quantifier les flux à l'échelle des grandes morpho-structures. Deux autres stations ont été installées à l'exutoire de deux petits bassins versants représentatifs : la Petite Seulines (13,2 km²) située en contexte armoricain (D) et le Lingèvres (17,6 km²) situé en position d'interface sur la zone de contact entre les deux grands ensembles géologiques que sont le Massif Armoricain et le Bassin Parisien (C).

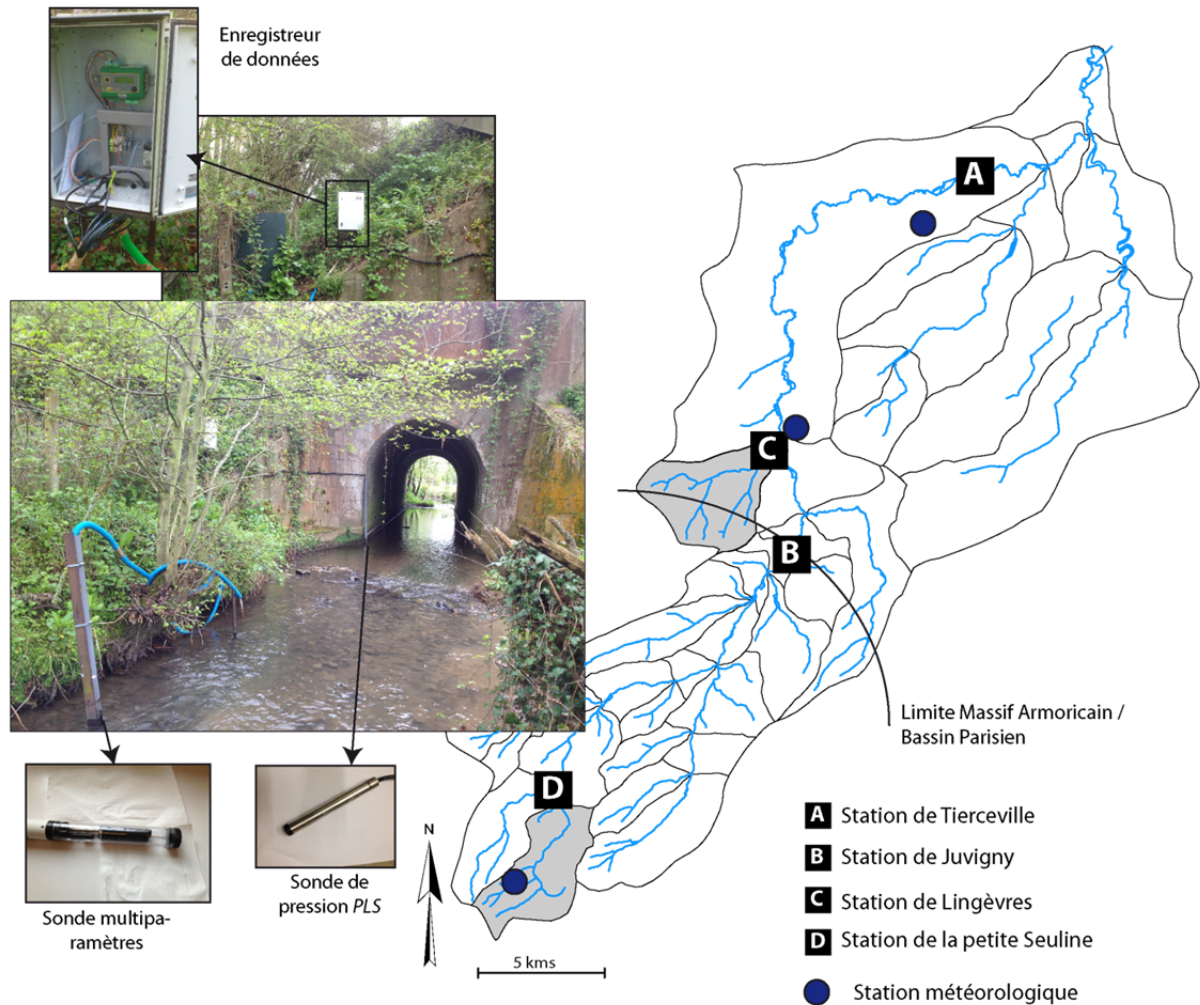


Figure 3.5 : Présentation du réseau de mesure en place sur le bassin versant de la Seulles (exemple de la station de Lingèvres (C))

Les stations sont équipées d'une sonde de pression *PLS* (pour les hauteurs d'eau) et d'une sonde multiparamètres² *Hydrolab MS5* (pour la mesure de la turbidité) de la marque *OTT*.

¹ Les deux derniers affluents de rive droite de la Seulles, situés à l'aval de Tierceville (A), ne sont pas intégrés au budget sédimentaire car l'influence du marnage sur le débit de la Seulles ne permet pas de quantifier correctement les transferts sédimentaires.

² Les données de température et conductivité du cours d'eau, également mesurées par la sonde multiparamètres, qui n'ont pas été exploitées dans le cadre de cette étude.

Les données, mesurées toutes les 6 minutes, sont stockées dans un enregistreur, situé dans un boîtier hermétique sur la berge (fig. 3.5). L'installation des stations, le choix des capteurs et leur calibration ont été validés par Viel (2012). Les stations sont régulièrement nettoyées et les calibrations vérifiées bi-annuellement.

1.4 Quantification des flux sédimentaires dans le bassin versant de la Seulles

L'analyse de ces mesures effectuées au sein du bassin de la Seulles permet de mieux comprendre les dynamiques temporelles des transferts de MES dans un bassin versant de faible énergie. Un travail de quantification des flux sédimentaires (Viel, 2012) montre ainsi que 9 100 tonnes de sédiments ont été exportées du bassin de la Seulles entre mai 2009 et avril 2011, soit une érosion spécifique de 18 t/km²/an. Les quantités de sédiments mesurées à la station de Juvigny, c'est à dire à la "sortie" de la partie du bassin située sur le Massif Armoricaïn, montrent une érosion spécifique plus importante puisqu'elle est estimée à 22 t/km²/an. La partie du bassin versant située en contexte armoricaïn exporte ainsi plus de MES que la partie située sur le Bassin Parisien. Les contributions des bassins versants de Lingèvres et de le Petite Seuline sont estimées respectivement à 33 t/km²/an et 24 t/km²/an.

Ces niveaux d'érosion présentent une forte variabilité au cours des deux années de mesures. En effet, les deux tiers des MES exportées pendant la période de mesures (mai 2009-avril 2011) l'ont été au cours de la première année (Viel, 2012). De plus, les débits mesurés au cours de la période de mesures ont été marqués par des épisodes hydrologiques conséquents, avec notamment un épisode de crue décennale (28 février 2010), les quantités de matières exportées ont ainsi été sûrement plus importantes que d'ordinaire (Viel, 2012).

L'analyse des dynamiques temporelles met en évidence une variabilité saisonnière importante. En effet, 92 % des exportations de MES ont eu lieu au cours de l'automne et de l'hiver, et plus précisément en période de crue (Viel, 2012). Pendant le printemps et l'été, malgré la présence d'épisodes orageux parfois importants en termes de précipitations, les flux de sédiments exportés représentent à peine 10 % du budget sédimentaire annuel.

Deux facteurs permettent d'expliquer cette variabilité saisonnière (Viel, 2012) :

- **le niveau de saturation des sols** qui conditionne l'alimentation en eau des cours d'eau et donc leur capacité à transporter les sédiments ;
- **la disponibilité en sédiments**, qui détermine la quantité de sédiments susceptibles d'être exportées.

Cette saisonnalité des transferts est cependant fortement dépendante de l'échelle d'observation. A l'exutoire des petits bassins (Petite Seuline et Lingèvres), les quantités de sédiments exportés peuvent être importantes pendant un épisode orageux alors qu'elles seront faibles voire inexistantes à l'exutoire de la Seulles. En effet, des pluies orageuses localisées peuvent être suffisamment importantes pour faire fonctionner les têtes de bassin sans pour autant augmenter le débit du chenal principal. Les débits étant insuffisants dans le

chenal principal, aucun transfert de MES n'est assuré jusqu'à l'exutoire. Il se constitue alors un stock de sédiments. Cette constitution d'un stock de sédiments peut cependant s'observer aussi au sein même des têtes de bassins si aucun épisode d'intensité suffisante pour exporter les sédiments n'est intervenu. Dans ces dernières la production de sédiments peut être liée à deux processus d'altération des sols. Un processus de dégradation de berges liés au piétinement des bovins, et un autre lié à la proximité de certaines parcelles cultivées avec le cours d'eau ce qui facilite les exportations de MES en cas de fortes averses.

Ces constitutions de stocks sédimentaires, observables à différentes échelles spatiales, subsistent jusqu'à la fin de l'année hydrologique (fin septembre généralement). En effet, sous nos latitudes et notre climat tempéré, à partir du mois d'octobre, les précipitations réactivent progressivement l'ensemble de l'hydrosystème (mise en eau de tous les compartiments de l'hydrosystème) et permet la vidange des stocks de MES peut avoir lieu. Ainsi, "*à l'échelle annuelle, tout sédiment mobilisé une première fois par le cours d'eau est exporté du bassin versant*" (Viel, 2012).

Ainsi, l'analyse des dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires montre qu'il existe des **rythmes et des seuils d'exportation en fonction de la taille des bassins versants**. En revanche, **de nombreuses questions autour du fonctionnement interne des petits bassins versants restent en suspens. Les transferts sont, dans ces espaces, particulièrement influencés par la structure paysagère**. Ainsi pour répondre à nos objectifs de recherche sur le rôle des entités paysagères sur les dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires entre les parcelles agricoles et le cours d'eau, le sous bassin versant de Lingèvres a fait l'objet d'un suivi plus fin.

1.5 Choix du bassin de recherche : le bassin versant du Lingèvres

Le choix du bassin versant de Lingèvres comme site de suivi des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires dans le cadre de cette recherche s'explique pour plusieurs raisons :

- Le bassin est équipé depuis avril 2008 d'une station hydrologique à l'exutoire qui mesure les débits et les flux de matières en suspension à un pas de temps de 6 minutes. Cet équipement nous permettait ainsi de disposer de données rapidement exploitables pour la quantification sédimentaire, et d'assurer un contrôle par l'aval des débits liquides et solides. Si le bassin versant de la Petite Seuline dispose également d'une station à l'exutoire, les observations de terrain réalisées par Viel avaient conclu à une production sédimentaire davantage marquée par de l'incision de berge que par du ruissellement sur surfaces cultivées (Viel, 2012).
- La "petite" superficie du bassin versant (17,6 km²) facilite la mise en place d'un suivi rigoureux et multiscalair (groupe de parcelles, sous bassins, etc.) des transferts hydro-sédimentaire;
- Situé au niveau de la zone de contact entre le massif ancien et le bassin sédimentaire, le bassin présente un contraste géologique et pédologique mettant en place des dynamiques de ruissellement spatialement et temporellement hétérogènes (Reulier, 2010 ; Viel, 2012).

- Du fait de sa proximité avec l'Université de Caen-Basse Normandie et du laboratoire LETG-Caen-GEOPHEN, le bassin offre la possibilité d'être rapidement sur place (20 minutes) et d'être ainsi réactif aux épisodes de ruissellement.

2. Présentation du bassin versant de Lingèvres

Le bassin versant de Lingèvres est situé à une vingtaine de kilomètres à l'ouest de la ville de Caen. Sa superficie de 17,6 km² s'étend sur quatre communes (fig. 3.6) : Lingèvres, Tilly-sur-Seulles, Hottot-les-Bagues et Bucéels. Il s'agit d'un bassin versant agricole faiblement peuplé (2940 habitants réparties sur les 4 communes, soit une densité de 80 hab/km² (Insee, 2011)).

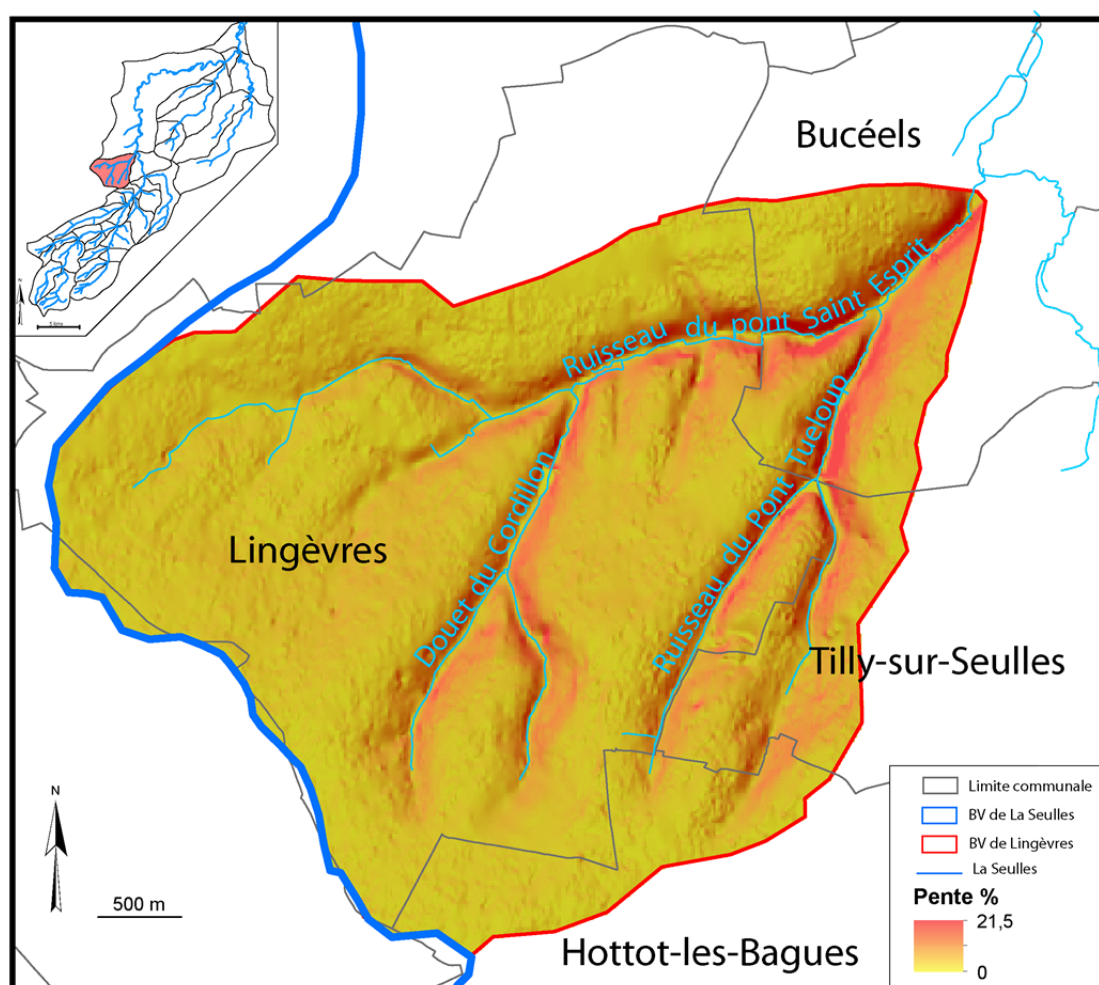


Figure 3.6 : Bassin versant de Lingèvres

2.1 Contexte physique

Le bassin de Lingèvres se situe au centre du bassin de La Seulles. Cet affluent de rive gauche est situé sur la zone de contact entre le massif ancien et le bassin sédimentaire. Il présente une légère inclinaison de plateau vers le nord-ouest. L'altitude maximale s'élève à 138 mètres, l'exutoire étant à 45,5 mètres. Le bassin de Lingèvres repose sur les formations

calcaires à gryphées, "témoins de la base de la cuesta jurassique inférieure" (Maurizot *et al*, 1999) et à bélemnites du Lias, qui affleurent localement, recouvertes de formations d'altération d'argiles à silex. Sur les parties nord et ouest du bassin, ces formations d'argiles sont surmontées de formations éoliennes décarbonatées (loess Weichséliens) (fig. 3.7). Une bande d'alluvions, d'une extension de quelques mètres, est présente en bordure des cours d'eau.

Les sols développés sur les argiles à silex dans la partie sud du bassin sont peu épais (< 30cm), de texture Limono-Argilo-Sableuse (Viel, 2012) et présentent localement une forte hydromorphie (Le Gouée et Delahaye, 2008). Dans les parties nord, les sols de texture limoneuse à limono-argileuse sont d'épaisseurs plus importantes (> 1,4m).

2.2 Contexte paysager

Le bassin versant de Lingèvres est un bassin versant bocager et agricole avec plus de 95% de sa superficie occupée par l'activité agricole. La répartition entre surfaces cultivées et surfaces en herbe est assez équivalente. Les parcelles cultivées (principalement en maïs, blé, orge, avoine et colza) occupent 45,7% du bassin (7,80 km²) et les prairies 45,1 % (7,7 km²) (fig. 3.8). Le "bâti" présente une organisation spatiale dispersée, typique des paysages bocagers de la région. Le bourg de Lingèvres (490 habitants) est situé en plein cœur du bassin versant. Celui-ci est traversé par la départementale 13 qui relie les villes de Tilly-sur-Seulles (à l'est) et de Balleroy (à l'ouest) et coupe le bassin d'est en ouest en recoupant les différentes vallées. Outre la départementale 13, le bassin possède un réseau routier important (1,52 km.km⁻²) bien développé à l'est du bassin.

Bien que bocager, le bassin présente sur le plateau nord, un paysage plus ouvert sur lequel les parcelles sont majoritairement cultivées et leur superficie moyenne plus importante (4,2 hectares contre 2,9 ha en moyenne sur l'ensemble du bassin) (fig. 3.8, photo 4). Sur ces parties du bassin, les réseaux bocagers sont quasiment inexistant, seuls quelques reliquats de haies subsistent sur les pentes les plus marquées (rebord de plateau). La densité du réseau routier est également faible. Quelques axes secondaires, desservant les hameaux situés au nord du bassin, coupent les versants, depuis le plateau (90 mètres d'altitudes) jusqu'au talweg (70 m). Ce réseau routier incise les versants pour se connecter à la départementale 13.

A l'inverse les 4/5^{ème} du bassin se caractérisent par un paysage bocager. La superficie moyenne des parcelles agricoles est moins importante (2,16 hectares). Le parcellaire apparaît plus morcelé et majoritairement herbager. La densité de réseaux linéaires bocagers est plus forte avec 6,17 kilomètres de linéaires par kilomètre carré (fig. 3.8, photo 6). Néanmoins, on assiste aujourd'hui encore à une ouverture du paysage par l'arasement de haies et l'agrandissement des parcelles. Ainsi, la taille de certaines parcelles peut être beaucoup plus grande que la moyenne (fig. 3.8, photo 2). Sur les pentes marquées, le paysage est davantage fermé par de grandes haies perpendiculaires à la pente (fig. 3.8, photo 1, 3 et 5).

Cette dichotomie entre les parties nord et le reste du bassin résulte de la position d'interface du bassin entre deux contextes paysagers distincts. Une plaine céréalière, tout d'abord, située à l'ouest du bassin (Plaine de Caen), caractérisée par des paysages ouverts constitués de grandes parcelles principalement cultivées. Et le Bessin, aux paysages bocagers à grandes mailles. Situé entre ces deux grands ensembles, le bassin de Lingèvres présente ainsi un "paysage de transition entre le grand bocage du Bessin et la Plaine de Caen" (Brunet, 2001).

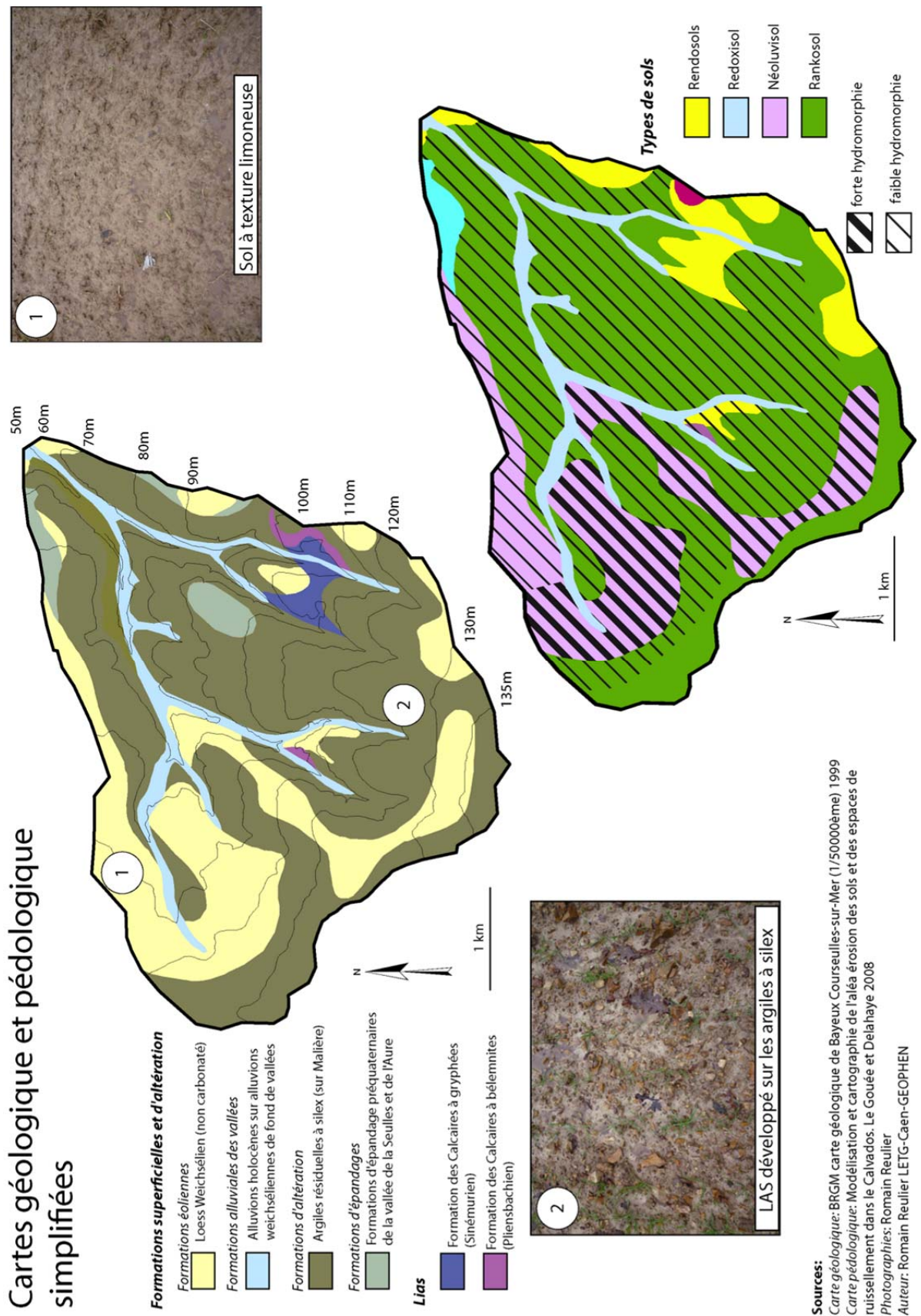


Figure 3.7 : Cartes géologique et pédologique simplifiées du bassin de Lingèvres

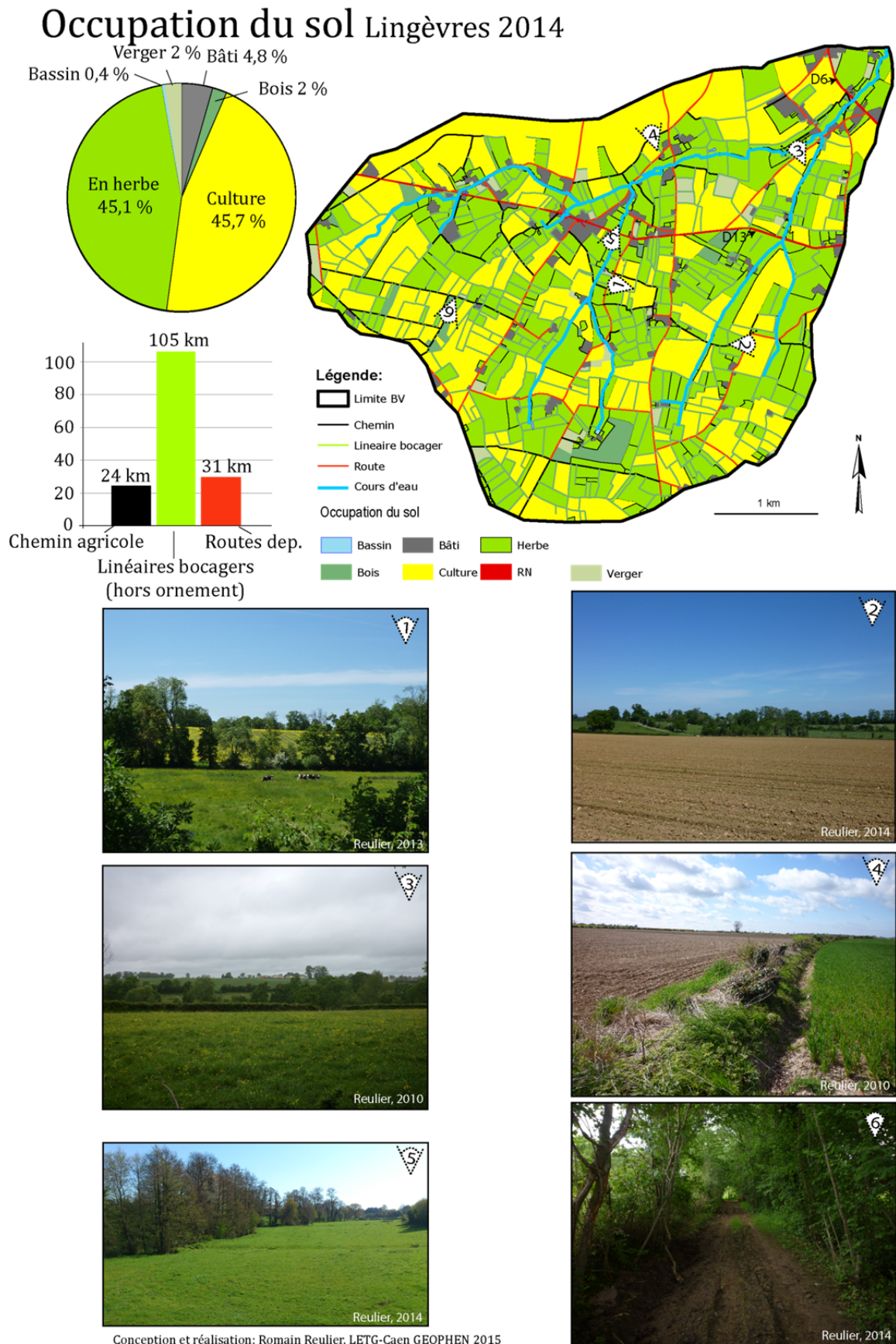


Figure 3.8 : Cartographie de l'occupation du sol

2.3 Fonctionnement hydro-sédimentaire

2.3.1. Régime hydrologique

Le bassin de Lingèvres est drainé d'ouest en est par le ruisseau du Pont Saint Esprit (6,6 km de longueur) alimenté par le Douet du Cordillon (2,6 km) et le ruisseau du Pont Tueloup (3,3 km) qui drainent le sud du bassin (fig. 3.9). **Le débit moyen annuel³ est de 74 L.s⁻¹** (puissance spécifique : 7,6 W.m²).

L'analyse des débits du ruisseau du Pont Saint-Esprit au cours de l'année hydrologique 2012-2013 (d'octobre 2012 à septembre 2013) montre que le cours d'eau a été affecté d'une succession d'épisodes de crue entre octobre et fin mars. Le débit de pointe de ces crues a fréquemment dépassé 500 L.s⁻¹ et ponctuellement 1000 L.s⁻¹. Le mois de mars 2013 a été marqué par deux fortes crues, avec des pics atteignant les 2 814 L.s⁻¹ le 8 mars et 1 657 L.s⁻¹ le 16 mars. De fin mars jusqu'à la fin septembre, le cours d'eau est en phase de tarissement progressif. Seul un épisode orageux de milieu d'été (325 L.s⁻¹ le 27 juillet) a engendré une petite crue.

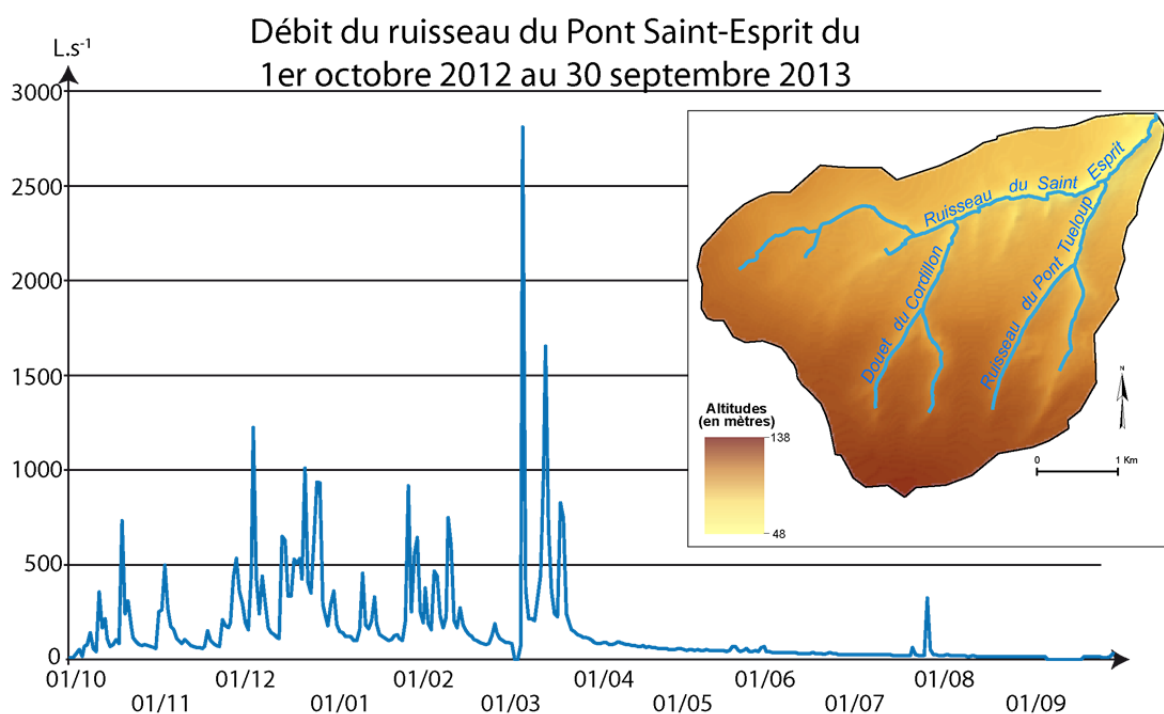


Figure 3.9 : Débit du ruisseau du Pont Saint-Esprit et cartographie du réseau hydrographique du Lingèvres

Replacée par rapport aux cinq dernières années hydrologiques, l'année 2012-2013 a connu davantage de crues (fig. 3.10). Elle est cependant assez similaire de 2009-2010 et 2013-2014. Cinq crues ont dépassé les 1 000 L.s⁻¹, soit une de plus qu'en 2010 et une de moins qu'en 2014. Le débit maximum de crue a été atteint au cours du mois de février 2010 avec 3 474 L.s⁻¹. Le pic de crue du 8 mars 2013 a donc été inférieur à celui du 28 février 2010 (-19 %). Ainsi

³ Enregistré à l'exutoire du bassin entre 2009 et 2013.

l'année hydrologique suivie est représentative d'une année humide mais assez fréquente dans la région.

Année hydrologique	Débits < 1000 L.s ⁻¹	Débits > 1000 L.s ⁻¹	Débits > 1500 L.s ⁻¹	Débit > 2000 L.s ⁻¹	Total
2009-2010	16	2	0	2	20
2010-2011	2	0	1	2	5
2011-2012	7	1	1	0	9
2012-2013	16	3	1	1	21
2013-2014	13	3	1	2	19

Figure 3.10 : Tableau du nombre de crues au cours des 4 années de suivis sur le Lingèvres

Le contraste lithologique et pédologique, précédemment exposé, n'est pas sans conséquence sur les processus hydrologiques, et deux comportements peuvent être distingués. Au sud du bassin, du fait de la faible épaisseur des sols développés sur les argiles imperméables, les processus de ruissellement se déclenchent dès lors que les sols sont à saturation. Cette situation est atteinte très rapidement au cours de la période hivernale. La densité de fossés est ainsi particulièrement élevée dans cette partie du bassin et favorise un drainage rapide des écoulements de surface et de subsurface.

Dans les parties nord du bassin, les sols épais à texture limoneuse présentent une forte sensibilité à la battance. De ce fait, sous l'action de l'intensité des pluies et de leurs fréquences, ces sols s'imperméabilisent progressivement au cours de l'hiver. Dès lors que la croûte de battance est en place, les processus de ruissellement de surface se mettent en place.

Ainsi, le fonctionnement hydrologique du bassin versant de Lingèvres est contrasté à la fois spatialement et temporellement. A seuils de précipitations équivalentes la réponse hydrologique de chaque partie du bassin est différente.

2.3.2. Dynamiques temporelles des transferts sédimentaires

Les dynamiques temporelles des transferts de MES du bassin versant de Lingèvres ont pu être analysées finement pour deux années hydrologiques : entre octobre 2009 et septembre 2010 ainsi qu'entre octobre 2012 et septembre 2013⁴. Entre octobre 2009 et septembre 2010, 476 tonnes de sédiments ont été exportées du bassin versant de Lingèvres. Entre octobre 2012 et septembre 2013 ce sont 452 tonnes de sédiments qui ont été expédiées du bassin.

L'analyse des dynamiques d'exportations de MES montre que la majorité des exportations a lieu en période de crue. Ce comportement confirme la **saisonnalité des transferts** présentée précédemment puisque c'est au cours des trois mois de l'hiver que la majorité des transferts annuels de MES est effectuée (fig. 3.11). Cette période a légèrement débordé sur le mois de mars en 2013, avec la survenue de crues importantes les 8 et 16. Ce mois-là, 85 tonnes de sédiments ont été évacuées par le ruisseau du Pont Saint-Esprit. Sur ces 85 tonnes de sédiments, 55 tonnes ont été exportées lors d'un seul épisode de crue, celui du 8 mars. De

⁴ Du fait de la survenue de plusieurs pannes capteurs, les données mesurées en 2011 et 2014 ne permettent pas de mener une analyse aussi fine.

même, au cours du mois de février 2010, sur les 277 tonnes de sédiments exportées, 170 l'ont été au cours d'un seul épisode (28 février 2010) (fig. 3.11).

Le poids de ces deux épisodes se retrouve également dans le budget sédimentaire annuel (fig. 3.11). L'épisode du 28 février 2010 a exporté plus de 25 % des MES exportés pendant l'année hydrologique 2009-2010. On estime à 13,2 % la part de l'épisode du 8 mars 2013 dans le bilan global annuel 2012-2013. Il apparaît ainsi que le bassin versant de Lingèvres est particulièrement réactif aux événements climatiques exceptionnels (47 mm le 28 février 2010) et **que la majorité des exportations se fait au cours de quelques épisodes seulement**. Pour l'année hydrologique 2009-2010, 4 crues ont exporté 50 % des MES de l'année, et pour 2012-2013 ce sont 6 crues.

Maintenant que les caractéristiques générales du bassin versant de Lingèvres ont été présentées, il s'agit de s'intéresser à la dynamique spatiale des écoulements de surface et au rôle des entités paysagères.

MES exportées du bassin versant de Lingèvres

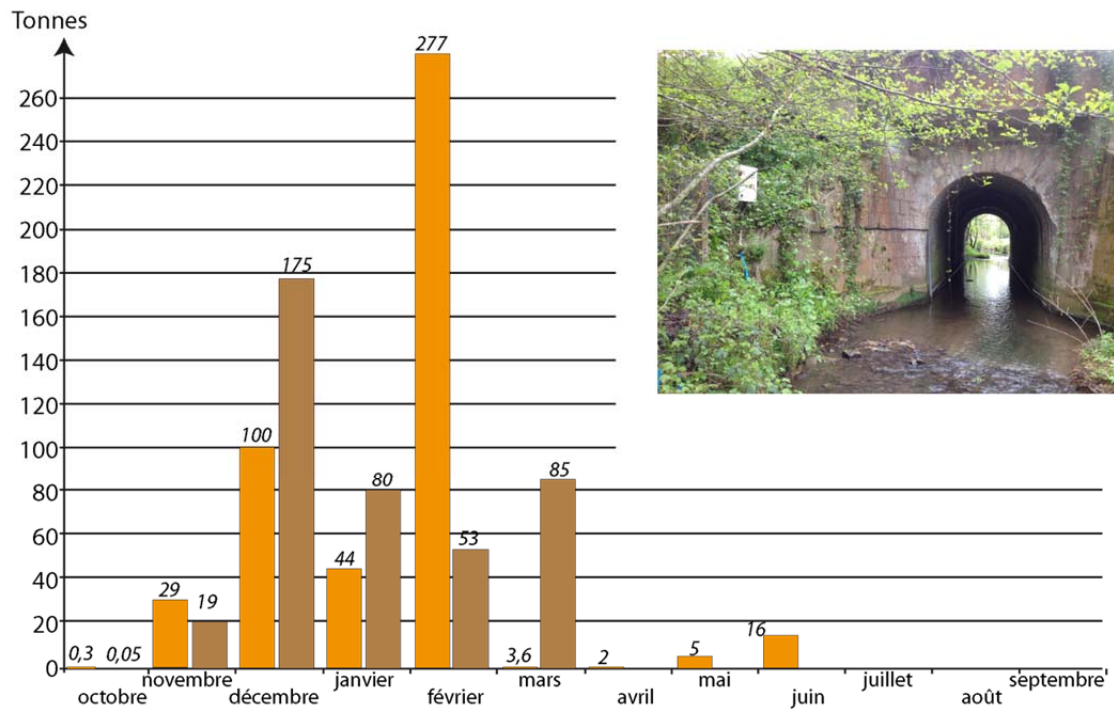
2009-2010

476 tonnes

2012-2013

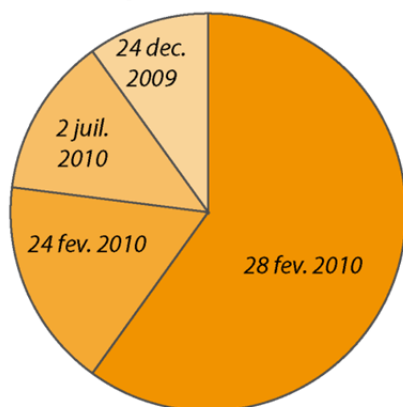
412 tonnes

➔ Les exportations ont lieu principalement pendant la période hivernale



➔ Les exportations se concentrent sur quelques épisodes de crues

50% exportées des MES en **4 épisodes de crue**



50% exportées des MES en **6 épisodes de crue**

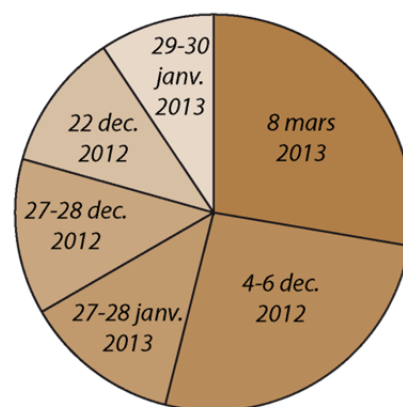


Figure 3.11: Transferts sédimentaires enregistrés à l'exutoire du Lingèvres (2009-2010 et 2012-2013)

3. Suivis des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires sur le bassin versant de Lingèvres

3.1 Mise en évidence de la connectivité hydro-sédimentaire

Au cours de deux années de suivis (2009-2010 et 2012-2013) le volume de MES exporté du bassin versant de Lingèvres s'élève à 476 et 412 tonnes. Pour comprendre les dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires au sein du bassin, il s'agit maintenant d'aller au-delà de la seule analyse des mesures à l'exutoire. Sur ce bassin, un premier travail, réalisé par Viel (Viel, 2012), avait montré la forte contribution des têtes de bassins versants⁵ élémentaires dans le budget sédimentaire mesuré à l'exutoire pour la période mai 2009 - avril 2010. Ces travaux avaient, en effet, estimé que 70 % des sédiments exportés du Lingèvres provenaient des têtes de bassin versant, que 10 % étaient issus des versants et 20 % des fonds de vallée. **Dès lors, notre objectif est de comprendre comment s'organisent les transferts hydro-sédimentaires au sein des têtes de bassins versants et d'évaluer le poids de la structure paysagère sur la construction spatiale de ces dynamiques.**

Un travail de terrain important a pour cela été mis en place. Dans cette approche, une première étape consiste à identifier l'état des connectivités hydro-sédimentaires dans le bassin (Le Gouée et Delahaye, 2008 ; Viel, 2014a). **Concrètement il s'agit d'identifier les parcelles agricoles cultivées qui se connectent au cours d'eau en période de ruissellement.** Pour cela, le parcours des écoulements de surface a été identifié au cours de plusieurs épisodes de ruissellement entre 2010 et 2012. Systématiquement, les écoulements ont été suivis depuis le cours d'eau jusqu'au niveau des zones d'émissions. Les parcelles émettrices de ruissellement, les voies d'écoulement et l'ensemble des objets paysagers participant à la dynamique d'écoulement ont ainsi pu être identifiés. Ce travail a permis de calculer les niveaux de connectivités hydro-sédimentaires (cf. chapitre 1) au sein du bassin versant (fig. 3.12). Ainsi, sur le bassin versant de Lingèvres, **7,8 % des surfaces sont directement connectées au cours d'eau** (fig. 3.12). Il s'agit principalement de parcelles situées dans les têtes de bassins versants, là où les talwegs s'inscrivent encore peu dans le paysage ou sont fortement calibrés (fossé). Malgré l'obligation de la mise en place d'une bande enherbée entre ces parcelles et le cours d'eau, celle-ci reste encore trop rare sur le bassin versant de Lingèvres. Si sur une bonne partie de sa longueur, le cours d'eau présente une ripisylve dense qui favorise le dépôt de matières et la filtration des polluants, celle-ci n'est pas aussi dense dans les parties amont des cours d'eau où l'on trouve le plus de parcelles directement connectées. On estime que **19,4 % de la superficie du bassin versant de Lingèvres est indirectement connectée au cours d'eau** notamment dans les parties nord et sud-ouest du bassin. Dans les parties nord, espace d'openfield, les processus de ruissellement se mettent en place sur les parcelles puis circulent en fonction de la topographie et de la rugosité du sol (dérayures, fourrières, etc.). Ce n'est qu'après avoir parcouru une centaine de mètres que les écoulements sont pris en charge par le réseau routier inséré dans le versant. Les écoulements sont alors captés puis évacués jusque dans le cours d'eau (fig. 3.13).

⁵ On appelle "tête de bassin versant" (ou bassin versant élémentaire) les surfaces drainées par les portions du réseau hydrographique situées les plus en amont du bassin. Le terme de sous-bassin sera également utilisé dans la suite de ce mémoire pour désigner ces espaces.

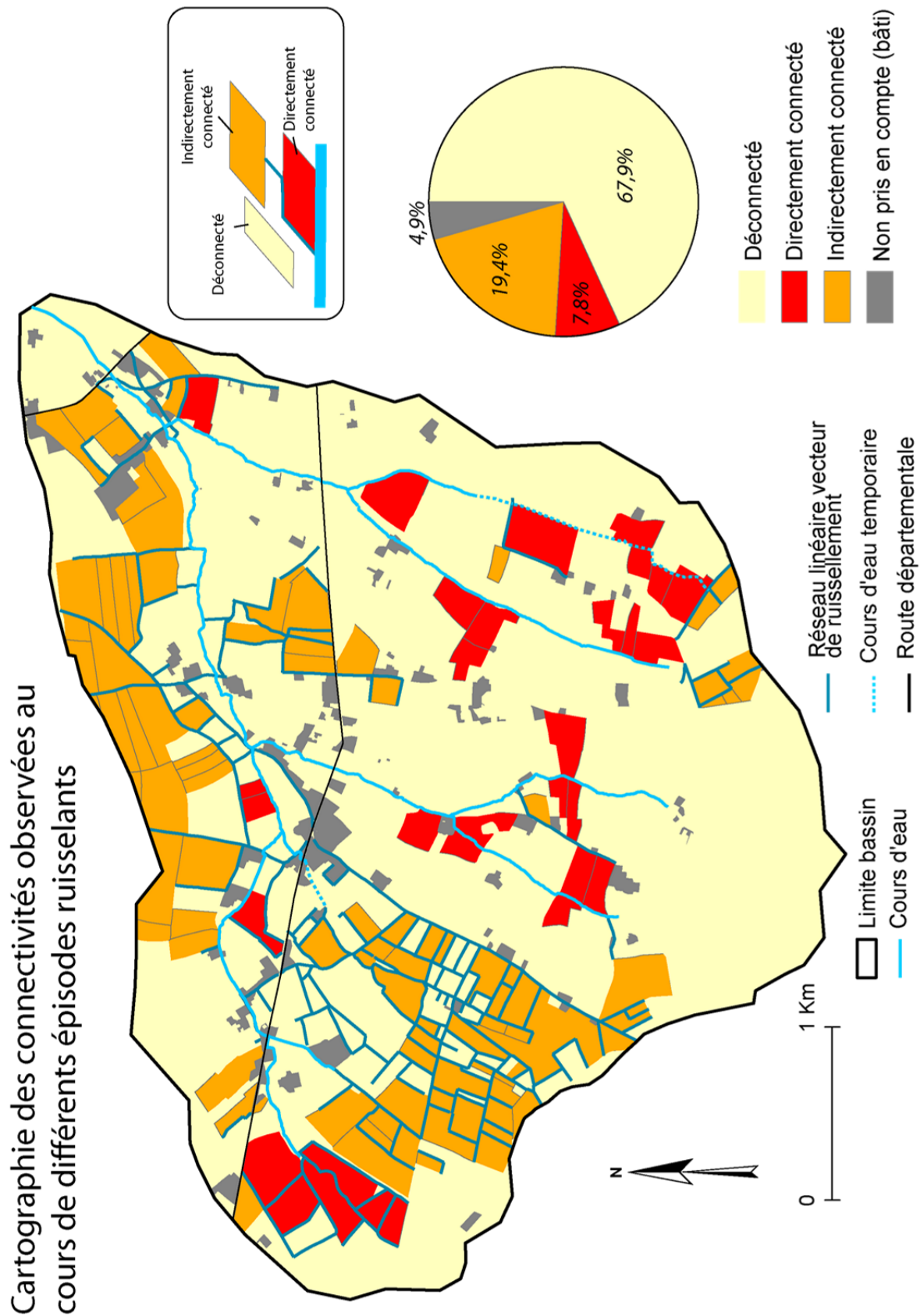


Figure 3.12 : Cartographie de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres

Démarche méthodologique pour la cartographie des connectivités hydro-sédimentaires sur le bassin versant de Lingèvres : exemple des parties nord.

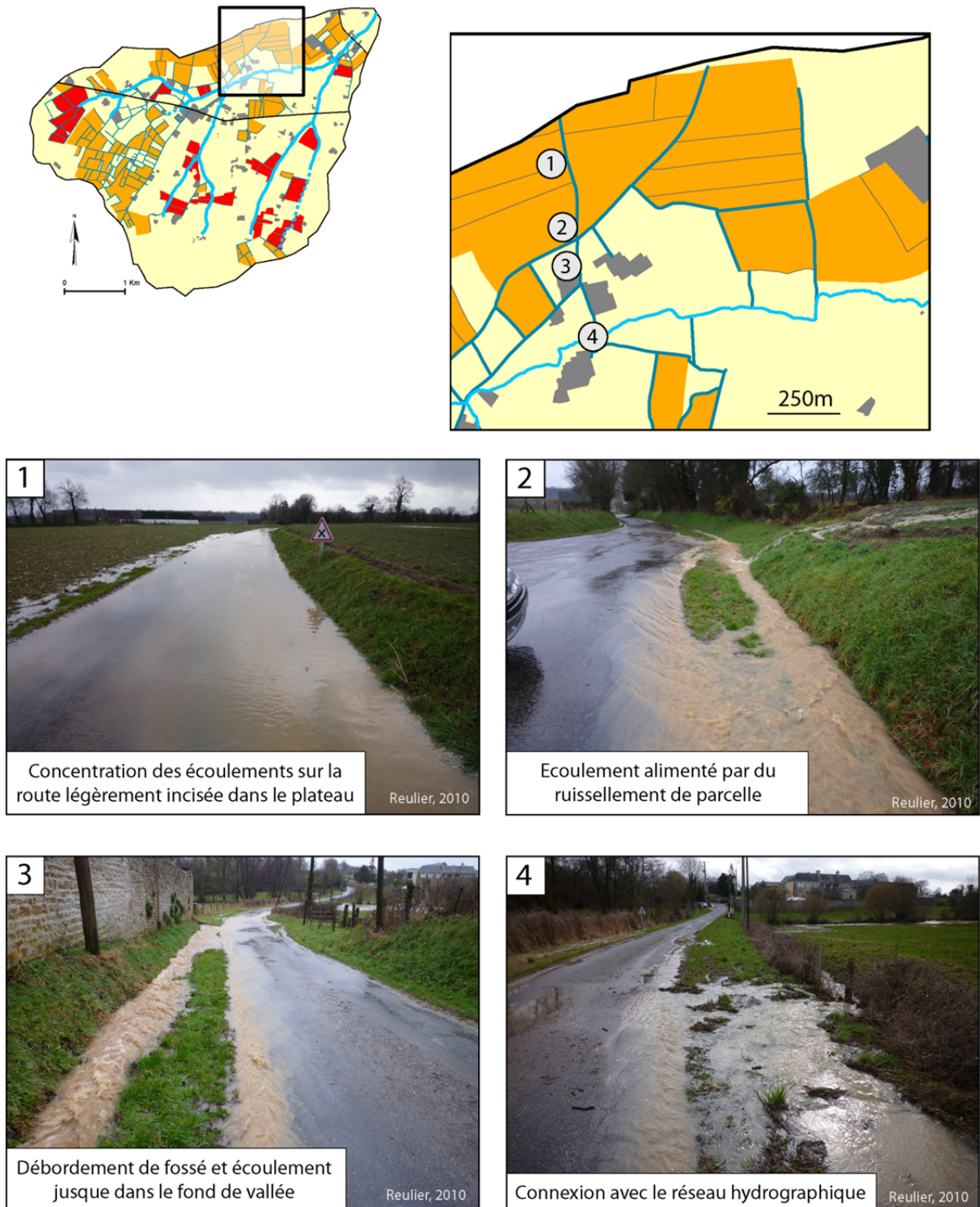


Figure 3.13 : Connectivité des parties nord du bassin

Démarche méthodologique pour la cartographie des connectivités hydro-sédimentaires sur le bassin versant de Lingèvres : exemple de la tête de bassin des Maures.



Figure 3.14 : Connectivité dans la tête de bassin des Maures

Dans le quart sud ouest du bassin, le fonctionnement est différent dans la mesure où ce sont les fossés, particulièrement denses, qui viennent jusque dans les parcelles pour acheminer le ruissellement jusqu'au cours d'eau. On retrouve un fonctionnement similaire à l'est du bassin au niveau des zones d'initiation du réseau hydrographique (fig. 3.14). Ainsi dans les parties bocagères situées sur les argiles à silex, c'est la densité du réseau de fossé qui favorise la connectivité, alors que dans les parties nord, une seule route, orientée perpendiculairement par rapport aux axes d'écoulements, permet la concentration des écoulements et leur connexion au cours d'eau.

Sur le reste du bassin versant (67,9 %, hors zone bâti) les écoulements de surface sont hydrologiquement déconnectés du cours d'eau. Cela s'explique notamment par la forte densité de prairies et par une forte densité de réseaux de haies qui favorisent l'infiltration des eaux de surfaces et donc déconnectent un certain nombre de parcelles (fig. 3.15).

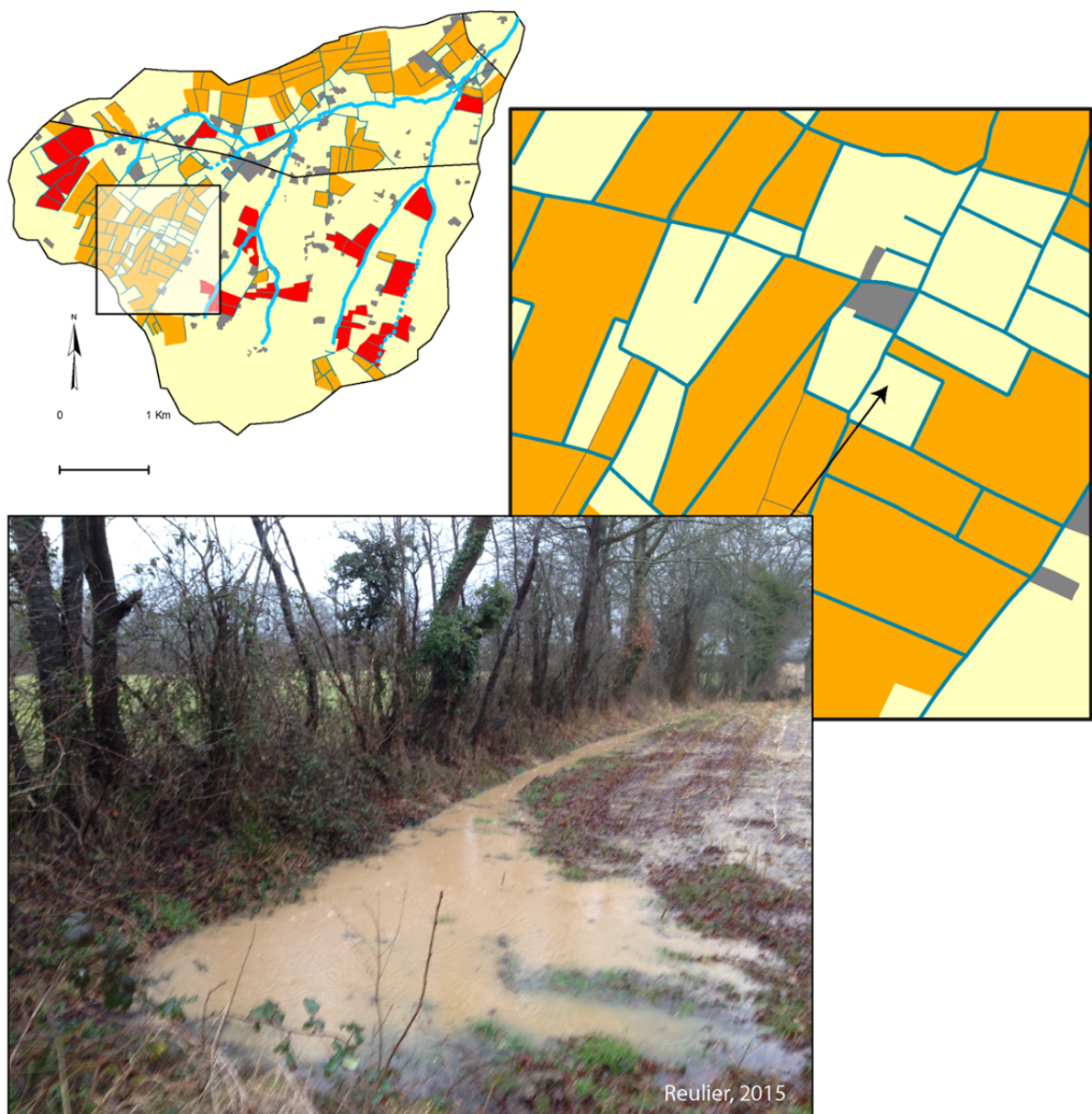


Figure 3.15 : Exemple de parcelles déconnectées par une haie

La cartographie des connectivités permet d'apprécier la variabilité spatiale des transferts hydro-sédimentaires. Elle montre que, sur le bassin versant de Lingèvres, c'est dans le sud ouest et au nord que la part des surfaces indirectement connectées est la plus importante. Cependant, cette approche qualitative ne prend pas en compte les quantités de sédiments transitant réellement entre les espaces connectés et le cours d'eau, ni même ne permet de mesurer la variabilité spatiale et temporelle de ces transferts. Pour répondre à ces interrogations, une seconde approche a été mise en place à travers un travail de quantification des MES transitant dans le bassin au cours d'épisodes ruisselants. **Ce travail a été réalisé à partir de prélèvements effectués en différents points de mesures répartis dans le bassin.** Compte tenu de la cartographie des connectivités qui vient d'être présentée, **les parties ouest du bassin ont été plus densément suivies.**

3.2 Choix des sites de mesures

Le travail de quantification des transferts de MES s'est appuyé sur deux sites de mesures en continu et 21 sites de mesures ponctuelles.

3.2.1. La station de Lingèvres

Installée depuis 2008 (cf.: 1.3), la station de Lingèvres située à l'exutoire du bassin versant permet de suivre les flux sédimentaires à l'échelle globale et d'assurer un contrôle par l'aval des flux sédimentaires.

3.2.2. La station de La Bouderie

3.2.2.a Présentation de la station

Un des sous bassins versants du Lingèvres (La Bouderie) a également été équipé d'une station hydrologique (fig. 3.16).

Plusieurs raisons ont motivé le choix de ce bassin versant élémentaire.

(1) La cartographie des connectivités hydro-sédimentaires a mis en évidence la forte part de surfaces indirectement connectées dans cette tête de bassin.

(2) D'une superficie de 152 hectares, il s'agit d'un bassin principalement cultivé (57,3%) sur lesquels de nombreux processus de ruissellement ont été observés dans des travaux précédents (Reulier, 2010 ; Viel, 2012).

(3) Le bassin présente une forte densité de réseaux bocagers impactant les dynamiques de transferts.

(4) La présence d'une section mouillée fixe (section d'un pont) à l'exutoire pour installer la station et pour faciliter l'accès à la station. La station de La Bouderie a été installée en décembre 2012.

Tout comme pour la station de Lingèvres, elle est équipée d'une sonde de pression *PLS* pour mesurer les hauteurs d'eau. Les mesures de concentration de matières en suspension

sont réalisées à partir d'un préleveur automatique *Hach Lange de type Bühler 1000*⁶ puis analysées en laboratoire.

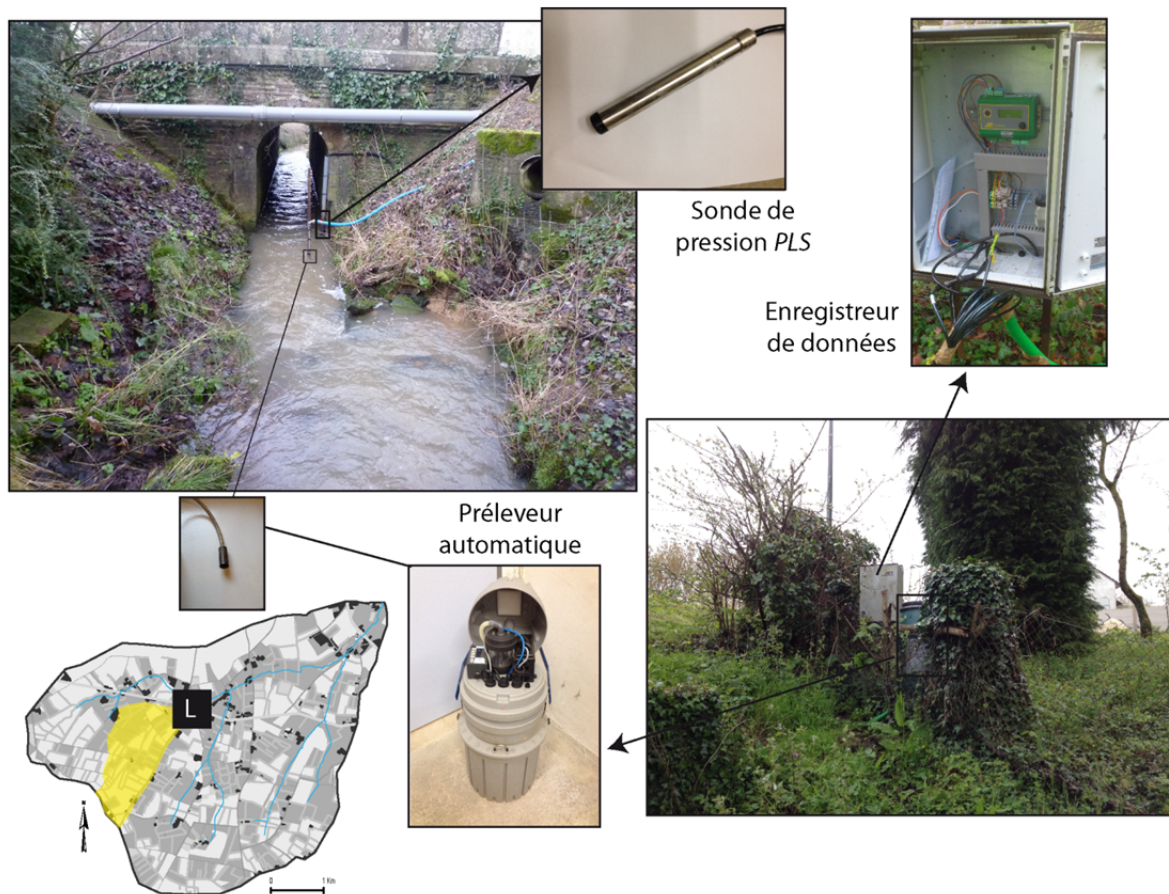


Figure 3.16 : Station de mesure hydrologique de La Bouderie

3.2.2.b Calibration de la station

L'installation de la sonde de pression a nécessité l'élaboration de la courbe de tarage afin de traduire les hauteurs d'eau en débit. Installée sur les piles d'un pont, la sonde de pression est située sur une section mouillée parfaitement géométrique et fixe. La courbe de tarage a été réalisée à l'aide d'un micromoulinet. La largeur de la section étant d'un mètre, trois mesures ont été systématiquement réalisées en travers, puis, en fonction des hauteurs, des mesures tous les dix centimètres ont été effectuées. Les débits (Q) sont ensuite obtenus par la somme de la multiplication des vitesses d'écoulements (V) par les sections mouillées associées (A) :

$$Q = \sum (V \cdot A)$$

Q: débit

V: vitesse d'écoulement ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

A: section mouillée (m^2)

⁶ La sensibilité de la sonde multiparamètres *Hydrolab MS5* au faible niveau d'eau ne permet pas son utilisation à l'exutoire de La Bouderie, où le régime hydrologique est soumis à des étiages sévères.

L'équation du graphique (fig. 3.17) présentant les débits associés aux hauteurs d'eau permet ensuite d'obtenir, pour chaque hauteur d'eau enregistrée par la sonde, les valeurs de débits.

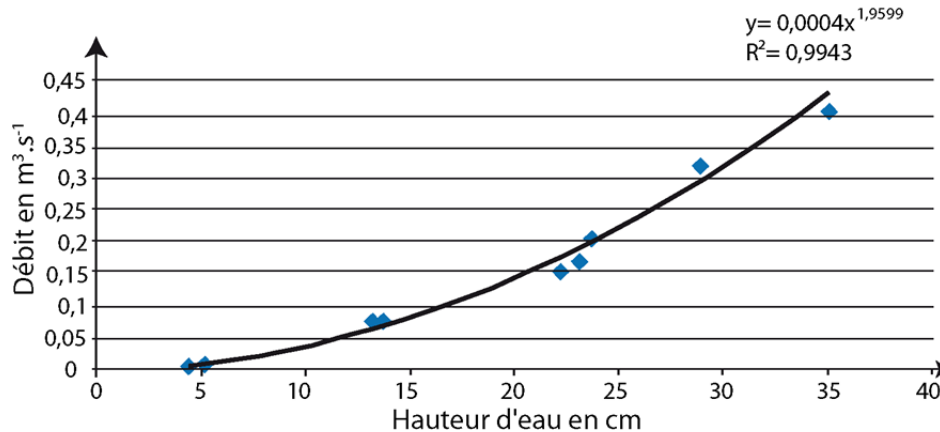


Figure 3.17 : Courbe de tarage de la station de La Bouderie

Le préleveur automatique *Hach Lange de type Bülher 1000* est un système permettant le prélèvement d'eau et son stockage dans 24 bidons de 500 ml. Un système électronique, intégré dans le préleveur, permet de régler le pas de temps de prélèvements, les bidons à remplir et la durée souhaitée de prélèvements. Concrètement, le système fonctionne de la manière suivante:

- un signal électronique lance le système qui commence par une purge du tuyau afin de le nettoyer ;
- un volume de 500ml est prélevé en deux fois⁷ puis stocké dans un des 24 bidons. La présence de deux électrodes (une anode et une cathode) permet de contrôler la quantité d'eau prélevée (dès que le fluide entre en contact avec les électrodes, le prélèvement s'arrête).

3.2.3. Mise en place d'un réseau de mesures ponctuelles

En complément de ces deux stations de mesure en continu, 21 sites de mesures ponctuelles ont été sélectionnés dans le bassin versant. Tous ont été choisis stratégiquement dans le bassin en fonction des observations faites au préalable en période d'écoulement et de leur facilité d'accès. Cette deuxième condition permet d'optimiser les mesures en période de suivi. En effet, les dynamiques spatio-temporelles du ruissellement érosif étant extrêmement variables dans un temps relativement court, une bonne organisation est nécessaire pour quantifier avec finesse les transferts de MES. Les différents sites sont présentés dans la figure 3.18. Ils correspondent principalement à des fossés de bords de routes ou de champs (12 sur 21) (fig. 3.19). Trois d'entre eux correspondent à des chemins agricoles empruntés par les écoulements en période de ruissellement. Enfin, six sites correspondent aux ramifications ultimes du réseau hydrographique, souvent calibrés mais que l'on préfère différencier du fossé de bord de route.

⁷ Le système ne peut prélever plus de 250ml à la fois. Entre 30 et 60 secondes séparent les deux prélèvements.

Typologie des sites de prélèvements	Nombre de sites correspondants
Fossé de bord de route	8
Fossé de bord de champs	4
Cours d'eau	6
Chemin	3
Total	21

Tableau 3.19 : Typologie des sites de prélèvements

Un suivi plus dense a été effectué au sein du bassin de La Bouderie afin de compléter le dispositif de suivi permis par la présence de la station de mesure à l'exutoire. Ainsi, parmi les 21 sites de mesures ponctuelles, 8 ont été choisis à l'intérieur de ce bassin (fig. 3.18 et 3.20). Compte tenu de la densité de fossés, ces huit points ont pu être facilement identifiés. Néanmoins, le parcours entre les différents points s'est systématiquement fait à pied du fait de l'absence de chemins praticables en voiture. Ainsi pour parcourir l'ensemble du réseau de mesures, un délai d'une heure trente était systématiquement nécessaire.

Le dispositif mis en place nous a ainsi permis de pouvoir apprécier, avec une résolution très fine, les dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires.

Localisation des points de mesures

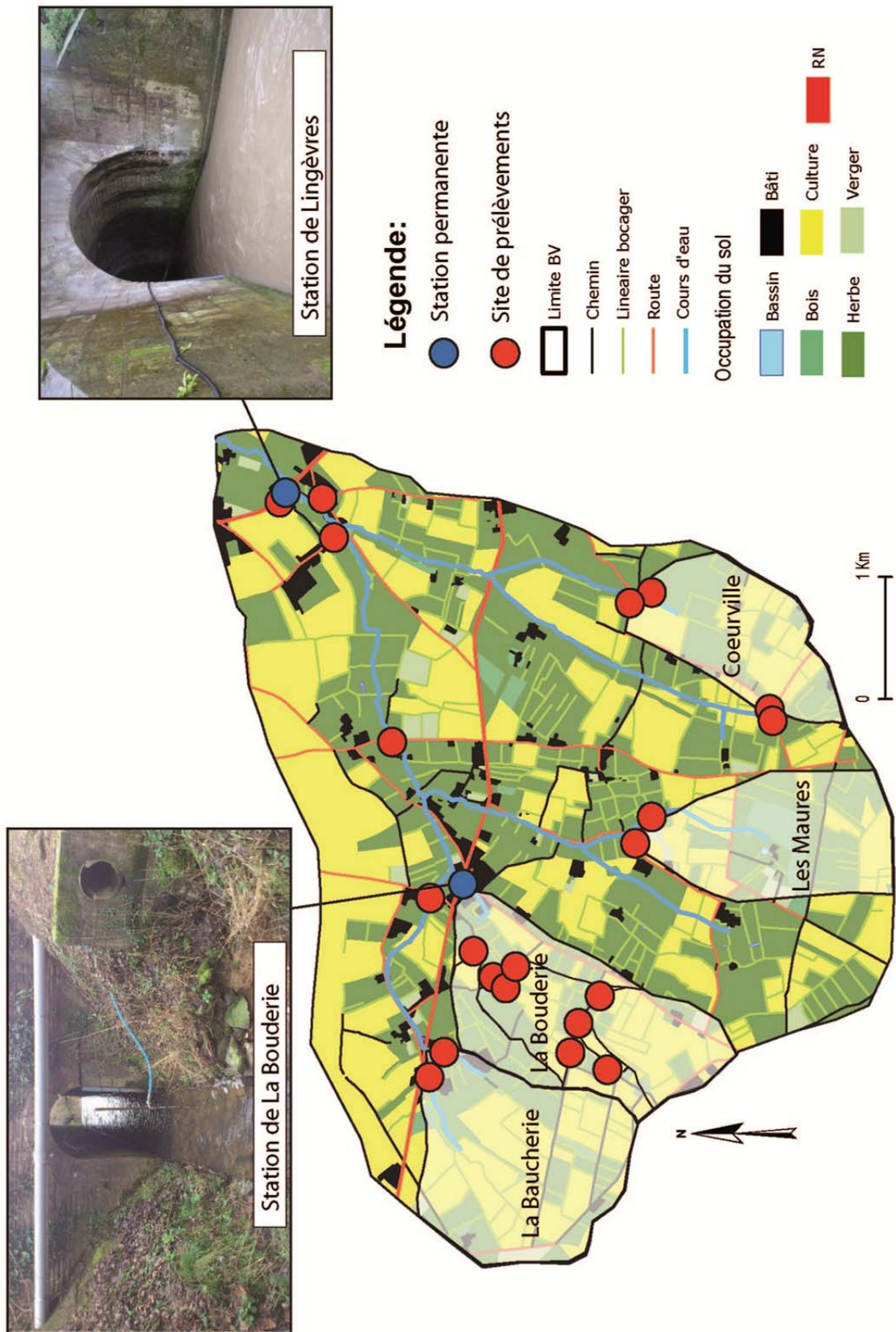


Figure 3.18 : Localisation des sites de mesures sur le bassin versant de Lingèvres

Sites de mesures sur le bassin de La Bouderie

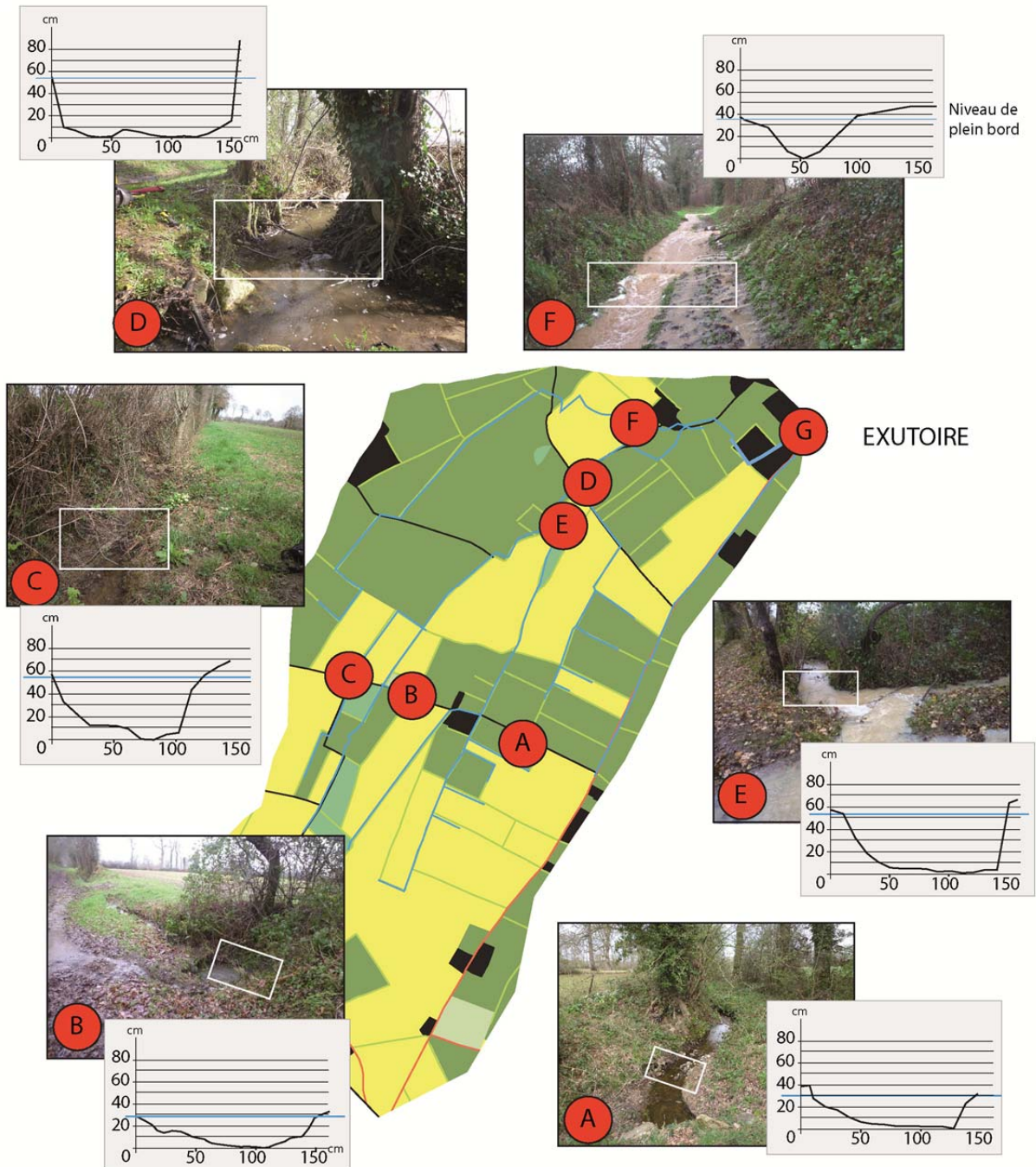


Figure 3.20 : Principaux sites de mesures sur le bassin de La Bouderie

3.3 Métrologie des transferts de MES en période de ruissellement

La démarche de terrain s'est organisée de la façon suivante :

- (1) Prélèvement manuel d'un échantillon de l'écoulement
- (2) Mesure des vitesses d'écoulement à l'aide d'un moulinet
- (3) Mesure de la section mouillée



Figure 3.21 : Présentation des trois étapes de la démarche de terrain

3.3.1. Du prélèvement à la quantification des échantillons

Les prélèvements d'eau ont été réalisés au centre de la section mouillée. Pour ne pas perturber la concentration de matières en suspension, l'opérateur se plaçait systématiquement à l'aval du prélèvement et veillait à ne pas "racler" le fond pour éviter toute remise en suspension. Une fois prélevé, chaque échantillon était étiqueté puis stocké. Pour limiter la floculation⁸, tous ont été filtrés dans les 76 heures qui suivaient le prélèvement.

- *Filtration des échantillons selon la norme NF EN 872*

Au laboratoire, pour chaque échantillon, un filtre est attribué. Les filtres sont des filtres en fibres de verre, d'une maille de $0,45\mu\text{m}$. La première étape consiste à placer les filtres à l'étuve à 105°C pendant une heure puis de les refroidir dans un dessiccateur. Chaque filtre est ensuite pesé à 1.10^{-3} grammes près. Une fois cette étape réalisée, la phase de filtration en tant que telle peut démarrer. Celle-ci s'est effectuée à l'aide d'une rampe de filtration de la marque *Sartorius*. Le volume de l'échantillon filtré est d'abord mesuré à l'aide d'une éprouvette graduée puis, après agitation, versé dans un des trois contenants en dessous duquel le filtre correspondant à l'échantillon est préalablement disposé. La filtration peut alors commencer, une pompe à vide accélère le processus. L'eau filtrée est récupérée dans une fiole à vide de 5 litres et les matières en suspensions, supérieures à $0,45\mu\text{m}$, retenues dans le filtre. Celui-ci est ensuite placé dans une étuve à 105°C pendant 8 heures pour sécher l'échantillon, puis refroidi dans un dessiccateur et pesé. Chaque pesée se fait à nouveau à 1.10^{-3} grammes près. Une opération mathématique permet ensuite de calculer la concentration de matières en suspension contenues dans chacun des échantillons (fig. 3.22).

⁸ Gipel, 1989 et Phillips et Walling, 1995 montrent que plus la durée est importante, plus la turbidité diminue du fait de la floculation.

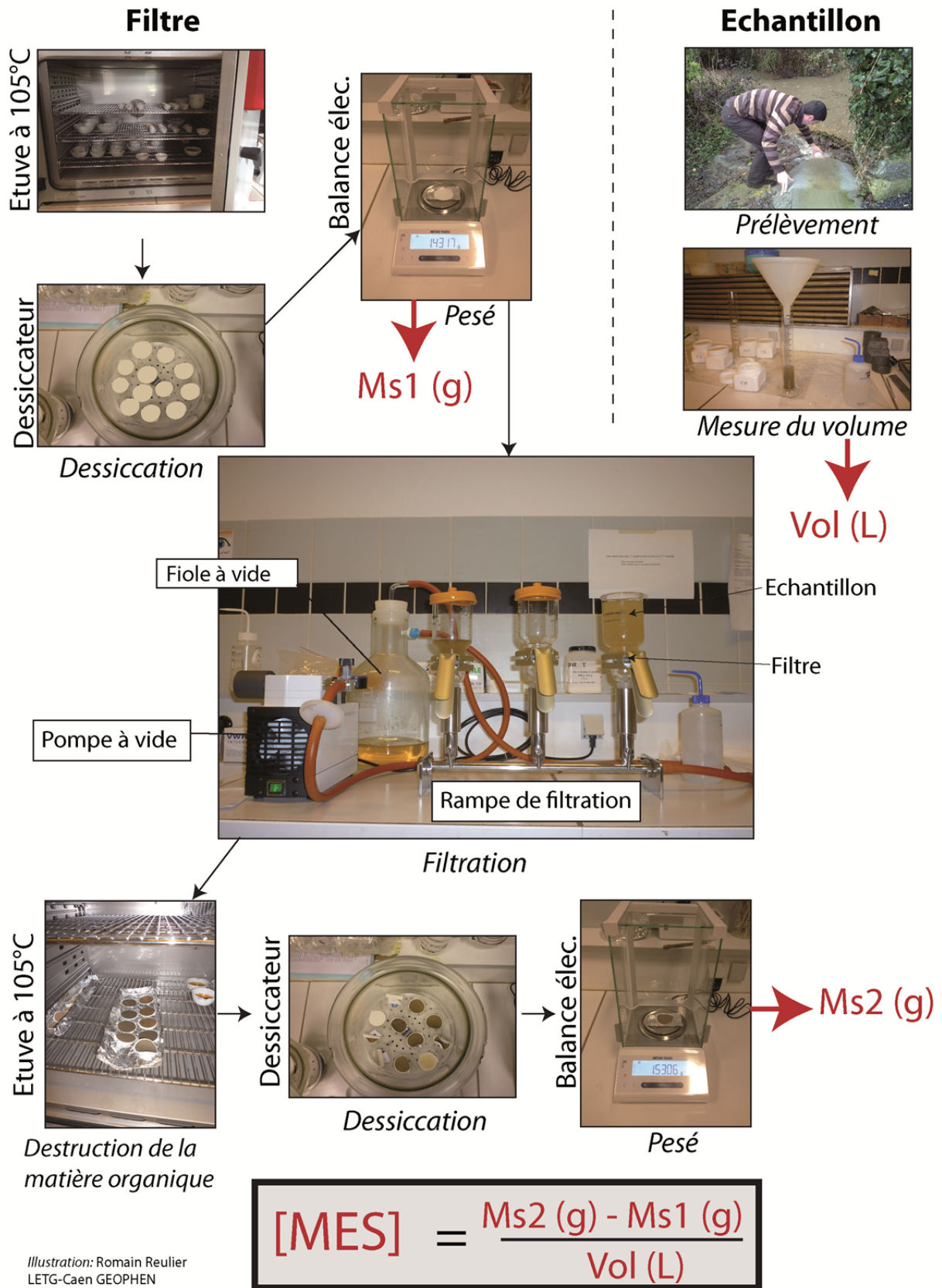


Illustration: Romain Reulier
LETG-Caen GEOPHEN

Figure 3.22 : Protocole de filtration des matières en suspension

3.3.2. Mesure des débits liquides et solides

Les vitesses ont été mesurées à l'aide d'un micromoulinet (fig. 3.23). Plusieurs mesures ont parfois été nécessaires lorsque les sections mouillées étaient trop larges et/ou trop profondes. Les surfaces des sections mouillées étaient ensuite mesurées. Les débits (m^3/s) ont été calculés en croisant les valeurs des vitesses (m/s) avec celles de la section mouillée (m^2).

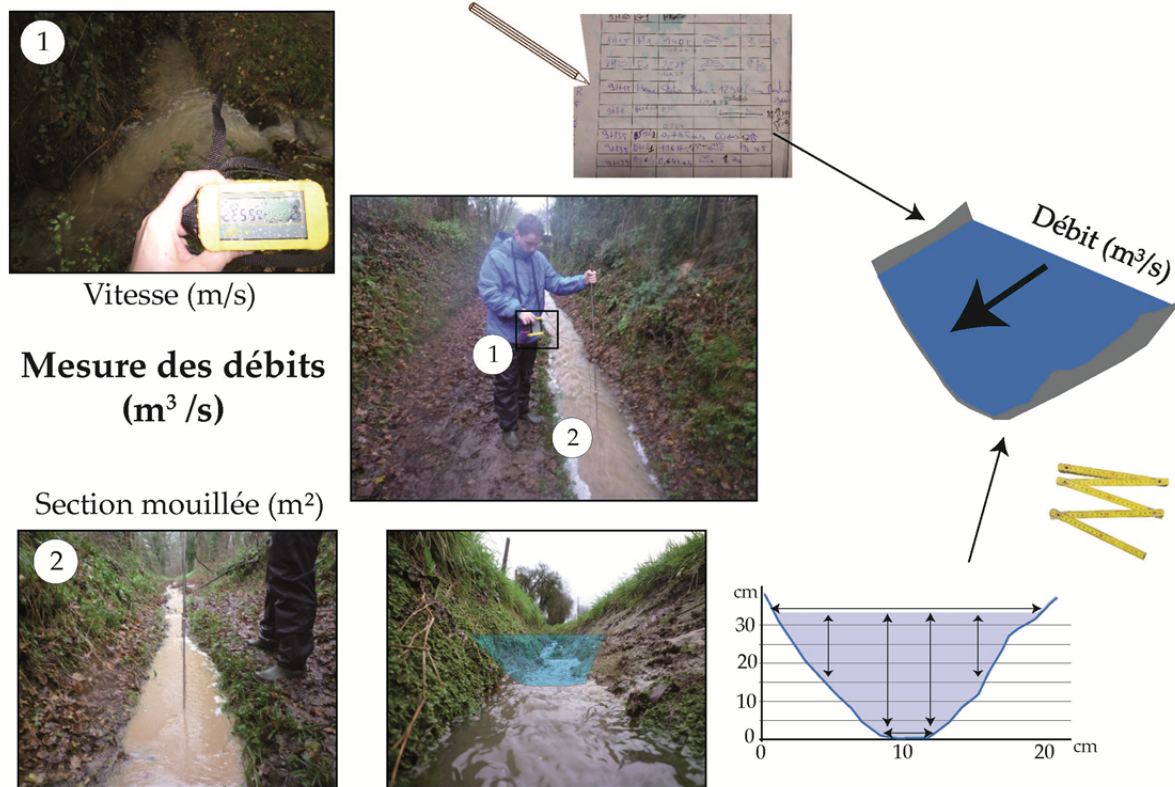


Figure 3.23 : Protocole utilisé pour le calcul des débits

3.3.3. Quantification des transferts de MES

Une fois toutes ces opérations effectuées, la quantification des transferts hydro-sédimentaires en un point consistait à coupler les valeurs de débits liquides avec la concentration de matières en suspension des écoulements puis de croiser ces valeurs de débits avec la durée estimée du ruissellement de surface (obtenue par décomposition de l'hydrogramme de crue).

$$Q_s = Q_l \times [MES] \times D$$

Avec

Q_s : débit solide ($g.s^{-1}$)

Q_l : débit liquide ($m^3.s^{-1}$)

[MES] : concentration de matières en suspension ($g.l^{-1}$)

D : durée du ruissellement de surface (s)

3.3.4. Obtention des données météorologiques

Les caractéristiques climatiques des différents épisodes de ruissellement suivis ont pu être obtenues grâce à deux stations météorologiques installées sur le bassin versant de La Seulles par le laboratoire LETG-Caen Geophen (fig. 3.24). Les stations sont équipées d'un pluviographe fonctionnant d'après le principe des augets basculants. Un cône de 214 cm² posé à un mètre du sol réceptionne les eaux de pluie. Tous les 0,2 mm de pluie précipitée, un basculement d'auget crée une impulsion électrique, interprétée par un enregistreur. Les données sont stockées puis téléchargeables au format numérique. Le système possède une autonomie importante, ce qui permet une gestion souple (passage une fois par mois).

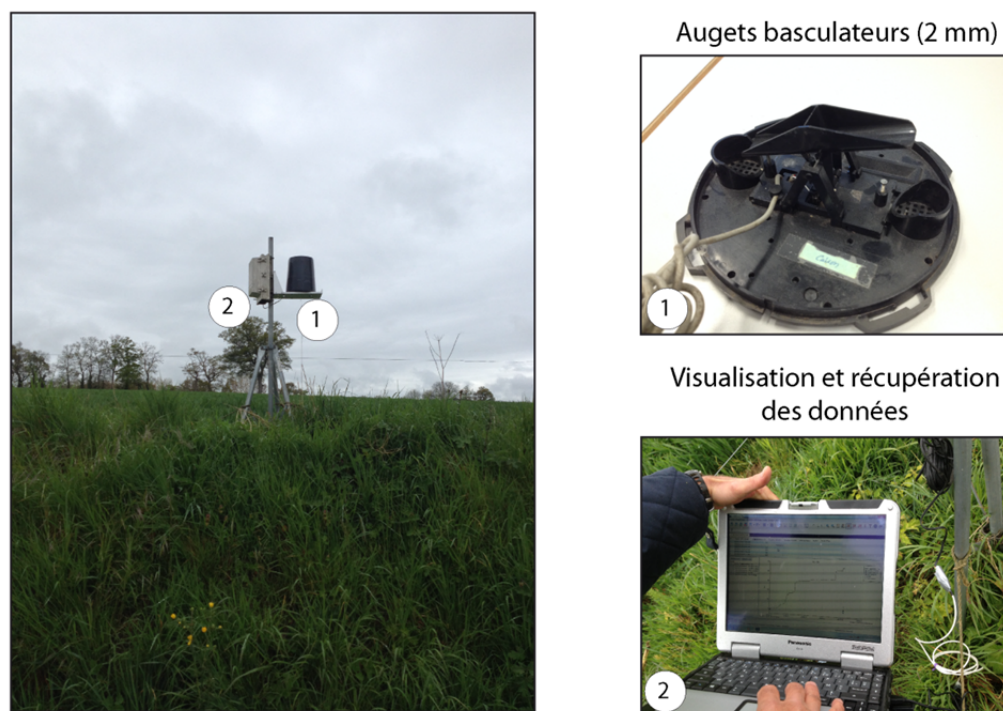


Figure 3.24 : Présentation d'une des stations météorologiques installées sur le bassin versant de La Seulles

3.4 Validité de l'approche

Le suivi fin des dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires au cours d'un épisode pluvieux nécessite d'être très réactif pour pouvoir mesurer finement les processus en action. Cela nécessite également une bonne organisation afin de pouvoir maximiser le nombre et la répétitivité des prélèvements. L'approche induit cependant, tout au long du processus, un certain nombre d'erreurs qu'il convient ici de discuter. Les différents biais pouvant impacter la validité des résultats sont ici repris un à un.

Les sites de mesure

La localisation des sites de prélèvement est-elle pertinente au regard des flux circulant à la surface du bassin?

Le travail d'identification des connectivités ayant été réalisé préalablement au choix des sites de mesures, ces derniers ont été choisis en fonction de ces observations. Par conséquent, les sites de prélèvements ont été placés le plus judicieusement possible dans le bassin. En

revanche, les conditions d'accessibilités n'ayant pas toujours été optimales, certains sites n'ont pas pu être suivis systématiquement.

Comment l'évolution des profils en travers des sites de mesures a-t-elle été intégrée?

Du fait de la faible énergie des écoulements, les profils en travers des fossés peuvent être considérés comme stables. Viel (2012) parle d'une érosion de quelques grammes par mètre linéaire par épisode de crue. Néanmoins, des dégradations plus sévères, liées aux passages des engins agricoles, ont pu être observés ponctuellement. Pour éviter tout problème de mesure et d'interprétation, les sections mouillées de l'ensemble des sites ont été mesurées au cours de chaque campagne de mesure. De ce fait, la marge d'erreur liée à l'évaluation de la section mouillée est très limitée.

L'évaluation des concentrations de matière en suspension

Comment la variabilité des concentrations au sein de l'écoulement a-t-elle été prise en compte?

Compte tenu de la hauteur des écoulements (majoritairement inférieures à 30 cm) et de leur largeur, la concentration en MES a été jugée homogène pour l'ensemble de la colonne d'eau. Une attention toute particulière a cependant été portée sur le fait de prélever au centre de l'écoulement.

Quelles sont les marges d'erreur liées au protocole NF EN 872?

On estime à 10% maximum les erreurs liées au protocole de filtration de la norme NF EN872 (Norme NF EN 872, 2005).

La mesure des débits

Comment la variabilité des vitesses d'écoulement au sein d'un chenal a-t-elle été prise en compte?

Les mesures ont été réalisées dans des fossés pour lesquels la largeur mouillée est inférieure à un mètre. Ainsi, le plus souvent les largeurs étaient comprises entre 30 et 50 centimètres. Dans ce cas une seule mesure de vitesse était réalisée au centre de l'écoulement. Dans le cas de sections plus larges, 2 à 3 mesures transversales étaient réalisées. A chaque point, trois mesures de vitesses étaient effectuées et la moyenne des trois valeurs était conservée. La mesure du débit basée sur les vitesses au centre du chenal a peut-être contribué à une surestimation des débits, qui reste marginale.

Les erreurs liées à la multiplicité des opérateurs

Au total, 10 opérateurs expérimentés (docteurs, doctorants, étudiants de master, ingénieurs du laboratoire LETG-Caen GEOPHEN) ont participé aux différentes campagnes de prélèvements. Pour limiter les erreurs, ces opérateurs "occasionnels" étaient disposés sur les sites de prélèvements "les plus simples", je me chargeais des plus difficiles. Nous jugeons, de ce fait, faibles les erreurs liées à la multiplicité des opérateurs.

Conclusion du chapitre 3

L'objectif de ce chapitre était de présenter le site d'étude et la méthodologie employée pour quantifier les processus de transferts hydro-sédimentaires. A ce titre, c'est le bassin versant de Lingèvres (17,6 km²) qui a fait l'objet d'un suivi important au cours de différents épisodes de ruissellement qui seront présentés dans le prochain chapitre.

Le choix de ce sous-bassin répond à plusieurs impératifs.

- Le bassin appartient au sous-bassin versant de La Seulles, site atelier du laboratoire LETG-Caen GEOPHEN, pour l'étude des relations Nature/Société.

- Il présente **une dichotomie paysagère** avec des espaces ouverts et majoritairement cultivés au nord et un paysage plus fermé et davantage enherbé sur le reste du bassin. En résultent des conséquences variées sur les écoulements de surface.

- **Un contraste pédologique** avec des sols peu épais et facilement saturés dans les parties sud (argile à silex) alors qu'au nord ces argiles à silex sont surmontées de loess Wichséliens davantage sensibles à la battance. Il existe donc sur ce bassin deux compartiments hydrologiques aux seuils de fonctionnement différents.

- Du fait de **sa petite superficie** (17,6 km²) et du suivi des débits liquides et solides assuré à l'exutoire depuis 2008, le bassin de Lingèvres offre des conditions optimales pour **suivre finement les transferts hydro-sédimentaires**.

- Par sa **proximité avec le laboratoire** LETG-Caen-GEOPHEN, où a été réalisée cette recherche, le bassin de Lingèvres **permet d'être très réactif** aux épisodes de ruissellement.

Le suivi haute fréquence des transferts s'est appuyé sur l'installation d'une **seconde station de mesure en continu** placée à l'exutoire d'une tête de bassin (pas de temps de mesure : 10 minutes) et par la mise en place de **21 sites de prélèvements manuels**. Sur ces derniers, **jusqu'à six personnes**, réparties dans le bassin, **ont pu prélever simultanément** des échantillons d'eau circulant à la surface du bassin (fossés, chemins, etc.).

Chapitre 4

Analyse des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires

Sommaire

1) Description brute des différents épisodes de ruissellement suivis.....	p 117
2) Mesure des transferts de MES au cours des différents épisodes.....	p 129
3) Analyse des résultats issus du travail de quantification.....	p 144

Introduction

Maintenant que la démarche utilisée pour quantifier les transferts de matières en suspension a été présentée, il s'agit dans ce chapitre de se concentrer sur les résultats issus du suivi de différents épisodes de ruissellement ayant contribué à alimenter la charge solide du cours d'eau.

L'intérêt de ce travail de terrain est double. Dans un premier temps, il s'agit de **montrer l'importance des flux sédimentaires transitant dans un bassin versant agricole dans lequel le cours d'eau est caractérisé par une faible énergie**. Dans un second temps, il doit permettre de **mieux comprendre les dynamiques spatiales et temporelles des écoulements et notamment de statuer sur le rôle de la structure paysagère**.

Pour cela, les épisodes de ruissellement suivis au cours de cette recherche vont être présentés (1). Ensuite, les résultats des quantifications de MES seront exposés (2). Le chapitre se conclura sur une synthèse autour des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires (3).

1. Description brute des différents épisodes de ruissellement suivis

Sept campagnes de mesures ont été menées au cours de sept épisodes pluvieux ayant généré des transferts hydrosédimentaires entre les parcelles agricoles et le cours d'eau.

Pour en rendre compte **trois épisodes** ayant eu lieu au cours de l'année hydrologique 2012-2013 **seront présentés exhaustivement** : les épisodes du 14 décembre 2012, du 19 décembre 2012 et du 8 mars 2013. Les épisodes du 14 et du 19 décembre correspondent à deux épisodes pluvieux communs du climat automnal normand, c'est-à-dire de faible intensité. Celui du 8 mars est un épisode d'intensité plus importante. En complément, **quatre autres épisodes** (28 janvier 2014 ; 6-7 février 2014 ; 28 février 2010 (Reulier, 2010) ; 13-14 Novembre 2010 (Viel, 2012)) ont été suivis et seront présentés. Ils permettront de compléter et d'enrichir l'analyse des trois précédents ainsi que la discussion finale.

Au cours des différentes campagnes, quatre sous bassins versants ont fait l'objet d'un suivi approfondi : la Baucherie, La Bouderie, Les Maures et Coeurville (fig. 4.1). Les deux premiers sont majoritairement cultivés alors que les deux autres sont principalement enherbés.

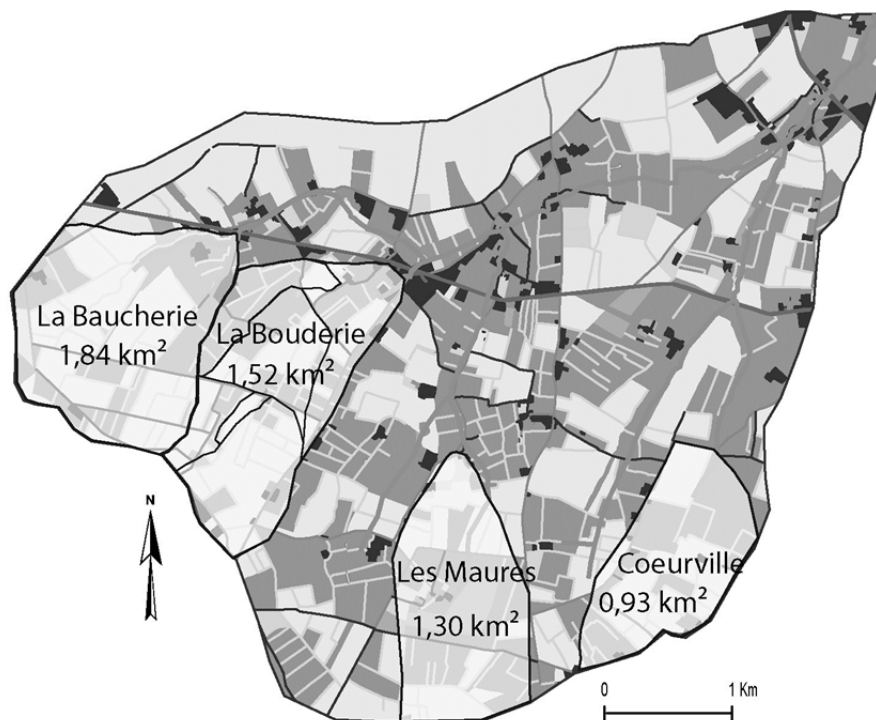


Figure 4.1: Localisation des différents bassins suivis

1.1 Les épisodes du 14 et du 19 décembre 2012

Deux épisodes pluvieux ont été suivis en décembre 2012 : le 14 et le 19. Ces deux épisodes ne correspondent pas aux épisodes ruisselants majeurs qu'a connus le bassin au cours des trois premiers mois de l'année hydrologique 2012-2013 (fig. 4.2). Mais le manque de moyens humains et/ou matériels (3/11 ; 27/11 ; 19/10 ; entre le 14 et le 19 décembre¹) et la survenue

¹ Temps nécessaire aux traitements des échantillons prélevés le 14/12.

d'épisodes nocturnes jugés trop dangereux à suivre (04/12 et 27/12) n'ont pas permis d'assurer le suivi de ces autres épisodes intéressants.

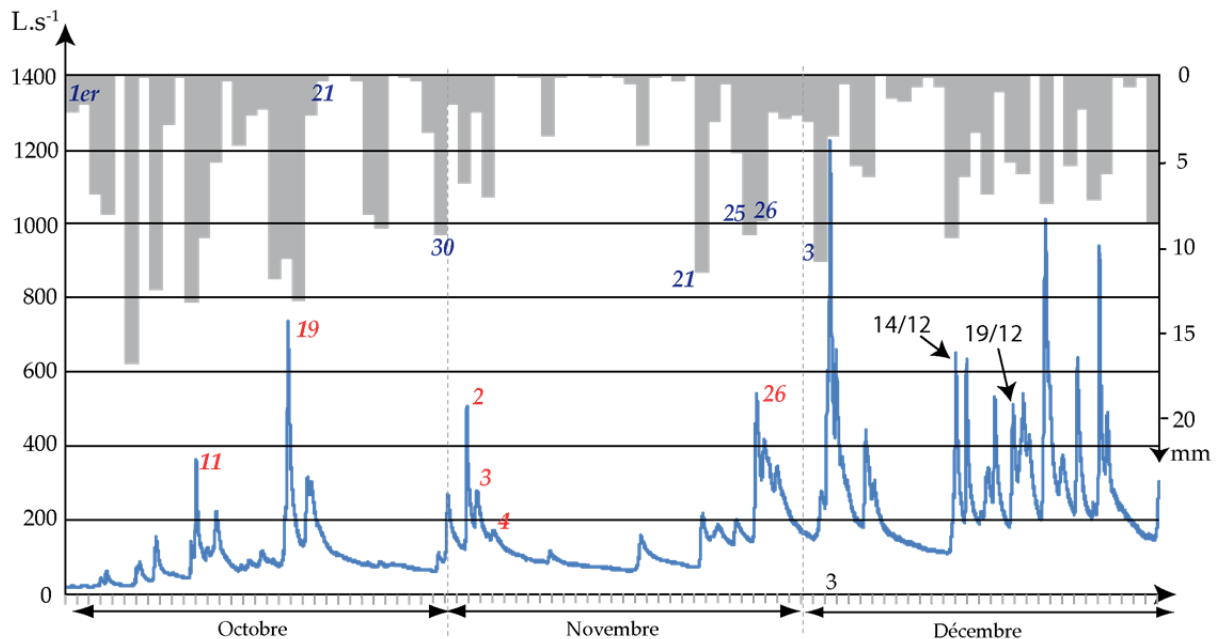


Figure 4.2 : Evolution du cumul pluviométrique et des débits sur le bassin versant de Lingèvres entre octobre 2012 et décembre 2012 (pas de temps 6 min)

Le mois d'octobre 2012 a été particulièrement pluvieux avec 150 mm de précipitations. Après une phase de reconstitution des réserves utiles, le bassin, a connu deux épisodes de crues, le **11** avec un pic de crue à 358 L.s⁻¹ et le **19** avec un pic de crue plus important à 725 L.s⁻¹. La dernière décade d'octobre a été moins pluvieuse (25 mm entre le **21** et le **30** contre 125 entre le **1^{er}** et le 20) et le cours d'eau entre alors en phase de tarissement avec un débit inférieur à 100 L.s⁻¹. Les quatre premiers jours de novembre ont ensuite été marqués par un cumul de 19,8 mm déclenchant trois petites crues le **2** (261 L.s⁻¹), le **3** (501 L.s⁻¹) et le **4** (257 L.s⁻¹).

Le mois de novembre a ensuite été plutôt sec. Il faut attendre la dernière décade du mois, pour avoir de nouvelles précipitations. Celles-ci seront importantes le **21** (11,6 mm), le **25** (9,4 mm) et le **26** (8,6 mm) et responsables d'une crue le **26** (517 L.s⁻¹). Le **3** décembre, un épisode de 11 mm déclenche la plus grosse crue de ce début d'année, avec un débit supérieur à 1200 L.s⁻¹ (1214 L.s⁻¹). Tout comme pour les crues précédentes, l'hydrogramme semble montrer que la part du ruissellement direct de surface est importante.

La deuxième quinzaine du mois de décembre a été particulièrement pluvieuse, avec une succession d'épisodes ayant généré une dizaine de crues plus ou moins intenses. Les crues du 14 et du 19, présentées ci-après, font partie de ce contexte hydro-climatique.

1.1.1. Episode du 14 décembre 2012

Le 14 décembre 2012, une crue (641 L.s⁻¹) s'est manifestée à la suite d'un épisode pluvieux de 10,2 mm (fig. 4.3). Cet épisode arrive alors que le cours d'eau est en phase de tarissement depuis 7 jours (crue du 7/12 : 440 L.s⁻¹) avec un débit de 100 L.s⁻¹. Cet événement climatique

du 14 peut être décomposé en 2 épisodes (fig. 4.4). Un premier épisode pluvieux d'une durée de 7h intervient sur le bassin en début de matinée (5,4 mm entre 7 heure (TU²) et 14h) et permet le remplissage graduel des réserves utiles des sols, le débit augmente alors environ trois heures après l'arrivée des premières précipitations. Les sols sont ainsi à saturation quand intervient un deuxième épisode en fin d'après-midi (entre 17h et 18h) de plus forte intensité (4,8 mm en une heure). Le débit du cours d'eau augmente alors très rapidement. A l'exutoire du bassin versant élémentaire de La Bouderie, celui-ci passe de 98,4 L.s⁻¹ (17h54) à 350 L.s⁻¹ (19h42), et à Lingèvres de 276 L.s⁻¹ (18h36) à 640 L.s⁻¹ (21h40). Ainsi, si le temps de montée de crue totale enregistré à l'exutoire de Lingèvres est de 11h10, deux tendances bien distinctes peuvent être observées. Une augmentation douce dans un premier temps, et une augmentation brusque et importante dans un second temps. La durée du ruissellement de surface est estimée à 14 heures. Le coefficient de ruissellement pour l'ensemble du bassin est de 17%.

Lors de cet épisode, **12 sites de mesures** ont fait l'objet d'un suivi rigoureux (2 à 3 prélèvements) et **24 prélèvements automatiques** ont pu être effectués à l'exutoire de La Baucherie (fig. 4.5).

Caractéristiques de l'épisode de crue du 14 décembre 2012

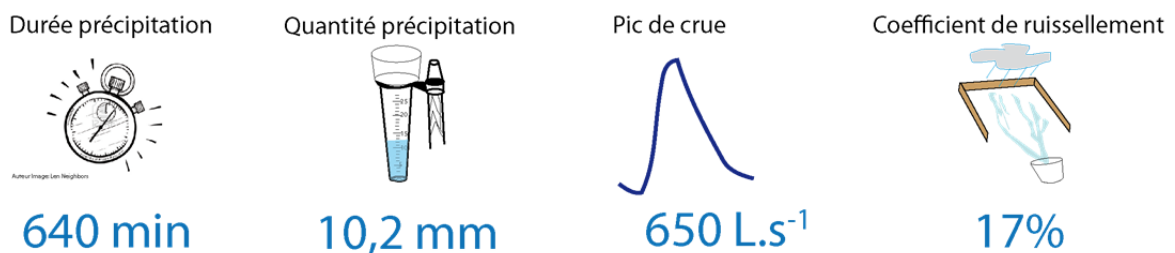


Figure 4.3 : Données contextuelles de l'épisode de crue du 14 décembre 2012

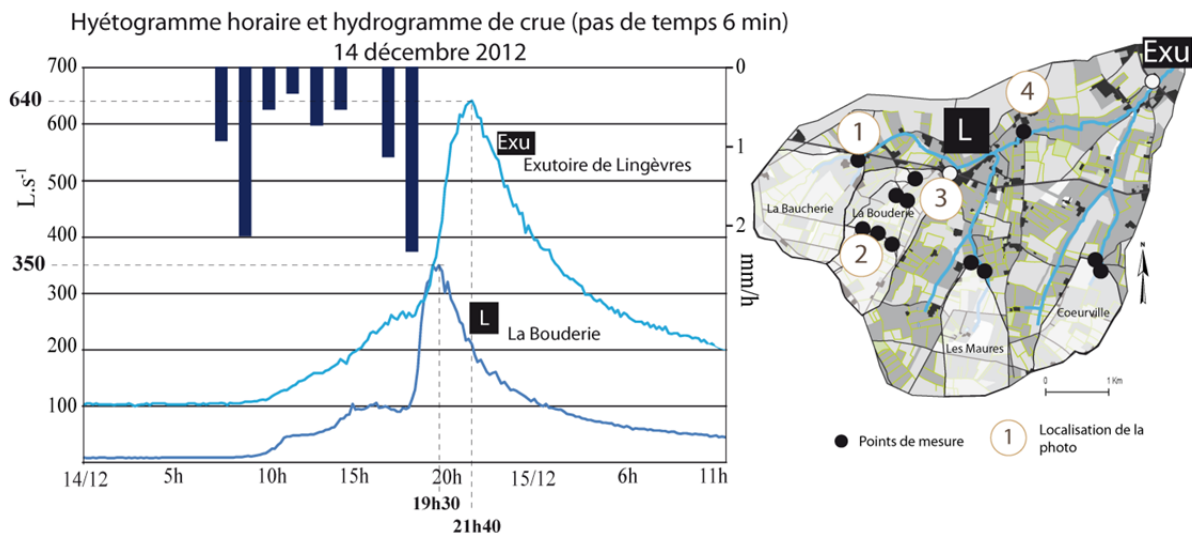


Figure 4.4 : Hydrogrammes de crue à Lingèvres et à La Bouderie (14/12/2012)

² Temps Universel. Les données horaires présentées dans la suite de ce mémoire seront en temps universel.



Figure 4.5 : Photos prises le 14 décembre 2012

1.1.2. Episode du 19 décembre 2012

L'épisode du 19 décembre se caractérise par un cumul de précipitations très faible (**4,8 mm**) (fig. 4.6). Cet épisode pluvieux intervient dans un contexte climatique et hydrologique particulier puisqu'il s'agit du 5^{ème} épisode pluvieux en 6 jours, et les 4 épisodes précédents ont tous provoqué une petite crue (fig. 4.7).

Lors de cet épisode pluvieux, le débit du cours d'eau est monté à **509 L.s⁻¹** (17h18) à l'exutoire (fig. 4.7). Au moment de la survenue des premières précipitations, le ruisseau du Pont Saint Esprit était en phase de tarissement avec un débit inférieur à 200 L.s⁻¹. A l'exutoire du sous-bassin de La Bouderie, le pic de crue a eu lieu deux heures avant avec un débit maximal de 174 L.s⁻¹. Compte tenu des antécédents pluviométriques, le coefficient de ruissellement est de 26,4%, donc plus important que le 14. Le temps de montée de crue est quant à lui de 5h50, soit presque deux fois moins important que le 14. La durée du ruissellement de surface a été estimée à 11 heures. Les mesures de terrain ont été réalisées par deux personnes sur **12 sites de mesures différents** et **deux à trois prélèvements** ont pu être réalisés sur chacun de ces sites (fig. 4.8). Le préleveur automatique installé à l'exutoire de La Bouderie, a **fonctionné de 8h30 à 14 heures à raison d'un prélèvement par 1/2 heure**. Une panne s'étant déclenchée à 14h, seulement 12 échantillons, sur les 24 prévus, ont pu être prélevés.

Caractéristiques de l'épisode de crue du 19 décembre 2012

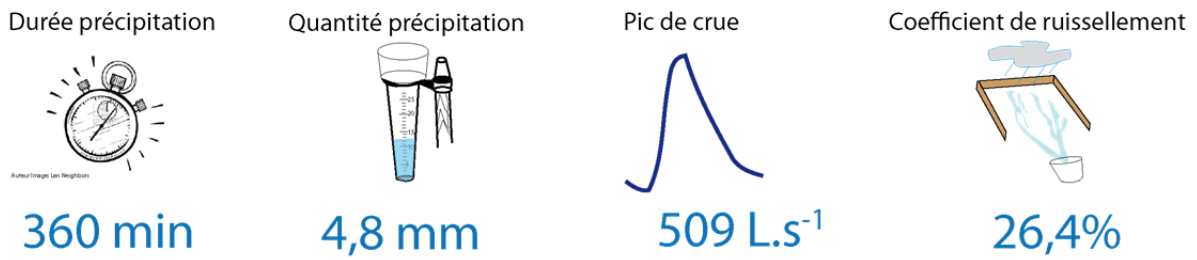


Figure 4.6 : Données contextuelles de l'épisode de crue du 19 décembre 2012

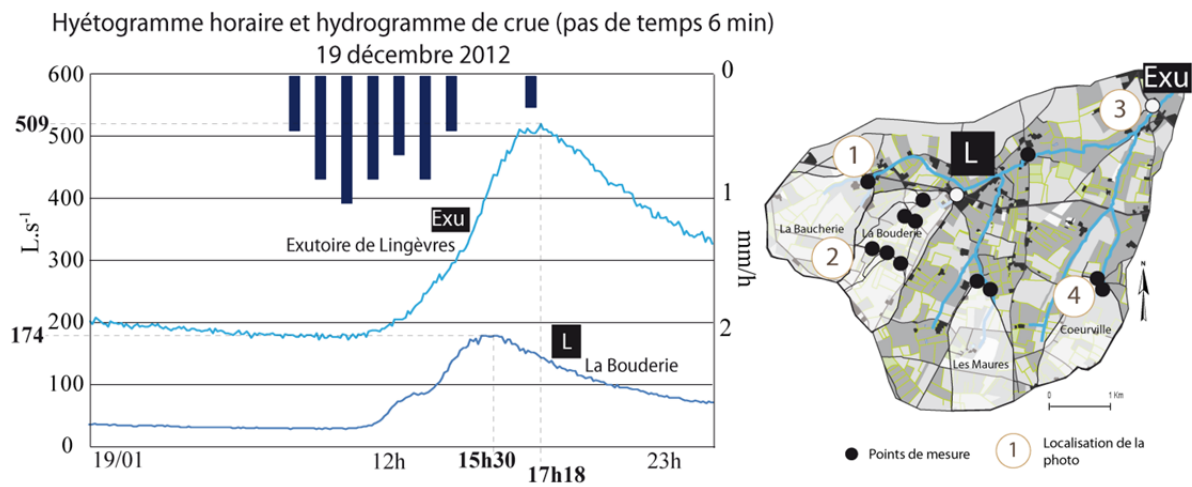


Figure 4.7 : Hydrogrammes de crue à Lingèvres et à La Bouderie (19/12/2012)



Figure 4.8 : Photos prises le 19 décembre 2012

1.2 Episode du 8 mars 2013

L'épisode pluvieux du 8 Mars 2013 se caractérise par un cumul de 20,6 mm de précipitations ayant généré un débit de 2 814 L.s⁻¹ (11h18) (fig. 4.9). Cet épisode pluvieux de fin d'hiver débute peu après minuit pour se terminer vers 10 heures. Pendant toute cette durée, il a plu sans discontinuer en moyenne 2,4 mm.h⁻¹ avec une intensité maximale de 1,6 millimètre en 10 minutes. Le temps de montée de crue a été de 5h20, puisque c'est à 6h que le débit commence à augmenter pour atteindre 2 814 L.s⁻¹ à 11h18 (fig. 4.10). A l'exutoire du sous-bassin de La Bouderie, l'hydrogramme, plus écriêté qu'à Lingèvres, atteint 1 071 L.s⁻¹ soit (705 L.s⁻¹.km²). Le coefficient de ruissellement est de 20,2 %. La durée du ruissellement de surface est estimée à 8 heures. **28 mesures manuelles** ont été réalisées sur **11 sites de mesures** (fig. 4.11). Le préleveur automatique installé à l'exutoire du bassin versant de La Bouderie **a fonctionné entre 3h00 et 8h45 et prélevé tous les 1/4 d'heure**.

Avec un débit ayant atteint les 2 814 L.s⁻¹, la crue du 8 mars est, avec celle du 28 février 2010 (3 474 L.s⁻¹), l'une des deux principales crues qu'ait connu le bassin de Lingèvres depuis avril 2008 et le début des mesures à l'exutoire.

Caractéristiques de l'épisode de crue du 8 mars 2013

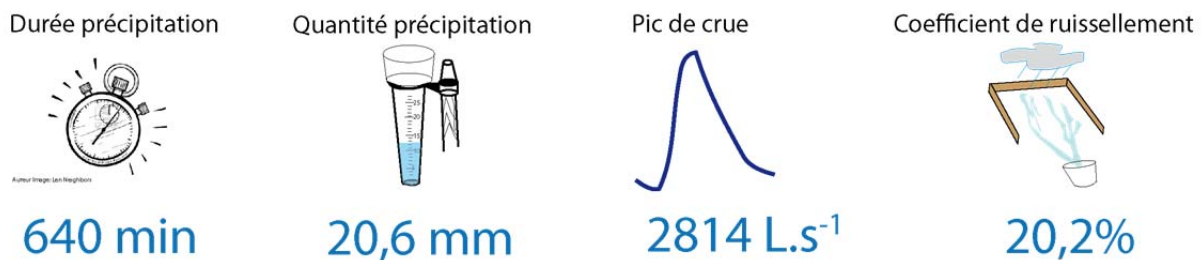


Figure 4.9 : Données contextuelles de l'épisode de crue du 8 mars 2013

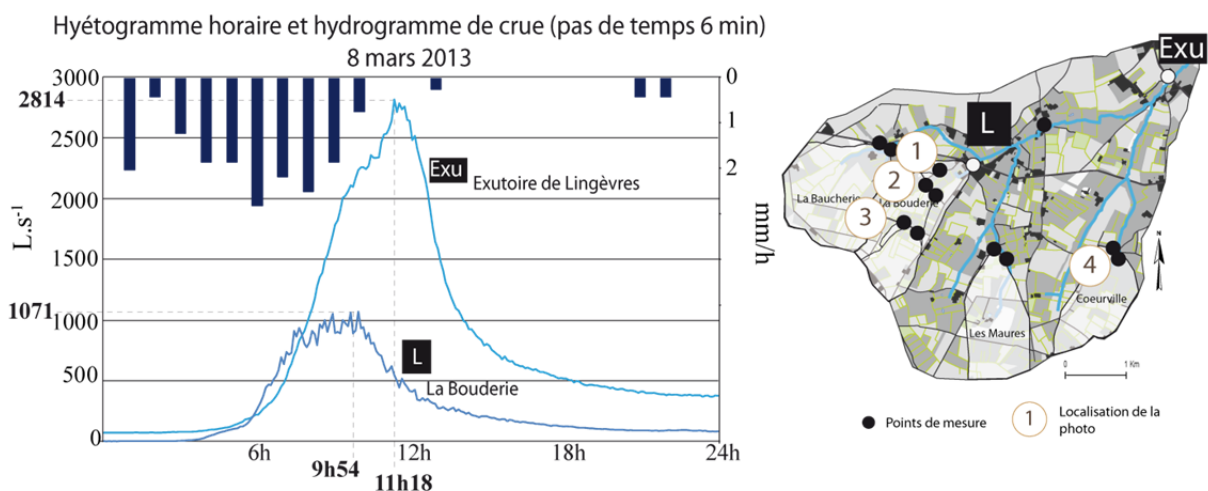


Figure 4.10 : Hydrogrammes de crue à Lingèvres et à La Bouderie (08/03/2013)



Figure 4.11 : Photos prises le 8 mars 2013

1.3 Présentation des autres épisodes

Les épisodes du 28 février 2010 et du 13/14 novembre 2010 ont été suivis avant le début de cette recherche dans le cadre d'une thèse (Viel, 2012) et d'un master (Reulier, 2010). Nous remobilisons ici ces épisodes en vu d'enrichir notre panel d'épisodes.

1.3.1. Episode du 28 février 2010

L'épisode du 28 février 2010 a commencé le 27 autour de 18 h pour s'achever le 28 en milieu d'après midi. Au cours de cet épisode pluvieux, **33,6 mm** de pluies sont tombés sur le bassin versant de Lingèvres. Le pic de crue a atteint **3 474 L.s⁻¹**. (fig. 4.12) Cet épisode intervient dans un contexte climatique particulièrement pluvieux puisque le mois de février 2010 a comptabilisé 88 mm de pluie dont 70 lors de la dernière décade.

La réponse hydrologique du bassin a été particulièrement forte avec une contribution quasi globale du bassin versant. Les parties nord du bassin ont ainsi été particulièrement actives. Les sols, battants, n'ont en effet pas pu infiltrer toute la quantité d'eau précipitée et des processus d'érosion et de ruissellement ont pu être observés. De fréquents débordements du cours d'eau ont été observés en différents endroits du bassin (fig. 4.13). Les mesures du débit à l'exutoire montrent que celui-ci a très rapidement augmenté (moins de 4 heures) pour atteindre un débit de 3 474 L.s⁻¹, soit le plus fort débit mesuré à l'exutoire depuis la mise en place de la station de mesure en 2008. Le coefficient de ruissellement a également été le plus important de la période de mesure avec une valeur de 36,5 %.

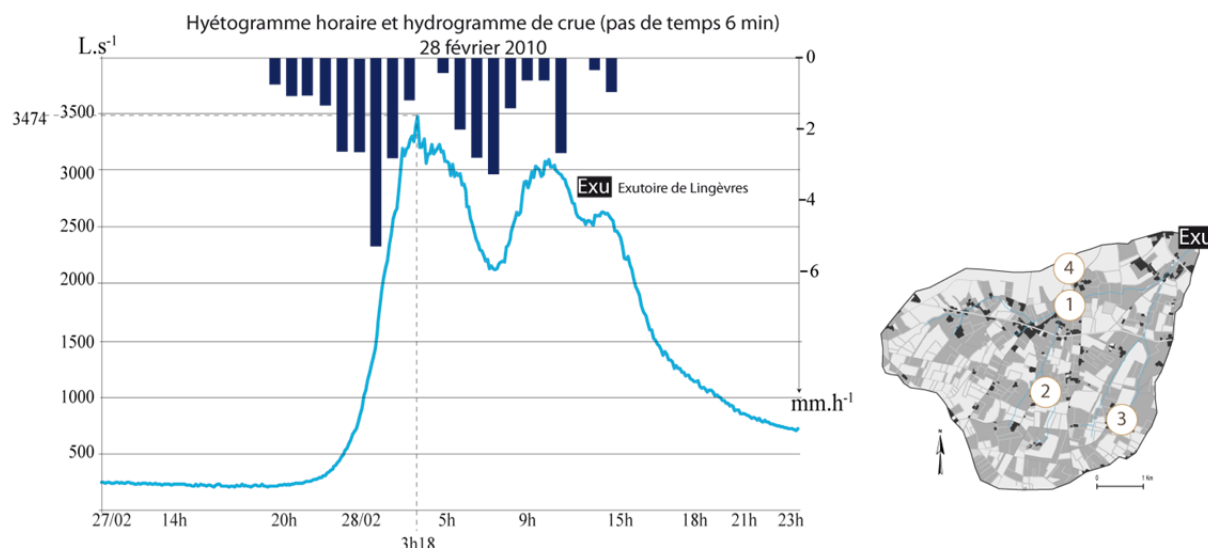


Figure 4.12 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, le 28 février 2010

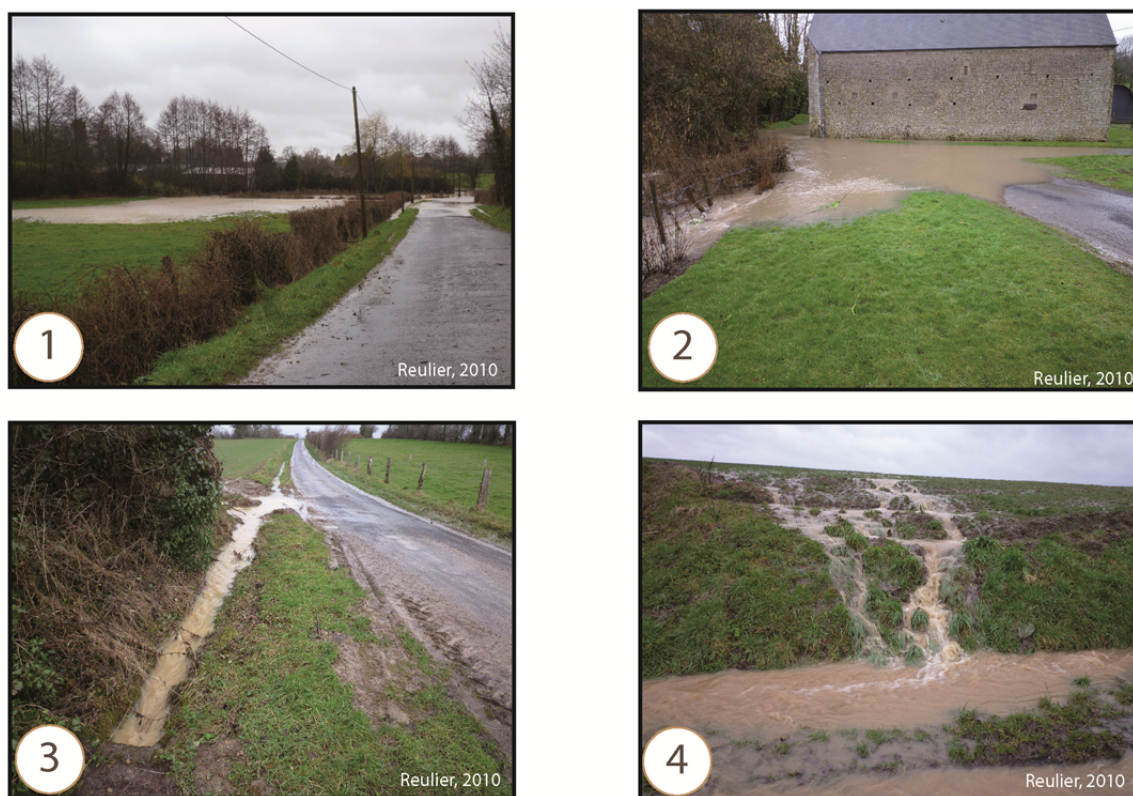


Figure 4.13 : Photos prises 28 février 2010

1.3.2. Episode du 13-14 novembre 2010

La crue du 13-14 novembre 2010 fait suite à un cumul de 47 mm de pluie en 30 heures. Le pic de crue de 2 472 L.s⁻¹ a été atteint à 6h42 le 14 (fig. 4.14). Marqué par de faibles intensités de précipitation (max 7,2 mm.h⁻¹), l'épisode a été suffisant pour déclencher une crue importante. Cet épisode a été suivi par Viel (2012 ; Viel *et al.*, 2014b) avec le même protocole d'acquisition de données que présenté précédemment.

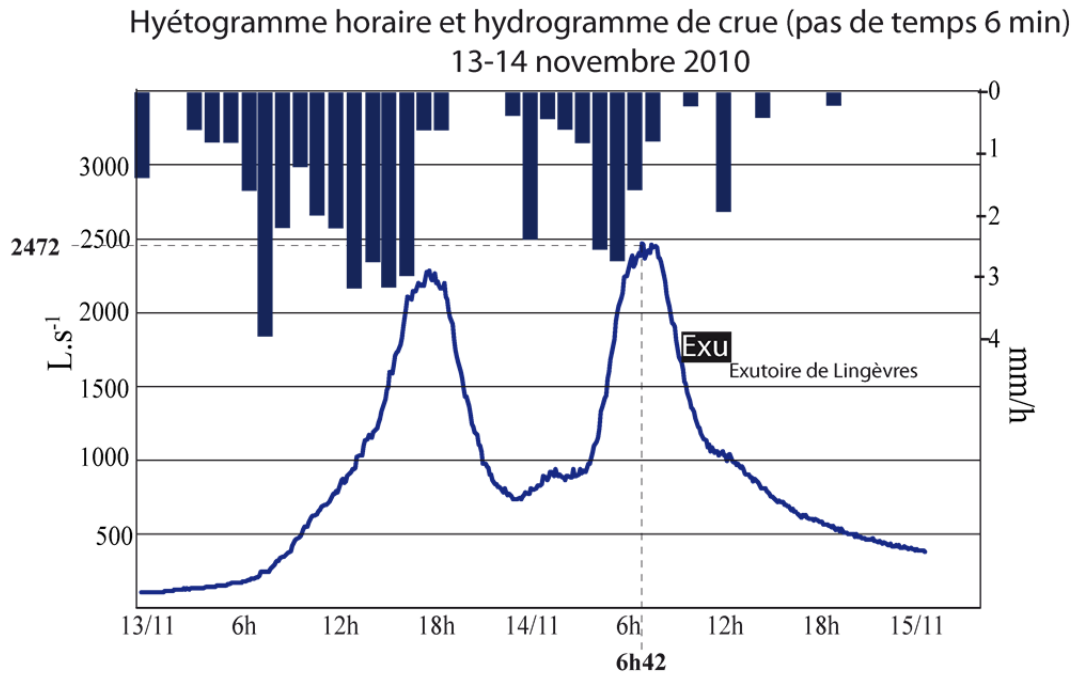


Figure 4.14 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, les 13 et 14 novembre 2010

1.3.3. Episode du 27-28 janvier 2014

La crue du 27 et du 28 janvier 2014 fait suite à un cumul de 30 mm de pluie en 30 heures. Le pic de crue de 1 706 L.s⁻¹ a été atteint le 28 à 8h40 (fig. 4.15). Cet épisode a été suivi par **6 personnes dispersées sur le bassin de La Bouderie**. Malheureusement, les pluies, annoncées en quantité pour le 28, se sont estompées en fin de nuit. Seule la phase de décrue a donc pu être suivie. Cependant, l'analyse des flux sédimentaires nous a permis de mieux comprendre l'évolution des concentrations en fin de crue.

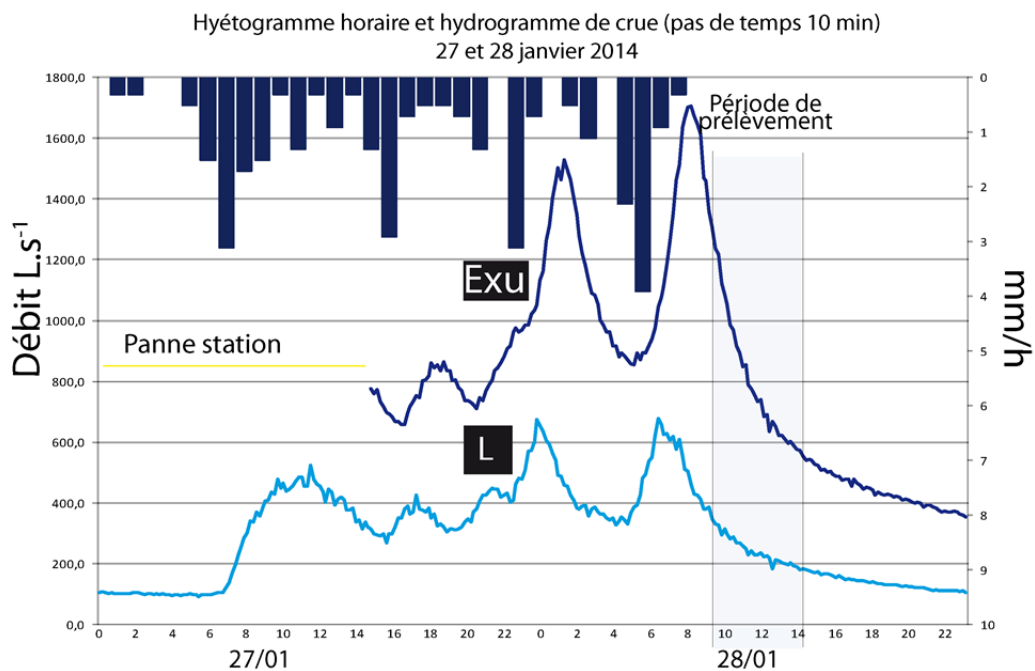


Figure 4. 15 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, les 27 et 28 janvier 2014

1.3.4. Episode des 6 et 7 février 2014

L'épisode du 6-7 février 2014 se caractérise par un faible cumul de précipitations de 15,8 mm sur près de 40 heures. L'évolution des débits au cours de cet épisode présente trois paliers significatifs traduisant des effets de seuils. Les premières précipitations, en début de journée le 6, ont généré une augmentation du débit assez faible (+ 50 L.s⁻¹ de 141 L.s⁻¹ à 190 L.s⁻¹). Le débit reste à un tel niveau alimenté par de petites averses au cours de la journée. En fin de journée, 3,2 mm de précipitations augmentent le débit une seconde fois; cette fois ci de 190 à 315 L.s⁻¹ (+ 125 L.s⁻¹). C'est en début de nuit le 7 (entre 1h00 et 5h00) que les quantités tombées ont été les plus importantes (6,8 mm) ce qui a fait fortement réagir le bassin. En effet, le débit de crue a atteint **1 008 L.s⁻¹** à Lingèvres à 5h10 le 7 et **627 L.s⁻¹** à l'exutoire de La Bouderie (à 3h20) (fig. 4.16).

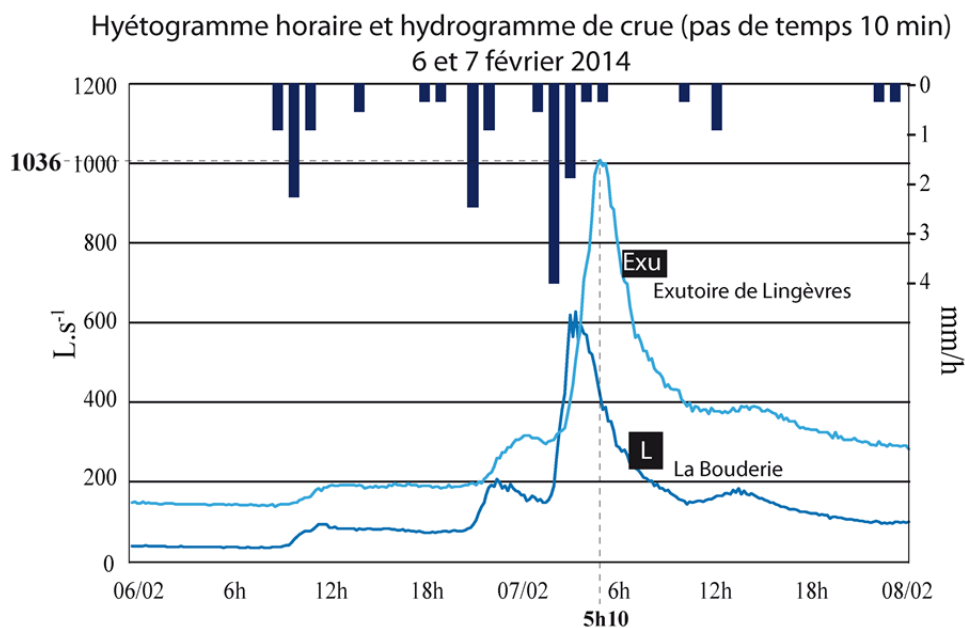


Figure 4.16 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, les 6 et 7 février 2014

1.4 Représentativité des épisodes suivis

Le tableau suivant (fig. 4.17) récapitule les caractéristiques des épisodes suivis. Les trois épisodes principaux ont fait l'objet d'un suivi fin sur l'ensemble du bassin. C'est également le cas de l'épisode du 13-14 novembre 2010 qui a été suivi par Viel (2012). Les épisodes du 28 février 2010 et du 6 février 2014 ont été suivis plus partiellement (moins de répétitivités des mesures), et celui du 28 janvier 2014 s'est focalisé sur le bassin de La Baucherie.

Le suivi de ces sept épisodes de ruissellement a permis d'obtenir un panel d'épisodes climatiques et hydrologiques que l'on peut rencontrer dans le nord-ouest de la France. En cela, les mesures des transferts hydro-sédimentaires, présentées ci-après, et l'analyse que l'on peut en faire apportent un éclairage important sur le fonctionnement des petits hydrosystèmes. Avant de présenter ces résultats, nous résumons ci-dessous les différents types d'épisodes suivis.

L'épisode du 13-14 novembre 2010, est celui qui présente le plus fort cumul de précipitation avec 47 mm de pluies précipitées en 30 heures. En revanche, le débit de pointe

atteint lors de cet épisode est de 2 472 L.s⁻¹, soit seulement le 3^{ème} en terme d'importance. Cela s'explique par le positionnement de cet épisode dans le fonctionnement hydrologique annuel des hydrosystèmes du nord-ouest de la France. En effet, l'épisode du 13-14 novembre 2010 correspond au premier épisode conséquent de l'année hydrologique 2010-2011. De ce fait, le temps nécessaire à la saturation des sols situés sur les parties nord du bassin (contexte sédimentaire) a été important. Seules les parties sud du bassin situées sur les sols moins épais ont été saturées rapidement. Ainsi, l'alimentation du cours d'eau a été plus faible que lors des autres épisodes suivis. **Le rôle des antécédents hydro-climatiques apparaît ainsi comme fondamental pour expliquer la variabilité des réponses hydrologiques d'un cours d'eau à une sollicitation pluvieuse.**

Episodes	14/12 2012	19/12 2012	08/03 2013	28/02 2010	13- 14/11 2010	27- 28/01 2014	06-07/02 2014
Hauteur des précipitations (mm)	10,2	4,8	20,6	33	47	30	15,8
Durée totale de l'épisode pluvieux (minutes)	640	360	640	1260	1800	1960	2380
Débit de pointe (L.s⁻¹)	641	509	2814	3474	2472	1706	1008
Coefficient de ruissellement (%)	17	26,4	20,2	36,5	21	23,8*	19,4
BV suivi	Ling.	Ling.	Ling.	Partiel.	Ling.	Bauch.	Partiel.

Ling. : Lingèvres. Bauch. : La Baucherie. Partiel. : Evènement suivi partiellement.

* Estimation (station de mesure s'étant enclenchée à 15h le 27).

Importance				
--	-	+	++	+++

Figure 4.17 : Récapitulatif des épisodes suivis

Au cours des épisodes du 28 février 2010 et du 27-28 janvier 2014, le cumul de précipitation a été systématiquement supérieur à 30 millimètres. D'une durée moins importante, l'épisode du 28 février a été légèrement plus intense. En revanche, **le débit de pointe de crue a atteint 3 474 L.s⁻¹, soit le débit de pointe le plus important des 7 épisodes suivis. Un tel débit est la résultante des quantités de pluies tombées ce jours-là combinées au cumul des précipitations tombées lors de la dernière décade de février (70 mm).** Le débit de pointe mesuré lors de l'épisode du 27-28 janvier a été deux fois moins important (1 706 L.s⁻¹).

Les épisodes du 8 mars 2013 et du 06-07 février 2014 sont assez semblables en termes de quantités de précipitations (20,6 et 15 mm respectivement), mais ont enregistré des pics de crues très différents. Le débit de crue a en effet atteint 2 814 L.s⁻¹ le 8 mars contre 1 008 L.s⁻¹ le

6-7 février. Le débit de pointe enregistré le 8 mars 2013 à l'exutoire a donc été presque trois fois plus important qu'au cours de l'épisode du 6-7 février 2014. Les coefficients de ruissellement sont en revanche similaires et avoisinent 20 % (20,2 et 19,4). Les caractéristiques de la pluviosité sont cependant différentes. Le 8 mars 2013, il a plu en moyenne 2 millimètres par heure pendant 10 heures et la montée de crue s'est faite progressivement (durée = 4h18). Les 6 et 7 février, les précipitations ont été plus faibles mais plus longue (38 heures (de 9h le 6 à 23h le 7)) avec un renforcement de l'intensité en fin d'épisode (6,8 mm pendant 4h). C'est cette averse qui va provoquer une brusque réactivité du bassin, avec un temps de montée de crue de seulement 2h10. **Ainsi ces deux épisodes mettent en évidence le rôle de la fréquence et de l'intensité des pluies caractérisant un évènement pluvieux.** En effet, les antécédents hydro-climatiques entre ces deux épisodes sont assez similaires (pluies 72h : 4,2 le 8 mars 2013 et 3,7 le 6 février 2014, sur les 30 derniers jours : 44 mm le 8 mars 2013 contre 97,4 le 6 février 2014). Ainsi le 8 mars 2013, les intensités de précipitation sont responsables du fort débit du cours d'eau.

Les épisodes de décembre 2012 ont été moins importants en termes de quantités précipitées. 10,2 mm le 14 décembre 2012 et 4,8 mm le 19 décembre 2012. Les mesures de débits montrent un débit de pointe inférieur à 1 000 L.s⁻¹. Cependant, malgré ces faibles cumuls, l'épisode du 19 décembre 2012 est caractérisé par un coefficient de ruissellement de 26,4, soit le taux le plus élevé derrière celui du 28 février. Cette valeur **résulte de la position de l'épisode pluvieux au cours de l'année hydrologique. L'épisode du 19 décembre est le 5^{ème} épisode pluvieux en 6 jours, les sols sont donc saturés et plus du quart des eaux précipitées sont exportées du bassin ce jour-là.**

Au total, sur l'ensemble des sept épisodes de crues suivies, quatre ont dépassé 1 500 L.s⁻¹. Parmi ces quatre crues se trouve **une crue décennale** (28 février 2010). Les trois autres crues suivies ont été de plus faibles intensités avec des débits de pointe restés inférieurs à 1 500 L.s⁻¹. Ainsi les épisodes suivis correspondent à une gamme très large de "type de crue" (fig. 4.18) : **trois "petites crues" (QI < 1 500 L.s⁻¹) et quatre "importantes" (QI > 1 500 L.s⁻¹).** Par ailleurs, la crue du 13-14 novembre 2010 a la particularité d'être **une crue de fort débit et de début d'année hydrologique** donc à priori à forte exportation de MES. Enfin, **les crues situées au cœur de l'année hydrologique sont assez différentes les unes des autres et ce, du fait de leur position au sein même de l'année hydrologique.**

Ainsi, même s'il ne nous a pas été possible de suivre l'ensemble des crues au cours d'une année hydrologique, les différents épisodes suivis sont représentatifs de la diversité des crues qui ont lieu dans les petits hydrosystèmes du nord ouest de la France.

Intensité des crues suivies	Nombre de crues suivies
Petite crue (QI < 1 500 L.s ⁻¹)	3 (14 et 19/12/2012 ; 06/02/2014)
Grande crue (QI > 1 500 L.s ⁻¹)	4 (28/02 et 13-14/11/2010 ; 28/01 ; 8/03/2013)
Position des crues	Nombre de crues suivies
1 ^{ère} crue de l'année hydrologique	1 (13-14/11/2010*)
Crues de milieu d'année hydrologique	5 (28/02/10 ; 14 et 19/12/2012 ; 28/01 et 06/02/2014)
Crue de fin d'année hydrologique	1 (8/03/2013)

Figure 4.18 : Récapitulatif des différentes crues suivies

2. Mesures des transferts de MES au cours des différents épisodes

Les résultats du travail de quantification des matières en suspensions vont maintenant être présentés. Les résultats issus des trois épisodes ayant fait l'objet d'un suivi approfondi vont être détaillés. Les mesures et les résultats des quatre autres épisodes seront exposés plus brièvement.

2.1 Dynamiques sédimentaires mesurées lors de l'épisode du 14 décembre 2012 (10,2 mm)

2.1.1. Exportation globale mesurée à l'exutoire du bassin

Au cours de cette crue, **17,6 tonnes** de sédiments ont été exportés du bassin versant soit une érosion spécifique³ de **1,05 t.km⁻²**. Les pics de turbidité (**2,25 g.l⁻¹** à **21h12**) et de crue (**651 L.s⁻¹** à **21h30**) indiquent une crue à hystérésis horaire, le pic de turbidité précédant le pic de crue (Wood, 1977 ; Walling et Teed, 1971 ; Williams, 1989) (fig. 4.19). Ce type de crue traduit une vidange complète des stocks sédimentaires situés à proximité du cours d'eau (chapitre 1). Cependant, la relation entre les deux pics est presque univoque, ce qui signifie que la quantité de sédiments disponibles était globalement faible dans le bassin lors de la survenue de cet épisode. Au cours de cet épisode les parties nord du bassin, situées sur les sols épais limoneux, n'ont pas contribué à alimenter la charge solide du cours d'eau. Les sols présentaient en début d'épisodes un état très fragmenté et une texture poreuse permettant l'infiltration des eaux de pluies.

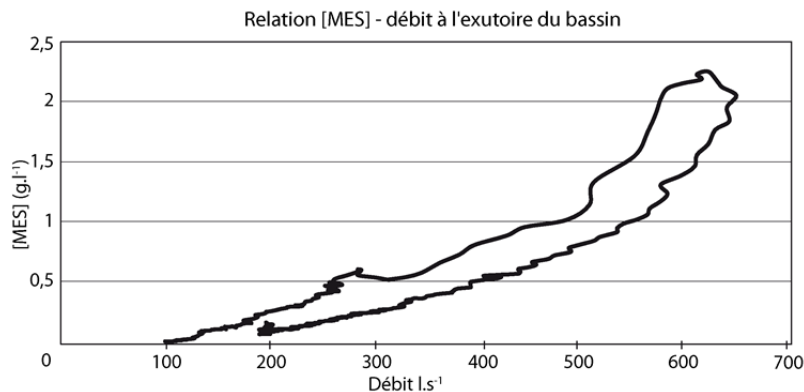


Figure 4.19 : Relation [MES]-débit lors de la crue du 14 décembre 2012, (exutoire principal)

- La Baucherie

On estime à **0,98 tonnes**, la quantité de matières en suspension exportées du bassin de La Baucherie soit une érosion spécifique estimée à **0,53 t.km⁻²** (fig 4.20). Les concentrations mesurées n'ont pas dépassé **0,26 g.l⁻¹** au cours de la période de mesure. Compte tenu de la très forte réactivité du bassin, il est probable que les flux sédimentaires mesurés à la Bouderie soient sous estimés puisqu'il n'a pas été possible de rester à proximité de l'exutoire

³ La taille du bassin versant jaugé par la station de Lingèvres est de **16,76 km² exactement**

du sous bassin tout au long de l'épisode pour mesurer finement l'évolution des concentrations de MES.

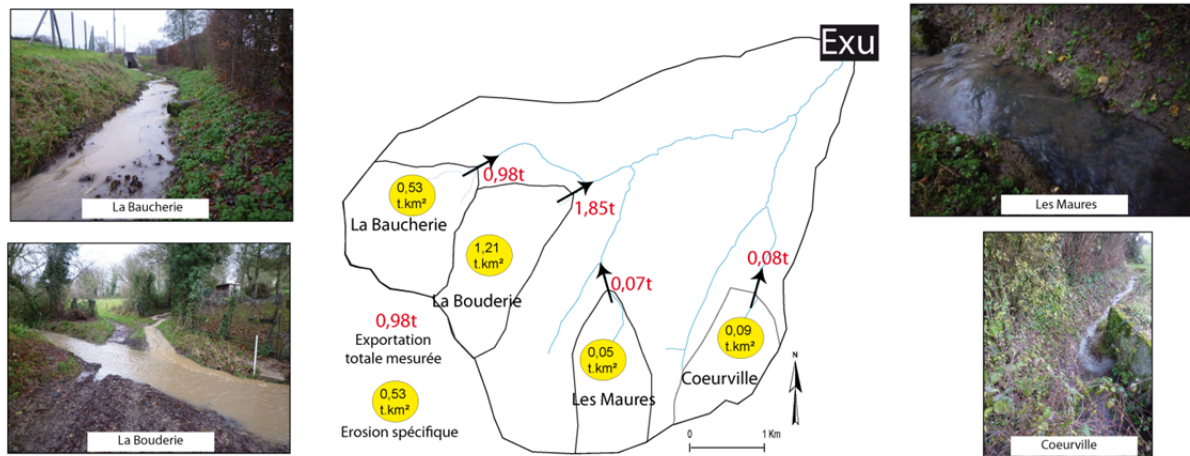


Figure 4.20 : Quantité de MES exportée des têtes de bassin le 14 décembre 2012

- La Bouderie

L'hydrogramme de crue mesuré par la station à l'exutoire de La Bouderie montre un pic de crue à **19h40** soit **7 heures** après le pic de concentration de [MES] (**12h30**), ce qui traduit une crue à hystérésis horaire (cf : encadré) (fig. 4.21).

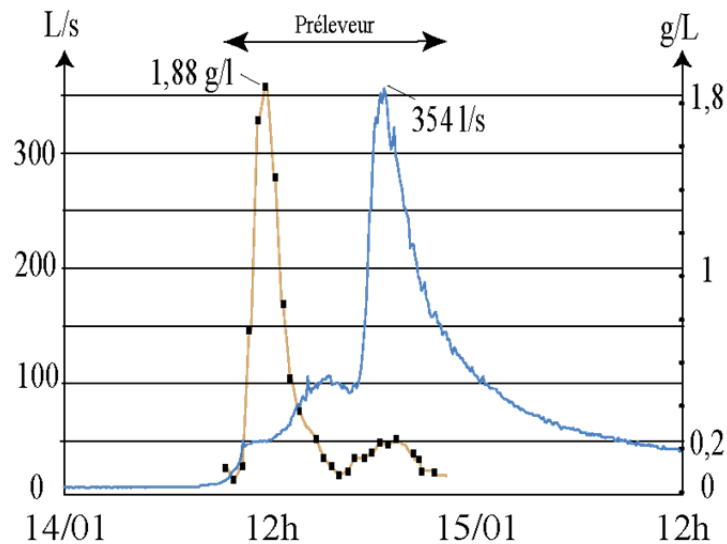


Figure 4.21 : Evolution des débits liquides et solides à l'exutoire du sous bassin de La Bouderie

Ce déphasage de 7 heures entre les pics de débits liquides et solides est surprenant. Plusieurs vérifications ont été faites afin de s'assurer de la viabilité de ces données. Le matériel a tout d'abord été vérifié mais aucune anomalie n'a été détectée, les mesures sont donc bonnes. Dans un second temps, le rôle d'une buse d'évacuation des eaux de la route passant au dessus de la station a été examiné. S'il s'avère que les apports de la route peuvent effectivement venir se connecter au cours d'eau à l'amont de l'appareil de mesure, pour être réellement impactant, il faudrait que ces écoulements soient très chargés en MES. Et, même en considérant un tablier de route chargé de terre, il est peu probable que cette quantité ait pu permettre une telle augmentation de la charge sédimentaire dans le cours d'eau. Enfin, différentes photographies du ruisseau prises à différentes heures semblent confirmer ce déphasage puisqu'elles montrent un écoulement faible et turbide en fin de matinée et des débits liquides plus importants mais moins turbides dans l'après midi.

Ainsi, la raison la plus plausible pouvant expliquer cet important déphasage est celle résultant des faibles pluies tombées sur le bassin entre le 7 et le 14 décembre (4,8 mm en cinq jours). Ces dernières ont vraisemblablement occasionné la mise en place de petits processus de ruissellement sur les parcelles agricoles alors que les débits sont restés faibles dans les fossés et incapables d'exporter les apports sédimentaires venus des parcelles. En revanche, dès les premières précipitations du 14 décembre, ces sédiments, vraisemblablement situés à proximité de la sonde de mesure, ont été mobilisés et rapidement exportés du bassin, expliquant ainsi ce déphasage de 7 heures. Une fois cette "chasse" sédimentaire réalisée, et alors que la hauteur d'eau devient importante (jusqu'à 30 cm au moment du pic de crue), la concentration a diminué pour osciller autour des 0,20g/l⁴.

On estime que **1,85 tonnes** de sédiments ont été exportées du bassin de La Bouderie le 14 décembre 2012, soit une érosion spécifique de **1,21 t.km⁻²**. La concentration maximale a été mesurée à **1,88 g.l⁻¹** à 12h30. Au point D (fig. 4.22), ce sont **1,04 tonnes** de sédiments qui ont transité soit une érosion spécifique équivalente à celle mesurée à l'exutoire (**1,20 t.km⁻²**).

Au point A, **220 kilogrammes** de MES ont été exportés (**0,04 t.km⁻²**). Cette valeur, enregistrée au point A, masque une forte variabilité spatiale, puisque 92% des sédiments exportés à ce point provenaient d'une seule parcelle de maïs (fig. 4.22). Sur cette dernière l'érosion spécifique a été estimée à 6,7 t.km⁻². A elle seule, cette parcelle de maïs a contribué à hauteur de 10% au budget sédimentaire du bassin. Au point B et C, ce sont **160 kilogrammes** de sédiments qui ont été exportés. En l'absence de processus de dégradation dans les parcelles cultivées situées à l'amont, il semblerait que la contribution en MES de l'ensemble de ces parcelles soit assez homogène.

Au point F, **1,15 tonnes** de MES ont été exportées. Le parcours des écoulements de surfaces depuis les zones d'initiation jusqu'au point de mesure F est un exemple très représentatif des contraintes exercées par la structure paysagère (fig. 4.23). Cette sous partie du bassin de La Bouderie est marquée par la présence de réseaux de fossés qui montent très haut dans le bassin et assurent le drainage de la quasi intégralité des parcelles agricoles situées à l'amont du bassin. Dans ce secteur, seule une parcelle est en culture et les écoulements dans les fossés sont principalement alimentés par des écoulements de subsurface. L'ensemble de ces écoulements sont ensuite connectés à une mare grâce à une buse située sous un chemin agricole. Cette mare n'étant pas dimensionnée pour contenir autant d'apport en eau atteint assez rapidement le plein bord puis déborde dans une parcelle cultivée située juste en aval. Profitant de la topographie, les écoulements se concentrent au milieu de la parcelle qu'ils incisent. Une ravine apparaît alors sur toute la longueur de la parcelle. En bas de parcelle, un chemin creusé dans le versant intercepte les écoulements qui

⁴ Néanmoins, l'augmentation des débits a maintenu l'exportation de matières en suspension.

sont redirigés jusqu'au cours d'eau. Les écoulements se connectent ensuite au cours d'eau à une centaine de mètre en aval du point naturel (c'est à dire si le chemin n'existait pas). Ainsi, les sédiments mesurés au point F proviennent principalement de la parcelle incisée par des écoulements provenant de très loin dans le bassin. **C'est la combinaison de différentes entités paysagères dans l'espace qui met en place des conditions favorables à un processus d'incision important sur cette parcelle.** En effet, sans l'incision provoquée par les eaux débordant de la mare, les quantités de sédiments exportés n'auraient pas été aussi importantes. Cependant, la présence d'une haie, en bas de la parcelle (le long du chemin) favorise l'atterrissement d'un certain nombre de sédiments limitant ainsi les exportations.

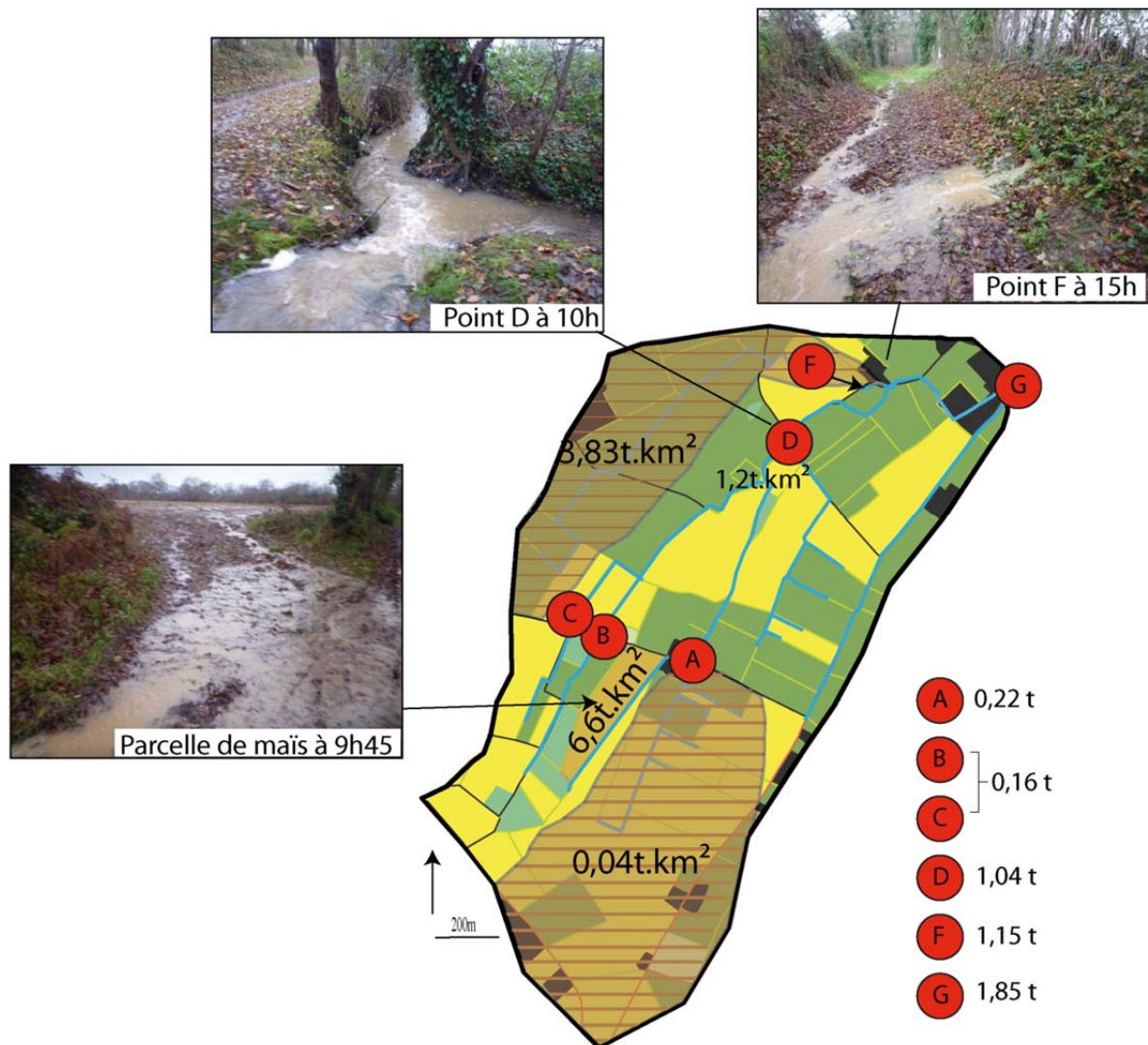


Figure 4.22 : Erosion spécifique mesurée sur différents sites du bassin de La Bouderie et mise en évidence de la variabilité spatiale

- Les Maures

On estime que **70 kilogrammes** de sédiments ont été expulsés du bassin des Maures lors de cet épisode, soit une érosion spécifique de **0,05 t.km²**. La concentration maximale de MES a atteint **0,84 g.l⁻¹** en tout début d'épisode (fig. 4.33). Les écoulements provenant d'un fossé connecté à un corps de ferme situé en amont expliquent cette forte concentration de MES

(conc. mesurée à **1,67 g.l⁻¹** dans le fossé). Une fois cette surface "nettoyée", les concentrations ont fortement chuté (0,06 g.l⁻¹ dans le fossé et 0,03 g.l⁻¹ dans le cours d'eau).

- *Coeurville*

Les exportations enregistrées à l'exutoire de Coeurville indiquent que **80 kilogrammes** de MES ont été exportés du bassin ce jour là, soit une érosion spécifique de **0,09 t.km⁻²**. Les concentrations mesurées n'ont pas dépassé **0,14 g.l⁻¹**.

- *Bilan de la production des quatre têtes de bassins versants*

Ainsi, au total, les quatre têtes de bassin suivies ont exporté **2,98 tonnes** de sédiments (**0,53 t.km⁻²**). Les bassins versants de La Bouderie et de La Baucherie représentent à eux deux 95% des sédiments exportés par les quatre têtes de bassin suivies.

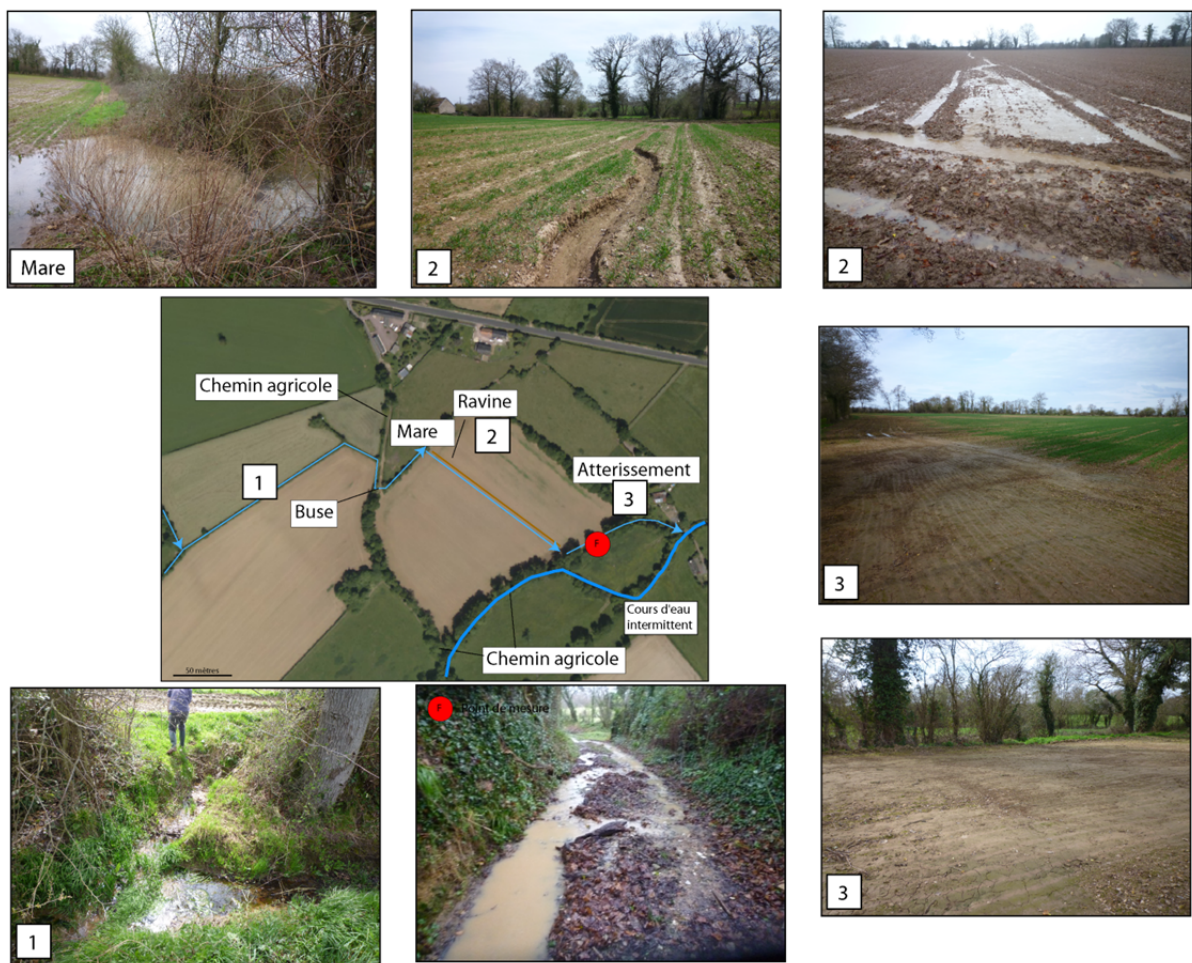


Figure 4.23 : Mise en évidence du rôle de la structure paysagère sur les écoulements de surface en amont du point F

2.2 Dynamiques sédimentaires mesurées lors de l'épisode du 19 décembre 2012 (4,8mm)

2.2.1. Exportation globale mesurée à l'exutoire du bassin

On estime que **4,4 tonnes** de sédiments ont été exportées du bassin versant au cours de cette crue faisant suite à un épisode de 4,8 mm, soit une production sédimentaire de **0,26 t.km²**. Le pic de turbidité a été enregistré à **0,45 g.l⁻¹** à 16h18.

Tout comme le 14 décembre 2012, les parties nord du bassin, situées sur les sols épais limoneux n'ont pas contribué à alimenter la charge solide du cours d'eau. Cependant, si quelques processus érosifs ont été observés sur certaines parcelles de blé (ruissellement diffus, concentration des eaux dans les traces de roues et les dérayures, etc.), aucune connexion au cours d'eau n'a eu lieu. En effet, les quelques écoulements concentrés, observés le long de routes orientées dans le sens de la pente (fig. 4.24), se sont ré-infiltrés un peu plus en aval. Les sédiments, piégés, n'ont pas pu rejoindre le cours d'eau. Aucun transfert jusqu'au cours d'eau n'a donc eu lieu. Devant l'absence de processus érosifs dans cette partie du bassin, aucun prélèvement n'a donc été réalisé.



Figure 4. 24 : Processus de ruissellement observés dans les partie nord du bassin, le 19/12/2012

2.2.2. Comportement des têtes de bassins

- La Baucherie

A l'exutoire de La Baucherie ce sont **0,28 tonnes** de sédiments qui ont été exportées, soit une érosion spécifique de **0,15 t.km²**. La concentration de MES maximale a été de **0,15 g.l⁻¹**.

- La Bouderie

Le bassin de La Bouderie a exporté **0,71 tonnes** de sédiments. La relation [MES]-débit enregistrée à La Bouderie n'a pu être que partiellement obtenue à cause de la panne du préleveur automatique. Néanmoins, cette relation semble traduire une crue à hystérésis horaire avec un pic de concentration en MES à **13h (0,26 g.l⁻¹)** et de débit à **15h (174,1 L.s⁻¹)** (fig. 4.34). Au point D, **0,35 tonnes** de sédiments ont transité, soit une érosion spécifique de **0,63 t.km²**. 220 kilogrammes de sédiments ont été exportés des points B et C, soit une érosion spécifique de **2 t.km²**. Au point A, cette érosion spécifique est moins importante avec

0,56 t.km⁻². La participation de la parcelle de maïs a été beaucoup moins importante que lors de l'épisode du 14 décembre.

- *Les Maures*

0,24 tonnes de MES ont été exportées du bassin des Maures (**0,18 t.km⁻²**).

- *Coeurville*

0,14 tonnes de sédiments ont été exportées du bassin de Coeurville, soit une érosion spécifique de **0,15 t.km⁻²**.

- *Bilan de la production des quatre têtes de bassins versants*

Au total, pour les quatre têtes de bassin suivies se sont **1,37 tonnes** de sédiments (**0,24 t.km⁻²**) qui ont été exportées (fig. 4.25). Le bassin versant de La Bouderie apparaît comme le plus productif avec 0,71 tonnes de sédiments exportés, il représente à lui tout seul 51% des exportations des quatre têtes de bassin. La contribution des bassins des Maures et de Coeurville a été plus importante que lors de l'épisode du 14 décembre, mais est restée encore très faible.

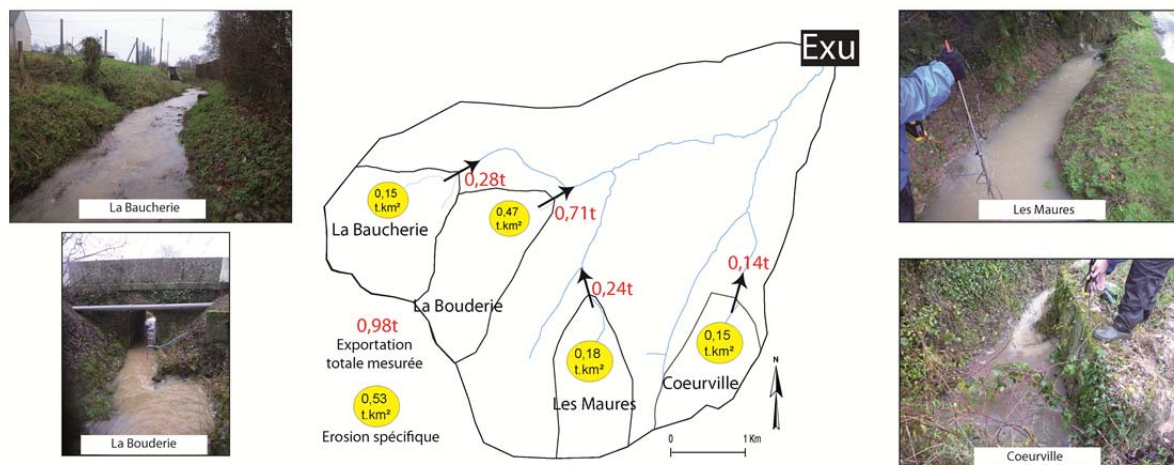


Figure 4.25 : Quantité de MES exportées des têtes de bassin le 19 décembre 2012

2.3 Dynamiques sédimentaires mesurées lors de l'épisode du 8 mars 2013 (20,6mm)

2.3.1. Exportation globale mesurée à l'exutoire du bassin

54,4 tonnes de sédiments ont été exportées du bassin de Lingèvres au cours de la crue du 8 mars 2013, soit une érosion spécifique de **3,25 t.km⁻²**. Le pic de crue a été mesuré à 2 814 L.s⁻¹ à 11h18 et le pic de concentration de matière en suspension à **2 g.l⁻¹** à **8h24**. La relation [MES]-débit montre une crue à hystérésis horaire⁵ (fig 4.26).

⁵ Il n'a pas été possible de replacer cette crue avec les chroniques des débits précédents à cause d'une panne des capteurs de la station.

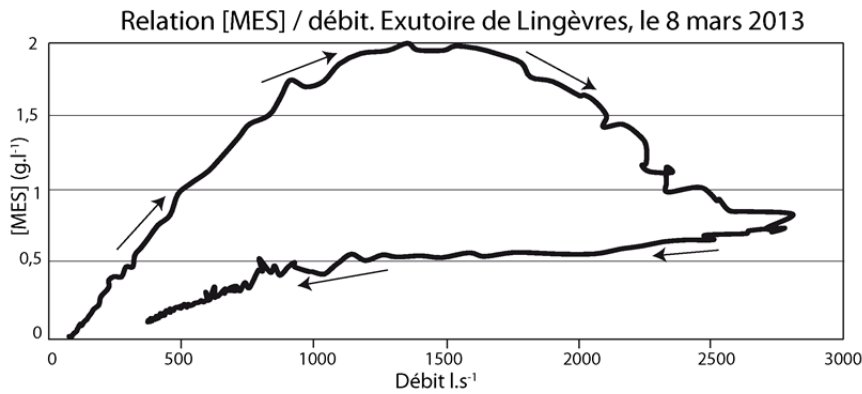


Figure 4.26 : Relation [MES]-débits. Lingèvres (08/03/2013)

2.3.2. Comportement des têtes de bassins

- La Baucherie

A l'exutoire de La Baucherie, **7,05 tonnes** de sédiments ont été exportées soit une érosion spécifique de **3,83 t.km⁻²**. La concentration maximale mesurée a été de **0,70 g.l⁻¹** et le débit a ponctuellement dépassé les **270 L.s⁻¹**.

- La Bouderie

A l'exutoire de La Bouderie, le pic de crue a été atteint à **9h54** avec **1071 L.s⁻¹**. La concentration de matières en suspension est montée jusqu'à **2,47 g.l⁻¹** à **6h00** (fig. 4.35). On estime que **14,5 tonnes** de MES ont été expulsées du bassin de La Bouderie lors de cet épisode (**9,54 t.km⁻²**), et à **13,5 tonnes** la quantité ayant transité par le point D (**15,7 t.km⁻²**). Au point A, **4,03 tonnes** de sédiments ont transité (**9 t.km⁻²**). Bien que non quantifiée, la contribution de la parcelle de maïs (la même que celle présentée précédemment), a, tout comme le 14 décembre, été très importante.

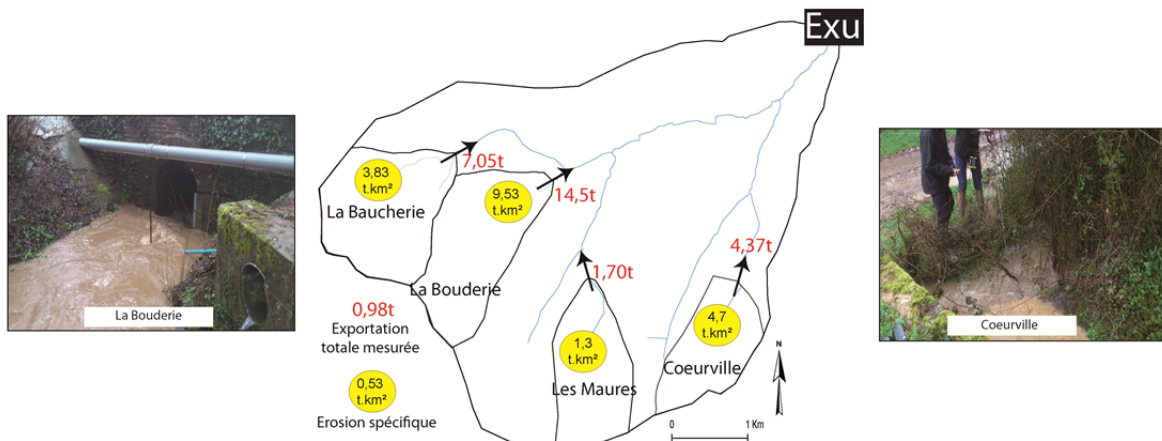


Figure 4.27 : Quantité de MES exportées des têtes de bassin le 8 mars 2013

- Les Maures

A l'exutoire de la tête de bassin des Maures ce sont **1,7 tonnes** de MES qui ont été expulsées soit une érosion spécifique de **1,30 t.km⁻²**.

- Coeurville

4,37 tonnes de sédiments ont été exportées du bassin de Coeurville soit une érosion spécifique de **4,7 t.km⁻²**. Parmi ces **4,37 tonnes**, **70 % ont été produits par une seule parcelle** située juste à l'amont du point de mesure (fig. 4.28). Cette parcelle, tout juste préparée en vue du semis de maïs, jouxte une petite route communale. Les écoulements quittent la parcelle pour rejoindre cette route au profit d'une échancrure dans le talus. Les eaux turbides traversent ensuite le tablier de la route pour se concentrer dans le bas côté de la route qui se connecte au réseau hydrographique via une buse.

Les 30 % de MES restant (1,31 tonnes) proviennent des parties amont du bassin de Coeurville. Les parcelles cultivées sont en effet situées sur le talweg à régime temporaire. Les sédiments érodés sur les parcelles se connectent très facilement au chenal. Pris en charge ils sont évacués jusqu'au cours d'eau (au niveau du point de mesure). Sur ce trajet, les écoulements traversent une prairie très humide qui favorise le dépôt de matière. Néanmoins, il ne nous a pas été possible de quantifier ces pertes, mais il apparaît certain que les quantités de MES pourraient être beaucoup plus importantes dans le cours d'eau si une proposition d'aménagement, visant à assainir cette prairie avec un fossé, venait à être prise.

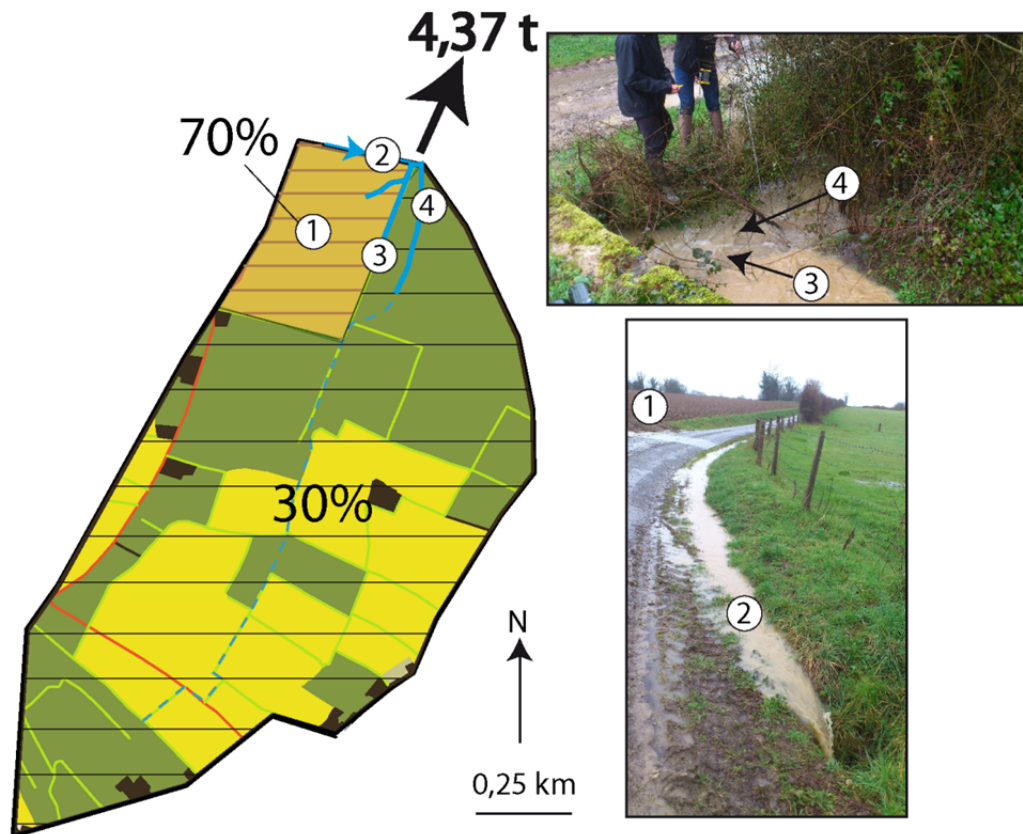


Figure 4.28 : Origines des MES mesurées à l'exutoire du bassin de Coeurville

- Bilan de la production des quatre têtes de bassins versants

Pour l'épisode du 8 mars, les quatre têtes de bassin suivies ont exporté **27,6 tonnes** de sédiments (4,93 t.km⁻²). La contribution des têtes de bassin versant a été plus importante que

lors des crues du 14 et du 19 décembre. Elle est en effet estimée à 50 % contre 16,8% le 14 et 31,1% le 19.

2.4 Bilan des exportations de sédiments au cours des autres campagnes

2.4.1. Episode du 28 février 2010 (33 mm)

On estime à **120 tonnes** ($7,2 \text{ t.km}^{-2}$) la quantité de sédiments exportées du bassin lors de cet épisode⁶. Cet épisode est sans commune mesure avec les autres présentés précédemment. Cet épisode décennal, a été particulièrement exportateur de sédiment.

2.4.2. Episode du 13-14 novembre 2010 (47 mm)

Au cours de cet épisode, ce sont **175 tonnes** de MES qui ont été exportées du bassin versant ($10,5 \text{ t.km}^{-2}$) (Viel *et al.*, 2014b). Cet épisode est marqué par une forte contribution des têtes de bassin versant. En effet, le bassin de **La Baucherie a exporté 11,5 tonnes** et celui de **La Bouderie a expulsé 22,5 tonnes**. De même, le bassin des Maures (**32 tonnes**) et celui de Coeurville (**8,5 tonnes**) ont été particulièrement productifs. Une telle contribution des bassins versants des Maures et de Coeurville n'a jamais été observée au cours des autres épisodes suivis.

2.4.3. Episode du 28 janvier 2014 (30 mm)

Ainsi, le 28 janvier 2014, ce sont **10,6 tonnes** de MES qui ont été exportées ($0,63 \text{ t.km}^{-2}$). Les mesures effectuées pendant la période de décrue montrent que les débits et les quantités de MES circulant dans les réseaux de fossés étaient déjà très faibles voire quasi nuls dès le début de la campagne de prélèvements (fig. 4.29). Seuls les débits dans le talweg principal sont encore importants ($> 100 \text{ L.s}^{-1}$), la concentration étant inférieure à $0,30 \text{ g.l}^{-1}$.

⁶ Une panne de la sonde de turbidité survenue en fin d'épisode ne nous a pas permis de connaître précisément la quantité de MES exportées, mais elle fut très certainement supérieure à ces 120 tonnes.

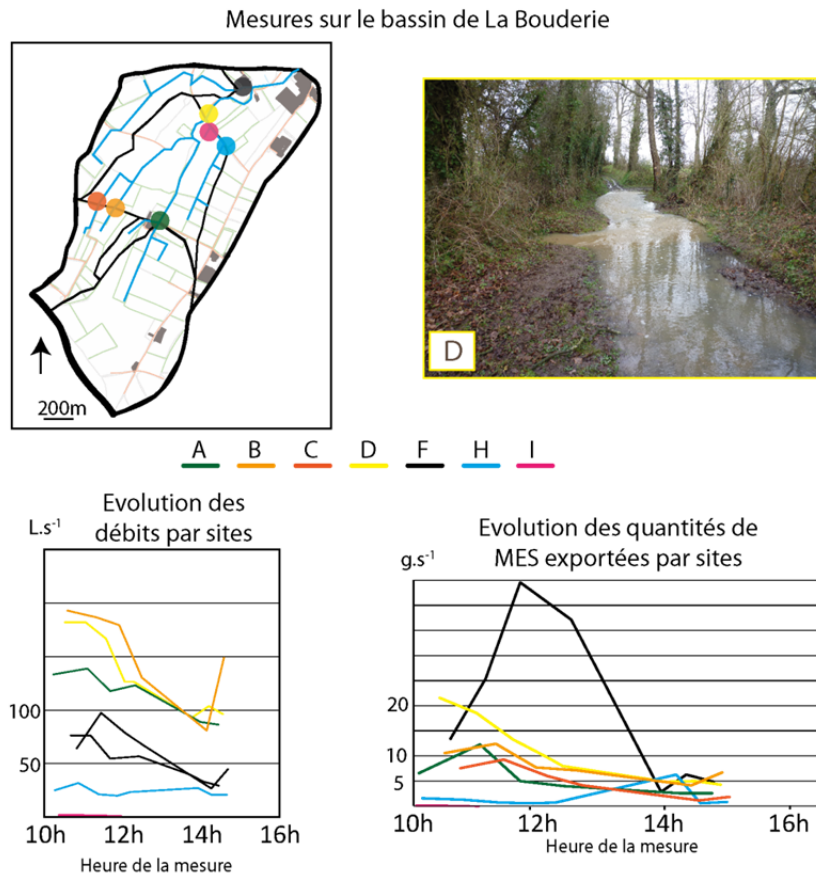


Figure 4.29 : Evolution des débits en différents points du bassin de La Baucherie

2.4.4. Episode du 7-8 février 2014 (15 mm)

Lors de l'épisode du 6-7 février 2014, **8,6 tonnes** ont été exportées du bassin, soit une érosion spécifique de **0,51 t.km⁻²** pour l'ensemble du bassin. Le suivi terrain n'a pas pu être réalisé de façon exhaustive. Par conséquent, les quantités de sédiments exportées des têtes de bassin ce jour là ne sont pas connues.

2.5 Retours sur les épisodes suivis

En replaçant les trois principaux épisodes suivis dans le contexte général des exportations sédimentaires ayant eu lieu entre octobre 2012 et septembre 2013, leur représentativité peut être appréhendée. La courbe des exportations journalières cumulées pour l'année hydrologique 2012-2013 montre ainsi que la crue du 8 mars a été la plus exportatrice de l'année (fig. 4.30). Seule la première crue de l'année (le 3-4 décembre) a exporté une quantité presque aussi importante (40 tonnes). La crue du 8 mars 2013 correspond donc à la plus grosse crue de l'année hydrologique 2012-2013. Les épisodes du 14 et du 19 décembre correspondent quant à eux à des petits épisodes de milieu d'année hydrologique caractérisés par de faibles exportations.

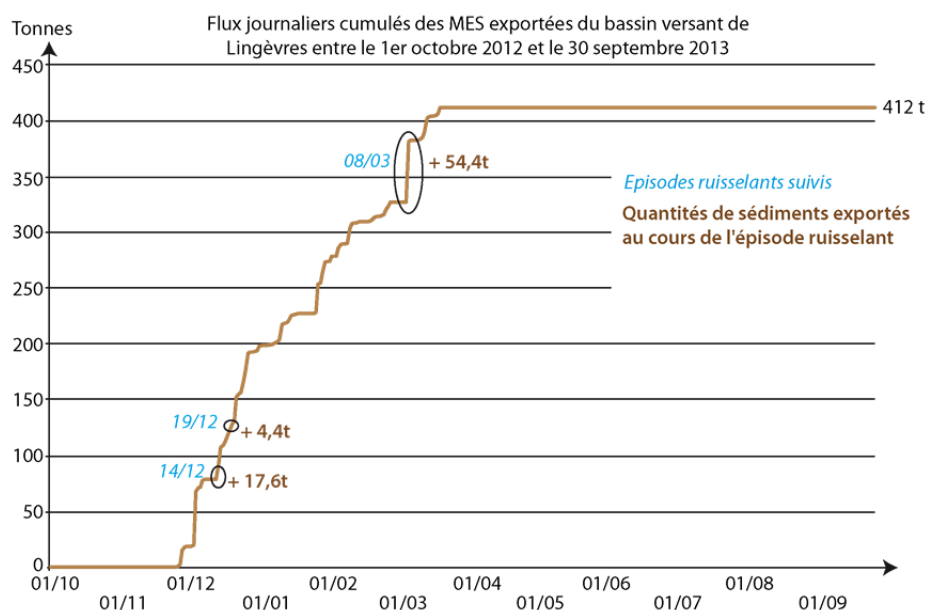


Figure 4.30 : Flux journaliers cumulés des MES exportées du Lingèvres (2012-2013)

BV	Episode			
	14/12 2012	19/12 2012	08/03 2013	
Lingèvres	Tonnes	17,6	4,4	54,4
	Erosion spécifique (t.km ⁻²)	1,05	0,3	3,25
La Baucherie	Tonnes	0,98	0,28	7,05
	Erosion spécifique (t.km ⁻²)	0,53	0,15	3,8
La Bouderie	Tonnes	1,85	0,71	14,5
	Erosion spécifique (t.km ⁻²)	1,21	0,47	9,5
Les Maures	Tonnes	0,07	0,24	1,7
	Erosion spécifique (t.km ⁻²)	0,05	0,18	1,30
Coeurville	Tonnes	0,08	0,14	3,47
	Erosion spécifique (t.km ⁻²)	0,93	0,15	3,73

Figure 4.31 : Récapitulatif des quantités de MES ayant transité au sein du bassin au cours des 3 principaux épisodes suivis

Episodes	14/12 2012	19/12 2012	08/03 2013	28/02 2010	13- 14/11 2010	28/01 2014	06-07/02 2014
Hauteur des précipitations	10,2	4,8	20,6	33	47	30	15
Q MES exportées à l'exutoire (tonnes)	17,6	4,4	54,4	120 (minimum)	175	10,6	8,6
Erosion spécifique (t.km⁻²)	1,05	0,3	3,25	7,16	10,4	0,63	0,51
BV suivi	Ling.	Ling.	Ling.	Partiel.	Ling.	Bauch.	Partiel.

Figure 4.32 : Tableau récapitulatif des quantités de MES exportées

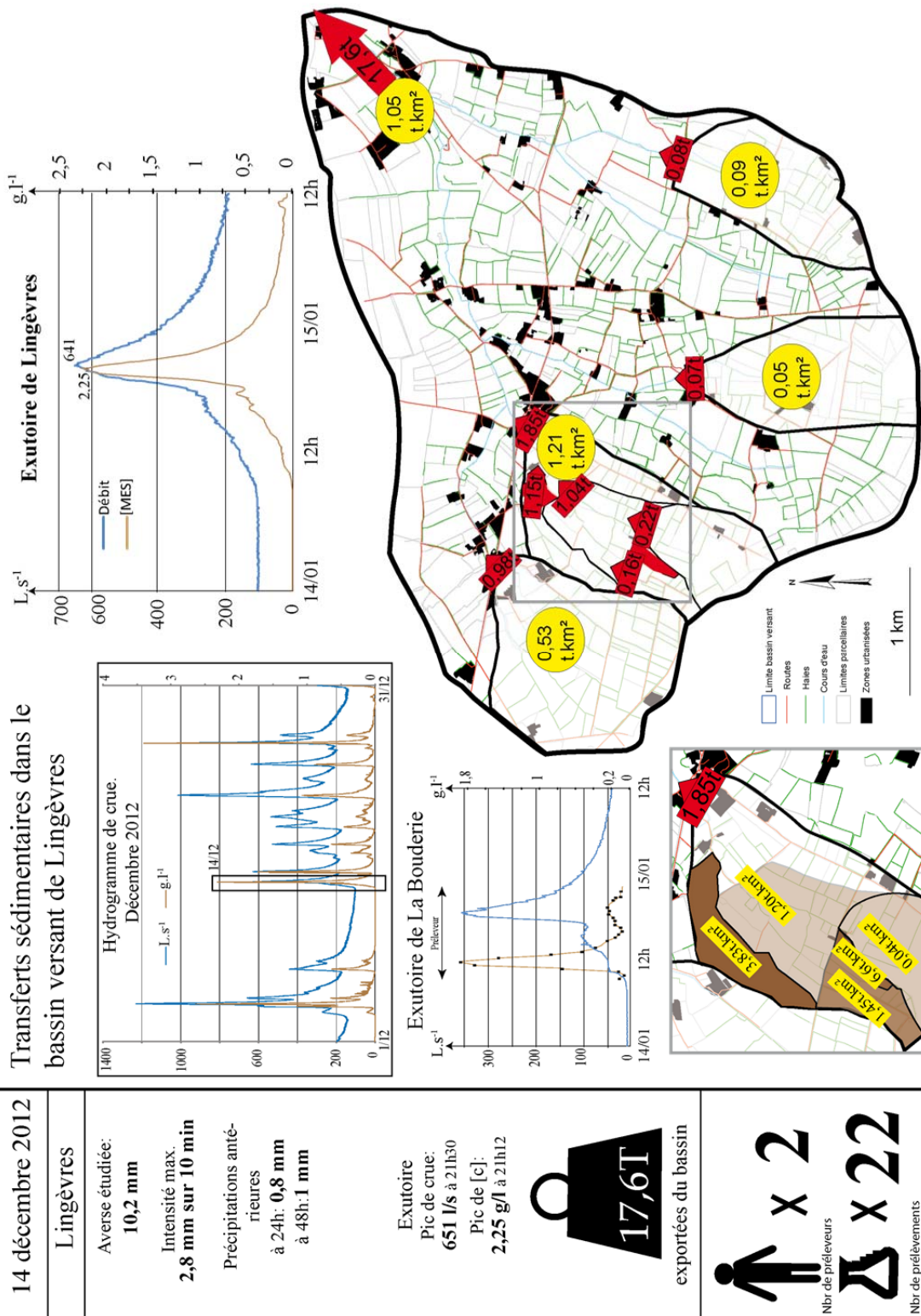


Figure 4.33 : Synthèse de l'épisode du 14 décembre 2012

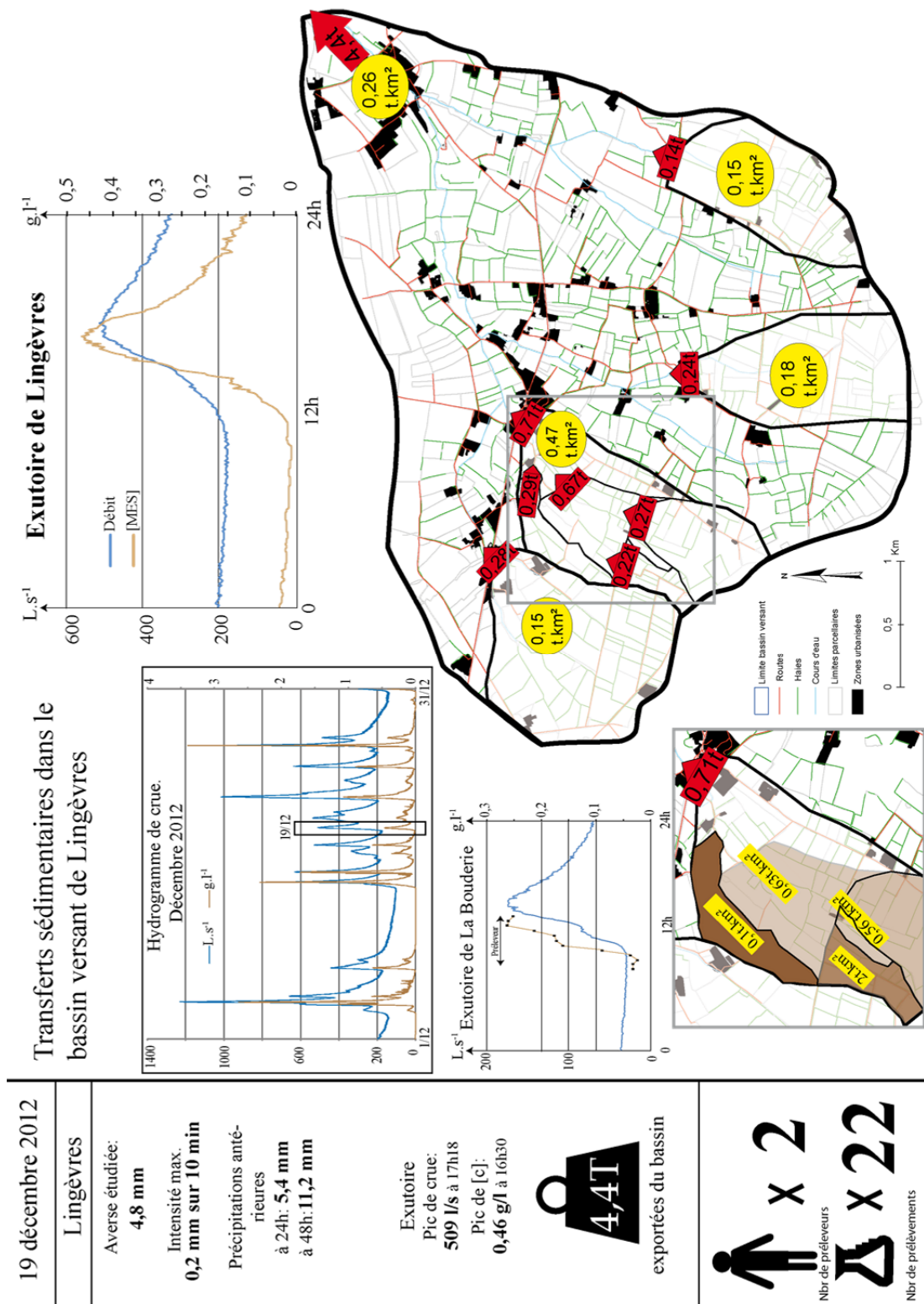


Figure 4.34 : Synthèse de l'épisode du 19 décembre 2012

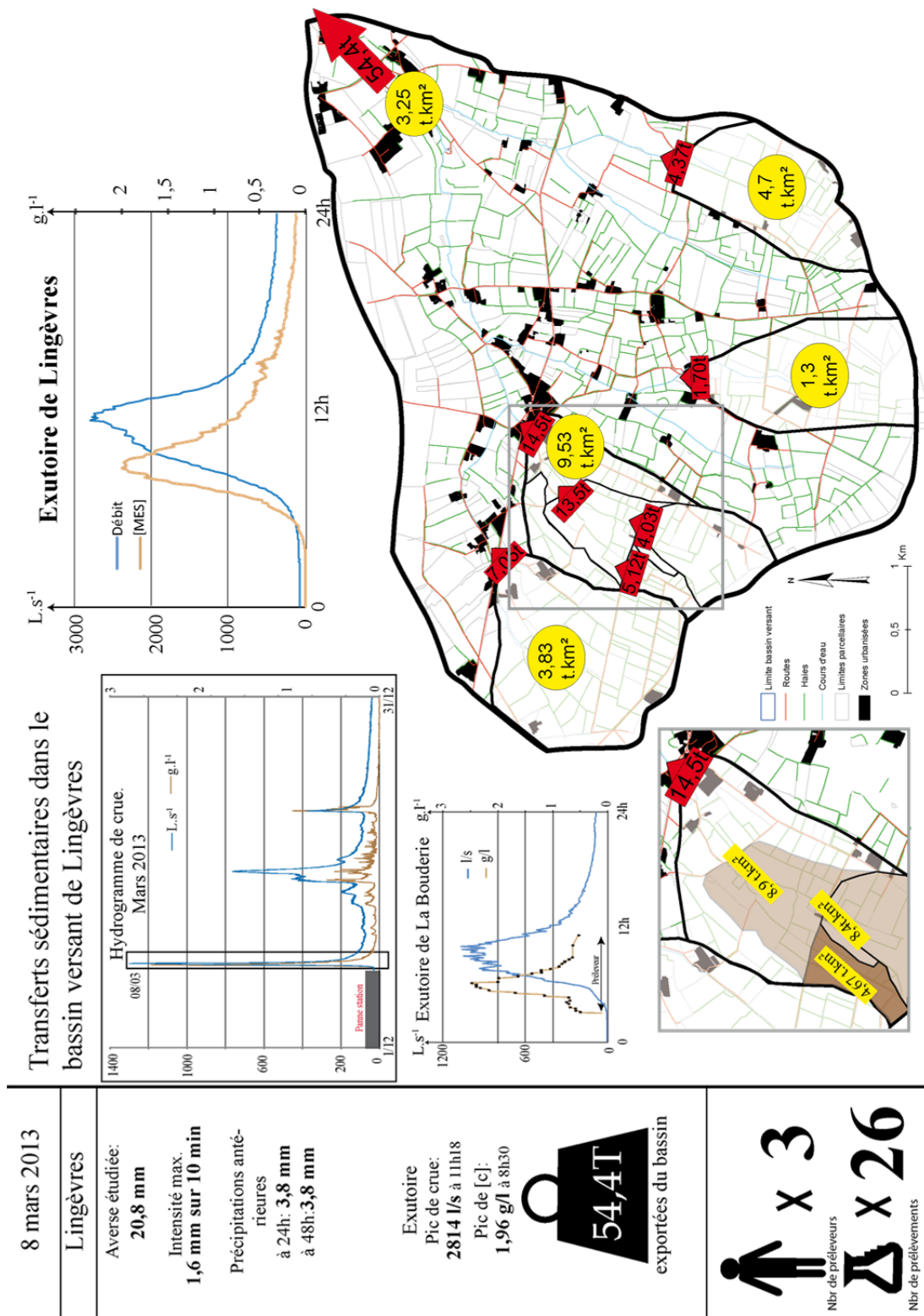


Figure 4.35 : Synthèse de l'épisode du 8 mars 2013

3. Analyse des résultats issus du travail de quantification

3.1 Dynamiques temporelles des transferts

3.1.1. Le rôle des épisodes significatifs

Comme évoqué dans le chapitre précédent, sur le bassin versant de Lingèvres, les exportations de MES ont principalement lieu en période de crues, et notamment lors des plus importantes. Le suivi de trois de ces épisodes "conséquents" (13-14 novembre 2010, 28 février 2010 et 8 mars 2013) permet de mieux comprendre cette efficacité épisodique qui caractérise le fonctionnement hydro-sédimentaire du bassin versant de Lingèvres (fig. 4.36).

Deux facteurs peuvent être avancés pour expliquer les quantités exportées du bassin versant au cours des trois épisodes.

(1) Tout d'abord, les quantités d'eau tombées qui ont généré des processus de ruissellement sur la quasi-totalité des parcelles cultivées. Ainsi, même les parcelles situées au nord du bassin sur les sols limoneux épais ont été productives. Ces parcelles ont, en effet, été actives et contributives uniquement lors de ces trois épisodes et jamais au cours des autres. Cela s'explique par les quantités de pluies précipitées qui ont été supérieures à la capacité d'infiltration des sols. Ainsi, la mise en place de processus érosifs sur ces parcelles et leur connectivité au cours d'eau a contribué à l'augmentation de la charge en MES dans le cours d'eau.

(2) Ensuite, parce qu'en plus de disposer d'un grand nombre de parcelles émettrices, le bassin possédait un réseau hydrographique fonctionnel (fossés compris) très étendu qui a permis de mobiliser des stocks sédimentaires rarement vidangés. Les quantités d'eau précipitées ont, en effet, permis l'extension maximale du réseau de drainage et donc la vidange de compartiments sédimentaires rarement purgés (stockage dans des fossés rarement en eau, parcelles cultivées rarement connectées, etc.). Dans ce cas, ce sont les réseaux qui sont "allés" chercher les sédiments.

Episodes	Q pluie	Q sédiments exportés	Poids dans le budget annuel
13-14/11/2010	47 mm	175 t	? ⁷
28/02/2010	33 mm	120 t	25% (Viel, 2012)
08/03/2013	20,6	54,4 t	13,3 %

Figure 4.36 : Quantités de sédiments exportés au cours des trois épisodes les plus exportateurs

Ainsi, les fortes exportations de MES enregistrées lors des épisodes exceptionnels semblent s'expliquer à la fois par le fonctionnement de l'ensemble des parcelles cultivées mais également par un réseau de drainage très efficace qui a été capable d'aller purger des stocks sédimentaires rarement évacués. A l'inverse, les crues "ordinaires" font suite à des

⁷ Suite à une panne de la sonde multi-paramètres pendant plusieurs semaines, il n'a pas été possible d'évaluer la contribution sédimentaire de cette crue dans le budget annuel.

épisodes pluvieux de faibles intensités, qui ne sont pas suffisantes pour faire fonctionner tout le réseau hydrographique. Les quantités de MES mobilisées sont ainsi plus faibles (fig. 4.37).

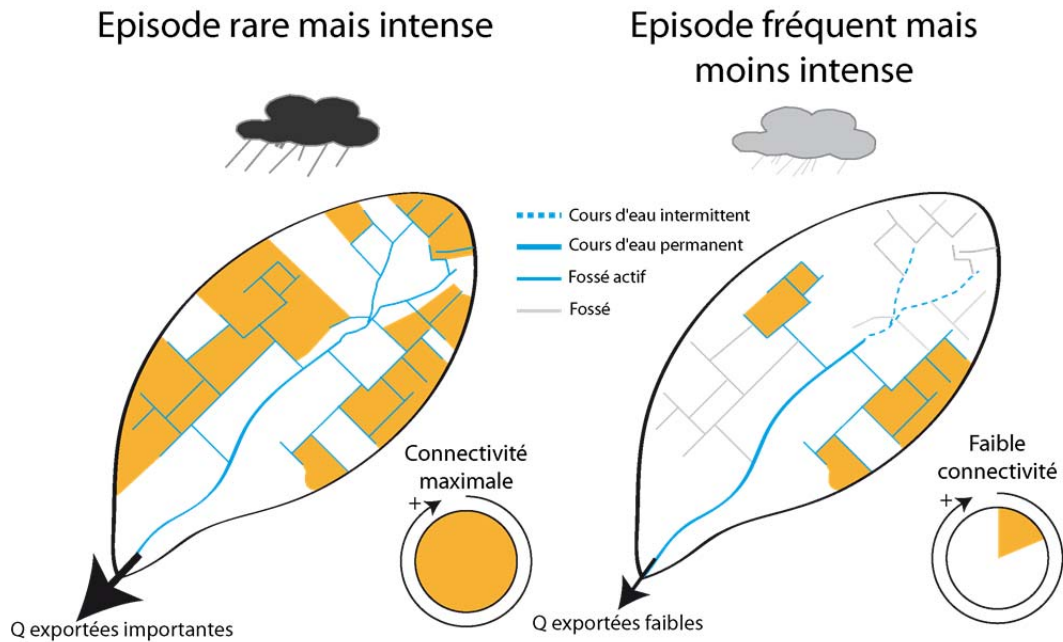


Figure 4.37 : Schématisation du fonctionnement du bassin en fonction de l'intensité

3.1.2. Rôle de la 1^{ère} crue de l'année

L'épisode pluvieux du 13-14 novembre 2010 a généré la première crue et le premier épisode ayant mis en place du ruissellement de surface de l'année hydrologique 2010-2011. Ce jour là, 175 tonnes de MES ont été exportées du bassin versant et la contribution des têtes de bassin versant a été particulièrement élevée. Elle est estimée à 75 % pour l'ensemble des 6 têtes⁸ de bassin versant, soit 125 tonnes. L'importance des quantités de matières exportées à l'exutoire ainsi que la forte contribution des têtes de bassins versants semblent s'expliquer par les quantités d'eau précipitées sur le bassin (47 mm en 30 h) et par la présence d'un important stock de sédiments dans le bassin. Ce dernier s'étant constitué au cours de la période printanière et estivale de deux façons (fig. 4.38).

(1) A la fois, par des sédiments érodés sur des parcelles cultivées au cours de petits épisodes ruisselants très localisés (suite à un épisode orageux par exemple). Les sédiments arrachés et exportés des parcelles n'ont, en revanche, pas pu être expulsés des têtes de bassin. En effet, si les pluies orageuses ont pu être suffisamment intenses pour générer des processus d'érosion dans certaines parcelles, les quantités précipitées n'ont pas été suffisantes pour alimenter les fossés et exporter les sédiments érodés des parcelles. Un stock de sédiments s'est donc constitué dans les fossés et dans le chenal tout au long de l'été sans être vidangé.

⁸ Les résultats du 13-14 Novembre 2010 intègrent deux têtes de bassins versants non intégrées dans les autres campagnes de suivi (Viel, 2014b).

(2) Mais aussi, par des sédiments issus de l'érosion des berges et des talwegs dans les zones d'initiation du réseau hydrographique. Dans les espaces bocagers, ces zones d'initiation sont souvent occupées par des prairies pâturées par les bovins au cours du printemps et de l'été. Le piétinement des berges par les bovins lorsqu'ils s'abreuvent dans le cours d'eau est alors responsable de l'érosion des berges et de la constitution d'un stock de sédiment (fig. 4.39). Ces stocks ne sont exportés que lors de la première crue de l'année hydrologique lorsque le talweg et les réseaux de fossés sont connectés au réseau hydrographique à l'aval. C'est pour cela, que la contribution des têtes de bassins herbagères a été particulièrement importante lors de la crue du 13-14 novembre. L'érosion spécifique a, en effet, atteint 9,1 t.km² alors qu'elle n'a pas dépassé 4,7 tonnes le 8 mars, épisode pourtant important. De même, au cours de tous les autres épisodes suivis, jamais la contribution des têtes de bassins versants n'a été aussi élevée que lors de la crue du 13-14 novembre.

Ainsi, bien que l'épisode du 13-14 novembre 2010 ait été particulièrement important en terme de précipitation et de débit, c'est parce qu'il a eu lieu sur un bassin versant "non purgé" depuis plusieurs mois que la contribution des têtes de bassins versants a été si forte. Ces observations vont dans le sens d'autres recherches menées sur l'origine des flux solides dans un cours d'eau de faible énergie (Vongvixay, 2012 ; Viel, 2012).

Ainsi, la première crue significative de l'année hydrologique est particulièrement exportatrice de MES car elle mobilise des sédiments "prêt à l'export" qui ont été érodés au cours du printemps et de l'été. Lorsque ce premier épisode de l'année correspond à un épisode "exceptionnel", les quantités de sédiments exportés peuvent être très importantes.

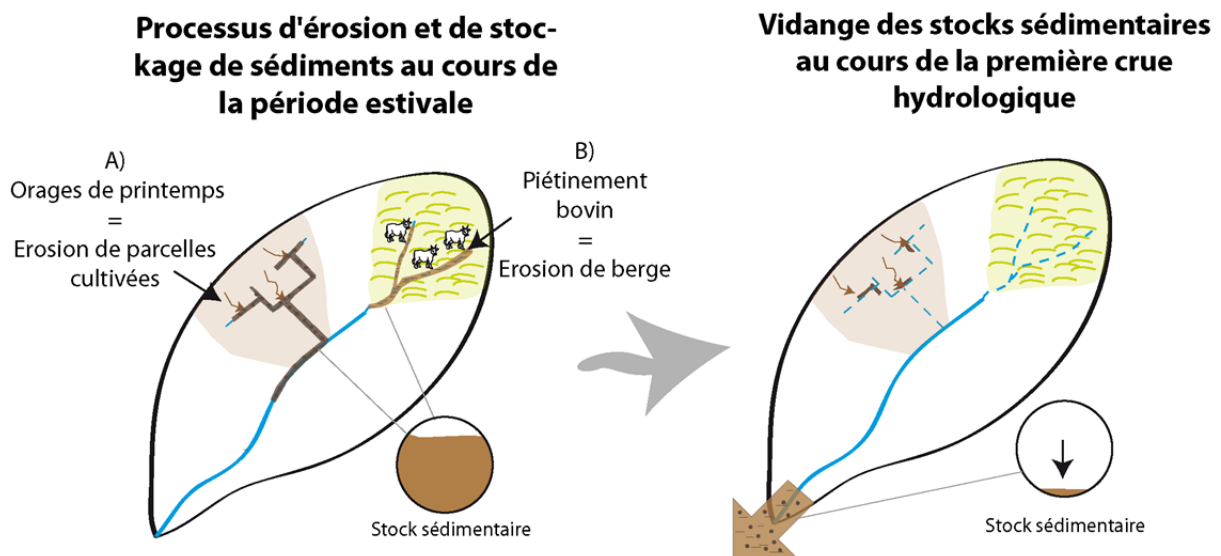


Figure 4.38 : Conceptualisation du rôle purgeant de la 1ère crue de l'année hydrologique



Figure 4.39 : Piétinement bovin dans un talweg en tête de bassin

3.1.3. Les "petites crues" situées au cœur de l'année hydrologique

Le suivi des crues du 14 et 19 décembre 2012 a permis d'appréhender le fonctionnement des petites crues hivernales. Ces dernières, bien que peu exportatrices de sédiments sont les plus fréquentes, et la somme de toutes leurs exportations représente néanmoins la moitié du budget sédimentaire annuel. Les crues des 14 et 19 décembre correspondent à des petites crues placées au cœur de l'année hydrologique. Si elles sont relativement semblables en termes de pic de crue (641 L.s^{-1} le 14/12 et 501 L.s^{-1} le 19/12) et de durée (environ 24 heures toutes les deux), les quantités de MES exportées, bien que faibles dans les deux cas, ont été plus importantes le 14 décembre (17,6 tonnes) que le 19 (4,4 tonnes). En revanche, les têtes de bassins versants ont exporté davantage de sédiments le 19 décembre (31,6 % du budget total) que le 14 (23,4 %) (fig. 3.40). En effet, la contribution du bassin de La Bouderie s'élève à 16 % le 19 décembre contre 10,5 % le 14. De même, à l'exutoire de Coeurville la contribution dans le bilan global du bassin est passée de 1,4 % le 14 décembre à 3,2 % le 19, tout comme à l'exutoire des Maures (5,5 % le 14 et 6,1 % le 19).

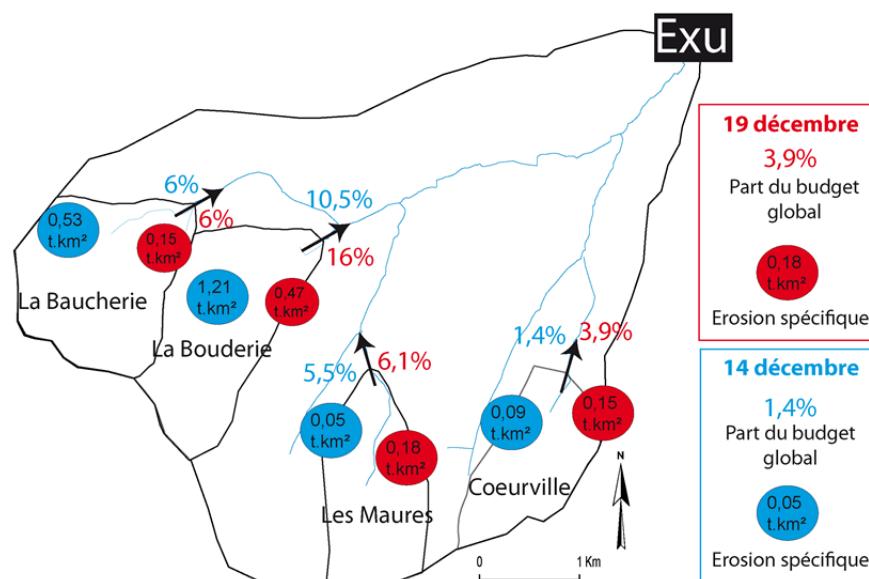


Figure 4.40 : Quantité de MES exportées des têtes de bassins versants le 14 et le 19 décembre 2012

Plusieurs observations peuvent être apportées pour expliquer ces différences de contributions. Tout d'abord, le 14 décembre il est tombé 10,2 millimètres alors qu'il n'est tombé que 4,8 millimètres le 19. La reconstitution de la réserve utile a cependant été plus longue le 14 car au cours des sept jours précédents, les quantités d'eaux précipitées ont été très faibles (4,8 mm). En revanche le 19 décembre le ruissellement a été immédiat car les sols étaient à saturation lors de la survenue de l'épisode pluvieux. Ainsi, les faibles quantités de sédiments exportés le 14 semblent s'expliquer par la longue période séparant l'épisode pluvieux du 14 et le dernier épisode daté du 7. Il est ainsi fort probable que quelques parcelles aient pu ruisseler et que des sédiments aient été exportés jusqu'à un fossé sans que les débits n'aient permis leur évacuation vers le réseau hydrographique. Cela s'est traduit ainsi par une forte augmentation de la concentration de MES au début de l'épisode du 14 décembre car une quantité non négligeable de sédiments était stockée dans les fossés à proximité de l'exutoire. Puis les quantités de MES exportées ont ensuite été très faibles. En revanche, le 19 décembre, du fait de la saturation des réserves hydriques des sols, le ruissellement a été quasi immédiat. Les débits enregistrés dans le cours d'eau ont ainsi été systématiquement plus importants. En revanche, les concentrations de MES ont été moins fortes du fait à la fois de la dilution des MES mais aussi parce que les sources de sédiments mobilisables se sont progressivement tariées au cours des quatre épisodes survenus entre le 14 et le 19. Ainsi, le 19 décembre, les sédiments exportés par le cours d'eau, provenaient, non plus de dépôts de chenaux mais de parcelles cultivées ruisselantes qui étaient toutes connectées à un réseau de transfert. Malgré les faibles quantités de pluies tombées, cela a suffi à faire apparaître des processus d'érosion de parcelles cultivées qui ont conduit à augmenter la contribution des têtes de bassin versant.

L'étude des relations [MES]-débits à l'exutoire du bassin versant de Lingèvres confirme la vidange progressive des stocks sédimentaires entre le 14 et le 19 décembre (fig. 4.41).

En effet, excepté la crue du 17, toutes les crues précédant celle du 19 ont été supérieures en termes de débits et de concentrations de matières en suspensions. Les crues du 14 et du 15 décembre sont caractérisées par une relation [MES]-débits horaire. La crue du 17, de faible ampleur, présente une relation complexe qui se traduit lors de la crue du 18 par une relation univoque. En effet, le stock sédimentaire, qui était limitant les 14 et 15, devient non limitant le 18 car en partie mobilisé le 17. La crue du 19 présente une relation [MES]-débit horaire mais proche d'une relation univoque. Le 19, les débits semblent insuffisamment importants pour déstocker autant de "compartiments" sédimentaires que le 18 décembre.

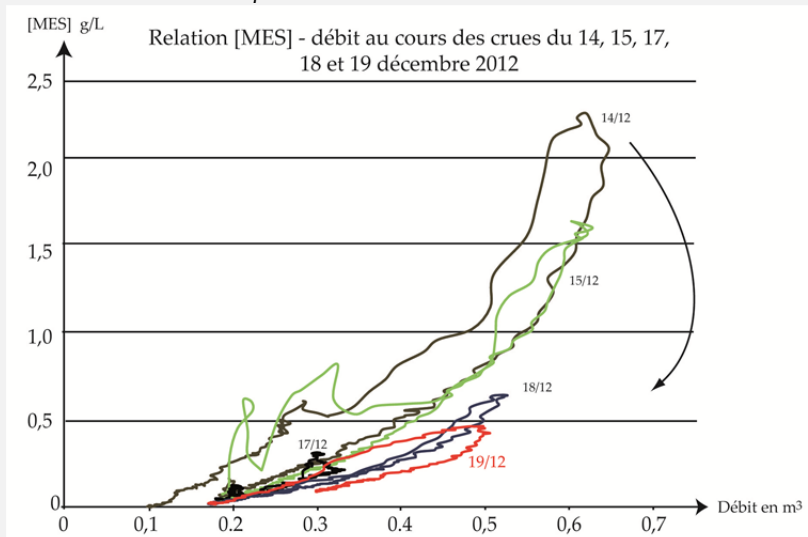


Figure 4.41 : Evolution de la relation [MES] - débit au cours des crues du 14, 15, 16, 17, 18 et 19 décembre 2012

Les crues hivernales de faibles intensités sont les plus fréquentes dans les bassins versants du nord ouest de la France. L'enchaînement de ces crues sur une période de temps resserrée se traduit une diminution des quantités de sédiments exportés et par le maintien d'une forte connectivité hydrologique. Cette dernière est alors responsable d'une augmentation de la contribution des têtes de bassin au cours de l'année hydrologique.

3.2 Poids de la structure paysagère

Si l'intensité des crues et leur positionnement dans l'année hydrologique influent sur la variabilité des quantités de sédiments exportés, **il convient maintenant de discuter de l'impact de la structure paysagère sur les processus de transferts depuis les zones sources jusqu'au cours d'eau.** En effet, au delà des caractéristiques climatiques et physiques (pédologique, géologique, topographique), les entités paysagères jouent un rôle important sur le parcours des écoulements de surface. Celles-ci conditionnent à la fois la localisation des surfaces émettrices de ruissellement ainsi que les possibilités de transferts jusqu'au cours d'eau.

3.2.1. Fonctionnement hétérogène au sein des têtes de bassin

Les quatre têtes de bassins versants investiguées présentent un comportement assez différencié au cours des différents épisodes de ruissellement. Il y a, en effet, deux bassins (Les Maures et Coeurville) dont la production sédimentaire a souvent été faible et inférieure à ce que produisaient les deux autres bassins (La Bouderie et de La Baucherie). Au cours des différents épisodes suivis, la contribution des bassins de La Baucherie et de La Bouderie a, en effet, été particulièrement élevée. Elle est estimée en moyenne à 8 % du budget global pour La Baucherie et à 17 % pour La Bouderie pour les épisodes du 13-14/11/10, du 14/12/12, du 19/12/12 et du 08/03/13. Ainsi, au total, ce sont 25 % des MES qui sont produits sur 20 % de la superficie du bassin versant de Lingèvres (La Baucherie (1,84 km²) + La Bouderie (1,52 km²)).

La première explication provient des modes d'occupation du sol. Les têtes de bassins des Maures et de Coeurville présentent, en effet, **davantage de surfaces en herbe** (47 % pour Les Maures et 57 % pour Coeurville) **ce qui limite d'une part le nombre de surfaces potentiellement émettrices de ruissellement et d'autre part la connectivité des transferts hydro-sédimentaires.** Sur le bassin de Coeurville la présence de nombreuses surfaces en herbe mais également d'autres entités caractéristiques du bocage (mares, de haies perpendiculaires à la pente, etc.) permet de déconnecter les processus de ruissellement observés sur les parcelles cultivées dans les parties les plus reculées du bassin. Ainsi, malgré la présence de parcelles ruisselantes, le positionnement d'entités paysagères infiltrantes dans les parties aval du bassin permet de réduire les transferts de MES vers l'exutoire. Lors de l'épisode du 8 mars 2013, il a été montré que seulement 30 % des quantités de MES exportées étaient issues des parcelles cultivées situées à l'amont du bassin, le reste ayant été attribué à une parcelle située à proximité de l'exutoire.

Cela étant, au cours de l'épisode du 13-14 novembre 2010, les quantités de sédiments exportés de ces bassins ont été très importantes (évaluées à 32 tonnes pour Les Maures et à 8,5 tonnes pour Coeurville). Toutefois, comme il vient d'être présenté précédemment, cette

forte productivité des bassins versants principalement herbagers est liée à des processus de dégradation de berge par le piétinement bovin et n'a lieu que lors de la crue de purge en début d'année hydrologique. **Ainsi sur les bassins des Maures et de Coeurville, hormis pendant les crues de purge, les bassins sont très peu exportateurs du fait d'une forte présence d'entités paysagères infiltrantes ou bloquantes qui permettent de limiter les transferts.**

Les têtes de bassin de La Bouderie et de La Baucherie ont en revanche systématiquement exporté de grandes quantités de sédiments. A l'inverse des deux bassins précédemment cités, ces deux bassins sont majoritairement cultivés (50 % de la superficie) et présentent des niveaux de connectivités au cours d'eau assez forts (47 % de la superficie du bassin). La part de surfaces directement connectées est de 10 %. Elles correspondent à six parcelles cultivées situées sur le bassin de La Baucherie qui sont en contact avec le cours d'eau. Aucune bande enherbée n'était présente en bordure du cours d'eau lors de l'hiver 2012-2013 pour limiter les exportations vers le cours d'eau. 37 % de la superficie est indirectement connectée. **La production sédimentaire au sein de ces deux bassins n'est pas liée à des processus de dégradation de berge mais à des processus de ruissellement de surface sur les parcelles cultivées.** Il s'agit maintenant de discuter du parcours des sédiments depuis ces parcelles cultivées jusqu'au cours d'eau. Le bassin de La Bouderie ayant été très bien suivi au cours des différents épisodes nous étayerons nos propos à partir d'exemples concrets observés sur ce bassin.

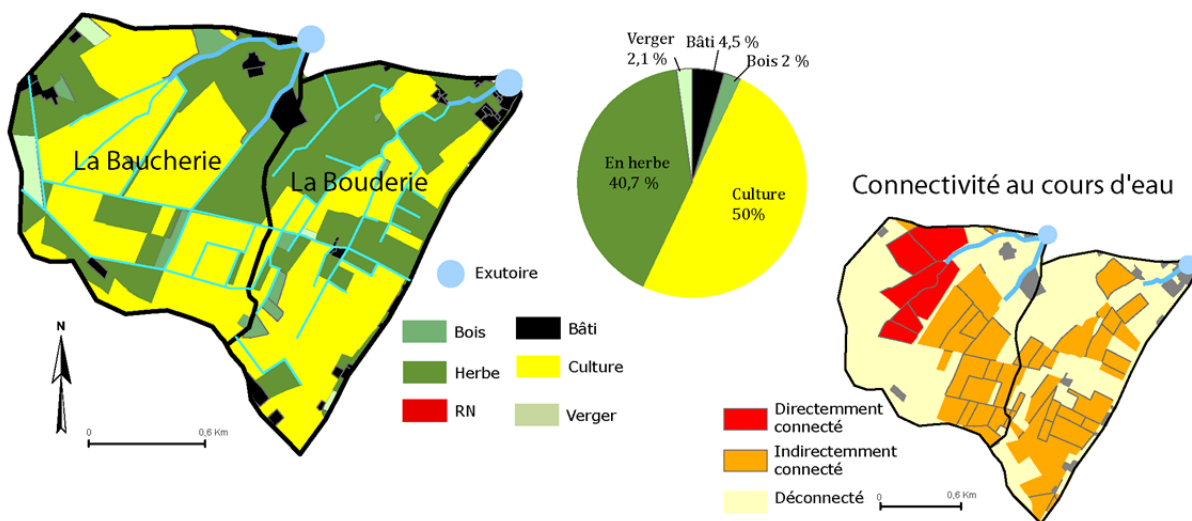


Figure 4.42 : Mode d'occupation du sol sur les bassins versants de La Baucherie et de La Bouderie

3.2.2. De la parcelle cultivée au cours d'eau, variabilité des contributions

Les sédiments mesurés à l'exutoire des bassins majoritairement cultivés **ne proviennent pas de l'ensemble des surfaces cultivées**. La mise en place de processus de ruissellement et leur capacité érosive au sein des parcelles dépend en effet de la nature du sol et des contraintes exercées par les travaux agricoles. Les parcelles en chantier récolte-maïs apparaissent comme les plus sensibles. Sur celles-ci, les sols, fortement compactés par le

passage des engins agricoles de récolte, génèrent un excès hydrique très rapidement. Elles sont les premières à ruisseler au cours d'un épisode pluvieux. Les parcelles semées en céréales, du fait de la présence d'un couvert végétal très peu couvrant, présentent également une forte sensibilité à la production d'excès en eau.

Cependant, toutes ces parcelles productrices de sédiments ne sont pas pour autant contributives à la charge solide du cours d'eau. La contribution de ces parcelles à la charge solide du cours d'eau, dépend de la topographie, certes, mais dans ces hydrosystèmes à faible énergie et fortement anthropisés, **la structure paysagère apparait comme un facteur pondérant la contribution des entités ruisselantes. Il existe en effet des surfaces productrices de sédiments mais qui ne sont pas contributives du fait de la présence d'entités paysagères qui déconnectent les processus de surfaces du cours d'eau.** Quelques uns de ces "caissons hydrauliques" ont été observés sur le bassin de la Bouderie, ou bien, comme présenté précédemment, sur le bassin de Coeurville. Pour d'autres parcelles productives en revanche, c'est leur proximité avec les réseaux de fossés qui leur permet de se connecter au cours d'eau. 37 % de la superficie des têtes de bassins versants de La Baucherie et de La Bouderie sont ainsi indirectement connectés au cours d'eau grâce à des fossés. **Il y a connexion directe entre la zone de production et les réseaux de fossés.** Sur ces deux têtes de bassins versants, la distance moyenne des parcelles à un réseau de fossés est très réduite. **Les processus de ruissellement à la surface des parcelles se jettent ainsi directement et très facilement dans les fossés.** Dès qu'ils sont pris en charge par un fossé, les sédiments n'ont aucune chance d'être piégés. Aucun stockage intermédiaire n'a, en effet, été observé au cours des différentes campagnes. Si quelques débordements de fossés favorisant le dépôt de matières par perte d'énergie ont pu être observés, dans l'ensemble, les sédiments qui "partent" des parcelles rejoignent l'exutoire du bassin au cours de l'épisode. **Les quantités de sédiments mesurées aux différents points de contrôle sont ainsi croissantes d'amont en aval.** Le 14 décembre, 0,38 tonnes de sédiments ont été mesurés à la sortie des trois points de mesure les plus à l'amont dans le bassin et 1,04 tonnes mesurées plus en aval. A ce point là, le volume de sédiments mesuré contenait à la fois les volumes produits à l'amont, et l'apport de sédiments d'autres parcelles contributives situées entre ces espaces et le point de mesure. Il en est de même au cours de l'épisode du 8 mars 2013, où 9,15 tonnes de sédiments ont été exportées des parcelles les plus en amont et 13,5 tonnes ont transités au point de mesure D. **Cependant, au cours d'épisodes de plus faibles intensités (comme le 19 décembre) il peut se produire des dépôts de matières dans les fossés du fait d'un débit insuffisamment important pour acheminer les sédiments jusqu'au cours d'eau.** Le 19 décembre par exemple, il est sorti davantage de sédiments aux points A, B et C qu'au point intermédiaire D. Cet épisode, très peu intense, est semblable à celui du 28 janvier 2014, pour lequel nous avons observé une diminution très rapide des débits et des sédiments exportés.

En l'absence de fossés bordant les parcelles agricoles, le passage d'un écoulement de surface à un écoulement dans un fossé peut se faire via une entrée de champs mal positionnée. C'est le cas en amont du point A sur le bassin de la Bouderie. Et la parcelle de maïs qui se trouve ainsi connectée a contribué à hauteur de 10% du budget sédimentaire globale du bassin de la Bouderie. La sensibilité de cette parcelle est certes liée à un sol très fortement compacté par les engins de récoltes maïs surtout par la présence de cette entrée de champs en plein milieu d'une haie orientée perpendiculairement à la pente. L'efficacité de cette haie a été totalement annihilée par la présence de l'entrée de champs. Ainsi, malgré la présence de réseaux de haies bien structurés, la présence d'ouvertures dans ces réseaux peut totalement annihiler leur rôle protecteur. A ce titre, les haies orientées perpendiculairement à

la pente, situées en bas de parcelle et longées par un chemin agricole apparaissent les plus vulnérables. Les entrées de champs peuvent ainsi constituer un point névralgique du système de transfert hydro-sédimentaire, puisqu'elles permettent le passage d'un écoulement local, à la parcelle, à un écoulement global à l'échelle du bassin.

3.2.3. Bilan : que retenir pour la simulation ?

Le suivi de différents épisodes de ruissellement nous a permis d'appréhender *in situ* les dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires et de statuer sur le rôle des entités paysagères. A ce titre, les suivis nous ont permis de mettre en évidence la connectivité fonctionnelle, c'est-à-dire permise par les écoulements de surfaces, entre les espaces de production sédimentaires et le cours d'eau. La structure paysagère intervient à différents niveaux :

1) Certaines entités permettent la déconnexion des écoulements de surface au cours d'eau. C'est le cas des prairies et des haies situées sur le chemin des écoulements de surface ;

2) Il existe à l'inverse des configurations spatiales très efficaces capables d'aller "chercher les sédiments" dans les parcelles pour les acheminer directement dans le cours d'eau. Il a été montré, par exemple, que la présence de fossés à proximité des parcelles cultivées facilite grandement les exportations de sédiments, et que des entrées de champs mal positionnées peuvent annihiler le rôle protecteur de certaines haies.

3) Dans bien des cas, il apparaît que la structure paysagère modifie fortement le parcours des écoulements de surface tel que "proposé" par la topographie. Les fossés qui interceptent les écoulements de surface dévient pour la plupart, au moins temporairement, la trajectoire des écoulements telle que définie par la topographie. De plus, en démultipliant le nombre de réseaux drainant dans un espace, les fossés sont capables de drainer davantage de surfaces et donc de sédiments pour les acheminer jusqu'au cours d'eau.

Si les dynamiques spatiales des écoulements d'eau à la surface des sols peuvent être ainsi simplement conceptualisées, les dynamiques sédimentaires restent plus complexes. **Il apparaît que les transferts de sédiments ne se résument pas à de la simple circulation d'eau de surface. Il existe un certain nombre de variables qui conditionnent la disponibilité, la mise en mouvement et l'acheminement des sédiments depuis les zones de production jusqu'au cours d'eau.**

Au vu de la complexité de la relation entre les processus de transferts sédimentaires et les entités du paysage, **nous avons fait le choix de nous concentrer sur la modélisation du "moteur" des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires, à savoir le ruissellement.** Cependant, les dynamiques sédimentaires restent au cœur de la réflexion et les allers-retours seront fréquents.

Conclusion du chapitre 4

L'approche de terrain a permis de mettre en évidence l'importance des quantités de sédiments qui peuvent transiter au sein d'un bassin versant agricole en période de pluies générant du ruissellement. Pour rappel, le 8 mars 2013, **54,4 tonnes de sédiments ont été exportées du bassin versant suite à un épisode pluvieux de 20 millimètres seulement.** Ainsi, à chaque épisode pluvieux générant du ruissellement, les petits hydrosystèmes, même de faible énergie, peuvent libérer de gros volumes de MES. L'étude confirme ainsi ce que d'autres travaux avaient déjà montré (Delahaye, 1992 ; Le François, 2007 ; Delmas *et al.*, 2012b ; Viel, 2012 ; Vongvixay, 2012).

Les mesures réalisées au cours de notre recherche montrent que les têtes de bassins versants sont des zones particulièrement productives de MES et que les productions présentent **des variabilités spatiales et temporelles importantes qui conditionnent la participation des têtes de bassin versant au bilan sédimentaire global d'un bassin versant.**

Maintenant qu'une démarche de terrain fine a été mise en place, nous pouvons engager la réflexion autour de la modélisation des processus. Nous proposons ainsi, dans les chapitres suivants, un outil de modélisation capable de reproduire les dynamiques spatiales des écoulements de surfaces et de fournir des diagnostics venant enrichir les approches de terrain. A cet effet, deux informations principales peuvent être retenues en vue de la construction du modèle spatial.

- Indépendamment des caractéristiques intrinsèques des parcelles cultivées (types de culture, sol, etc.) leur contribution à la charge solide des cours d'eau dépend des capacités des fossés à prendre en charge et acheminer les écoulements. Certaines combinaisons peuvent être très efficaces pour connecter les zones de production au cours d'eau quand d'autres favorisent la déconnexion des processus. Le premier objectif du modèle spatial sera précisément de rendre compte de cette complexité.

- La dynamique sédimentaire sera abordée au travers de l'étude de la capacité des flux à se déplacer au sein du bassin versant et de passer d'écoulement de surface en écoulement de réseaux par des points d'entrée.



Troisième partie

Construction d'un modèle spatial

Chapitre 5 : Choix du type de modélisation et des données utilisées

Chapitre 6 : Développement d'un modèle multi-agents

Chapitre 5

Choix du type de modélisation et des données utilisées

Sommaire

- 1) La modélisation sous systèmes multi-agents.....p 159
 - 2) Choix des données nécessaires en entrée du modèle.....p 164
-

Introduction

L'objectif de ce chapitre est de rendre compte de la complexité des dynamiques spatiales d'écoulement induites par la structure paysagère à partir d'un outil de modélisation spatiale. Il s'agit de développer un outil de simulation capable de fournir des indices d'analyse spatiale offrant la possibilité de mieux appréhender la complexité des dynamiques d'écoulements. La modélisation multi-agents est, pour cela, souvent privilégiée car elle permet de modéliser, par l'implémentation de règles simples, des systèmes complexes (Voiron Canicio, 2006 ; Robinson *et al.*, 2007 ; Caillault, 2011). L'état de l'art (chapitre 2) ayant démontré tout l'intérêt d'un tel type de modélisation pour la simulation de dynamiques complexes, un système multi-agents a été implémenté spécifiquement pour répondre à notre problématique de recherche.

Avant de présenter la démarche de construction du modèle il s'agit, dans ce chapitre, de détailler ce que sont les systèmes multi-agents et comment se construit la démarche de modélisation. Une large partie de ce chapitre sera ensuite consacrée à la réflexion menée autour des différentes données utilisées en entrée du modèle.

1. La modélisation sous systèmes multi-agents

1.1 Introduction aux systèmes multi-agents

Les systèmes multi-agents (SMA) sont nés dans les années 1980 au croisement de l'Intelligence Artificielle Distribuée et de la Vie Artificielle (Ferber, 1995). Il s'agit d'une approche de simulation à part entière et "*complémentaire des techniques traditionnelles basées sur des modèles analytiques, stochastiques ou autres*" (Varenne, 2013 cité par Bouquet *et al.*, 2015). Le recours aux SMA est aujourd'hui assez fréquent dans différentes disciplines (écologie, économie, physique, halieutique, etc.) et notamment en géographie (Daudé, 2005 ; Laperrière, 2009 ; Caillault, 2011 ; Rebaudo, 2011 ; Vannier, 2011 ; Schwarz, 2012 ; Caillault *et al.*, 2013 ; Lammoglia, 2013).

La mise en œuvre des SMA "*consiste à concevoir, construire et modéliser un système complexe comme constitué d'entités individualisées disposant d'un certain degré d'autonomie et interagissant les unes avec les autres*" (Treuil *et al.*, 2001). Le principe fondamental est la décomposition de problèmes complexes en de nouveaux, plus petits et plus faciles à modéliser (Bernon *et al.*, 2005). En cela, le paradigme agent est "*avant tout plus une manière de penser qu'une technique d'implémentation*" (Fournier, 2005 cité par Bouquet *et al.*, 2015). Ainsi, dans la conception d'un modèle à base d'agents, les difficultés ne résident pas dans son implémentation informatique mais "*dans l'identification des éléments pertinents à incorporer dans le modèle et la manière de les représenter*" (Bouquet *et al.*, 2015).

La définition de SMA peut se résumer en quatre notions fondamentales (Ocelllo *et al.*, 2001) : **agents, environnement, interaction et organisation**. Les agents correspondent à l'ensemble des entités actives disposant chacune d'un comportement propre. L'environnement est le milieu dans lequel évoluent les agents, celui-ci peut être spatialisé. Les interactions sont "*l'ensemble des langages et des protocoles d'échanges entre les agents*" (Bouquet *et al.*, 2015). Et, l'organisation est "*l'ensemble des regroupements des agents au sein d'entités fédératrices où le but est commun à tous les agents*" (Bouquet *et al.*, 2015). Cette conceptualisation de la notion de SMA fait l'objet d'une démarche de modélisation appelée "Voyelles" pour A (agents), E (environnement), I (interaction) et O (organisation) (Demazeau, 1995 ; Bommel, 2009).

L'agent est l'élément de base dans l'architecture d'un SMA (fig. 5.1). Ferber (1995) le définit comme étant "*une entité physique ou virtuelle* :

- a. qui est capable d'agir dans un environnement ;
- b. qui peut communiquer directement avec d'autres agents ;
- c. qui est mue par un ensemble de tendances (sous la forme d'objectifs individuels ou d'une fonction de satisfaction, voire de survie, qu'elle cherche à optimiser) ;
- d. qui possède des ressources propres ;
- e. qui est capable de percevoir (mais de manière limitée) son environnement ;
- f. qui ne dispose que d'une représentation partielle de cet environnement (et éventuellement aucune) ;
- g. qui possède des compétences et offre des services ;
- h. qui peut éventuellement se reproduire ;

i. dont le comportement tend à satisfaire ses objectifs, en tenant compte des ressources et des compétences dont elle dispose, et en fonction de sa perception, de ses représentations et des communications qu'elle reçoit."

En complément, un SMA se définit comme "un système composé des éléments suivants :

1. Un environnement E , c'est-à-dire un espace disposant généralement d'une métrique ;
2. Un ensemble d'objets O . Ces objets sont situés, c'est-à-dire que, pour tout objet, il est possible, à un moment donné, d'associer une position dans E . Ces objets sont passifs, c'est-à-dire qu'ils peuvent être perçus, créés, détruits et modifiés par les agents ;
3. Un ensemble A d'agents, qui sont des objets particuliers ($A \subseteq O$), lesquels représentent les entités actives du système ;
4. Un ensemble de relations R qui unissent des objets (et donc des agents) entre eux ;
5. Un ensemble d'opérations Op permettant aux agents de A de percevoir, produire, consommer, transformer et manipuler des objets de O ;
6. Des opérateurs chargés de représenter l'application de ces opérations et la réaction du monde à cette tentative de modification, que l'on appellera les lois de l'univers."

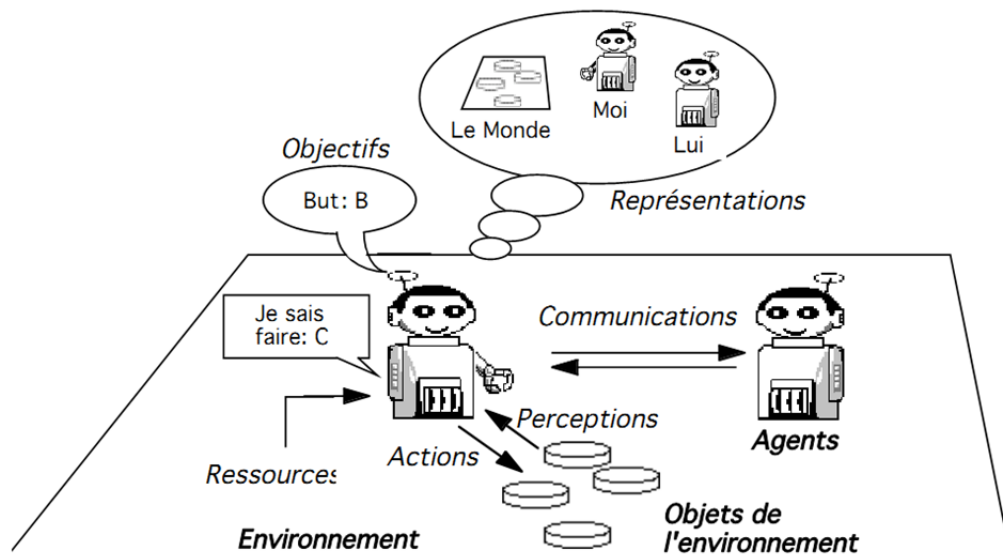


Figure 5.1 : Représentation imagée d'un agent en interaction avec son environnement et les autres agents (Ferber, 1995)

1.2 Postulat général de départ

- En appliquant des règles simples régissant le déplacement d'agents "goutte d'eau", il s'agit de reproduire la dynamique des flux d'eau à la surface d'un bassin versant.

- En se déplaçant en fonction de la topographie, les agents vont entrer en interaction avec les entités du paysage présentes dans l'environnement de simulation, qui vont venir contraindre la dynamique purement topographique de leur déplacement.

La démarche se veut exploratoire. Il s'agit tout d'abord de s'assurer de l'efficacité des SMA pour reproduire les dynamiques spatiales des écoulements à la surface de petits bassins versants (< 20 km²), mais également de leur capacité à fournir des indices d'analyse spatiale pertinents. Cette première approche se veut conceptuelle, pour cela, seules des données relatives à la topographie et aux entités paysagères vont être utilisées et seule la dynamique hydrologique va être abordée (fig. 5.2). De ce fait, dans le modèle développé, les agents sont dénués de capacités érosives, la dynamique sédimentaire n'est donc pas intégrée dans la modélisation. L'intégration des sédiments dans les simulations sera abordée dans le chapitre 8.

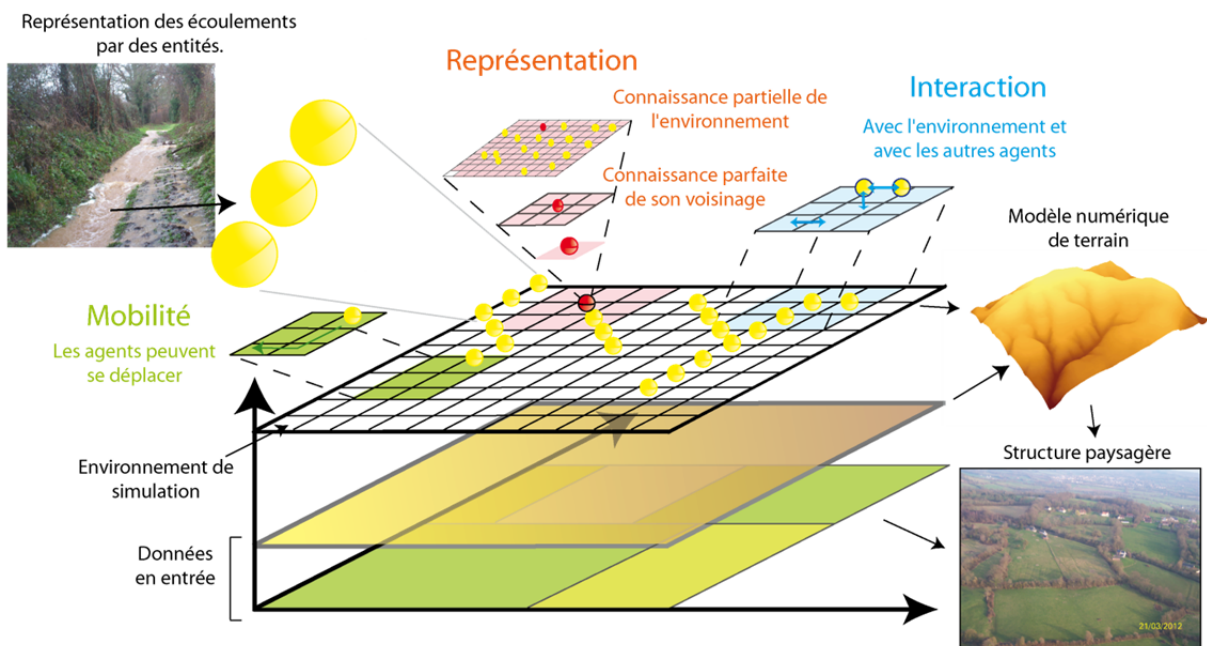


Figure 5.2 : Schéma conceptuel de l'approche des dynamiques spatiales des écoulements à partir d'un système multi-agents

1.3 Choix de la plateforme de simulation

1.3.1. Présentation des principales plateformes de simulation multi-agents

Il existe aujourd'hui de nombreuses plateformes de simulation à base d'agents. Du fait de la complexité du langage informatique qu'elles utilisent, certaines plates-formes ne sont réservées qu'aux informaticiens. C'est le cas de Swarn (Minar *et al.*, 1996) ou de Repast Symphony (North *et al.*, 2007). Ces plateformes utilisent un langage de programmation générique de type Java ou C++ et "*sont plus adaptés au développement de gros modèles*" (Bouquet *et al.*, 2015). Nécessitant de bonnes connaissances en programmation, ces plates-formes n'ont pas été retenues dans le cadre de cette recherche.

D'autres plateformes, basées sur un langage de modélisation graphique, ont été développées récemment telles que StarLogo (Colella *et al.*, 2001) ou MAGEo (Blanpain *et al.*, 2013 ; Langlois *et al.*, 2013). Ces plateformes "*ne requièrent peu ou pas de connaissances en algorithmique et offrent l'avantage de faciliter le dialogue entre modélisateurs et thématiciens*" (Bouquet *et al.*, 2015).

D'autres plateformes agents sont, en revanche, plus accessibles, même si elles nécessitent quelques connaissances en algorithmique (Bouquet *et al.*, 2015). C'est le cas de NetLogo (Tisue et Wilensky, 2004 ; Wilensky, 1999, 2004) et de GAMA (Grignard *et al.*, 2013 ; Taillandier *et al.*, 2014) qui utilisent un langage de modélisation dédié aux systèmes agents.

Par sa simplicité et son accessibilité, la plate-forme NetLogo a été retenue dans le cadre de cette recherche. Si la plate-forme GAMA permet une meilleure gestion des données issues des systèmes d'informations géographiques (SIG), cette plateforme, très récente, n'a pas été autant éprouvée que NetLogo et est, de ce fait, moins bien documentée. Par ailleurs, son langage, légèrement plus complexe que dans NetLogo, nécessite des heures de formation qui n'ont pu être effectuées avant d'entamer cette recherche.

1.3.2. La plateforme NetLogo : présentation

NetLogo est une plateforme de simulation multi-agents qui offre un environnement de programmation convenant spécialement à la modélisation des systèmes complexes naturels et sociaux (Tisue et Wilensky, 2004). **Plate-forme open-source¹, NetLogo est particulièrement bien adaptée à la modélisation des systèmes complexes évolutifs** (Tisue et Wilensky, 2004).

Le langage utilisé dans la plateforme est le Logo. Interactif, modulaire et flexible, ce langage est né d'une collaboration entre Wallace Feurzeig et Seymour Papert en 1967 qui souhaitaient développer un langage de programmation "*adapté aux jeunes apprenants*" (Amblard *et al.*, 2015).

La plateforme NetLogo dispose d'une bibliothèque de modèles conséquente et régulièrement enrichie par les contributions de la communauté de simulateurs (NetLogo User Community Models). L'utilisateur débutant peut alors trouver dans chacun de ces modèles l'ensemble des primitives gérées par NetLogo qu'il peut s'appropriier et réutiliser pour les besoins de son propre modèle. Cette grande communauté d'utilisateurs de NetLogo assure par ailleurs une veille technique rassurante au cours de la prise en main de la plateforme. La plateforme intègre de nombreuses extensions qui offrent notamment la

¹ Libre de redistribution et d'utilisation.

possibilité de manipuler des données géographiques issues de systèmes d'informations géographiques.

Plus prosaïquement, la plateforme NetLogo permet de gérer trois types d'agents. Des **tortues**, qui correspondent à des agents mobiles dans un environnement spatial composé **patches**. Ces derniers correspondent à des cellules de forme carrée possédant des caractéristiques propres et capables de stocker des variables. Enfin, **l'utilisateur** est considéré comme un agent à part entière.

1.4 La démarche modélisatrice

Le chapitre 2 a permis de définir quelques éléments de vocabulaire (modèle, modélisation), il s'agit ici de présenter la démarche modélisatrice.

Le développement d'un modèle est *"toujours précédé et suivi d'une démarche scientifique complexe, aussi bien en amont depuis la réflexion sur le choix des données, sur les instruments (physiques, institutionnels ou méthodologiques) permettant la collecte ou l'observation, l'organisation, la structuration, la numérisation des données, jusqu'à la mise en forme finale des entrées du modèle"* (Langlois et Reguer, 2005). La modélisation est donc une démarche, hypothético-déductive, segmentée en différentes étapes (fig. 5.3). **La première est celle de l'identification et de la perception du processus**, cette phase est nécessairement personnelle. Cette première étape de la modélisation consiste à bien identifier le système à modéliser (ses limites, les entités qui le composent et leurs interactions), l'échelle temporelle à retenir et le niveau de détails approprié à la résolution du problème. L'espace géographique ciblé est ainsi appréhendé et les éléments jugés importants sont sélectionnés. **Cette étape débouche sur la conceptualisation du système et du processus**, les hypothèses formulées sont alors formalisées en vue d'être codées au cours d'une troisième étape. Une phase de **calibration et de choix des paramètres définissant les caractéristiques du système** intervient dans un quatrième temps. La cinquième, et dernière étape, est celle de **la validation**, pouvant s'avérer complexe à mettre en œuvre (Beven, 2001).

Tout au long de cette démarche, le modélisateur ne doit pas oublier les règles de parcimonie : ne pas concevoir un modèle plus complexe que nécessaire ! Il doit trouver le meilleur compromis entre pouvoirs explicatifs et prédictifs du modèle et faire le bon choix des données et des paramètres nécessaires au fonctionnement du modèle. Enfin, le modélisateur doit impérativement poser clairement ces choix de simplification. En effet, les choix faits par le modélisateur sont fonctions des caractéristiques du système étudié, des caractéristiques perçues par le modélisateur et des objectifs de recherche. **Malgré son apparente simplicité, la démarche de modélisation ne doit pas être vue comme étant linéaire et rigide mais plutôt comprise comme un processus actif et itératif d'apprentissage** (Bommel, 2009).

La première étape, celle de l'identification et de la perception du processus a été présentée au cours des chapitres 1 et 4, et un premier degré de conceptualisation a été atteint. Il s'agit, dans ce chapitre d'accentuer encore le niveau de conceptualisation afin de pouvoir relier le processus de terrain avec l'outil de simulation. Une fois cet objectif atteint, les phases de codage, de calibration et de validation pourront être présentées.

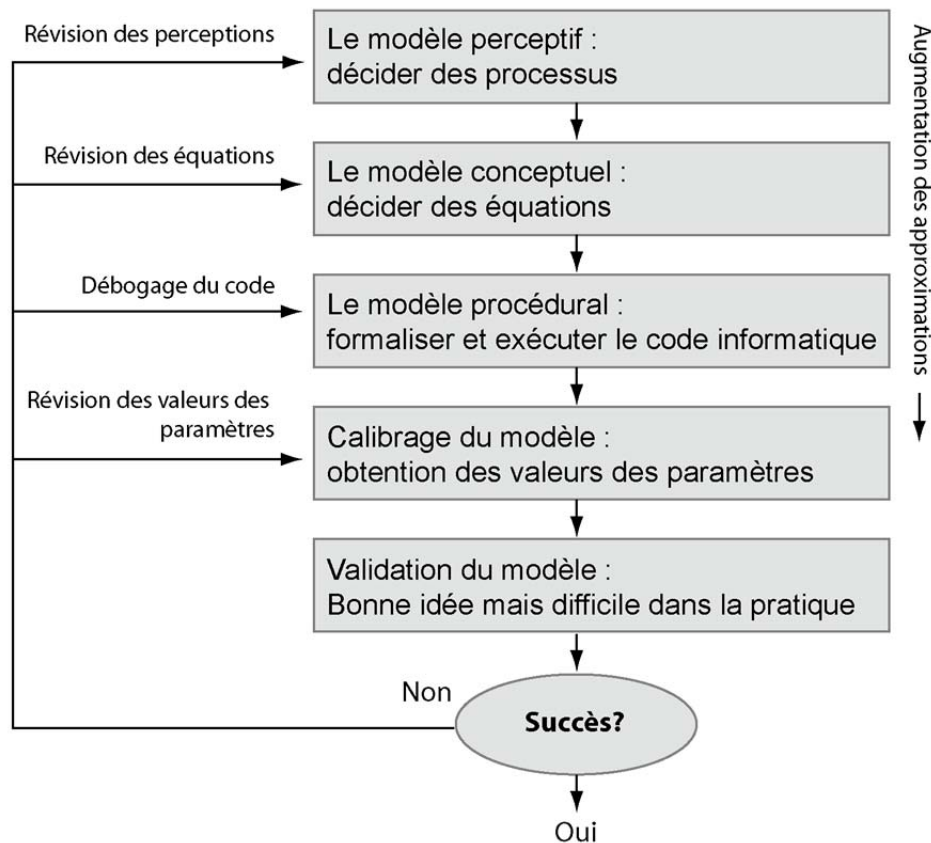


Figure 5.3 : Schématisation des différentes étapes de la modélisation (modifié d'après Beven, 2001)

Modélisation ou simulation ?

La confusion entre les termes de simulation et de modélisation est assez fréquente. La modélisation désigne l'activité de construction du modèle et son résultat, alors que le terme de simulation renvoie à l'exécution dynamique du modèle (Bommel, 2009). Varenne (2003) complète cette idée en écrivant que "les modèles sont des fictions et les simulations sont des récitations particulières de ces fictions". Pour Hill (1993), la simulation "consiste à faire évoluer une abstraction d'un système au cours du temps afin d'aider à comprendre le fonctionnement et le comportement de ce système et à appréhender certaines de ses caractéristiques dynamiques dans l'objectif d'évaluer différentes décisions".

Ainsi, dans la suite du mémoire, le terme de modélisation renvoie à toute la démarche de construction du modèle. Une fois le modèle (l'outil) opérationnel, plusieurs simulations spatiales pourront être effectuées.

2. Choix des données nécessaires en entrée du modèle

Avant de présenter le modèle en tant que tel, il convient ici de **discuter des différentes données qui sont utilisées en entrée**. La démarche de présentation de ces données se veut à la fois descriptive et analytique. Il s'agit en effet de **s'interroger sur le rapport qualité / coût des données**. Pour cela, pour chaque type de données (topographiques, haies, occupation du sol, etc.), plusieurs sources ont été explorées et analysées afin de mieux justifier la nature des données retenues en entrée (leur moyen d'obtention, leurs qualités, leurs coûts, etc.).

L'objectif étant de créer un outil qui puisse être transposable sur d'autres bassins et à moindre coût.

2.1 Présentation des données utilisées en entrée du modèle spatial

Le recours à un grand nombre de données dans les modèles, tel que l'intensité des précipitations, les réserves utiles, le taux de matières organiques ou la rugosité du sol, rend très rapidement les opérations de prétraitements complexes à mettre en place et augmente les temps de calcul (Bocher, 2005). Contrairement à de nombreux modèles (Stream, LISEM, ACRU), celui développé dans le cadre de cette recherche s'appuie sur un nombre de données d'entrée limité. Il s'agit, en effet, de se concentrer uniquement sur la dynamique spatiale des écoulements de surface. La fonction de production de ruissellement est ainsi ici réduite à la plus simple des conceptualisations : ruisselle, ruisselle pas (ON/OFF).

Ainsi seuls **deux types de données principales sont utilisés dans le modèle : la topographie (+ le réseau hydrographique) et l'occupation du sol**. La topographie, parce qu'elle imprime la dynamique aux écoulements de surface et l'occupation du sol qui peut modifier le parcours des écoulements de surface.

Dans la modélisation des processus hydrologiques, **la topographie** est généralement représentée par les modèles numériques de terrain (MNT). Les modèles numériques de terrain présentent une description de la forme et de la position de la surface du sol (Rousseaux, 2004). Ces données numériques des altitudes sont agrégées au sein d'une matrice d'informations spatiales définie dans un système de coordonnées géographiques. De nombreux travaux ont été menés sur l'utilisation des MNT notamment sur leur intérêt pour la reproduction des écoulements de surfaces (O'Callaghan et Mark, 1984 ; Jenson et Domingue, 1988 ; Kirkby, 1990 ; Desmet et Govers, 1996 ; Desmet, 1997 ; Hutchinson et Gallant, 2000). C'est à partir des techniques classiquement utilisées que reposera la base de notre modèle d'écoulement. Dans le cadre de notre travail, quatre MNT ont été testés et comparés. L'objectif étant d'obtenir le jeu de données représentant le plus fidèlement possible la réalité du terrain à moindre coût.

Le tracé des tronçons du **réseau hydrographique** est également intégré dans le modèle.

L'intégration de cette couche est importante car elle permet d'identifier les cellules du système à partir desquelles différents indices peuvent être obtenus (connectivité / déconnectivité hydrologique, distances aux zones de productions potentielles de sédiments, chemin d'écoulement, etc.).

L'occupation du sol est le deuxième type de données intégrées dans le modèle. Il s'agit des entités du paysage que sont les **surfaces** (parcelles cultivées, enherbées, zones bâties, etc.), les **réseaux** (fossés, haies, etc.) et les **entités ponctuelles** (entrées de champs, mares, etc.). Ces données peuvent être obtenues à partir d'inventaires de terrain, la qualité des données est alors optimale. Mais compte tenu de la lourdeur de la démarche et du temps nécessaire pour l'acquisition nous avons cherché à évaluer la qualité d'autres données (IGN, Corine Land Cover), afin de rendre le modèle plus rapidement transposable dans d'autres environnements. Nous discuterons également des méthodes d'acquisition semi-automatique permises par la télédétection.

2.2 Les données topographiques : les modèles numériques de terrain

Il existe différentes techniques d'acquisitions des variables topographiques, et chacune de ces techniques a une incidence directe à la fois sur la qualité et le coût de la donnée (Fressard, 2013). Dans le cadre de notre recherche, quatre MNT différents ont ainsi été analysés (1) BDAI[®] au pas de 25 mètres, (2) BDAI[®] au pas de 75m, (3) MNTIFSAR au pas de 5 mètres, (4) MNT construit à partir de la digitalisation des courbes de niveaux au 25 000^{ème}. Tous peuvent être considérés à haute résolution spatiale (i. e. < 100 mètres) et de type **MNT raster** (maille carrée) (fig. 5.4). Ce maillage raster est souvent choisi comme support de discrétisation spatiale pour la modélisation en hydrologie (Sarrazin, 2012). D'autres approches ont cependant montré toute l'acuité des maillages triangulaires pour des applications hydrologiques (Palacio-Velez, 1998 ; Langlois et Delahaye, 2002 ; Bocher, 2005). Le format TIN (Triangulated Irregular Network) permet notamment "d'éviter la contrainte d'une résolution spatiale fine contrairement au maillage raster qui ne s'adapte pas toujours aisément aux dimensions des chenaux de drainage" (Sarrazin, 2012). Le maillage en TIN utilisé dans l'automate cellulaire RuiCells (Langlois et Delahaye, 2002) permet ainsi de mieux prendre en compte la réalité du terrain grâce à trois types de cellules : point, arc et triangle (fig. 2.12, chapitre 2). Malgré la qualité du maillage triangulaire, les traitements nécessaires à leur utilisation restent peu aisés et nécessitent de bonnes connaissances en informatique, ce qui limitent leur utilisation.

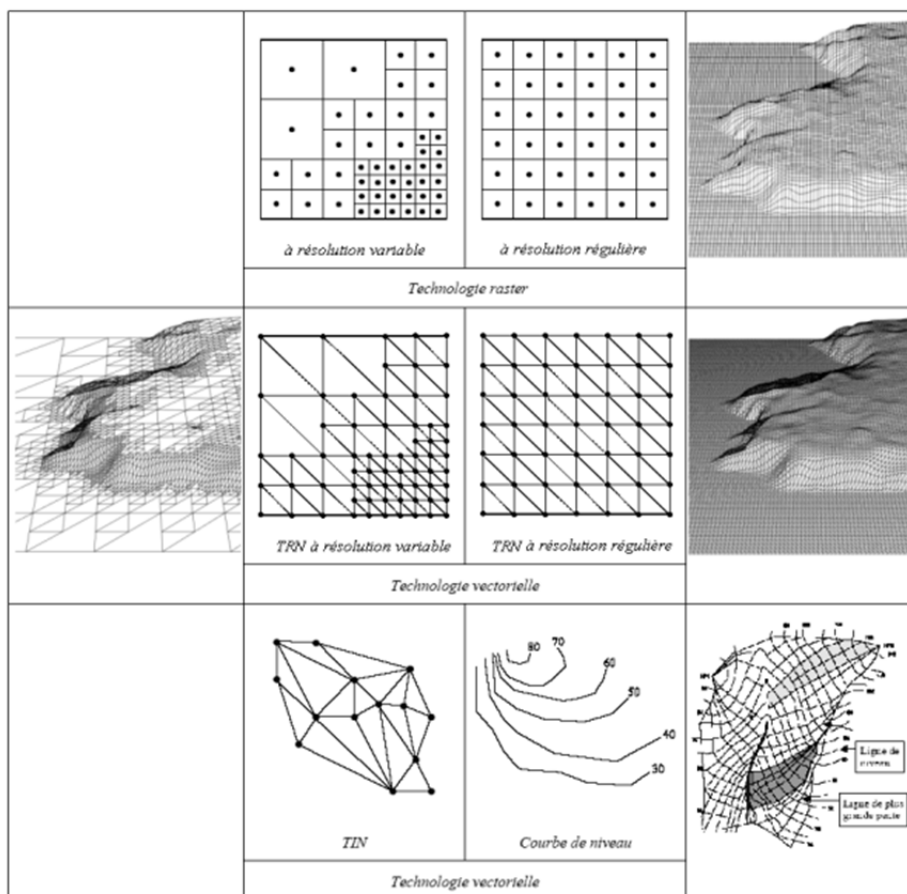


Figure 5.4 : Mode de représentation des modèles numériques (Tortrat, 2005)

Le maillage carré de l'espace présente, quant à lui, un double intérêt. Tout d'abord il correspond à la discrétisation utilisée par la majorité des données sources : images aériennes, MNT fournis par les organismes publics et privés, etc. Aucun traitement géomatique complexe n'est donc nécessaire pour la transformation des données. Ensuite, il s'agit du découpage de l'espace adopté par la plateforme NetLogo, ce qui facilite la préparation et l'intégration des données. **La résolution des cellules de notre maillage raster a été fixée à 10 mètres, ce qui offre un bon compromis entre un trop grand nombre de cellules, ce qui augmenterait les temps de calcul, et une surreprésentation spatiale des entités paysagères.** Le recours à un maillage plus fin (5 mètres) a été testé, mais augmente de manière significative le nombre de cellules à intégrer dans le modèle, aboutissant à des temps de simulation trop longs rendant finalement le modèle peu opérationnel.

2.2.1. Les MNT directement utilisables

Trois MNT sont directement exploitables sans prétraitements : MNT de la BDAlti (25 et 75 mètres) de l'IGN et le MNT IFSAR (5 mètres). Leurs utilités ont été discutées au regard de la résolution initiale de chaque MNT et de la résolution finale souhaitée (10 mètres).

2.2.1.a BDAlti® aux 25 et aux 75 mètres

La base de données Alti® est produite par l'Institut National de l'Information Géographique et Forestière (IGN) pour l'ensemble des départements français et la collectivité territoriale de Saint-Pierre-et-Miquelon (IGN, 2015). Les données sont présentées sous la forme d'une grille régulière de cellules carrées au pas de 75 mètres ou 25 mètres (il existe également des MNT au pas de 50 m, 250 m, 500 m et 1000 m). Ces MNT sont réalisés à partir de la numérisation des courbes de niveau au 1.25 000^{ème} ou au 1.50 000^{ème}, soit à partir de traitements stéréophotogrammétriques d'images aériennes pour les régions de montagne notamment (IGN, 2015). Seuls les MNT au pas de 75 m, 250 m, 500 m et 1000 m **sont téléchargeables et utilisables gratuitement. Pour des résolutions plus fines, les fichiers deviennent payants**². Pour ce dernier, la précision moyenne est "de l'ordre de la demi-équidistance des courbes (soit entre 2,5 et 5 mètres) et l'écart maximal de l'ordre de l'équidistance (soit de 5 à 10 mètres)" (Fressard, 2013 d'après IGN, 2011).

2.2.1.b MNT IFSAR

Les MNT IFSAR (InterFerometric Synthetic Aperture Radar) sont construits à partir de l'acquisition d'images radars multi-bandes (Mercer, 2004). Dans le cadre de cette recherche, les données ont été achetées auprès de la société américaine *InterMap Technologies*®, à une résolution de 5 mètres (précision de l'ordre du mètre). **Le prix d'acquisition de la donnée s'élève entre 7 et 9 €_{lit} du km², soit un coût total de 180 euros environ pour obtenir la grille MNT contenant tout le bassin versant de Lingèvres.**

² Gratuit dans le cadre de convention recherche entre l'IGN et les universités ou laboratoires de recherche.

2.2.2. Les MNT à construire

Les MNT à larges étendues, tels que ceux qui viennent d'être présentés, sont souvent considérés comme mal adaptés pour les études à échelles fines (Thiery, 2007) car, dans le détail, les formes topographiques "*apparaissent lissées et/ou présentent des artefacts liés principalement au besoin de généralisation des algorithmes d'interpolation*" (Fressard, 2013). Certains auteurs ont également montré qu'il était possible d'améliorer la précision et la qualité des MNT à partir des mêmes données altimétriques de bases (courbes de niveaux digitalisées) et ce, en s'appuyant sur d'autres méthodes d'interpolations plus adaptées au contexte local (Hutchinson et Gallant, 2000 ; Thiery, 2007 ; Fressard, 2013). Dans le cadre de cette étude, à partir de la digitalisation des courbes de niveaux de la carte topographique au 1.25 000^{ème} de Bayeux-Arromanches-les-Bains (IGN, 2007), le choix a été fait de créer un autre modèle numérique de terrain. **Ce MNT construit présente, par conséquent, un coût modéré.**

2.2.2.a Etapes de construction d'un MNT à partir des courbes de niveaux

Nous présentons ici les quatre principales étapes de la construction du MNT :

(1) **Digitalisation des courbes de niveaux.** Compte tenu de la petite superficie du bassin de Lingèvres, l'ensemble des courbes de niveau a été digitalisé. Des courbes intermédiaires ont également été ajoutées sur l'ensemble du bassin.

(2) **Détermination de la taille de cellule adéquate en sortie.** Pour connaître la résolution optimale et maximale des cellules d'un MNT à partir des données sources (densité de courbes de niveau et superficie de l'espace étudié), deux formules empiriques sont proposées par Hengl (2006) (eq. 4.1 et 4.2).

$$rop = \frac{A}{\sum L} \qquad rmax = \frac{A}{2 \sum L}$$

avec rop = taille optimale de la cellule

rmax = taille maximale de la cellule

A = superficie de l'espace étudié

L = longueur totale des courbes de niveau comprise dans A

Equation 4.1 et 4.2

Suivant les résultats de ces deux formules empiriques, la résolution optimale théorique est de 68,3 mètres et la résolution maximale théorique est de 34,4 mètres. Compte tenu de nos objectifs de recherche, seule la résolution maximale théorique a été retenue pour une première analyse.

(3) **Transformation des courbes de niveau en semis de points réguliers** par un traitement géomatique de base.

(4) **Interpolation à partir du semis de points.** Dans l'idéal, plusieurs méthodes d'interpolations doivent être testées puis comparées (Fressard, 2013). Compte tenu des objectifs de la thèse, seulement une seule méthode d'interpolation a été testée, celle du Krigeage. Cette dernière, basée sur des techniques de géostatistique (Rousseaux, 2004), est

une méthode probabiliste d'interpolation des données ponctuelles largement éprouvée et souvent considérée comme une des méthodes les plus adaptées à la génération de MNT (Thiery, 2007). Le MNT ainsi construit est appelé MNT Krigeage dans la suite du mémoire.

2.2.2.b Etude comparative sur la qualité des MNT

L'une des principales méthodes d'évaluation de la qualité d'un MNT consiste à comparer la valeur d'un certain nombre de pixel avec la valeur mesurée sur le terrain à l'aide d'un GPS différentiel. Pour évaluer la qualité des quatre MNT qui viennent d'être présentés, 45 mesures GPS ont été effectuées sur le bassin versant de Lingèvres, puis l'erreur quadratique moyenne (RMSE) a été calculée pour l'ensemble des MNT. Ce calcul permet de comparer les valeurs d'altitudes fournies par un MNT avec les valeurs réelles mesurées par GPS sur le terrain. On rappelle que les quatre MNT ont été ré-échantillonnés à 10 mètres, huit jeux de données ont donc été comparés (eq. 4.3).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_i^n (y'i - yi)^2}$$

Avec: RMSE: Erreur Quadratique Moyenne (Root-mean-square division)

n: nombre de points de contrôle (mesure GPS)

y': valeur d'altitude du MNT

y: valeur mesurée par GPS

Equation 4.3

Source de données	Prix	Méthode de rééchantillonnage	Taille cellule (mètres)	RMSE (mètres)
BdAlti25m IGN	+++	Convolution cubique	25	1,26
			10	0,90
BdAlti75m IGN	0	Convolution cubique	75	2,18
			10	1,98
MNT5mIFSAR	++	Convolution cubique	5	0,75
			10	0,77
MNT Krigeage	+	Convolution cubique	35	0,54
			10	0,60

Figure 5.5 : Valeur de RMSE obtenues pour chacun des 8 MNT

Le MNT construit apparaît comme la meilleure source de données avec une erreur quadratique inférieure à 60 centimètres (Figure 5.5 et 5.6). Le MNT gratuit de l'IGN (75 m) présente la plus grande RMSE (2,18 m). Le MNT IFSAR (5 m) présente une RMSE inférieure à 80 centimètres (0,75 à 5 m et 0,77 à 10 m). Les RMSE des MNT ré-échantillonnés à 10 mètres sont inférieures aux RMSE calculés sur la résolution initiale des MNT. Sauf pour le MNT à 75 mètres où la méthode d'interpolation utilisée pour passer de 75 mètres à 10 mètres a amélioré la valeur du RMSE. Compte tenu de son opérabilité immédiate (pas de traitement géomatique), le MNT IFSAR ré-échantillonné à dix mètres qui présente une valeur RMSE de 0,77 mètre a été choisi comme MNT utilisé dans le modèle.

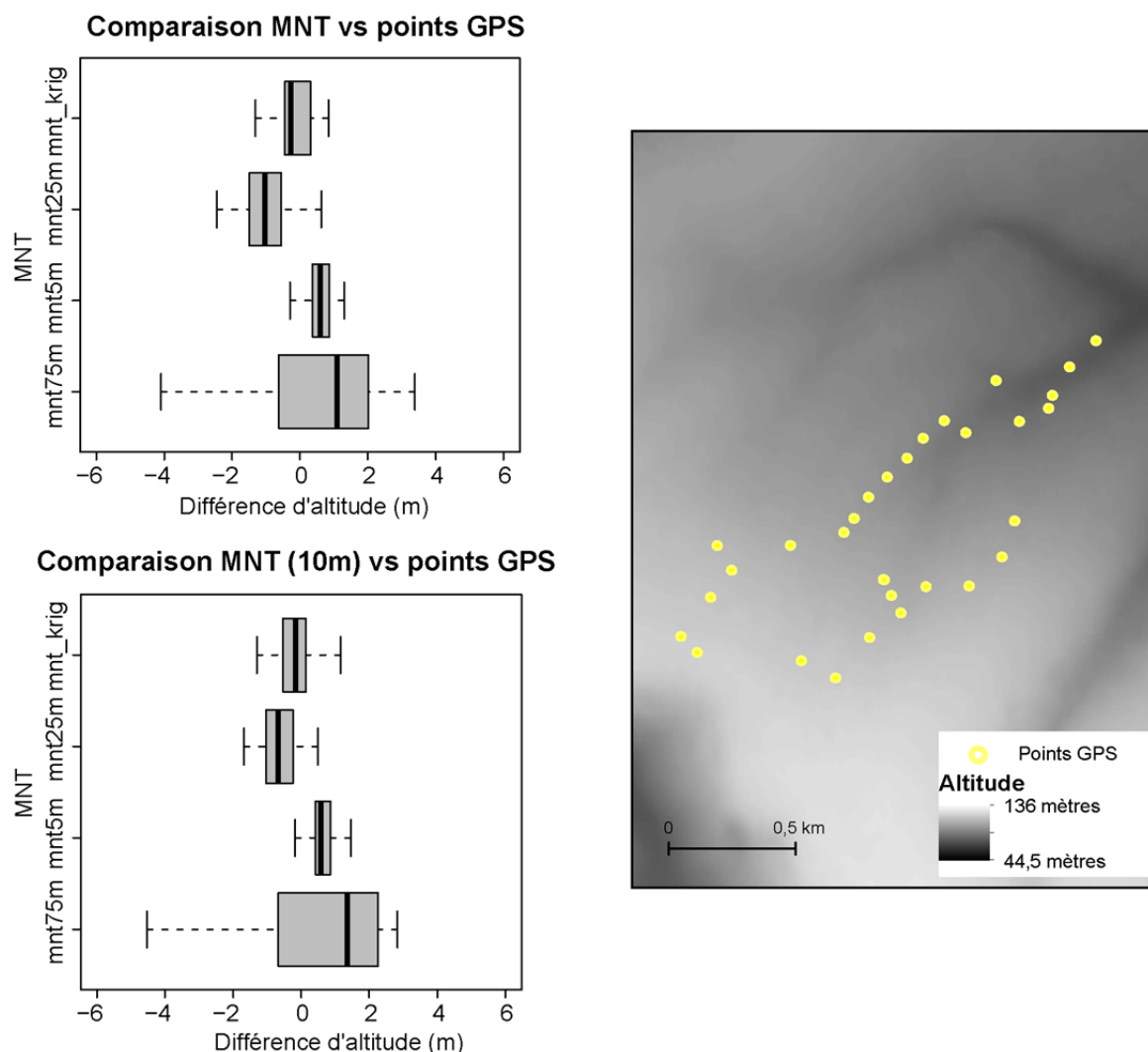


Figure 5.6 : Comparaison de l'altitude des pixels de chacun des 4 MNT avec l'altitude mesurée par GPS (points jaune sur la carte)

2.3 Réseau hydrographique

L'intégration de la seconde couche ("réseau hydrographique") est cruciale car **elle permet à l'utilisateur du modèle de pouvoir visualiser le tracé du cours d'eau au sein du bassin versant. C'est principalement à partir de cette couche qu'un certain nombre d'indices peuvent être calculés.** Les données relatives à cette couche ont pu être obtenues à partir de quatre sources différentes : inventaire de terrain, BD Carthage®, BD Topo® de l'IGN et MNT.

2.3.1. Cartographié sur le terrain

La cartographie du réseau hydrographique permanent sur le bassin de Lingèvres a été effectuée grâce à différents relevés de terrain, puis digitalisée sous SIG à partir des cartes topographiques au 1.25 000^{ème} et des orthophotoplans. Cette cartographie à partir d'un inventaire terrain est la méthode la plus simple à mettre en place dans les petits hydrosystèmes car elle permet d'identifier l'extension maximale de l'écoulement permanent.

La démarche n'est cependant pas aisée du fait du caractère fluctuant, dans l'espace et dans le temps, de l'écoulement.

Au regard du droit, la définition de cours d'eau est donnée par la jurisprudence. Cette dernière repose sur deux critères flous que sont "la présence et la permanence d'un lit naturel à l'origine" et la permanence d'un débit suffisant une majeure partie de l'année "apprécié au cas par cas par le juge en fonction des données climatiques et hydrologiques locales" (circulaire du 02/03/05 relative à la définition de la notion de cours d'eau). Cette définition juridique du réseau hydrographique pose un certain nombre de problèmes, notamment dans les têtes de bassins versants pour les ruisseaux d'ordre 1 et 2 de la classification de Strahler (Figure 5.7). En effet, dans ces espaces, la distinction entre cours d'eau et fossés est peu évidente et source de confusions (Territ'eau, 2012).

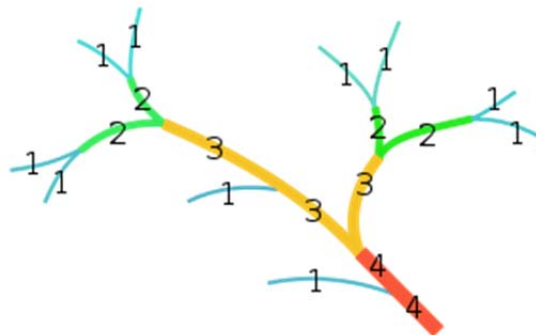


Figure 4.7 : Méthode de classification des cours d'eau selon Strahler

Pour guider les décisionnaires et les gestionnaires dans l'identification de ce qui relève du cours d'eau et du fossé, plusieurs méthodes de recensement existent.

Le SAGE Vilaine en 2001 (SAGE Vilaine, 2001) considère comme cours d'eau un réseau pour lequel trois réponses affirmatives peuvent être faites aux questions suivantes :

- Présence d'un écoulement indépendant des pluies (après 8 jours de pluies avec un cumul total < à 10 mm) ?
- Une berge de plus de 10 cm entre le fond et la surface du sol ?
- Un substrat différencié du fond du cours d'eau par rapport à la parcelle voisine ?
- La présence d'organismes inféodés au milieu aquatique (ou de leurs traces) comme les invertébrés aquatiques et les végétaux aquatiques ?

Dans le cadre de la méthode du diagnostic des parcelles à risques phytosanitaires, le réseau hydrographique est défini comme le réseau circulant de façon permanente au minimum pendant les trois mois de la période hivernale (Territ'eau, 2012 ; CORPEP, 2015). Dans cette démarche une partie des réseaux de fossés, en tant qu'entités anthropiques, est alors considérée comme cours d'eau.

Territ'eau (2012) rappelle l'existence de la méthode élaborée par le conseil scientifique du Conseil Supérieur de la Pêche. Celle-ci repose sur un arbre de décision hiérarchique (fig. 5.8).

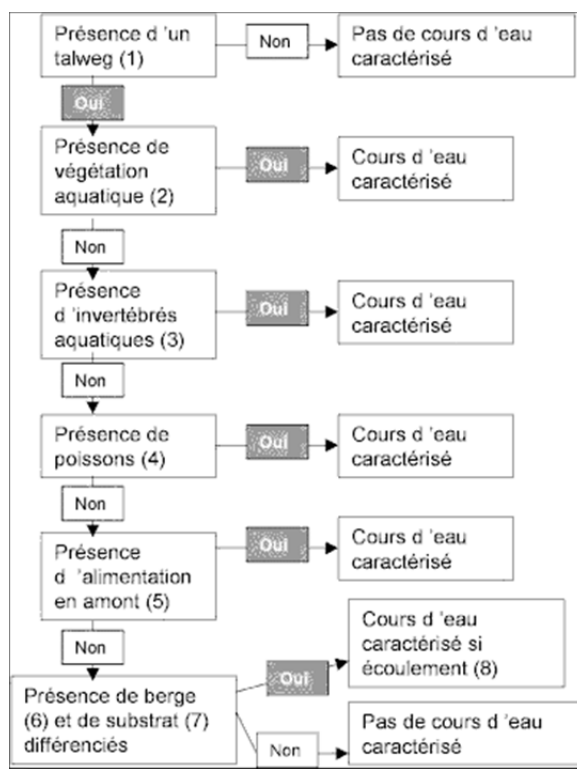


Figure 5.8 : Organisation hiérarchique des critères de caractérisation d'un cours d'eau.

Extrait du site www.csp.ecologie.gouv.fr

Ces différentes méthodes sont d'une grande utilité pour aider à la différenciation entre écoulement permanent et temporaire. Pour s'affranchir de ce travail de terrain, les données du réseau hydrographique peuvent provenir de la BD Topo® ou de la BD Carthage®.

2.3.2. Le réseau hydrographique de la BD Topo®

La couche réseau hydrographique peut être obtenue auprès de l'IGN *via* la BD Topo®. Cette dernière "contient une description vectorielle 3D (structurée en objets) des éléments du territoire et de ses infrastructures, de précision métrique, exploitable à des échelles allant du 1 : 5 000 au 1 : 50 000" (IGN, 2011). La couche "réseau hydrographique" est un des sous thèmes de la BD Topo®. Elle comprend notamment la classe "tronçon cours d'eau" qui correspond au "tracé de cours d'eau, réel ou fictif, permanent ou temporaire, naturel ou artificiel, homogène pour l'ensemble des attributs qui la concernent, et qui n'inclut pas de confluent" (IGN, 2011). Malgré leurs bonnes résolutions spatiales (adaptés aux orthophotoplans et aux scans des cartes topographiques aux 1.25 000^{ème}) **ces données sont payantes.**

2.3.3. Le réseau hydrographique de la BD Carthage®

La BD Carthage® (Base de Données sur la CARTographie THématique des AGENces de l'Eau et du ministère chargé de l'environnement) est "la base de données complète du réseau hydrographique français. Elle est téléchargeable gratuitement, et son utilisation est régie par des conditions spécifiques définies par le Sandre". Ces données vecteur ont une précision décimétrique. La BD Carthage® est produite par les Agences de l'eau à partir de la base de la BD CARTO® de l'IGN et mise à jour annuellement. La BD Carthage® est gratuite dans le cadre d'une utilisation non commerciale mais reste cependant moins précise que la BD

Topo® et est ainsi peu adaptée aux échelles locales (fig. 5.9) . Par ailleurs, "la géométrie associée aux objets (cours d'eau et autres) nécessite parfois un travail complémentaire de photo-interprétation pour délimiter leur emprise au sol" (Trame verte et bleue, Centre de Ressource, 2015). Sur le bassin versant de Lingèvres (17,6 km²), la BD Topo® recense 16,7 km de linéaire de cours d'eau quand la BD Carthage n'en relève que 15,7 km, soit près d'un kilomètre de différence.

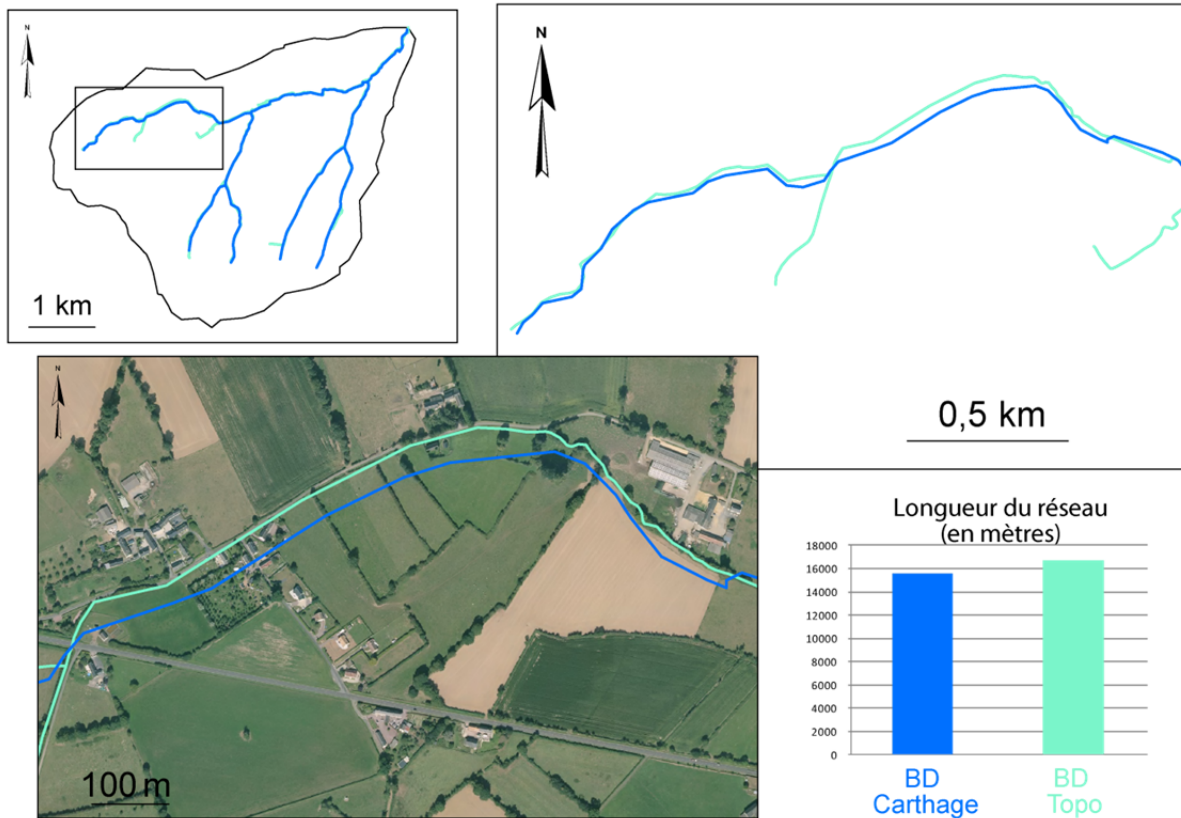


Figure 5.9 : Comparaison des tracés de la BD Carthage et de la BD Topo

2.3.4. Construit à partir du MNT utilisé

La cartographie du réseau hydrographique obtenue à partir des données précédemment exposées n'est pas optimale pour notre travail de modélisation car il n'y a pas de cohérence entre les MNT et les tracés des cours d'eau obtenus par les différentes méthodes.

Pour s'affranchir de ce problème, la méthode du *stream burning* a souvent été utilisée (Maidment, 2002). Cette dernière consiste à modifier les valeurs d'un MNT en fonction de la couche "réseau hydrographique" afin qu'il y ait une cohérence hydrologique (le MNT est "creusé" artificiellement). Ces traitements SIG sont cependant longs et peuvent modifier assez profondément la structure du MNT. **Pour pallier cette contrainte, nous avons fait le choix de créer notre propre couche "réseau hydrographique" à partir du MNT utilisé pour la modélisation**, autrement dit en identifiant, *via* les outils géomatiques, les cellules qui cumulent le plus de surface. Une telle démarche permet de garder toute cohérence entre le MNT et le réseau d'écoulement (fig. 5.10). Les traitements SIG nécessaires seront présentés dans le prochain chapitre.

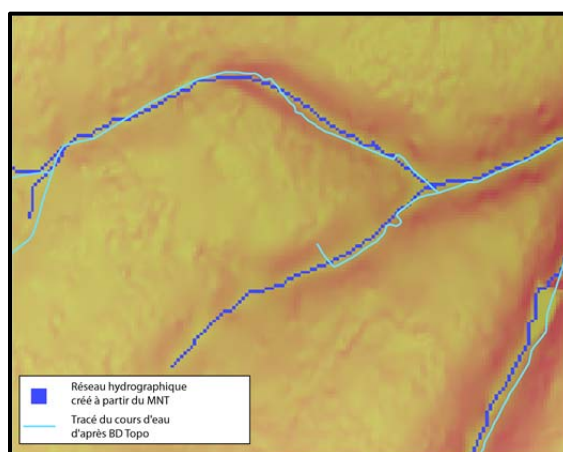


Figure 5.10 : Comparaison des réseaux hydrographiques obtenus à partir d'un MNT et de la BD Topo de l'IGN

2.4 Les réseaux linéaires

2.4.1. Les fossés

La distinction fondamentale entre un fossé et un cours d'eau est le caractère artificiel du premier. Si un cours d'eau peut être lui aussi "artificialisé" (chenalisé, déplacé, enterré, etc.), un fossé est une construction anthropique à part entière (cf. chapitre 1). Les fossés de bord de routes ou de chemins sont assez facilement identifiables, dans les zones d'initiation des cours d'eau, là où le cours d'eau perd son caractère permanent, il est en revanche souvent complexe d'affirmer ce qui revêt du cours d'eau ou du fossé. De plus, il n'existe aucune base de données géographiques sur les réseaux de fossés. **L'inventaire de terrain reste alors la méthode la plus efficace, et sûrement la seule actuellement. C'est cette dernière qui a été retenue dans le cadre de cette recherche** (Figure 5.13).

Sans ce travail d'inventaire, seul le recours aux MNT à très hautes résolutions spatiales tels que les LIDAR doit être envisagé. De nombreuses études ont montré la potentialité des LIDAR (LIght Detection And Ranging) pour la détection et l'identification des réseaux de fossés et ce, dans différents contextes physiques (Cavalli *et al.*, 2008 ; Rapinel, 2012 ; Sarazin, 2012). Ces études montrent que les réseaux extraits à partir des LIDAR sont les plus proches de la réalité terrain (Sarazin, 2012) (Figures 5.11, 5.12, 5.16). Rapinel (2012) dans une étude sur la détection du linéaire hydrographique (fossés compris), dans deux zones humides (25km²) à partir de quatre LIDAR différents, montre que ces derniers permettent de détecter entre 40,1 et 60,6% du réseau. L'étude souligne aussi que les taux de sur-détections sont très faibles (0,3% - 3,6%) et donc facilement corrigibles par photo-interprétation (Rapinel, 2012). L'étude souligne également une meilleure détection des fossés de types canaux ou fossés d'évacuation du fait de leur plus grande largeur. Ainsi, les LIDAR semblent tout à fait pertinents pour la cartographie 2D des réseaux de fossés (même si 40 % du réseau n'ont pas été détectés dans l'étude de Rapinel, 2012), aussi bien par extraction automatique que par interprétation manuelle. Face à l'accroissement actuel de la disponibilité des données LIDAR, les perspectives en amont des modèles hydrologiques spatialisés sont immenses, à condition de pouvoir traiter facilement ces données, ce qui reste la principale difficulté actuellement (Bailly *et al.*, 2006 ; Sarazin, 2012). Compte tenu des coûts d'acquisition encore élevés, les

données LIDAR n'ont pas été testées sur notre zone d'étude ; seules les données obtenues par l'inventaire de terrain ont été utilisées dans le modèle.

2.4.2. Les haies

2.4.2.a Relevé de terrain

Le réseau de haies présentes sur le bassin versant de Lingèvres a également été relevé par un inventaire de terrain. Celui-ci a permis de distinguer : les haies simples, les haies associées à un fossé, les haies sur talus et les haies à plat (la cartographie, figure 5.14, distingue les haies associées ou non à un fossé). La démarche employée sur le terrain a été exhaustive (tous les réseaux ont été cartographiés) même si elle reste encore incomplète (seuls l'absence ou la présence de talus ou de fossés a été relevée). Cette simplification de la démarche a permis de limiter les temps de relevés sur le terrain.

2.4.2.b BD végétation de l'IGN

Les données relatives aux réseaux de haies peuvent également être obtenues auprès de l'IGN. **Payantes, elles peuvent être trouvées dans la rubrique "végétation" de la BD Topo® précédemment présentée.** Au sein de la rubrique "végétation" se trouve une classe "haie" (mais également "bois", "forêt fermée de feuillus", "peupleraie", "verger", etc.). La classe "haie" regroupe les alignements d'arbres ou plantations d'arbres fruitiers dont la largeur est inférieure à 25 mètres, la longueur de l'alignement supérieure à 100 mètres et l'espace entre deux haies parallèles doit être supérieur ou égal à 50 mètres (IGN, 2011). L'IGN spécifie également que c'est le contour extérieur de la zone qui a été digitalisé d'où une représentation sous forme polygonale du réseau de haies. Quelques traitements SIG sont alors nécessaires pour convertir ces données au format polyligne. Cependant, l'IGN ne garantit en rien l'exhaustivité de sa base de données notamment du fait de la non prise en compte des réseaux inférieurs à 100 mètres.

2.4.2.c De la photo-interprétation à la télédétection, le recours aux traitements d'images

Le réseau de haies peut également être obtenu à partir du traitement de photographies aériennes ou d'images satellitaires. La photo-interprétation d'images aériennes est une des méthodes utilisées pour la cartographie du réseau de haies (Lofti *et al.*, 2010). Mais les temps de traitement nécessaires ainsi que la faible résolution temporelle des données sont un frein à la généralisation de cette méthodologie. Différentes méthodes d'extraction automatique et de caractérisation des réseaux de haies à partir d'images aériennes ont également été développées (Sheeren *et al.*, 2009 ; Tansey, 2009). Globalement les résultats obtenus sont bons, et la majorité des réseaux est détectée, néanmoins, les études se sont concentrées sur de petites zones d'études et leur généralité n'a pas été prouvée. Par ailleurs, la faible résolution spectrale des images aériennes rend "*très difficile la caractérisation fine d'éléments boisés*" (Vannier, 2011). D'autres approches ont été développées à partir d'images de télédétection à haute (> à 5 mètres) et très haute (< à 5 mètres) résolution spatiale (Hubert-Moy, 1995 ; Johansen et Phin, 2004 ; Thornton, 2006, 2007 ; Germaine *et al.*, 2008). Dans une approche

orientée-objets, Vannier (2011) (fig. 5.16) identifie les réseaux linéaires sur 6 sources d'images différentes : orthophotoplan (résolution spatiale (rs) : 0,5 mètres, bandes spectrales (bs) : panchromatique), KOMPSAT II (rs : 1, bs : 0,5-0,9), SPOT 5 (rs : 5 et 10, bs : 4); ASTER VNIR (rs : 15, bs : 3), IRS P6LISS III (rs : 23, bs : 4) et montre que l'image KOMPSAT II est la plus précise avec 96,5 % de bonnes identifications de réseau.

Ces images et ces outils de la télédétection n'ont pas été testés sur le bassin de Lingèvres. Néanmoins, l'état de l'art qui vient d'être présenté permet d'entrevoir les capacités actuelles et à venir du traitement des images comme sources d'entrées du modèle. Il est alors possible d'envisager à très court terme une auto-alimentation du modèle par des images de télédétection.

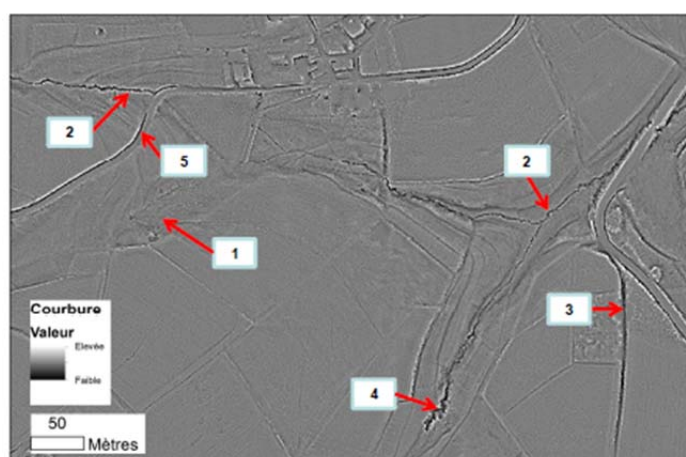


Figure 5.11 : Illustration de la capacité des MNT LIDAR (1m) pour détecter la microtopographie. 1) chenal naturel non incisé, 2) chenal naturel incisé, 3) chemin rural incisé, 4) incision profonde, 5) fossé de voirie (Sarrazin, 2012)

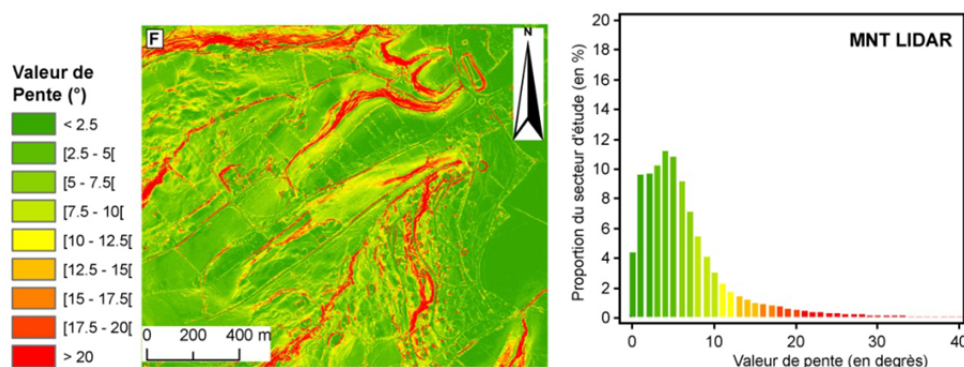


Figure 5.12 : Carte des pentes obtenues à partir d'un MNT LIDAR (Fressard, 2013)

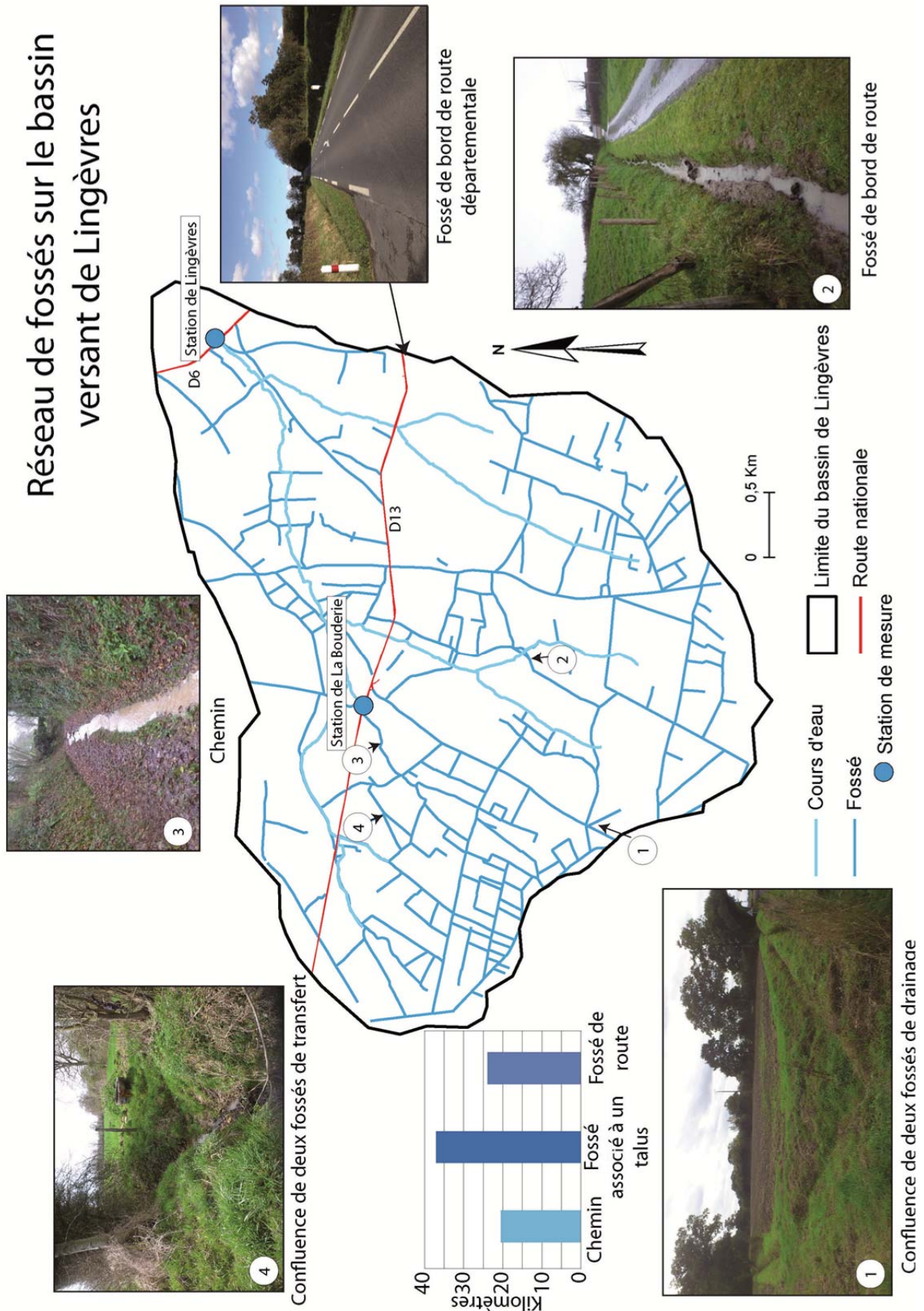


Figure 5.13 : Réseau de fossé sur le bassin versant de Lingèvres (les chemins creux sont ici considérés comme des fossés)

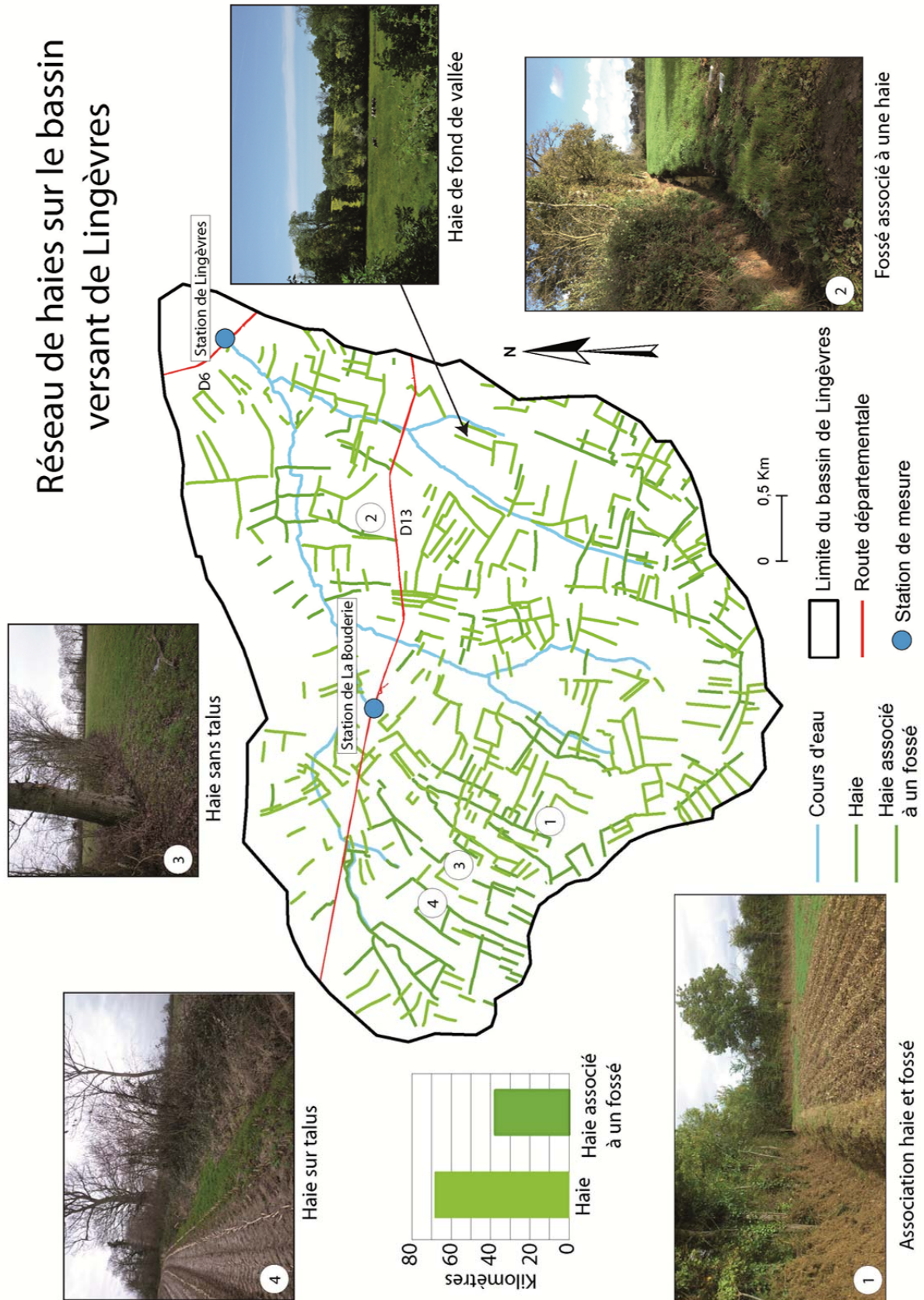


Figure 5.14 : Réseau de haies sur le bassin versant de Lingèvres

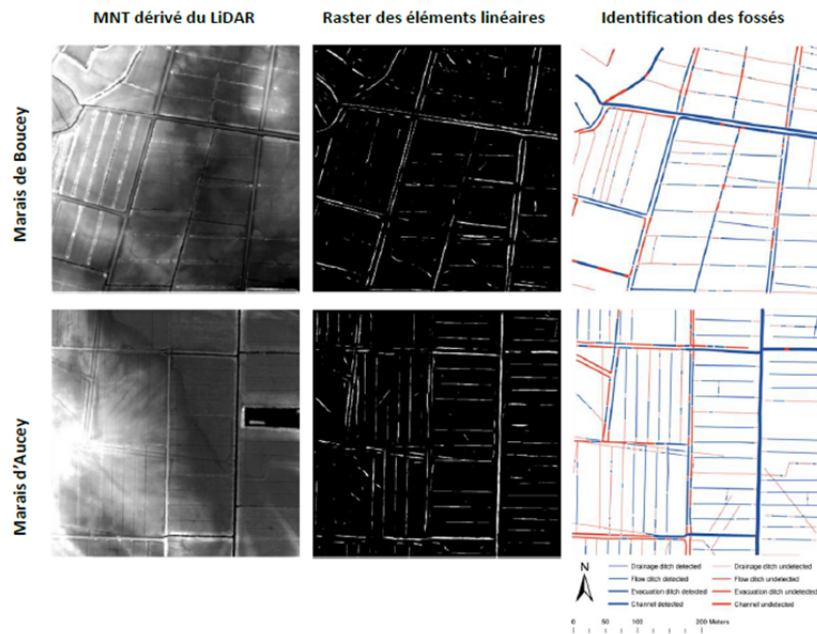


Figure 5.15 : MNT, raster des éléments linéaires et carte de localisation des erreurs d'identification du réseau hydrographique (Rapinel, 2012)

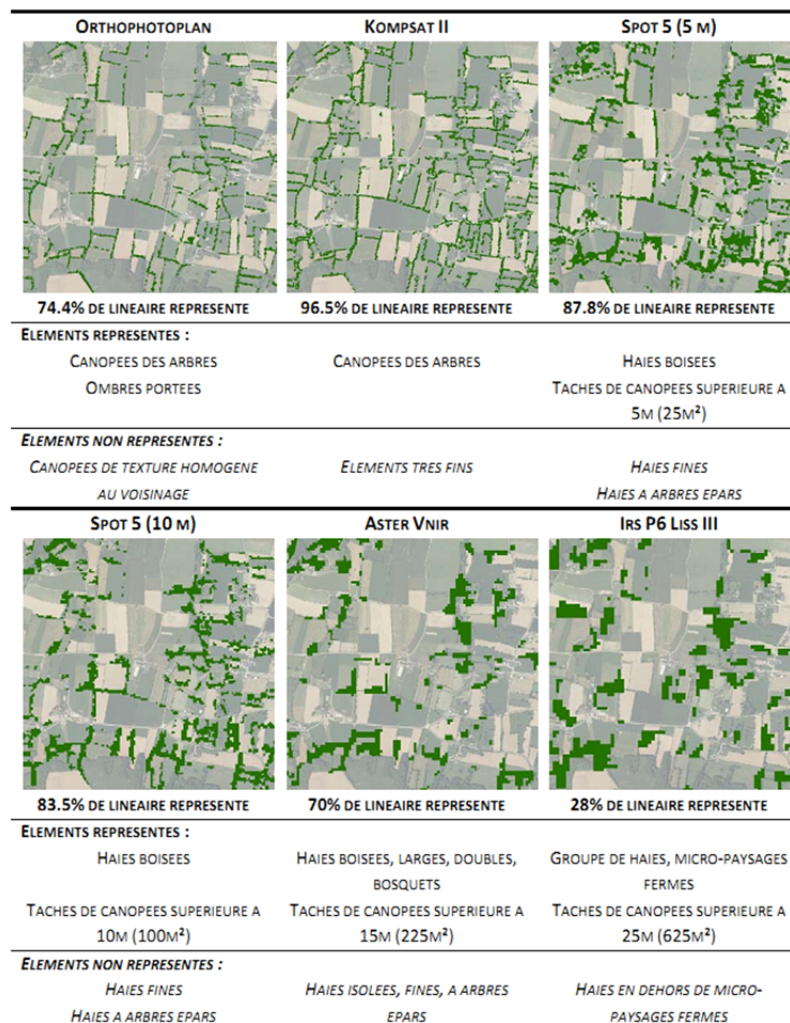


Figure 5.16 : Cartographie du réseau linéaire détecté à partir des différentes sources de données (Vannier, 2011)

2.4.3. Le réseau routier de la BDTPOPO® de l'IGN

Le réseau routier a été obtenu à partir de la BD Topo de l'IGN au format polyligne. Cette base de données est néanmoins payante (gratuite dans le cadre d'une convention avec l'université Caen Normandie). Cependant il est possible d'obtenir le réseau routier en digitalisant le réseau à partir d'un orthophotoplan ou d'une carte au 1/25 000^{ème} digitalisée. Ce travail est assez rapide et simple à effectuer à partir des outils proposés par les logiciels SIG les plus répandus.

2.5 L'occupation du sol

Plusieurs sources ont été consultées pour obtenir des données relatives à l'occupation du sol :

- le Recensement Général Agricole (RGA) ;
- les déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC) ;
- le Registre Parcellaire Graphique (RPG) ;
- la base de données CORINE Land Cover ;
- la BD Parcellaire® de l'IGN ;
- l'inventaire terrain ;
- télédétection.

Néanmoins, la qualité des données ne répond pas systématiquement à nos besoins. Nous présentons ci-dessous ces différentes sources de données et leurs limites d'utilisation pour notre approche.

2.5.1. Le Recensement Général Agricole (RGA)

Le Recensement Général Agricole (RGA) est réalisé tous les 10 ans depuis 1955 à partir d'enquêtes réalisées auprès des agriculteurs (donc à l'échelle de l'exploitation agricole) puis restituées à l'échelle de la commune sur laquelle se situe le siège d'exploitation. Si le RGA permet de produire des indices et des statistiques sur les modes d'occupations du sol jusqu'à l'échelle départementale, il ne permet pas de connaître la nature, ni l'état des surfaces à l'échelle de la parcelle agricole.

2.5.2. Les déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC)

Les déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC) ont lieu tous les ans depuis 1955. Si les données sont collectées à l'échelle de la parcelle agricole par la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF), elles sont restituées à l'échelle communale et sont donc également incompatibles avec nos objectifs de recherche.

2.5.3. Le Registre Parcellaire Graphique (RPG)

Le Registre Parcellaire Graphique a été mis en place en 2002 en France afin de se mettre en conformité avec la réglementation européenne (ASP, 2015). C'est un Système d'Information Géographique administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP). La base de données est constituée d'îlots pour lesquels les agriculteurs déclarent la culture majoritaire à l'échelle annuelle (permettant le versement des subventions de la PAC). Un îlot, souvent appelés "îlot PAC" correspond à un ensemble contigu de parcelles culturales exploitées par un même

agriculteur. La base de données est mise à jour annuellement mais de façon déclarative. Il existe quatre niveaux d'informations (statuts juridiques, classe d'âge de l'exploitant, surface déclarée, type de cultures en place, etc.). Si le premier niveau d'information peut être obtenu gratuitement, celui-ci ne permet pas de connaître la localisation de chaque culture au sein de l'îlot, puisque les données fournies sont agrégées à ce même niveau (il est seulement possible de connaître la culture majoritaire au sein de l'îlot). Ce "*lissage de l'information géographique*" (Preux, 2014), limite très fortement l'utilité de cette base de données dans notre recherche. La base, au format vectoriel, permet néanmoins d'obtenir gratuitement un premier découpage de l'espace. L'obtention de la localisation précise de chaque parcelle au sein d'un îlot est en revanche payante.

2.5.4. La base de données Corine Land Cover

La base de données CORINE Land Cover est produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement CORINE à partir de la classification d'images satellitales. Pilotée par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) et l'Institut Français de l'Environnement (IFEN), la BD CLC est un inventaire biophysique de l'occupation du sol pour 38 Etats européens (ainsi que les bandes côtières du Maroc et de la Tunisie) à l'échelle du 1/100 000^{ème}. Actuellement trois dates sont disponibles 1990, 2000 et 2006. La cartographie de 2012, initialement prévue pour le premier semestre 2015 devrait être disponible d'ici à la fin 2015. Les données d'information spatiale produites par CORINE Land Cover sont strictement homogènes afin d'être comparables pour tous les pays concernés. La résolution des cartographies CORINE Land Cover est de 25 hectares et la précision de 5 hectares. Cette base de données apparaît donc comme peu adaptée face à l'échelle de travail et la résolution exigée pour cette étude (les erreurs peuvent être d'autant plus importantes sur les petits bassins).

2.5.5. La BD Parcellaire® de l'IGN

La base de donnée BD Parcellaire® de l'IGN, payante, propose un assemblage du plan cadastral dématérialisé, disponible en format vectoriel. Pour chaque parcelle cadastrale est associé le code du département, le nom et code de la commune ainsi que des identifiants cadastraux. En revanche, aucune information sur la nature des parcelles cadastrale n'est disponible. Ainsi, la BD Parcellaire®, si elle offre un découpage très fin de l'espace agricole, ne renseigne pas sur l'occupation du sol. Cette base de données n'a donc pas été exploitée.

2.5.6. Télédétection

Le recours à la télédétection à partir d'images satellitales peut être envisagé afin d'obtenir des informations précises sur les modes d'occupation des sols. En ce sens les images à moyenne résolution spatiale MODIS (MODERate resolution Imaging Spectroradiometer) peuvent être une source intéressante. En effet, le capteur MODIS, en orbite sur les plateformes EOS-AM1 (Terra) et EOS-PM1 (Aqua) (Vannier, 2011), permet d'obtenir, à une résolution journalière, une image satellitale ce qui autorise le suivi phénologique des végétaux dans les parcelles agricoles. Si les images MODIS à 250 mètres de résolution spatiale ont souvent été utilisées pour des études en paysages ouverts (Morton *et al.*, 2006 cité par Vannier, 2011), Lecerf (2008) a montré leur intérêt pour l'analyse des paysages bocagers

bretons. Dans son travail de thèse, Lecerf (2008) arrive par exemple à distinguer, à l'échelle de l'îlot agricole et pour les terres labourables, les espaces en culture de maïs, de céréales, de légumineuses et de prairie. De son côté, Dusseux (2014) montre la capacité de la télédétection pour la détermination des modes de gestion des couverts prairiaux.

Ainsi, les outils et méthodes de la télédétection à Haute Résolution Spatiale semblent une voie intéressante pour obtenir des données pour alimenter les modèles. Compte tenu des prétraitements nécessaires à leur utilisation, ces données n'ont pas été testées dans le cadre de notre recherche.

2.5.7. Relevé de terrain

Un relevé exhaustif des modes d'occupation des sols a été réalisé sur le bassin versant de Lingèvres. Un redécoupage des entités parcellaires a parfois été nécessaire pour mieux prendre en compte la réalité du terrain. L'ensemble des différents types de cultures en place a été relevé sur les différentes parcelles en culture. En raison de sa grande précision, cette méthode a finalement été retenue pour l'intégration de la composante occupation du sol dans le modèle.

Synthèse et conclusion du chapitre 5

Ce chapitre a présenté un état de l'art de l'ensemble des données existantes relatives au Modèle Numérique de Terrain, à l'occupation du sol et aux réseaux linéaires (haies, fossés, cours d'eau). L'ensemble des données exposées est récapitulé dans le tableau suivant (fig. 5.18). Compte tenu de notre volonté de construire un outil de modélisation intégrant finement les données spatiales, notre choix s'est porté sur les données issues des relevés de terrain et d'un modèle numérique de terrain acheté auprès de la société *InterMap Technologies*© (fig. 5.17). Cependant, l'état de l'art présenté nous a permis de voir qu'il peut exister d'autres données, plus ou moins "prêtes à l'emploi", qui pourront être utilisées prochainement. Il serait alors intéressant d'évaluer les résultats des simulations à partir de ces données et de comparer les conséquences sur la qualité des résultats.

Haie	Fossé	Route	Occupation du sol	MNT	Entités ponctuelles
Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	<i>InterMap Technologies</i> ©	Relevé
Types de données					
Polyligne	Polyligne	Polyligne	Polygone	Raster	Point

Figure 5.17 : Récapitulatif des données utilisées en entrées

Figure 5.18 : Synthèse des différentes sources de données

Données recherchées	Bases de données	Producteurs	Résolution initiale	Format	Coût (--faible ++ cher)	Avantages	Limites
MNT	Bd Alti®	IGN	25 m	raster	+	Données homogénéisées au niveau national	Résolution trop grossière
	Bd Alti®	IGN	75 m	raster	-	/	Résolution trop grossière
		InterMap Technologies®	5 m	raster	++	Résolution fine des caractéristiques topographiques	- Prix d'acquisition - Présence de nombreux artéfacts
		R.Reulier	35 m	raster	--	Adaptées aux échelles fines	- Nécessité de disposer des courbes de niveaux et de les digitaliser
Réseau hydrographique		R.Reulier	< 1 m	.shp	++	Données précises et complètes	-Temps d'acquisition -Difficilement adaptable aux MNT
		IGN	1.5 000> <1.50 000	.shp	+	Adaptées aux orthophotoplans et aux scans topographiques	- Pas de distinction entre écoulements permanents et temporaires - Pas adaptées aux MNT
	Bd Carthage	BdTopo enrichie par les données de l'IGN	< 1.50 000 ^{ème}	.shp	--	Gratuites	-Peu adaptées aux échelles locales - Non superposables aux orthophotoplan - moins précises que la BD Topo -peu adaptée aux MNT
	Bd Alti	Reulier à partir des données IGN	25 m	raster	+	- Adaptées aux MNT	- Coût de la Bd Alti -Résolution grossière
Fossé		Reulier	< 1 m	.shp	+	- Données précises	-Temps d'acquisition
Haie		Reulier	< 1 m	.shp	+	- Données précises - Permet d'identifier la présence d'un talus	-Temps d'acquisition
	BD Végétation	IGN	100 m	.shp	+	Données homogénéisées au niveau national	- Format polygone, nécessite des traitement pour conversion en polyligne
Route	BD GEOFLA	IGN	1.1 000 000 m	.shp	-	Gratuite	- Seules les axes routiers principaux sont disponibles
Occupation du sol	RGA		Communale	.shp	-	/	- Résolution incompatible
	PAC	DRAAF	Communale	.shp	-	/	- Résolution incompatible
	RPG	ASP	Hectares	.shp	-	- Permet d'avoir un 1er découpage parcellaire	- Résolution trop grossière
	CLC		Hectares	.shp	-	/	- Résolution trop grossière
	BD Parcellaire	IGN	< 100 m	.shp	-	- Permet d'avoir un 1er découpage parcellaire	- Aucune information
	Inventaire	Reulier	< 100 m	.shp	+	-Très précises et actualisées	-Temps d'acquisition

Chapitre 6

Développement d'un modèle multi-agents

Sommaire

1) Vue d'ensemble du modèle.....	p 187
2) Eléments de conception du modèle.....	p 197
3) Détails	p 199
4) Retour sur la construction du modèle.....	p 203
5) Evaluation du modèle.....	p 205

Introduction

Il s'agit, dans ce chapitre, de présenter la démarche de construction du modèle et de montrer l'intérêt de l'approche agent dans notre recherche.

La description du modèle reprend le protocole ODD (*Overview, Design concept, and Details*) proposé par Grimm *et al.* (2006, 2010). Ce protocole propose une "*structure prédéfinie de documentation*" (Bouquet *et al.*, 2015) permettant au modélisateur de préciser les objectifs du modèle, son organisation, ses constituants, etc. **dans une logique ordonnée qui facilite la lecture.** La description *via* le protocole ODD se divise en trois grandes parties avec tout d'abord une présentation globale du modèle (cf. Vue d'ensemble du modèle 1), puis une discussion sur les éléments de conception du modèle (cf. Concepts généraux du modèle 2) et une autre sur le fonctionnement du modèle (Détails 3).

Ce format de description s'insère cependant moins facilement dans un document long tel que celui-ci. Pour éviter les redondances avec ce qui a déjà été exposé dans les parties précédentes, le protocole ODD n'est ici que partiellement repris. Ainsi, si certains items ont été conservés, d'autres ont été supprimés. Une présentation "normée" du modèle selon le protocole ODD peut être trouvée dans Reulier *et al.* (2015). Après avoir présenté le modèle, nous discuterons de sa validation.

1. Vue d'ensemble du modèle

1.1 Entités, variables d'états, échelle

Deux catégories d'agents sont utilisées dans le modèle :

- Des agents mobiles, appelés "**agentgouttes**", qui représentent une partie d'un écoulement d'eau ;
- Des agents spatialisés qui représentent chacun une portion de l'espace d'étude : les **patches** (nom donné aux cellules dans NetLogo)¹.

1.1.1. Les "agentgouttes"

Les "agentgouttes" sont des entités individuelles qui se déplacent, telle "une portion d'écoulement", dans l'environnement de simulation. Ces agents sont comparables aux "boules d'eau" (ou paquets d'eau) de Servat (2000) dans le sens où, à la différence des gouttes de pluie, leur existence se poursuit au-delà même du contact avec le sol. Par conséquent, chaque "agentgoutte" contient un volume d'eau discret (variable *stock_en_eau*).

Les "agentgouttes" se déplacent dans un environnement qui est constitué de patches et avec lesquels ils interagissent. Par conséquent les "agentgouttes" sont situés dans l'espace (attributs *xcor* et *ycor*) et connaissent le nom du patch sur lequel ils se trouvent au début de la simulation (attribut *start-patch*) et à chaque instant (variable *here-patch*). Le déplacement des "agentgouttes" dans l'espace de simulation est conditionné par l'attribut *altitude* des patches (cf. les entités "patches"). Les agents se déplacent itérativement de proche en proche en suivant la plus grande pente sauf s'ils se trouvent sur un patch identifié comme "fossé", dans ce cas, ils suivent la pente imposée par l'élément linéaire. Une fois arrivés à l'exutoire du linéaire les "agentgouttes" se déplacent sur le patch voisin de plus petite altitude (si celui-ci est un fossé alors l'agent reste dans un écoulement de réseau, si ce n'est pas le cas alors l'agent reprend un écoulement topographique). La circulation des agents peut également être modifiée par la présence de haies qui ont un rôle d'obstacle que les agents doivent franchir, soit en le détournant (lorsque la haie est orientée obliquement), soit en formant une accumulation d'eau (à partir de la variable *stock_en_eau*) qui pourra éventuellement leur permettre de trouver un exutoire (si l'accumulation finit par rejoindre l'extrémité de la haie).

Dans la modélisation basée agent, il existe deux grands types d'agents : des agents réactifs et des agents cognitifs. Les agents réactifs répondent à des comportements simples, et sont issus du paradigme selon lequel il n'est pas nécessaire que les agents soient intelligents pour qu'un système soit complexe (Ferber, 1995). Les agents cognitifs, peuvent être considérés comme intelligents car ils disposent de "*véritables facultés de réflexion et d'adaptation*" de leur comportement (Bouquet *et al.*, 2015). Le recours à des agents cognitifs, en plus d'être très gourmand en calcul, présente que peu d'intérêt dans notre approche où l'on modélise des "portions d'écoulement". Cependant le recours à des agents strictement réactifs limitent fortement les possibilités de calculs d'indices d'analyses spatiales envisagés. En effet, un "agentgoutte" strictement réactif n'est pas capable de savoir s'il est déjà passé sur un patch

¹ Par la suite le terme de "patch" sera utilisé (patches au pluriel).

linéaire par exemple. Pour pallier à cela, le recours à des agents browniens a été préféré. Un agent dit brownien combine à la fois les propriétés des agents réactifs et celles des agents cognitifs (Schweitzer, 2002 ; Schweitzer et Farmer, 2003) et est animé "d'un comportement issu de l'évaluation d'un ensemble de variables combinées avec des lois analytiques pures ou stochastiques" (Bouquet *et al.*, 2015). Les agents browniens sont ainsi assez simples à manipuler tout en étant capables d'effectuer des tâches complexes.

1.1.2. Les entités "patches"

L'environnement sur lequel se déplacent les "agentgouttes" est formé par des patches, qui sont considérés comme des agents à part entière. Les patches sont des entités spatialisées et situées (attributs : *pxcor*, *pycor*), de forme carrée, caractérisées par différents attributs (*altitude*, *direction*, *cible*, *occupation*, *pcolor*, *linear*, *exutoire*).

Les attributs altitude, direction et cible sont issus d'un travail préparatoire sous SIG (cf: 1.1.3). Il en est de même pour l'occupation du sol qui est réduite en 6 classes auxquelles une valeur numérique est affectée :

- herbe (occupation = 1 ; pcolor = 55) pour les prairies, bois, forêts, bosquets, etc. ;
- culture (2 ; 45) pour toutes les parcelles cultivées ;
- bâti (5 ; 6) pour les surfaces artificialisées (maison, corps de ferme, places publiques, etc.) ;
- cours d'eau (100 ; 105) qui correspond au tracé du cours d'eau ;
- haies (10 ; 63). Les patches "haie" ont une valeur d'altitude systématiquement supérieure à celles de leurs voisins, ce qui leur confère un rôle d'obstacle à l'écoulement (un "agentgoutte" ne se déplaçant que sur un patch voisin d'altitude inférieure). Par défaut, afin de mieux renforcer leur rôle d'obstacle, l'altitude des patches "haies" est augmentées de cinq mètres ;
- fossés (20 ; 15). Les patches "fossés" ont toujours une altitude inférieure à celles de leurs voisins. Cette diminution de l'altitude des patches fossés favorise ainsi leur capacité à concentrer les "agentgouttes". Cette catégorie "fossés" intègre également le réseau routier que l'on considère comme étant encaissé dans les versants. Nous reviendrons sur les conséquences d'un tel degré de simplification.

Le terme de "patch linéaire" sera utilisé dans la suite pour désigner les patches ayant pour occupation un fossé ou une haie, et les "patches neutres" désigneront les patches non linéaires (patches en "herbe", "culture", etc.). Le tableau suivant (fig. 6.1) récapitule les différentes variables et attributs du système.

Entité	Nom variable	Valeurs possibles	Explication
Agentgoutte	<i>stock_en_eau</i>	[0, 0.20]	1
	<i>xcor</i>	[0, 582]	2
	<i>ycor</i>	[0, 482]	3
	<i>start-patch</i>	Nom du patch de départ	4
	<i>here-patch</i>	Nom du patch actuel	5
	<i>first_linear_patch</i>	Nom du 1er patch linéaire rencontré	6
Patches	<i>pxcor</i>	[0, 582]	7
	<i>pycor</i>	[0, 482]	8
	<i>altitude</i>	[44.87, 136.26]	9
	<i>direction</i>	[1, 128]	10
	<i>cible</i>	patch [-1, 1] [-1, 1]	11
	<i>occupation</i>	[1, 2, 5, 10, 100]	12
	<i>pcolor</i>	[0, 240]	13
	<i>linear</i>	[0, 20]	14
	<i>exutoire</i>	[vrai, faux]	15
Paramètres	<i>Intégration_des_linéaires?</i>	[oui, non]	16
	<i>afficher_occupation_du_sol</i>	[oui, non]	17
Global	<i>altitude</i>	[44.87, 136.26]	18
	<i>direction</i>	[1, 128]	19
	<i>occupation</i>	[1, 100]	20
	<i>Border*</i>	[vrai, faux]	21

*Patch situé à l'extérieur des limites du bassin

Figure 6.1 : Récapitulatif des différentes variables d'état et paramètres du modèle

Explication des différentes variables :

- 1) Valeur du volume d'eau transporté par les agents ;
- 2 à 8) Les valeurs maximales correspondent aux limites (x et y) de l'environnement de simulation ;
- 9) Valeurs de l'altitude du patch ;
- 10 et 11) cf : 1.1.1.c ;
- 12) Valeur numérique correspondant à l'occupation du sol ;
- 13) Valeur numérique de la couleur du patch ;
- 14) Valeur numérique correspondant au type de réseau linéaire ;
- 15) Vrai si le patch correspond à l'exutoire du bassin ;
- 16) Vrai si les simulations intègrent les réseaux linéaires ;
- 17) Vrai si les simulations intègrent l'occupation du sol ;
- 18 à 21) Variables globales du système.

1.1.3. Les échelles spatiales et temporelles

L'environnement de simulation forme une grille de 280 524 patches (dimension : 582 x 482), chaque patch correspond à une superficie de 100 m² (10 x 10) (fig. 6.2). Ces dimensions sont imposées par l'étendue des données traitées dans le SIG (le bassin versant de Lingèvres est entièrement contenu dans une enveloppe de 582 x 482 cellules de 10 mètres).

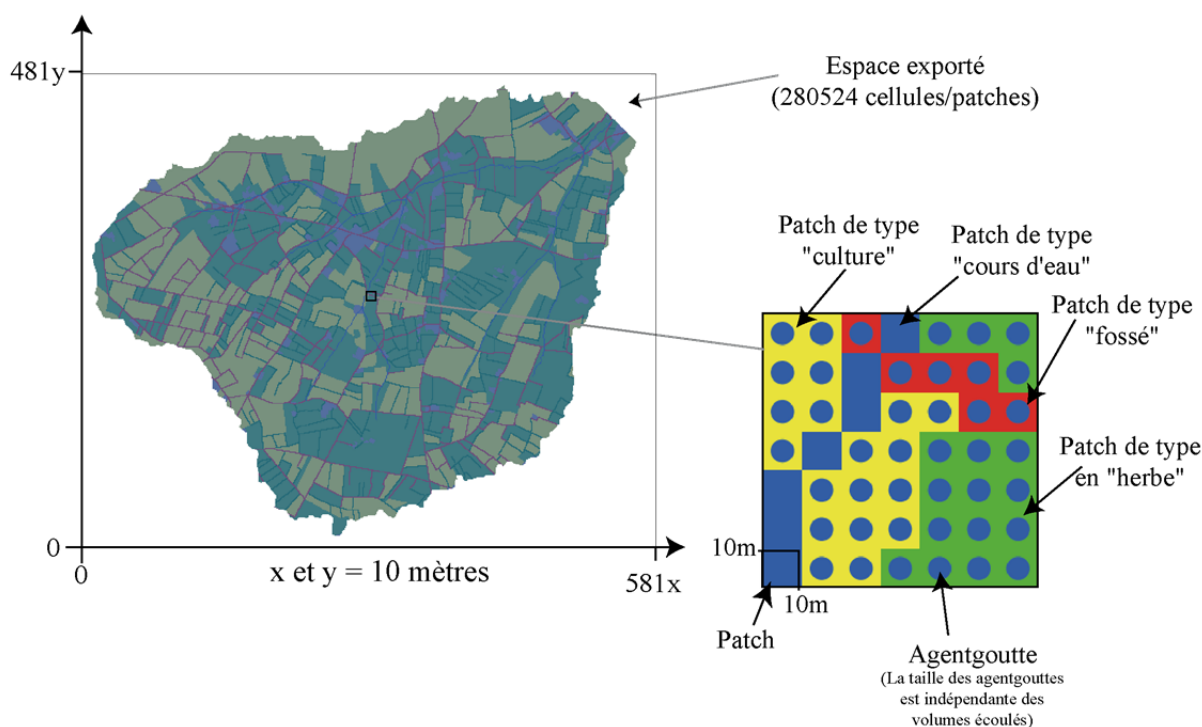


Figure 6.2 : Capture d'écran de l'environnement de simulation sous NetLogo

Nous présentons ici les différents traitements géomatiques nécessaires à effectuer sur les données qui constituent "l'espace" (ou l'environnement de simulation) du modèle. Ces traitements peuvent être effectués à partir de différents logiciels SIG. Les données doivent être exportées au format *ascii* pour pouvoir être intégrées dans NetLogo. Les explications techniques sont détaillées dans les encadrés grisés aux liserés jaune ci-après. Une figure de synthèse est associée à ces commentaires et permet d'avoir une vision globale des différentes étapes méthodologiques.

L'environnement de simulation contient tout d'abord des données relatives aux caractéristiques topographiques que sont l'altitude, la direction de flux et la localisation du réseau hydrographique (fig. 6.4).

Altitude : Les données utilisées correspondent aux valeurs brutes des MNT. Avant d'être intégré dans le modèle, ce dernier est préalablement nettoyé, c'est-à-dire que des traitements géomatiques sont effectués pour supprimer les cuvettes.

Direction de flux : le fichier direction de flux renseigne, à partir d'un MNT, pour chaque cellule, celle qui, dans un voisinage de Moore, possède la plus grande pente descendante. En sortie, un fichier raster de nombre entier allant de 1 à 255 est obtenu. Les valeurs de chaque direction depuis le centre de la cellule sont les suivantes (Arcgis 10.3) :

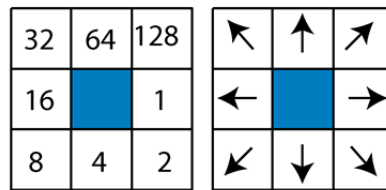


Figure 6.3 : Représentation graphique de la direction de flux

L'algorithme, développé sous le logiciel Arcgis, augmente son rayon de recherche lorsque au moins deux cellules voisines possèdent la plus grande pente descendante. Ceci est souvent le cas sur les zones planes ou avec des MNT de faibles précisions. Développer un tel algorithme (augmentation du rayon de recherche) dans NetLogo pour permettre le déplacement des agents entraîne une forte augmentation des temps de calculs. Pour cela, le choix a été fait d'utiliser directement le fichier direction de flux.

Préparation des données du réseau hydrographique : L'outil Accumulation de flux (Arcgis 10.3) permet d'obtenir un raster de flux cumulés, propre à chaque cellule. Concrètement, l'outil permet d'obtenir, à partir d'un MNT, les axes d'écoulement préférentiel. Un seuil de représentativité est fixé en cohérence avec la réalité terrain.

Les données sur l'occupation du sol constituent le deuxième type de données utilisées dans le modèle. On distingue les données linéaires (routes, fossés, chemin, etc.) des données relatives aux entités surfaciques (parcelles, bâti, etc.).

Au cours de l'inventaire terrain, l'ensemble des réseaux linéaires a été relevé : routes, fossés, routes et fossés associés, haies et fossés associés, talus et fossés associés, haie, haies sur talus, routes associées à haies sur talus, etc. De cette diversité, une classification simple a été opérée : l'échelle de sortie étant le pixel à 10 mètres, un seul élément est considéré. **La présence ou l'absence d'un fossé est le seul facteur discriminant. Ainsi seules deux classes sont utilisées en sortie : haie et fossé. La classe haie rassemble tous les réseaux linéaires non associés à un réseau de fossé. La classe fossé correspond au contraire au réseau associé à un fossé** (fig 6.5). Cette typologie permet ensuite de modifier sous NetLogo les valeurs "altitudes" des entités concernées et d'affecter des règles d'interactions spécifiques.

Dans une volonté de conceptualisation, l'occupation des sols est divisée en trois classes. Les "cultures" correspondent aux parcelles cultivées, les surfaces en "herbe" qui regroupent les prairies, les bois et les vergers, et les surfaces "bâties" qui correspondent aux habitations, aux corps de ferme et les autres infrastructures publiques (écoles, cimetières, places publiques, etc.).

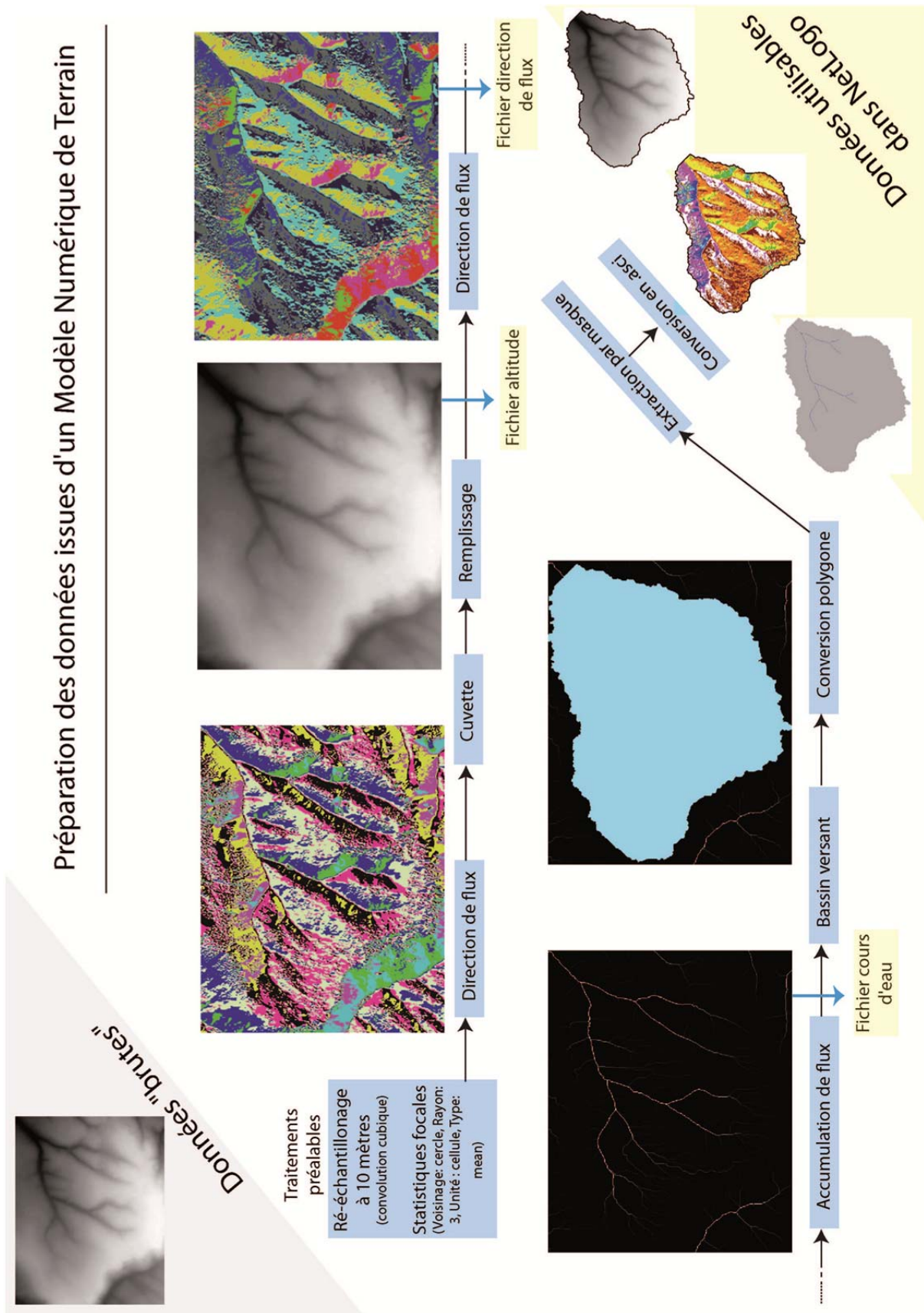


Figure 6.4 : Présentation des différentes étapes de préparation des données issues du MNT

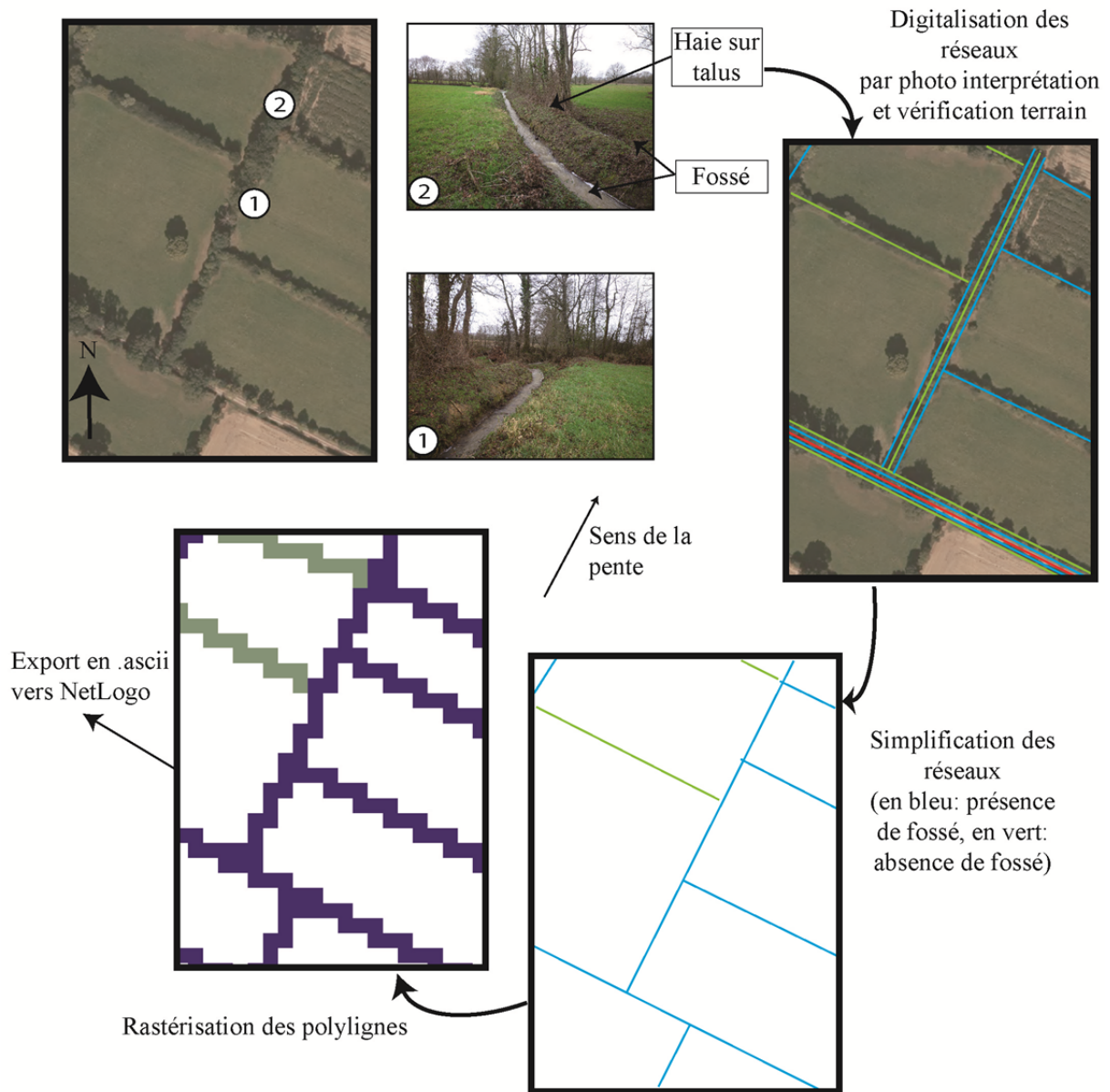


Figure 6.5 : Procédure de rastérisation des données sous SIG

Préparation des données des réseaux linéaires : Les données des réseaux linéaires sont intégrées au format vectoriel dans le SIG. La première étape consiste à convertir ces données au format raster (outil "polygones vers raster"). Le fichier raster est ensuite reclassifié, une valeur numérique (par défaut de 10) est affectée à toutes les cellules représentant une haie et une autre (de 20) pour les fossés.

Combinaison des données réseaux hydrographiques, réseaux linéaires et occupation du sol : les données sont ensuite combinées de façon à prioriser les valeurs dans des cellules qui combinent à la fois des valeurs de linéaires bocagers et de réseaux hydrographiques. Le réseau hydrographique s'impose systématiquement aux autres entités.

Au final, chaque patch est affecté d'une valeur unique d'occupation du sol. La répartition des modes d'occupation du sol est récapitulée dans le tableau suivant (fig. 6.6). Celle-ci est quelque peu différente de celle présentée dans le chapitre 3. La classe en "herbe" (prairie, bosquet, verger) qui occupait 45,1 % du bassin n'en couvre ici que 42,5 %, il en est de même pour les espaces cultivés qui passent de 45,7 % à 41,5 % et des espaces "bâti" qui passent de 4,8 % à 3,7 %. Ces modifications de la répartition de l'occupation du sol sont liées à la représentation raster des données qui oblige une représentation des entités linéaires en cellule de 100 m² (10*10). Une telle représentation surestime ainsi la part occupée par les réseaux, puisque l'on représente un linéaire par un ensemble de patches de 100 m². Cette représentation raster diminue ainsi le nombre de patches alloués pour la représentation de l'occupation du sol des parcelles (herbe, culture, bâti) (fig. 6.7). Cette surreprésentation spatiale des entités linéaires par des patches affecte notamment la part des surfaces cultivées dans le bassin qui deviennent moins importantes que les surfaces en herbe (du fait de la présence de réseaux de fossés très denses dans les parties ouest). Ainsi, les résultats des simulations devront prendre en compte cette différence, qui n'impacte cependant que très légèrement les résultats.

Type d'occupation du sol	Nbr de patches	Couleur	%
Patches Culture	67555	Jaune	41,5
Patches Herbe	69058	Vert clair	42,5
Patches "Bâti"	5935	Gris	3,7
Patches fossés	10500	Rouge	6,5
Patches haies	8169	Vert	5
Patches rivière	1268	Bleu	0,8
Total	162485		100

Figure 6.6 : Tableau présentant l'occupation du sol du bassin de Lingèvres dans l'environnement NetLogo

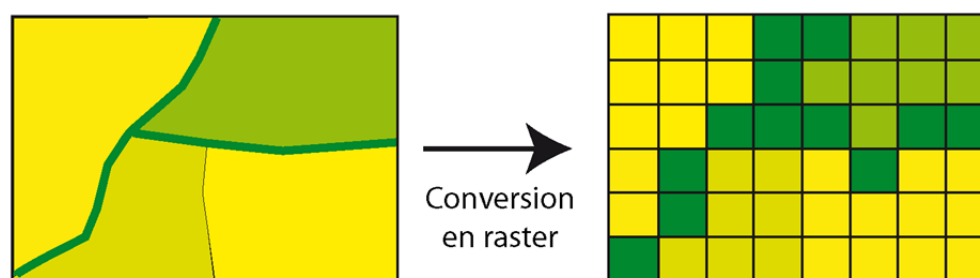


Figure 6.7 : Effet de surreprésentation des entités linéaires dans le format raster

Concernant le temps dans la modélisation, **les simulations se basent sur les itérations de la plateforme NetLogo. Dans cette première version, le modèle est de type événementiel. Aucune fonction de transfert intégrant les vitesses de déplacement n'a été intégrée : à chaque itération, les "agentgouttes" se déplacent d'un patch à un autre situé dans un voisinage de Moore.**

1.2 Processus et ordonnancement

1.2.1. Mise en place d'un excès hydrique

Un épisode pluvieux est représenté par la création d'"agentgouttes" sur l'ensemble des patches de l'espace d'étude. Les données pédologiques n'étant pas prises en compte toutes les surfaces du bassin sont ruisselantes. La fonction de production est ainsi réduite à "ruisselle" / "ruisselle pas".

1.2.2. Mouvement des "agentgouttes"

Le modèle est itératif, c'est-à-dire qu'à chaque unité de temps "machine", les "agentgouttes" exécutent un algorithme. Dans cette approche, seule "l'incidence de la forme du bassin en deux dimensions est analysée" (Delahaye, 2002). L'exécution de cet algorithme dépend du patch sur lequel se situe l'"agentgoutte" au moment où débute une nouvelle itération. Trois sous-modèles ont, pour cela, été développés (fig. 6.8) :

- si le patch est un fossé alors les "agentgouttes" exécutent le sous-modèle "Ecoule_Réseau" ;
- si le patch présente dans son voisinage au moins un patch linéaire, alors les "agentgouttes" exécutent le sous-modèle "Ecoule_Topo" ;
- si les "agentgouttes" se situent sur un patch différent de ce qu'il vient d'être énoncé, alors les "agentgouttes" exécutent le sous-modèle "Ecoule-Ciblé".

Le déplacement des "agentgouttes" est ainsi déterministe puisqu'il est fonction des variables "altitude" des patches sous-jacents. Reaney (2008) propose une approche probabiliste. Dans son modèle, le déplacement des agents (appelé hydroAgent) est déterminé par une fonction probabiliste pondérée par la pente, à partir de l'algorithme Rh8 (Reaney, 2008).

$$P_n = \frac{\beta_n}{\sum_{n=1}^8 \beta_n}$$

Avec P_n probabilité d'écoulement dans la direction n

β_n gradient de pente descendante (en degrés) dans la direction de n

Dans cette méthode, reprise par Rakotoarisoa (2012), le déplacement des agents n'est pas forcément conditionné par la plus grande pente descendante ce qui permet aux agents de pouvoir utiliser plusieurs chemins d'écoulements (Reaney, 2008). Testée dans notre modèle, cette approche probabiliste augmente considérablement les durées de simulation. Ainsi, seule la méthode de déplacement déterministe a été conservée.

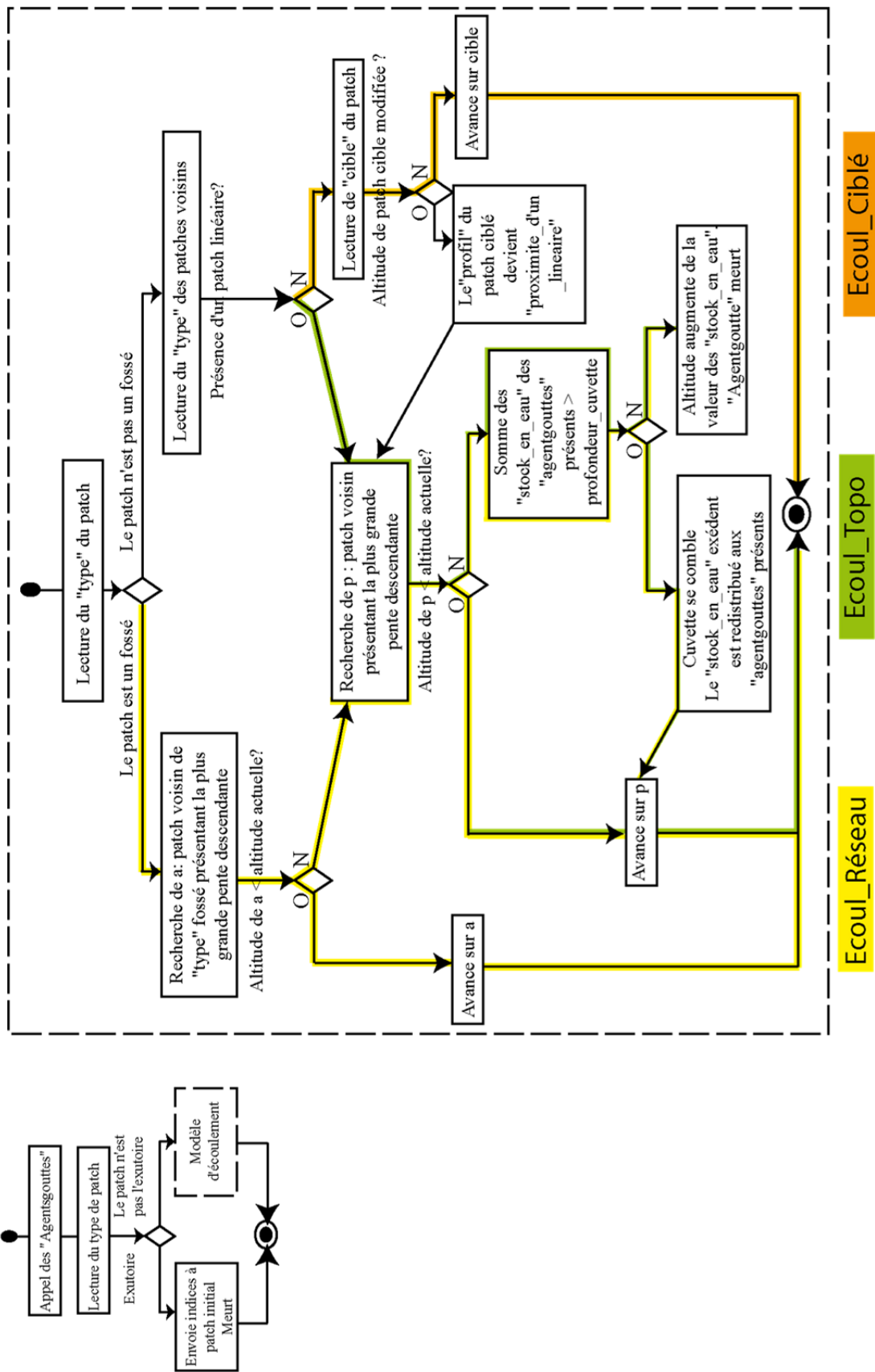


Figure 6.8 : Diagramme d'activité du modèle multi-agents

2. Eléments de conception du modèle (*Design Concept*)

2.1 Principes de base

On cherche tout d'abord à s'assurer de la capacité des SMA à 1) reproduire les écoulements de surface à partir d'agents individualisés et 2) à mesurer l'impact des réseaux de haies et de fossés sur leur déplacement. Pour cela, plusieurs hypothèses ont été formulées :

- 1) Toutes les surfaces du bassin sont considérées comme ruisselantes (autrement dit l'infiltration demeure nulle) ;
- 2) Les haies et les fossés modifient uniquement les trajectoires d'écoulements (pas de prélèvements en eau par exemple) ;
- 3) On considère l'épisode pluvieux comme homogène spatialement et temporellement ;
- 4) La vitesse d'écoulement est constante en tout point de l'espace.

2.2 Emergence

Plusieurs phénomènes sont attendus à la sortie du modèle : 1) identifier et reconstituer la trajectoire individuelle de chaque "agentgoutte" (il est alors possible, pour tout "agentgoutte", de suivre le chemin qu'il parcourt à travers le bassin versant et de reproduire son tracé au sein du bassin ; 2) faire émerger les espaces où les "agentgouttes" s'affranchissent des contraintes de terrain (remplissages des micro-cuvettes et mises en eau des différents linéaires de fossés) ; 3) faire émerger des secteurs (zones ou sous-bassins) au sein desquels les réseaux ou l'occupation du sol accentuent ou au contraire diminuent la production du ruissellement de surface.

2.3 Adaptation

Lorsqu'un "agentgoutte" se trouve sur un patch qui n'a pas d'exutoire (comme par exemple sur une cuvette topographique ou une erreur liée à la résolution du MNT), celui-ci a la possibilité d'augmenter la valeur d'altitude du patch sur lequel il se situe grâce à la quantité d'eau qu'il transporte (variable *stock_en_eau*). Cette fonctionnalité, déjà utilisée par Darboux *et al.* (2002), permet de s'affranchir des problèmes des cuvettes fréquemment soulignés dans la littérature. Pour limiter le nombre de cuvettes en début de simulation, un traitement raster (fillsink) (Rakotoarisoa *et al.*, 2014), développé sous Netlogo, permet de diminuer le nombre de cuvettes présentes dans le MNT après l'intégration des réseaux de haies et de fossés.

2.4 Objectifs

Les "agentgouttes" ont pour seul objectif de se déplacer en fonction de la plus grande pente. Tant qu'un "agentgoutte" a la possibilité de se déplacer il le fait. Seuls les agents situés sur le patch exutoire ne peuvent pas se déplacer puisqu'il s'agit du patch ayant la plus basse altitude.

2.5 Apprentissage

Au cours de la simulation, les "agentgouttes" enregistrent un certain nombre de données qui seront utilisées à la fin de chaque simulation pour obtenir différents indices spatiaux (distance parcourue par exemple). L'enregistrement de certaines données, comme l'identification du premier patch linéaire rencontré, ne peut se faire que sous certaines conditions dépendantes de l'expérience de l'agent au cours de la simulation. Par exemple, pour qu'un agent obtienne le nom du premier patch linéaire rencontré, deux conditions, dépendantes de son expérience, doivent être réunies : 1) que celui-ci n'ait jamais rencontré de patch linéaire avant (variable *first_linear_patch* = 0) et 2) que le patch sur lequel se trouve l'agent soit bien identifié comme étant un patch linéaire.

2.6 Perception

Les agents n'ont aucune connaissance de l'environnement global de simulation mais une vision limitée aux huit patches voisins (voisinage de Moore) et aux agents qui pourraient se trouver dessus.

2.7 Interaction

Les interactions se situent à deux niveaux, interactions entre "agentgouttes" et entre "agentgouttes" et patches.

- Les "agentgouttes" interagissent avec les patches au cours de la simulation. Lorsqu'un "agentgoutte" se situe sur un patch "fossé", il se déplace préférentiellement sur un patch fossé voisin (d'altitude inférieure), si aucun patch fossé voisin n'a une altitude inférieure alors l'agent quitte le fossé et reprend un écoulement "topographique". L'interaction entre les "agentgouttes" et les patches sera renforcée dans le chapitre 7.

- Lorsque plusieurs "agentgouttes" se trouvent dans une cuvette ils interagissent entre eux pour la combler (cf : adaptation).

2.8 Stochasticité

La stochasticité est rare dans ce modèle car les règles sont principalement déterministes. Seule exception : dans les sous modèles *Ecoule_Topo* et *Ecoule_Réseau*, si deux patches voisins ont la même altitude, c'est par un choix aléatoire que l'"agentgoutte" se déplace sur l'un d'eux.

Dans cette première version du modèle, les capacités des SMA ne sont pas totalement exploitées, les caractéristiques propres aux SMA (comportement des agents, perception, interaction, etc.) n'étant pas totalement mises à profit. Ce premier travail est une base qui vise à une montée en complexité du modèle. Néanmoins, dans cette version, le modèle permet déjà d'analyser le rôle de la structure paysagère sur les écoulements de surface.

3. Détails (*Details*)

3.1 Initialisation du modèle

La phase d'initialisation débute par le chargement de l'ensemble des données issues du travail sous SIG (carte direction de flux, MNT et réseaux linéaires). A l'écran, les réseaux linéaires s'affichent "par dessus" le MNT. Apparaissent ensuite les "agentgouttes", à raison d'un "agentgoutte" par patch. En début de simulation, il y a donc autant d'"agentgouttes" que de patches.

3.2 Sous-modèles

Trois sous-modèles ont été conçus pour le déplacement des "agentgouttes". Le déplacement des agents, synchrone, varie, en effet, en fonction de la nature du patch sur lequel se trouve l'agent (fig. 6.9). L'objectif à travers le développement de ces trois sous-modèles est que les "agentgouttes" puissent prendre en compte de façon réaliste les contraintes paysagères que représentent les haies et les fossés. Ainsi le sous-modèle *Ecoule_Réseau* est utilisé par les "agentgouttes" situés sur un patch "fossé", le sous-modèle *Ecoule_Topo* par des agents situés sur des patches voisins d'un patch linéaire, et *Ecoule_Ciblé* par des agentgouttes situés à plus d'un patch linéaire.

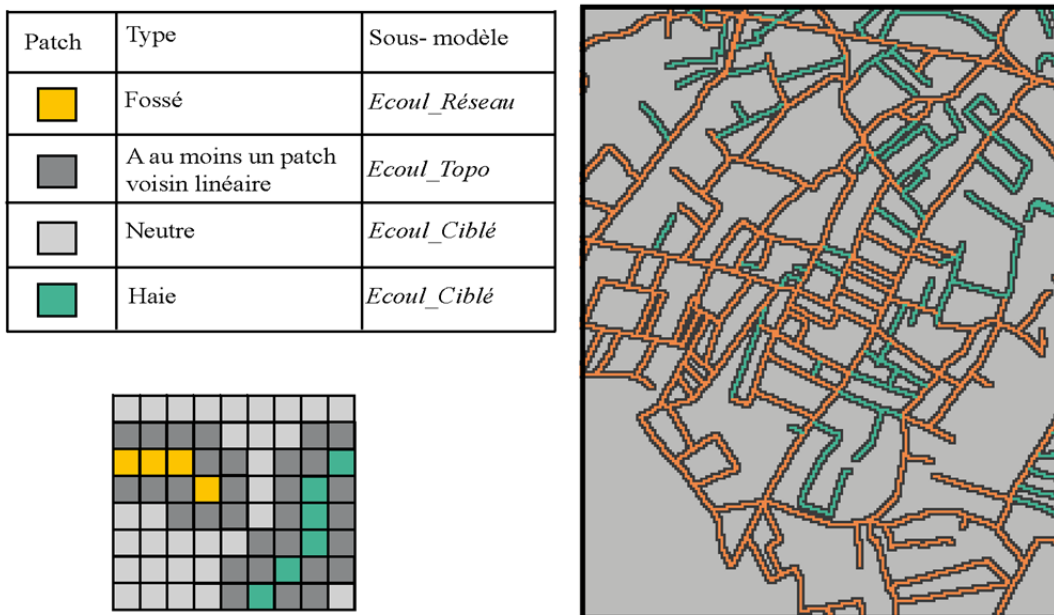


Figure 6.9 : Typologie des sous-modèles en fonction du type de patches

3.2.1. *Ecoule_Ciblé*

Le premier sous-modèle, appelé *Ecoule_Ciblé*, est strictement topographique². Ce sous-modèle fait appel au fichier Direction de flux. Pour chaque patch il est possible de savoir quel est le patch voisin de plus grande pente descendante, ce dernier est appelé la cible (fig. 6.10). A chaque itération, l'"agentgoutte" prend donc connaissance de sa cible, lui fait face puis va dessus (fig. 6.11). Les agents avancent ainsi à chaque itération jusqu'à atteindre l'exutoire du bassin. Une fois que les agents sont tous passés, la simulation est terminée.

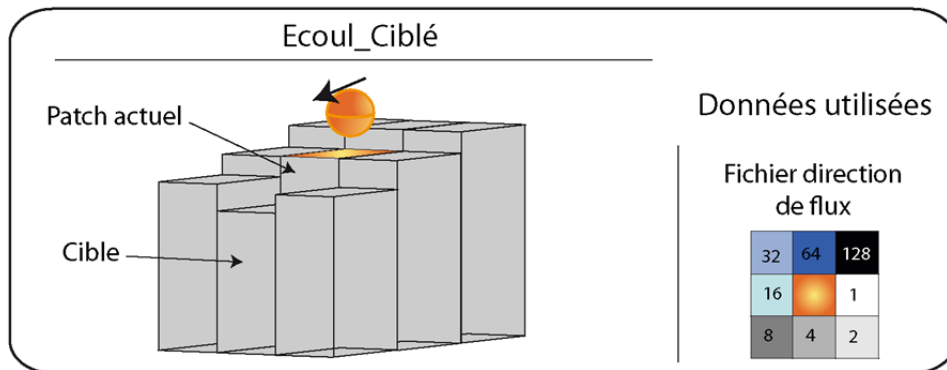


Figure 6.10 : Représentation du modèle *Ecoule_Ciblé*

Code	Traduction
To <i>Ecoule_Ciblé</i>	Procédure <i>Ecoule_Ciblé</i>
face cible	L'"agentgoutte" fait face à sa cible
move-to cible	L'"agentgoutte" va sur sa cible
end	Fin de la procédure

Figure 6.11 : Code du sous-modèle *Ecoule_Ciblé* implémenté dans NetLogo

Si le modèle *Ecoule_Ciblé* offre l'avantage d'être rapide dans son exécution, les valeurs cibles utilisées ne peuvent pas être modifiées sous NetLogo lors de l'implémentation des réseaux linéaires. En effet, l'intégration des réseaux linéaires modifie les valeurs cibles des patches situés à proximité (puisque les altitudes des patches linéaires sont modifiées). Aussi, pour conserver la rapidité d'exécution et une certaine cohérence hydrologique, le sous-modèle *Ecoule_Ciblé* a été couplé au sous-modèle *Ecoule_Topo*.

3.2.2. *Ecoule_Topo*

L'algorithme du sous-modèle *Ecoule_Topo* s'applique à tous les "agentgouttes" situés sur des patches possédant au moins un patch voisin linéaire (patches noir sur la figure 6.9), tandis que le modèle *Ecoule_Ciblé* est utilisé par les agents situés sur des patches non linéaires et/ou distants d'au moins un patch d'un linéaire (patches gris sur la figure 6.9).

² On parle ici de déplacement topographique pour parler d'un déplacement uniquement basé sur les valeurs de la variable altitude des patches en opposition aux simulations intégrant les réseaux linéaires.

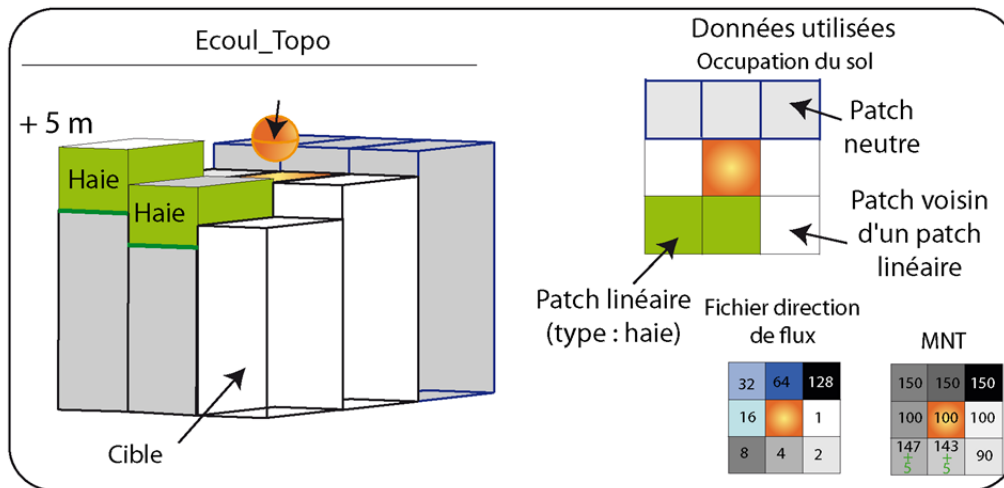


Figure 6.12 : Représentation du sous-modèle *Ecoul_Topo*

Code	Traduction
<pre>To Ecoul_Topo [let p one-of neighbors with-min [altitude] with-min [distance myself] ifelse [altitude] of p < altitude [face p move-to p] [let profondeur_cuvette [altitude] of p - altitude let eau_disponible sum [stock_en_eau] of turtles-here ifelse profondeur_cuvette >= eau_disponible [set altitude altitude + stock_en_eau] [let R eau_disponible - profondeur_cuvette let distribution_R R / count turtles-here set altitude altitude + (profondeur_cuvette + (profondeur_cuvette + ((10 * eau_disponible) / 100))) set stock_en_eau stock_en_eau - (stock_en_eau - distribution_R)] end end</pre>	<p>Procédure <i>Ecoul_Topo</i></p> <p>Soit p un patch voisin dont les valeurs altitude et distance sont les plus petites des 8 patches voisins</p> <p>Si l'altitude de p est inférieure à l'altitude de l'"agentgoutte" alors</p> <p>Faire face à p</p> <p>Avancer sur p... Sinon</p> <p>Soit <i>profondeur_cuvette</i> : la profondeur de la cuvette en mètre</p> <p>Soit <i>eau_disponible</i> : quantité totale d'eau transportée par les agents présents sur la cuvette</p> <p>Si la profondeur de la cuvette est supérieure à la quantité d'eau disponible alors</p> <p>L'altitude augmente de la somme des stocks d'eau des agents présents</p> <p>Sinon</p> <p>Soit R : quantité d'eau restant après comblement cuvette</p> <p>Soit <i>distribution_R</i> : R divisé par nombre d'agent présents</p> <p>L'altitude augmente de la valeur de la profondeur de la cuvette et de 10% de la quantité d'eau disponible</p> <p>Le stock d'eau de chaque agent diminue de <i>distribution_R</i></p> <p>Fin de la procédure</p>

Figure 6.13 : Code du sous-modèle *Ecoul_Topo* implémenté dans NetLogo

3.2.3. Ecoule_Réseau

Un troisième sous-modèle (*Ecoule_Réseau*) a été développé pour gérer le déplacement des "agentgouttes" dans les réseaux fossés (fig. 6.14). Le principe est assez simple : avant de se déplacer, un "agentgoutte" situé dans un fossé regarde si, dans son voisinage un patch "fossé" présente une altitude inférieure, auquel cas l'agent va dessus. En cas d'absence de patches voisins "fossés" d'altitudes inférieures, l'agent peut quitter le réseau et retrouver un écoulement topographique, s'il ne peut pas c'est qu'il est dans une cuvette qu'il doit remplir avec l'aide des autres "agentgouttes" situés sur le même patch (fig. 6.15).

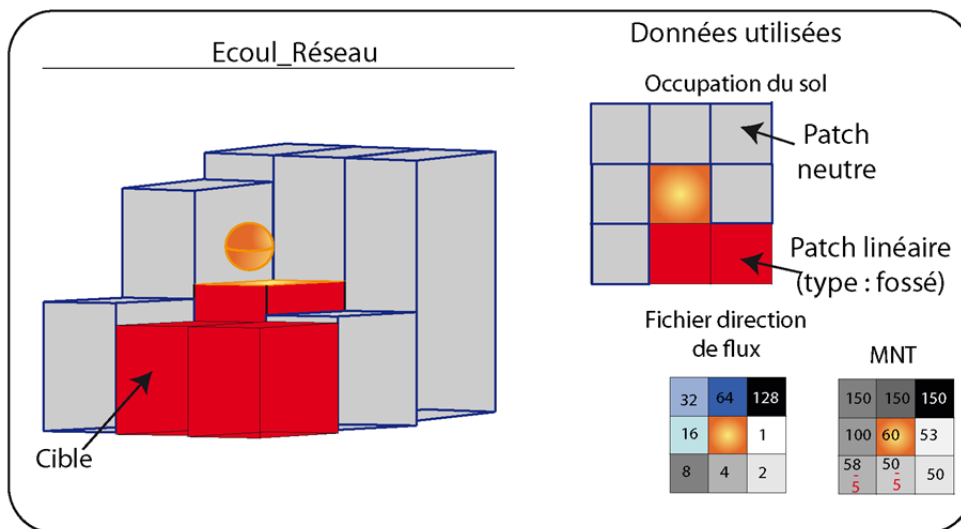


Figure 6.14 : Représentation du sous-modèle *Ecoule_Réseau*

Code	Traduction
<pre> To <i>Ecoule_Réseau</i> [let <i>a</i> one-of neighbors with [linear = 20] with-min [altitude] with-min [distance myself] ifelse altitude > [altitude] of <i>a</i> [face <i>a</i> move-to <i>a</i>] [let <i>a1</i> one-of neighbors with-min [altitude] with-min [distance myself] ifelse [altitude] of <i>a1</i> <= altitude [face <i>a1</i> move-to <i>a1</i>] [let <i>profondeur_cuvette</i> [altitude] of <i>a1</i> - altitude let <i>eau_disponible</i> sum [stock_en_eau] of turtles-here ifelse <i>profondeur_cuvette</i> >= <i>eau_disponible</i> [set altitude altitude + stock_en_eau] [let <i>R</i> <i>eau_disponible</i> - <i>profondeur_cuvette</i> let <i>distribution_R</i> <i>R</i> / count turtles- here set altitude altitude + (<i>profondeur_cuvette</i> + (<i>profondeur_cuvette</i> + (10 * <i>eau_disponible</i>) / 100))) set <i>stock_en_eau</i> <i>stock_en_eau</i> - <i>distribution_R</i> <i>Ecoule_Topo</i>]]] End </pre>	<p>Procédure <i>Ecoule_Réseau</i></p> <p>Soit <i>a</i> un patch voisin fossé dont les valeurs altitude et distance sont les plus petites des 8 patches voisins</p> <p>Si la valeur d'altitude du patch sur lequel est l'"agentgoutte" est supérieure à l'altitude de <i>a</i></p> <p>L'"agentgoutte" fait face à <i>a</i></p> <p>L'"agentgoutte" va sur <i>a</i></p> <p>Soit <i>a1</i> un patch voisin dont les valeurs altitude et distance sont les plus petites des 8 patches voisins</p> <p>Si l'altitude de <i>a1</i> est inférieure à l'altitude de l'"agentgoutte" alors</p> <p>L'"agentgoutte" fait face à <i>a1</i></p> <p>L'"agentgoutte" va sur <i>a1</i></p> <p>Soit <i>profondeur_cuvette</i> : la profondeur de la cuvette en mètre</p> <p>Soit <i>eau_disponible</i> : quantité totale d'eau transportée par les agents présents sur la cuvette</p> <p>Si la profondeur de la cuvette est supérieure à la quantité d'eau disponible alors</p> <p>L'altitude augmente de la somme des stocks d'eau des agents présents</p> <p>Sinon</p> <p>Soit <i>R</i> : quantité d'eau restant après comblement cuvette</p> <p>Soit <i>distribution_R</i> : <i>R</i> divisé par nombre d'agent présents</p> <p>L'altitude augmente de la valeur de la profondeur de la cuvette et de 10% de la quantité d'eau disponible</p> <p>Le stock d'eau de chaque agent diminue de <i>distribution_R</i> (retour comblement cuvette ?)</p> <p>Sous-modèle <i>Ecoule_Topo</i></p> <p>Fin de la procédure</p>

Figure 6.15 : Code du sous-modèle *Ecoule_Réseau*, développé sous NetLogo

4. Retour sur la construction du modèle

Le travail d'implémentation s'est principalement concentré sur l'optimisation des algorithmes de déplacement des agents au sein de l'environnement de simulation. Différentes tentatives d'amélioration ont été menées sans être retenues. Nous détaillons ci-dessous ces différents essais avortés.

Agrégation des agents entre eux pour limiter le nombre d'agents et diminuer la durée des simulations. Face à la lenteur, certes relative, des simulations (15 minutes), des essais d'agrégations d'agents ont été tentés. Seulement, en agrégeant les agents situés sur un même patch, il devient compliqué de restituer les informations spatiales propres à l'historique de chaque agent³. Ainsi, cette idée a été vite abandonnée.

Forcer les agents à rester dans les réseaux. De nombreuses sorties de réseaux sans cohérence avec le terrain ayant été observées nous avons essayé de forcer les agents à suivre les réseaux de fossés jusqu'à l'exutoire. En intégrant des liens entre chaque patch constituant un linéaire de façon à indiquer à l'agent quelle direction prendre cela a été possible. Néanmoins, cette procédure augmente significativement les temps de calcul et empêche la possibilité d'avoir des agents qui quittent le réseau, réduisant ainsi encore plus la stochasticité des simulations.

Réduire la largeur des haies à une maille fine et éviter que les agents passent entre deux mailles. La procédure de rastérisation de données linéaires peut amener à une représentation de l'entité sur deux mailles (cas des linéaires légèrement incurvés). Pour cela, des procédures de "squellétisation" (Arousseau et Squivissant, 1997 ; Tortrat *et al.*, 2004) existent et permettent de réduire à une seule maille l'emprise spatiale des entités linéaires. Une fois sous NetLogo, la difficulté revient à demander aux agents d'identifier la présence de deux mailles haies contigües en un sommet qui ne sont pas franchissables (fig. 6.16). Un code a pour cela été spécifiquement développé. Assez simple à implémenter ce dernier n'a pas été conservé car les temps de calcul augmentaient les simulations. De ce fait, les entités linéaires ont été utilisées avec parfois une représentation sur deux patches (ce qui explique leur légère surreprésentation dans l'environnement global) afin que les agents prennent bien en compte l'obstacle qu'elles forment.

Ainsi la plateforme de simulation NetLogo présente quelques contraintes qui limitent l'optimisation des simulations. Cependant, le modèle actuel apparait suffisamment complet pour appréhender l'impact de la structure paysagère sur les écoulements de surface.

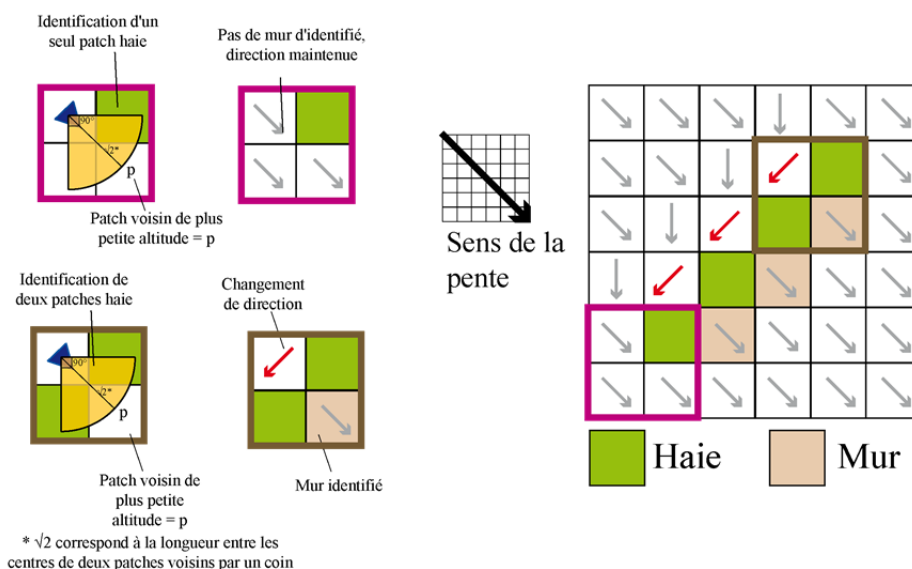


Figure 6.16 : Identification de deux mailles haies contigües à un sommet par des agents

³ La gestion des "listes" dans NetLogo reste peu adaptée pour une restitution géographique des données.

5. Evaluation du modèle

Il s'agit maintenant d'évaluer la **validité du modèle**. Celle-ci repose sur deux étapes : la validation interne (vérification) et la validation externe (Amblard *et al.*, 2006). L'objectif étant de s'assurer que les choix effectués (et présentés dans le chapitre précédent) ainsi que le travail d'implémentation sont en adéquation avec nos attentes initiales mais également avec la réalité des processus observés sur le terrain.

5.1 Vérification du code

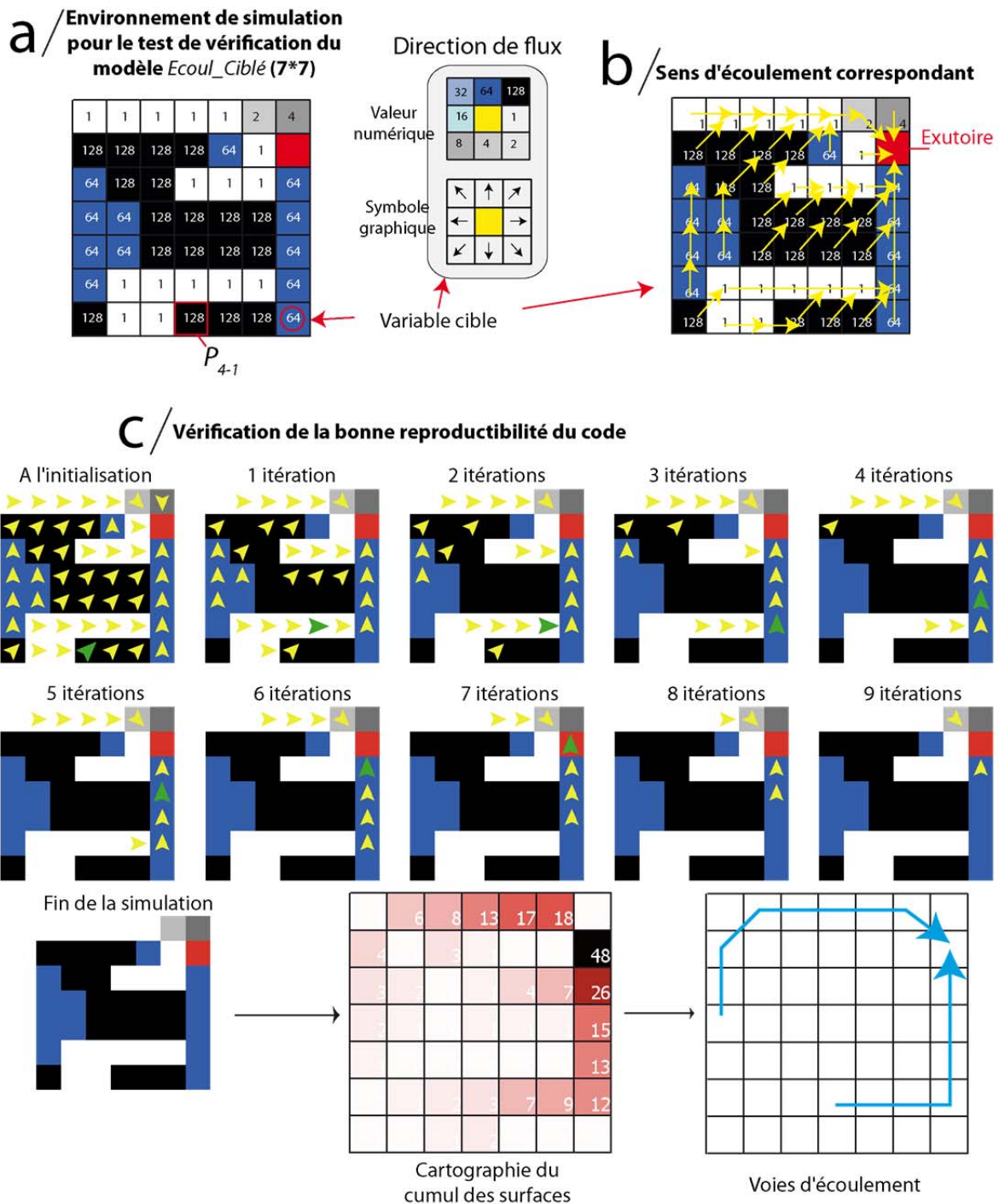
La première étape de validation (vérification) a pour but de répondre à la question suivante : "*est-ce que le modèle implémenté est bien celui que je voulais implémenter?*" (Amblard *et al.*, 2006). Il s'agit pour cela de vérifier que les "agentgouttes" exécutent correctement et au bon moment les différents sous-modèles développés (*Ecoul_Ciblé*, *Ecoul_Réseau*, *Ecoul_Topo*). On rappelle que le sous-modèle *Ecoul_Ciblé* est utilisé par les "agentgouttes" situés sur les patches neutres ou haies, le sous-modèle *Ecoul_Topo* par les "agentgouttes" dans le voisinage de patches linéaires et *Ecoul_Réseau* lorsque les agents sont sur un patch "fossés" (Chap. 4, fig. 4.1).

5.1.1. Vérification du sous-modèle *Ecoul_Ciblé*

Le modèle *Ecoul_Ciblé* s'appuie sur la variable *cible* des patches (cf. : chapitre 4, 3.3.2.a), le déplacement des "agentgouttes" est uniquement basé sur la topographie du terrain, la structure paysagère n'étant pas prise en compte.

La vérification de la bonne exécution de ce sous-modèle par les "agentgouttes" est effectuée dans un environnement borné (fermé) composé de 49 patches (7*7) (fig. 6.17a). A partir de la connaissance de la variable *cible* de chaque patch, il est possible de définir, a priori, la direction d'écoulement correspondante (flèche jaunes, fig. 6.17b). Une simulation est ensuite réalisée : chaque "agentgoutte" exécute le sous-modèle *Ecoul_Ciblé*. Pour une meilleure visualisation du comportement des agents, à la fin de chaque itération, chaque "agentgoutte" est orienté vers sa prochaine destination (fig. 6.17c). Par exemple, conformément à la variable "cible" du patch P_{4-1} , l'"agentgoutte" situé dessus est orienté vers le patch voisin en haut à droite, sur lequel il se déplacera à la prochaine itération. A chaque itération, les agents effectuent l'algorithme du modèle *Ecoul_Ciblé* (ex : parcours de l'"agentgoutte" de couleur verte). A chaque itération, il est demandé à chaque agent d'interagir avec le patch afin d'indiquer sa présence. Ce dernier comptabilise ainsi chaque "agentgoutte" qui passe (une variable *flux* est ajoutée).

En 11 itérations, tous les "agentgouttes" ont rejoint l'exutoire (point sans direction d'écoulement). Une cartographie du nombre d'"agentgouttes" passés sur chaque patch est possible (variable *flux*) et permet, par comparaison avec la figure 6.17b de vérifier la bonne exécution du sous-modèle *Ecoul_Ciblé*.


 Figure 6.17 : Vérification du sous-modèle *Ecoule_Ciblé*

Ainsi, le patch exutoire a reçu les 48 "agentgouttes" issus des 48 autres patches composant l'environnement de simulation. Les chemins d'écoulements empruntés par les agents au cours de la simulation peuvent alors être identifiés, dans cet exemple, deux principaux axes d'écoulement sont identifiables.

La vérification du modèle *Ecoule_Ciblé* est ainsi réussie. **En plus d'exécuter correctement l'algorithme de déplacement, les "agentgouttes" interagissent avec les patches pour les informer de leur passage. Cela permet à l'utilisateur d'obtenir, en fin de simulation, les trajectoires privilégiées d'écoulements des agents.**

5.1.2. Vérification des sous-modèles *Ecoule_Topo* et *Ecoule_Réseau*

La vérification des sous-modèles *Ecoule_Topo* et *Ecoule_Réseau* doit permettre, dans un second temps, de s'assurer de la bonne prise en compte, par les "agentgouttes", des patches composant la structure paysagère (fossés et haies pour l'instant) au cours de leur déplacement (fig. 6.18). Pour cela, on intègre les réseaux linéaires dans une simulation. A l'approche des patches linéaires (rouge et vert, correspondant respectivement aux fossés et aux haies), le sous-modèle *Ecoule_Topo* est exécuté par les agents. Sur les patches fossés, c'est le sous-modèle *Ecoule_Réseau* qui est suivi.

La figure 6.18 propose une comparaison de simulations sans (a) et avec (b) intégration des réseaux linéaires. Sur la partie droite (B) on peut voir la bonne prise en compte des réseaux par les agents. De manière plus détaillée :

1) Les agents venant du coin inférieur gauche (A1) modifient leur comportement pour aller, non plus vers le nord, mais vers le nord ouest. Ils se déplacent ainsi en fonction de la pente du réseau. Les patches situés en B1 ne sont ainsi plus "alimentés" en agents.

2) La présence d'une haie (patch vert) modifie le déplacement des agents situés dans la zone A2 qui la contournent vers l'est.

3) Enfin, du fait de la présence d'une haie, dont on a exagérément augmenté l'altitude du patch sur lequel elle est située, une cuvette topographique s'est créée. Cette dernière est alors comblée progressivement par les "agentgouttes", qui modifient également la couleur du patch, qui devient bleu pour une meilleure visualisation.

Cet exemple de vérification du code, effectué sur plusieurs parties du bassin, montre la bonne exécution des différents sous-modèles par les agentgouttes en fonction des caractéristiques (variables) propres au patch.

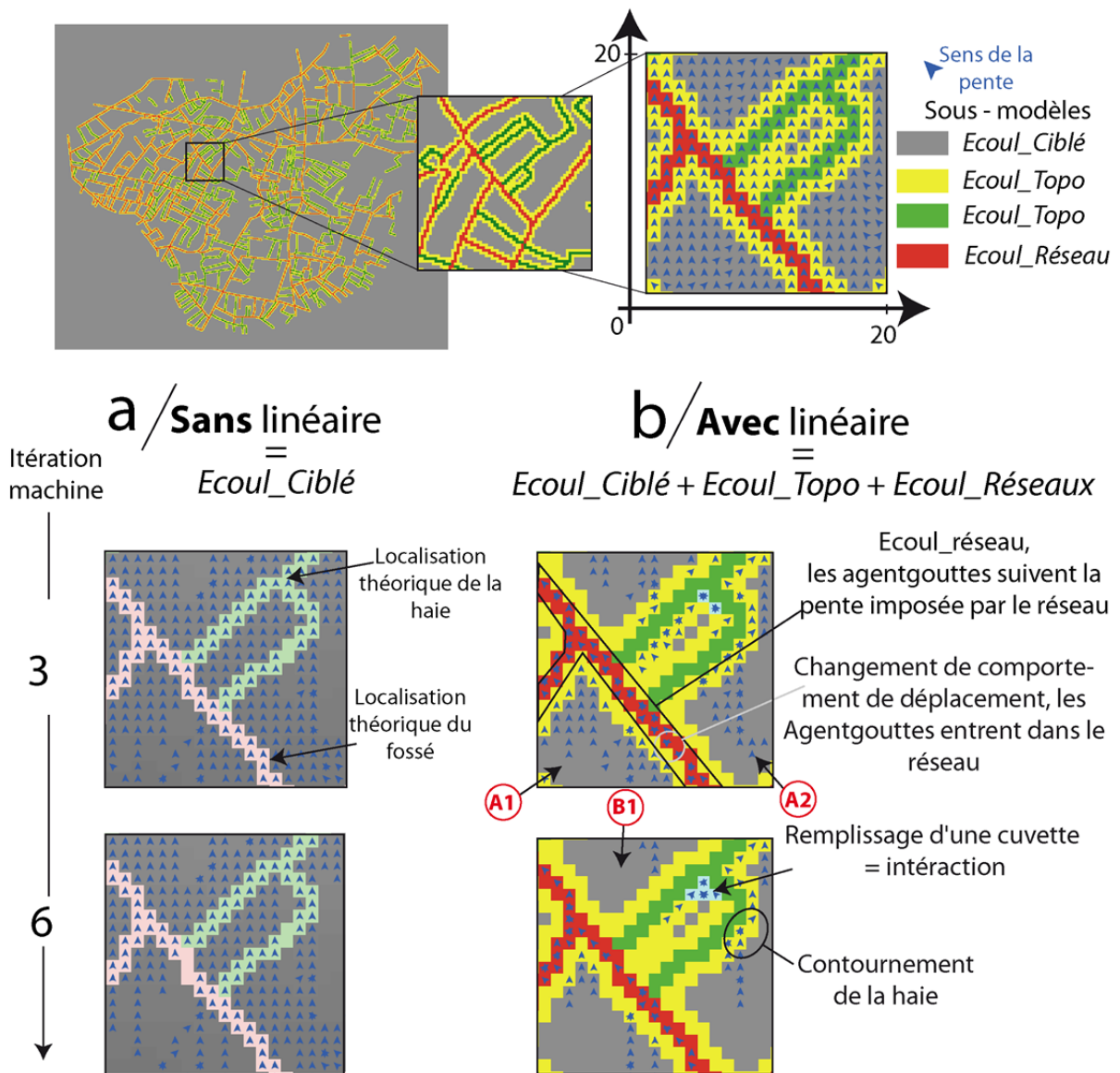


Figure 6.18 : Vérification des sous-modèles

5.1.3. Suivi des choix et de la trajectoire d'une goutte

On propose maintenant de suivre la trajectoire de deux "agentgouttes" ayant le même patch de départ mais des règles de déplacement différentes (fig. 6.19). L'un se déplace sans prendre en compte la structure paysagère, il exécute ainsi uniquement le modèle *Ecoul_Cibléd*. L'autre exécute le modèle complet (les 3 sous-modèles), il adapte ainsi ses déplacements en fonction des contraintes paysagères. Un traceur est enclenché par les agents afin de visualiser leur trajectoire au sein de l'environnement de simulation (tracé jaune pour l'"agentgoutte" topographique, et tracé bleu pour l'"agentgoutte" prenant en compte la structure paysagère (fig. 6.19)). Trois exemples sont présentés ici afin de montrer la diversité des trajectoires des "agentgouttes".

Dans le premier (A) (fig. 6.19A), un fossé se présente très rapidement sur le chemin des agents. Si l'agent topographique (agent jaune) fait fi de cet obstacle, l'agent bleu suit la pente

imposée par le linéaire en exécutant le sous-modèle *Ecoul_Réseau*. Sa trajectoire s'éloigne alors de la trajectoire de son "double topographique". La distance séparant les deux agents atteint progressivement un maximum avant de se réduire lentement. En effet, le réseau de fossé, orienté obliquement puis perpendiculairement à la pente dans sa partie amont, est, dans sa partie aval, situé dans l'axe naturel du talweg, permettant à l'écoulement de retrouver une dynamique "topographique". La trajectoire des deux agents dans le bassin devient similaire au niveau de la jonction du fossé avec le réseau hydrographique (point de convergence des flux).

Dans l'exemple B (fig. 6.19B), la densité de réseaux linéaires est plus faible. Néanmoins un fossé, orienté perpendiculairement à la pente modifie totalement la trajectoire de l'"agentgoutte" bleu. La distance avec son double topographique croît ainsi très rapidement pour atteindre un maximum à partir duquel elle se stabilise. À l'inverse de l'exemple A, les deux agents entrent en deux endroits différents dans le cours d'eau.

Dans l'exemple C (fig. 6.19C), la trajectoire des deux agents est assez semblable au cours des premiers hectomètres d'écoulement. Seule la présence d'une haie située dans l'axe d'écoulement topographique décale l'agent bleu de quelques mètres de la trajectoire de l'agent jaune. Les deux agents prennent ensuite deux axes d'écoulement différents à cause de la présence d'un fossé qui contraint l'agent bleu. Les deux agents retrouvent ensuite le même chemin d'écoulement à la jonction du fossé avec le cours d'eau.

Le suivi individualisé de la trajectoire d'un "agentgoutte" au cours d'une simulation constitue l'un des atouts des simulations multi-agents. Comme il vient d'être entr'aperçu, cette capacité permet de mieux appréhender le poids de la structure paysagère sur les dynamiques spatiales d'écoulement. Nous reviendrons sur cette fonction dans le chapitre 8.

Trajectoire d'un Agentgoutte en fonction de la prise en compte ou non de la structure paysagère

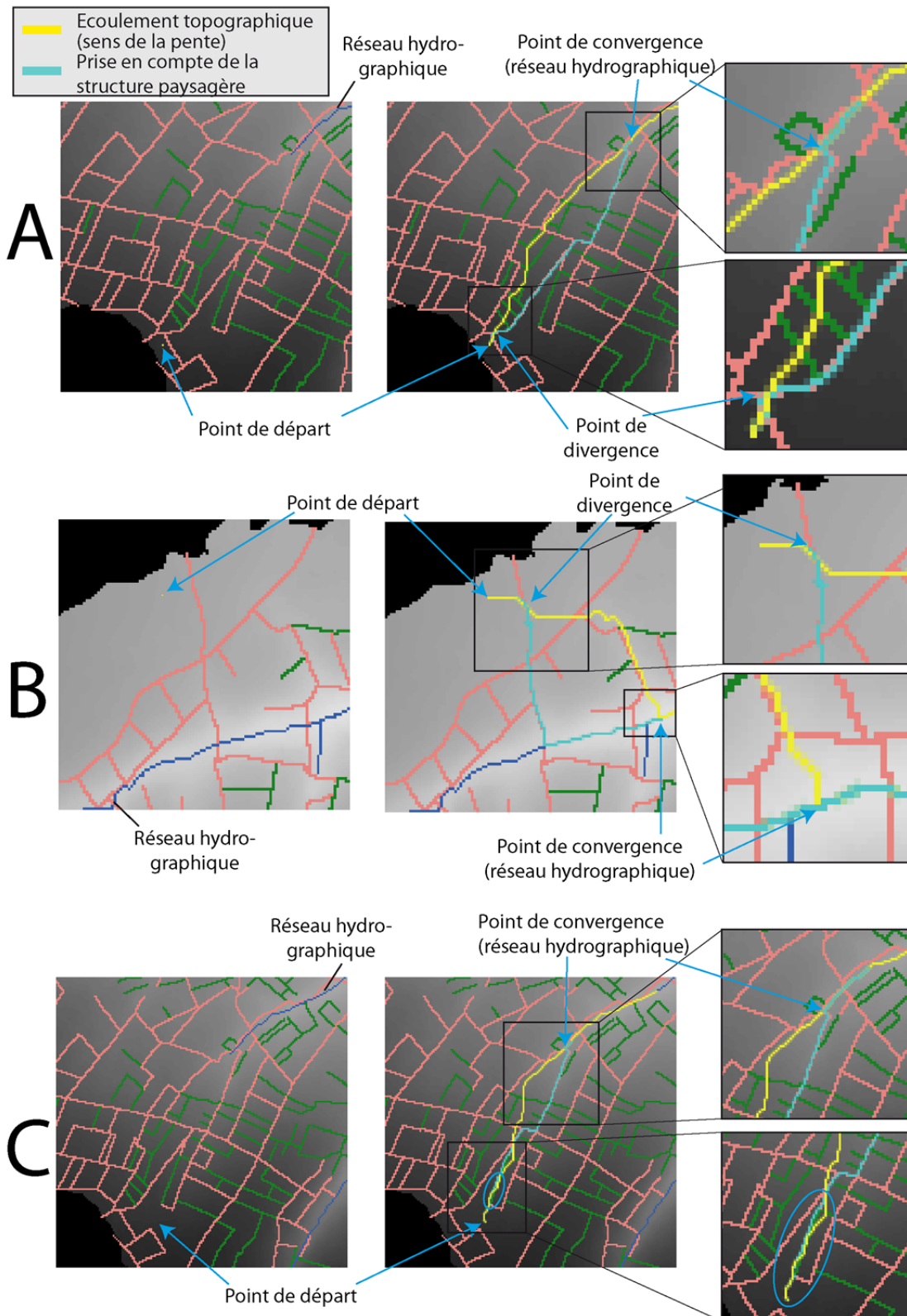


Figure 6.19 : Trajectoire d'un "agentgoutte" en fonction de la prise en compte ou non de la structure paysagère

5.2 Evaluation du modèle

Les sorties du modèle ont ensuite été confrontées au terrain. Valider un modèle c'est évaluer "son adéquation avec le phénomène réel dont il est censé rendre compte [...] le but de cette étape consiste à mettre en parallèle le modèle et ses résultats avec des observations ou des expériences réalisées sur le système cible (Amblard *et al.*, 2006). On préférera utiliser le terme d'évaluation à celui de validation car il correspond mieux à cette phase du processus de modélisation. En effet, l'emploi du terme de validation apparaît comme trop réducteur et tend à affirmer le caractère "sacro-saint" du modèle. Or considérer les résultats d'un modèle comme étant valides et indiscutables tend à rendre le modèle au-dessus de toute expertise humaine. Pour Bommel (2009), cette déclaration de validité "n'empêcherait alors plus aucune précaution et l'on pourrait substituer le modèle à la réalité et prendre des décisions importantes en se reposant sur la certitude des résultats". Ainsi, si la phase de validation est une phase importante du processus de modélisation (Beven, 2001 ; Amblard *et al.*, 2006 ; Bommel, 2009), celle-ci doit être considérée avec précaution. De toute façon, si il est souvent possible de s'assurer du bon fonctionnement local de certaines propriétés du modèle, "compte-tenu de la complexité des systèmes étudiés, il n'est souvent pas possible d'avoir une validation globale" de ce dernier (Becu *et al.*, 2015).

Classiquement, les modèles hydrologiques sont validés à partir des hydrogrammes de crues enregistrés à l'exutoire des bassins. Mais cette unique validation par comparaison avec des mesures en un point est réductrice et "extrêmement limitée du point de vue de la crédibilité de l'aspect spatialisé du modèle" (Sarrazin, 2012). D'autres auteurs ont cependant montré les difficultés d'une validation multi-échelle (Motovilov *et al.*, 1999). Pour valider un modèle spatio-morphologique, Voiron-Canicio (2006) propose trois manières complémentaires :

- 1) Les surfaces estimées par le modèle correspondent aux surfaces observées sur le terrain. En sortie de cette comparaison il est possible d'identifier les "zones de concordance" (Voiron-Canicio, 2006) ;
- 2) La distance entre deux espaces de contrôle (réel et modélisé) peut également permettre une interprétation de la bonne reproductibilité par le modèle des processus ;
- 3) L'évolution des caractéristiques morphologiques d'un espace (réduit à une ossature (un squelette) dont on évalue l'évolution spatiale dans le temps) s'avère être également une méthode intéressante.

L'évaluation de notre modèle s'inspire en partie de ces trois critères, mais également des méthodes de validation utilisées par différents auteurs (Cerdan *et al.*, 2001 ; Langlois et Delahaye, 2002 ; Bocher, 2005 ; Duke *et al.*, 2006). L'évaluation du modèle a été effectuée sur le sous bassin versant de La Bouderie pour lequel nous connaissions parfaitement les chemins d'écoulements et le rôle de chacune des entités paysagères (suivi de terrain cf.: chapitre 3).

Il s'agit dans cette validation de s'assurer de la bonne reproduction des dynamiques spatiales des écoulements. On reste conscient que la non-prise en compte des variables déterminantes telles que la pédologie limite fortement le domaine de validité des simulations.

5.2.1. Calcul de la surface amont de chaque cellule

On cherche tout d'abord à mesurer la superficie du bassin versant de La Bouderie en calculant le nombre d'"agentgouttes" qui, au cours de la simulation, sont passés sur le patch exutoire. On sait qu'à l'initialisation, il y a autant d'"agentgouttes" que de patches, ainsi chaque "agentgouttes" représente une portion de l'espace (soit 100m^2). Il est alors possible, en calculant le nombre d'"agentgoutte" passé sur chaque patch, de connaître la superficie totale des surfaces situées à l'amont. On calcule ainsi la superficie du bassin de La Bouderie lors de simulations avec et sans linéaires. Il s'agit, par ailleurs, de voir, si les réseaux linéaires modifient les limites topographiques des bassins.

Dans la simulation sans linéaire, la superficie du bassin de La Bouderie est mesurée à $1,62\text{ km}^2$ (soit 16 200 "agentgouttes" passés à l'exutoire). En intégrant les réseaux, la superficie calculée est de $1,82\text{ km}^2$, soit une augmentation de 9,3%. La figure 6.20 rend compte des deux différentes délimitations calculées. La présence ou l'absence des réseaux linéaires dans les simulations ne change rien pour $1,52\text{ km}^2$ du bassin versant qui alimentent systématiquement l'exutoire. En revanche, $0,05\text{ km}^2$ de la superficie du bassin versant "topographique" ne sont, dans les faits, pas connectés à l'exutoire (déviation par une haie) et $0,15\text{ km}^2$ de "bassin réel" ne sont pas pris en compte.

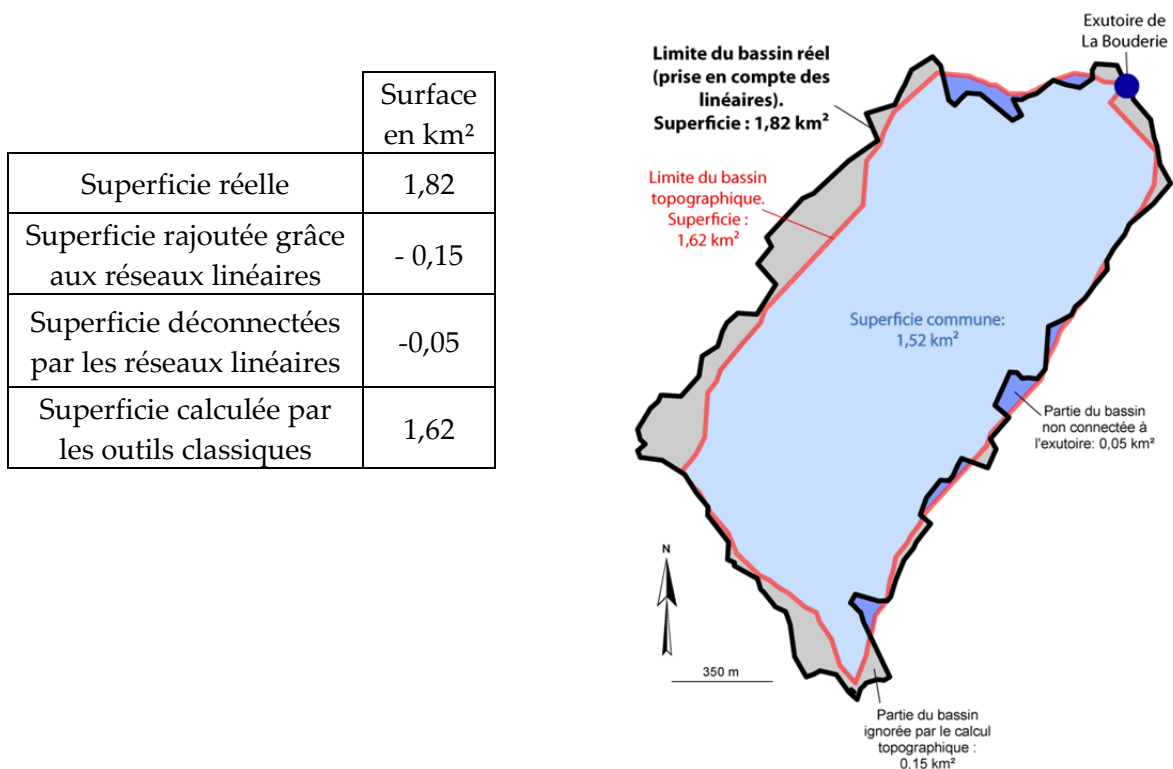


Figure 6. 20 : Comparaison des limites du sous-bassin de La Bouderie obtenues d'après les outils classiques (rouge) et par le modèle (à gauche)

Dans un second temps, on compare la superficie calculée par le modèle, avec la superficie réelle du bassin. Cette dernière a été mesurée⁴ à 1,89 km². La simulation tend ainsi à sous-estimer la superficie du bassin de 3,7 %. De manière absolue, cette surestimation apparaît très faible. L'erreur provient principalement d'un problème de qualité de la donnée d'entrée. En effet, dans la "réalité terrain", le bassin s'étend légèrement au nord ouest (fig. 6.21). 0,07 km² sont négligés par la simulation car un patch "fossé" est "superposé" à un patch d'altitude importante ce qui dévie les écoulements.

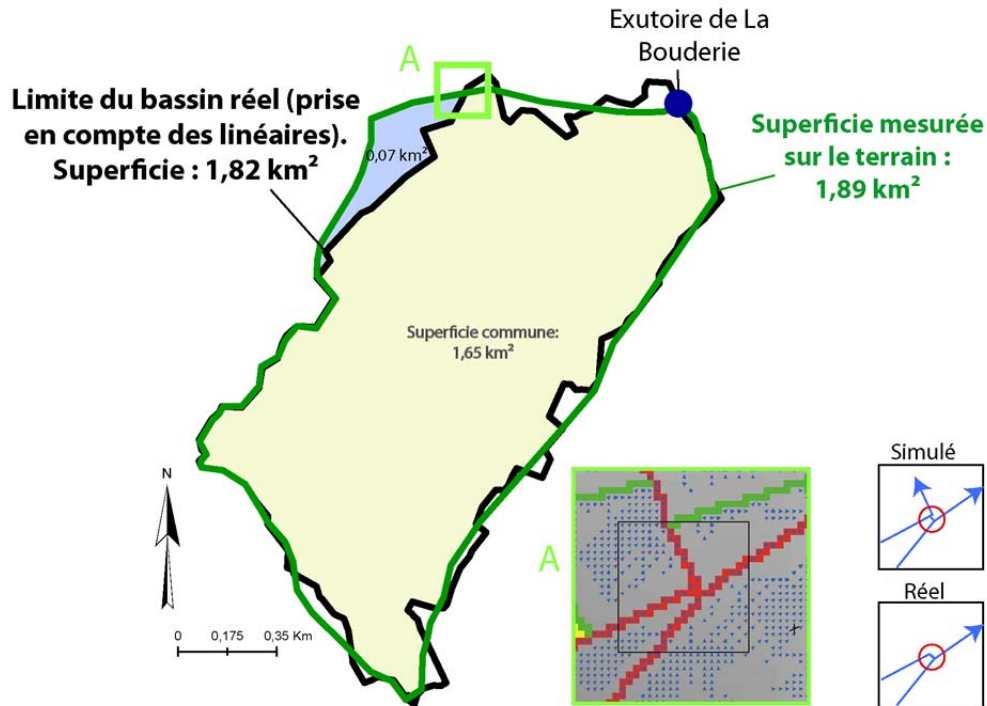


Figure 6. 21 : Comparaison des limites du sous-bassin de La Bouderie obtenues d'après le modèle (noir) avec la "réalité du terrain" (vert)

La superficie calculée par le modèle est une valeur moyennée sur cinquante simulations (fig. 6.22). Les résultats mettent en évidence une certaine variabilité des limites, surtout dans les parties amont du bassin (fig. 6.22). Cela s'explique par la présence d'une cuvette topographique qui génère des choix aléatoires de déplacement des agents et donc du nombre d'agents connectés à l'exutoire.

Nbr de simulations	Limite réelle	Simulation				
		Minimum	1 ^{er} quartile	Médiane	3 ^{ème} quartile	Max.
50	1.890	1.815	1.817	1.830	1.830	1.831

Figure 6. 22 : Superficie du bassin obtenue au cours de 50 simulations

⁴ On ajoute ici toute la partie est du bassin non prise en compte dans le chapitre 3. Les écoulements sont pris en charge par un réseau enterré et connecté au cours d'eau après la station de mesures, donc non mesurés et aussi ignorés dans le travail de terrain du chapitre 3.

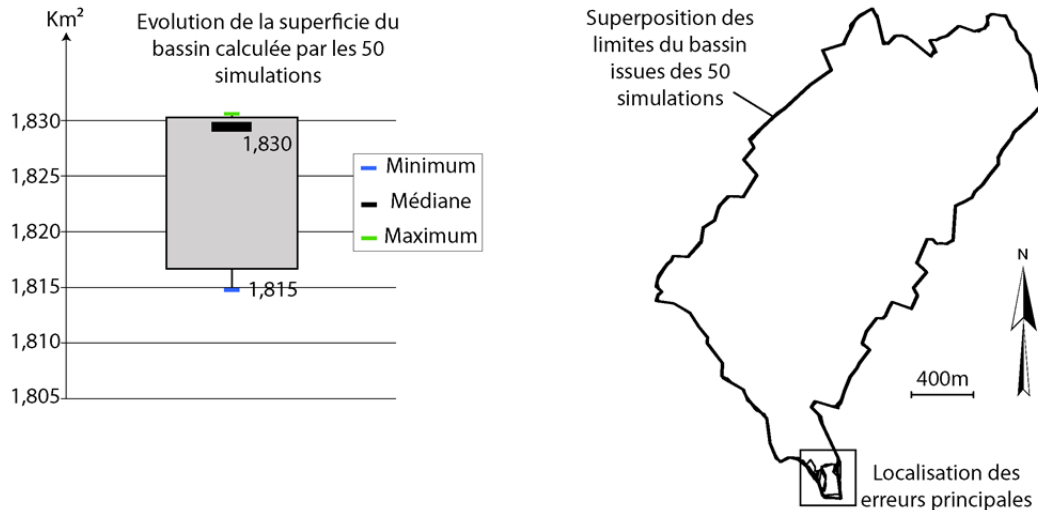


Figure 6.23 : Variabilité des limites du bassin liée à la présence d'une cuvette topographique dans les parties amont

5.2.2. Points d'entrées dans les réseaux

On cherche maintenant à s'assurer de la validité du modèle en comparant les points d'entrée des écoulements dans le réseau de fossés avec les observations de terrain. Concrètement au cours de la simulation on demande aux "agentgouttes" de renseigner le premier patch "fossé" avec lequel ils interagissent. Cette information permet de savoir là où les écoulements passent d'un écoulement au sein d'une entité surfacique (parcelle) à un écoulement de réseau. Pour ce faire, l'occupation du sol est intégrée dans les simulations afin d'obtenir la localisation des parcelles cultivées qui sont les seules à émettre du ruissellement (donc des "agentgouttes"). Pour ce faire, les patches neutres se voient affecter d'une variable *occupation* du sol (culture, prairie/bois, bâti).

L'ensemble des patches "fossés" ayant reçu au moins un "agentgoutte" venant directement d'une parcelle cultivée au cours de la simulation a été reporté sur la figure 6.24. 1 125 patches sur les 1 950 patches "fossés" présents dans l'environnement de simulation sont ainsi représentés. Au cours de la simulation, 7 164 "agentgouttes" sont entrés dans les réseaux de fossés. 73 patches "fossés" ont cumulé autant d'"agentgouttes" que le reste des patches "fossés". Les 20 principaux points d'entrées dans le réseau de fossé sont reportés sur la figure 6.24. Parmi ces 20 points, 17 ont été vérifiés sur le terrain. Le point 1 est le point ayant enregistré le plus grand nombre d'agents entrants. Sur le terrain, on retrouve bien l'importance de ce point puisqu'à plusieurs reprises du ruissellement entrant dans le fossé a été observé. C'est la même chose pour les points 2, 3, 5, 6, 8, 9, 10, 11 et de 14 à 20. Cependant, la localisation exacte est parfois légèrement biaisée du fait des traces de roues et autres sillons de culture qui modifie localement le sens des écoulements et par conséquent les points d'entrées dans le réseau. Pour les points 4, 7, 12 et 13 il est compliqué, sans un suivi plus approfondi, d'affirmer ou non si le modèle reproduit correctement la réalité du terrain. Pour s'en assurer il faudrait revenir au cours d'épisodes très ruisselants, ce qui n'a pas été le cas jusqu'à présent. **Au final, les simulations permettent d'identifier les points d'entrée dans les réseaux de fossés. Sur les 20 principaux, 16 sont correctement retrouvés sur le**

terrain et 4 n'ont pas pu être vérifiés. Ceci étant, compte tenu de leur positionnement, il est fort probable que ces 4 points soient sollicités en période de ruissellement.

Si les simulations permettent d'identifier les points d'entrées de ces écoulements dans les fossés, il ne faut pas oublier que ces "points" ont une taille de 100 m², donc il reste un travail de raffinement de la donnée à faire sur le terrain pour mieux appréhender ces points stratégiques.

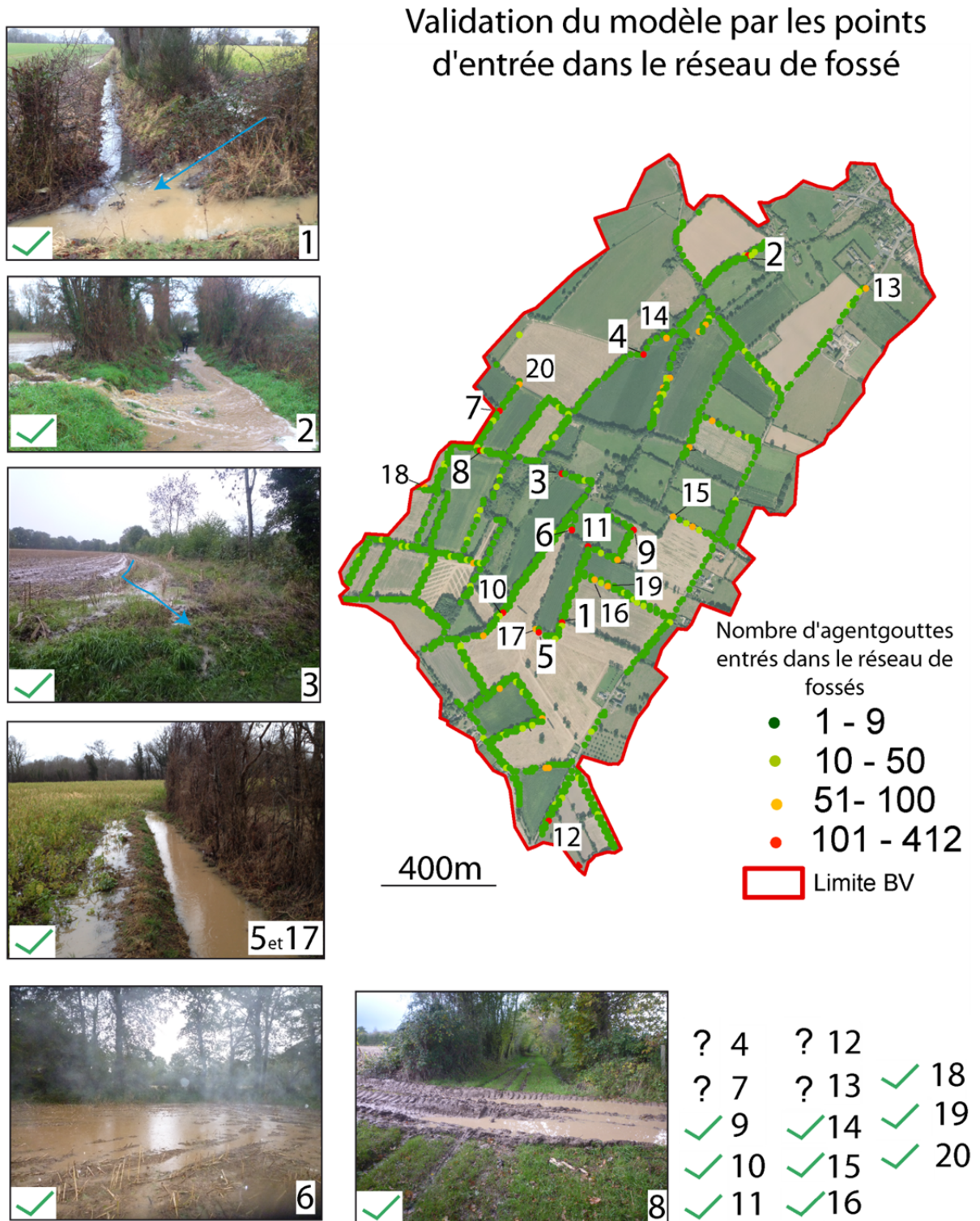


Figure 6.24 : Validation du modèle par les points d'entrée dans le réseau de fossé

5.2.3. Comparaison chemin d'écoulement réel et simulé

Dans un troisième temps, l'évaluation du modèle s'est faite par comparaison des axes d'écoulements simulés (seuil fixé à $0,02 \text{ km}^2$) avec les observations du terrain en période de ruissellement. Pour cela, on utilise la variable *flux*. La première étape vise à comparer les chemins d'écoulements avec et sans l'intégration des réseaux linéaires (fig. 6.24). Des vérifications sur le terrain sont ensuite réalisées (fig. 6.25). Globalement, la simulation est en accord avec les observations de terrain. Sur l'ensemble du bassin de La Bouderie, les axes d'écoulement ont été correctement simulés (fig. 6.25A). Sur les 13,3 km de réseau linéaires concentrant des écoulements au cours d'un épisode de ruissellement, 11,8 km ont été parfaitement retrouvés (89%) (fig. 6.25B). Seulement une erreur de simulation a été observée (point A et B). Cependant, compte tenu de sa localisation dans le bassin, les conséquences sur la bonne reproductibilité des processus sont importantes. Au point A, ce sont 1,14 km de réseaux qui sont mal "connectés". En effet, sur le terrain, la présence d'une buse enterrée sous la route envoie les écoulements plus loin. Ainsi, un seul point engendre une forte erreur de calcul. Compte tenu des allers-retours permanents avec le terrain, cette erreur a pu être rapidement corrigée. L'outil, itératif, permet de pouvoir rapidement corriger les erreurs des données d'entrées.

Enfin, sur le bassin de La Bouderie, la présence d'une ravine sur une parcelle cultivée est parfaitement reproduite par le modèle (amont du point 2).

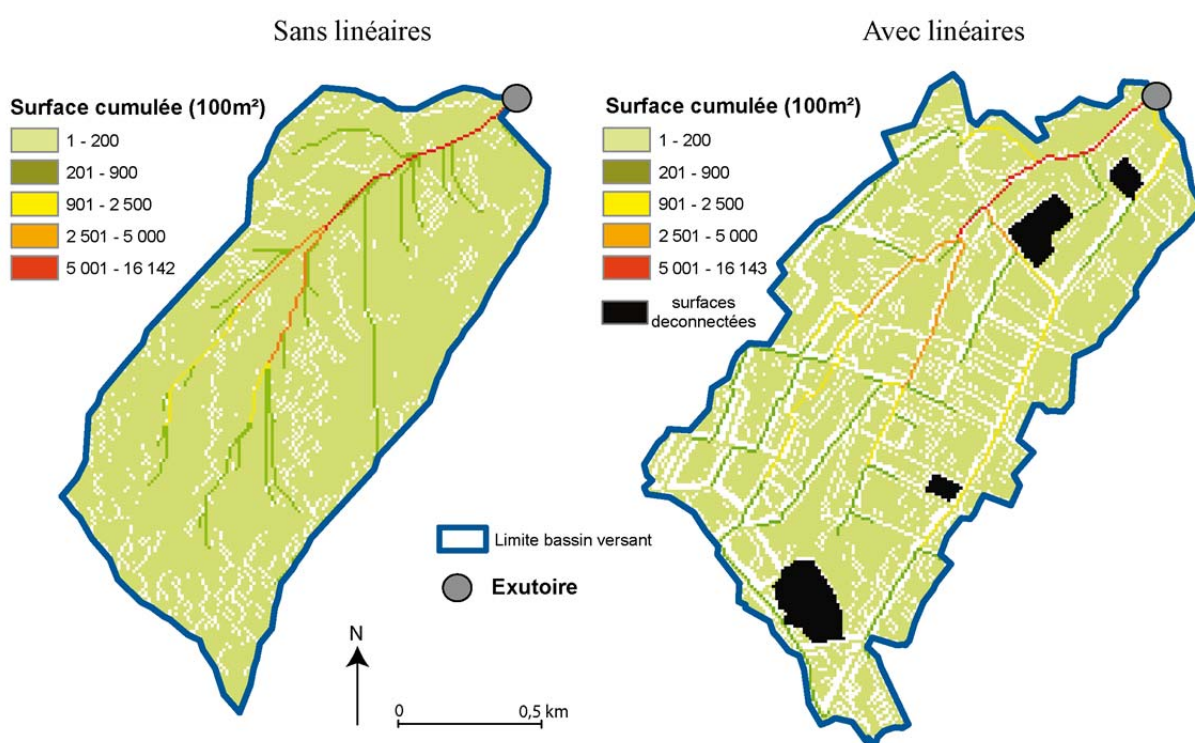


Figure 6.24 : Surfaces cumulées en tout point de l'espace au cours de simulations sans (à gauche) et avec (à droite) la présence de réseaux linéaires

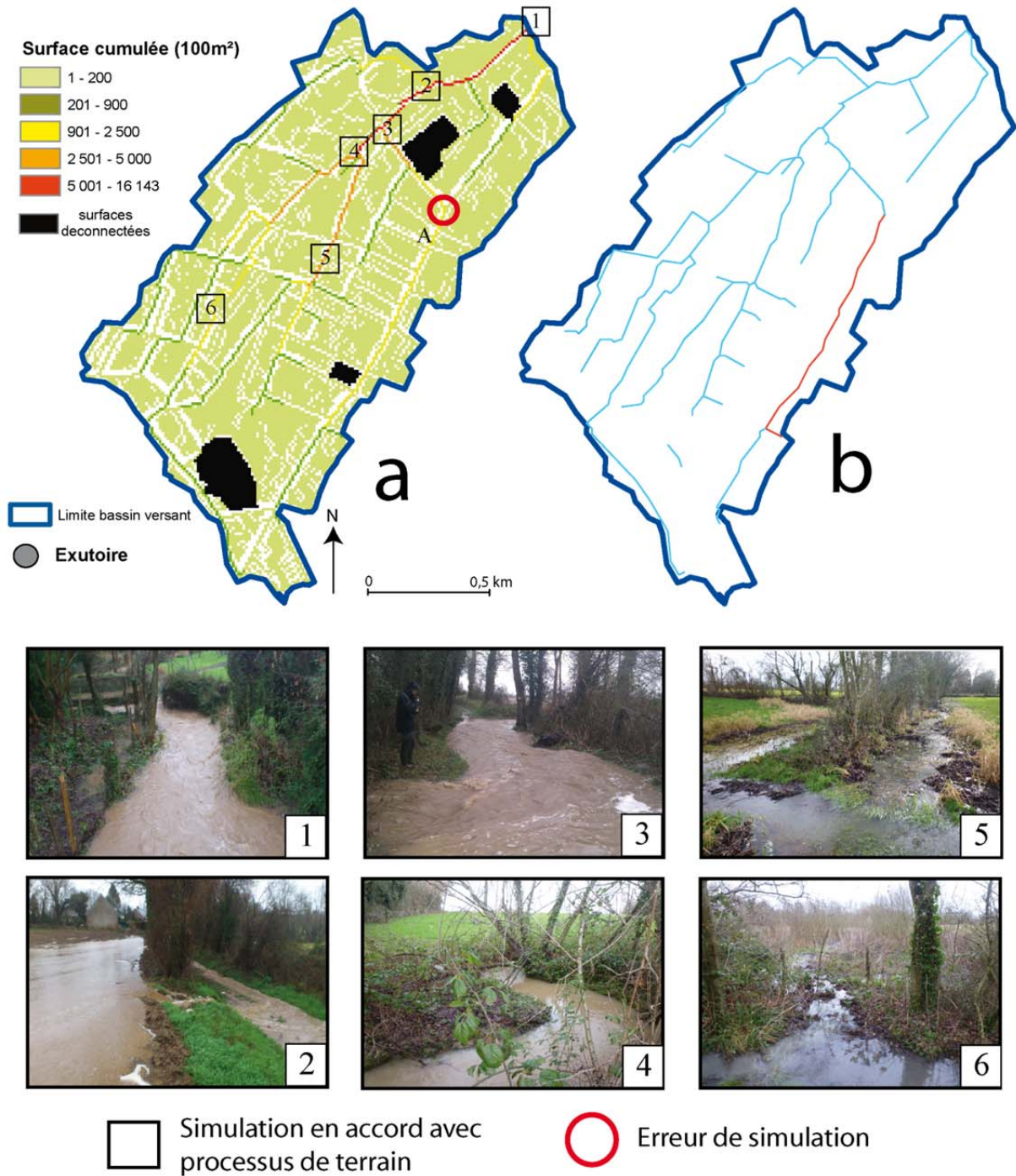


Figure 6.25 : Comparaison des surfaces cumulées dans les réseaux avec les observations de terrain

5.3 Retour sur l'évaluation du modèle

Ainsi, malgré le faible nombre de données utilisées en entrées, le modèle reproduit fidèlement les dynamiques spatiales des écoulements (tableau ci-après).

	Réel (conditions hivers 2012-2013)	Simulation avec prises en compte des réseaux linéaires	Simulation sans prises en compte des réseaux linéaires
Superficie du BV	1,77 km ²	1,82 km ²	1,62 km ²
Surestimation	-	+ 2,2 %	- 8,8 %
Superficie identique	1,63 km ²		
		1,56 km ²	
Longueur réseau écoulement	13,3 km	11,8 km	X
% correct	100%	89%	X
Points entrées	20	16	X
% correct	100%	80%	X

Figure 6.26 : Résultats des différentes simulations comparés aux résultats du terrain

Pour une meilleure évaluation du modèle, d'autres paramètres vont devoir être intégrés. C'est le cas notamment des vitesses d'écoulement. Pour l'instant, les vitesses de déplacement des "agentgouttes" sont constantes et guidées par les itérations machine. Les essais réalisés, notamment en reprenant les formules de Manning, n'ont pas apporté totale satisfaction pour être présentés dans ce mémoire. De même, l'intégration des caractéristiques physiques (précipitations, réserves hydriques des sols, etc.) devrait permettre d'aider à une meilleure évaluation.

Cela étant, le modèle, bien que simple, apparait suffisant pour permettre d'appréhender le poids de la structure paysagère sur les écoulements de surface.

Conclusion du chapitre 6

Un modèle sous **système multi-agents** a donc été développé pour simuler l'impact de la structure paysagère sur les écoulements de surface. Le modèle a été conçu dans **un souci de parcimonie et doit être envisagé comme une première version d'un modèle plus complexe**. Le nombre de mécanismes et de règles de simulation est ainsi limité. Le modèle répond cependant à plusieurs objectifs initiaux :

- c'est **un outil simple** basé sur la capacité d'agents à se déplacer dans un environnement en fonction de la pente et à interagir avec des contraintes que sont les réseaux linéaires de haies et de fossés ;

- en se basant sur le comportement d'agents à un niveau local, il est possible **d'appréhender la construction spatiale des écoulements en tout point de l'espace** ;

- les agents ont la possibilité d'interagir pour s'affranchir des contraintes qui compromettent leur déplacement topographique ;

- en s'appuyant sur la capacité des systèmes multi-agents à suivre le comportement de chaque agent il est possible de **visualiser leur trajectoire au sein d'un bassin et d'identifier les zones stratégiques** (points d'entrée dans un réseau, obstacle à l'écoulement, etc.).

Le modèle n'est qu'une base que d'autres développements devraient venir compléter, et notamment un module intégrant les dynamiques sédimentaires. Le modèle n'exploite ainsi pas pleinement les capacités offertes par les simulations multi-agents. Cependant, l'intégration des dynamiques sédimentaires devrait venir prochainement renforcer les interactions entre agents. Il s'agit d'un modèle de recherche qui doit encore être amélioré. Le modèle est dédié aux écoulements de surface et voué à être utilisé dans des bassins de faible superficie (< 20 km²) soumis au ruissellement de surface.



Quatrième partie

Les SMA comme outils d'analyse des dynamiques spatiales des écoulements de surface

Chapitre 7 : Capacité de l'outil pour analyser les dynamiques spatiales d'écoulements

Chapitre 8 : Application du modèle à différents contextes paysagers

Chapitre 7

Capacité de l'outil pour analyser les dynamiques spatiales d'écoulements

Sommaire

- 1) Conséquences de la présence des réseaux linéaires sur les écoulements de surface.....p 225
 - 2) Effets des réseaux linéaires sur les distances hydrologiques au cours d'eau.....p 232
 - 3) Pertinence des SMA pour l'analyse des connectivités.....p 240
 - 4) La simulation comme aide au diagnostic.....p 245
-

Introduction

Maintenant que le fonctionnement et les dynamiques de l'outil de simulation ont été présentés, il s'agit de montrer en quoi ce dernier peut être utile pour l'analyse des interactions entre processus d'écoulement et entités paysagères.

Dans une première étape, le rôle joué par les entités linéaires est apprécié avec deux indices simples et transposables. **Le premier vise à évaluer l'effet des entités linéaires sur la construction dans l'espace de la réponse hydrologique du bassin, et le second permet de mesurer l'impact de ces entités sur les distances hydrologiques au cours d'eau.** Une première forme de discrimination d'un bassin versant est alors possible puisque ces deux indices offrent une lecture synthétique des conséquences des entités linéaires d'origines anthropiques sur les dynamiques spatiales d'écoulement à la surface des sols.

Dans un second temps, le modèle est utilisé pour appréhender la connectivité au sens où elle a été définie par l'étude de terrain. Les simulations permettent alors d'enrichir le diagnostic porté précédemment sur le bassin versant de Lingèvres.

Cette seconde approche renforce la première et l'ensemble permet de déboucher sur une véritable "carte d'identité" des dynamiques spatiales et des interactions paysagères sur le bassin versant de Lingèvres.

1. Conséquences de la présence de réseaux linéaires sur les écoulements de surface

1.1 Appréhender la dynamique globale des écoulements de surface

En s'appuyant sur le parcours des agents au sein du bassin versant, les simulations multi-agents permettent de voir **comment la réponse hydrologique se construit dans l'espace**, et ce, depuis les zones d'initiation (les patches) jusqu'au cours d'eau. **En réalisant des simulations sans puis avec la présence des réseaux linéaires, il est possible d'évaluer l'impact de ces derniers sur la structuration et la hiérarchisation des écoulements au sein d'un bassin versant.**

Dans cette approche, on rappelle que les vitesses d'écoulement ne sont pas prises en compte, tout du moins elles sont jugées équivalentes en tout point de l'espace car guidées par le processus itératif de la simulation.

Les simulations sont réalisées sur le bassin de Lingèvres. L'environnement global de simulation dans la plateforme NetLogo forme un espace rectangulaire composé de 280 524 patches (582*482) (fig. 7.1). Parmi ces patches, 162 485 composent le bassin versant de Lingèvres. Les autres patches (en blanc sur la figure) sont situés hors des limites du bassin, ils ne contiennent aucune information et ne sont donc pas pris en compte. Pour éviter les problèmes de bordure, tout agent situé sur un patch "bordure" est éliminé de la simulation. On appelle "bordure" les patches formant la ligne d'interfluve. Ces derniers sont en contact avec les "patches blanc" (fig. 7.1). Des petits artefacts liés au passage des données issues d'un SIG vers les SMA, affectent le comportement des agents situés sur cette "bordure" (agents qui quittent le bassin, problème de repérage dans l'espace, etc.). Ainsi en supprimant les "agentgouttes" présents sur cette bordure on évite un certain nombre de problèmes dans la bonne exécution du modèle. Au total, au cours des simulations, 0,5 % des agentgouttes sont ainsi éliminés.

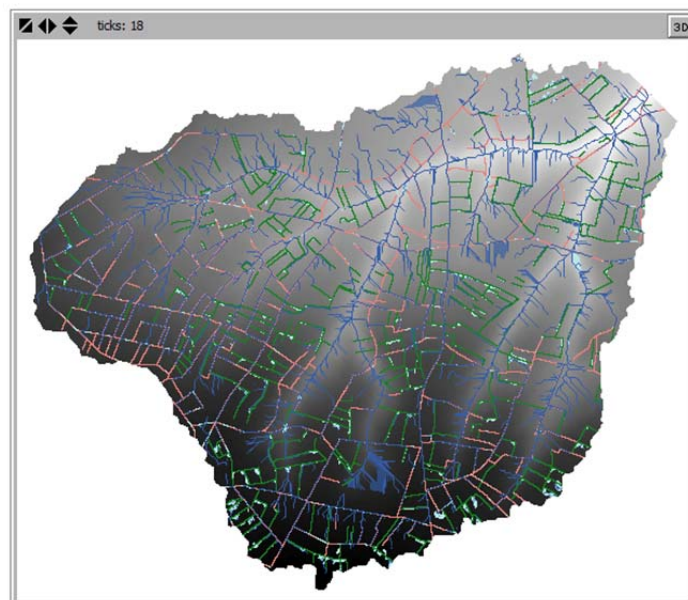


Figure 7.1 : Représentation du bassin versant de Lingèvres dans l'environnement de simulation de NetLogo. Les réseaux de haies et de fossés apparaissent sur le MNT

La cartographie des écoulements de surface en tout point de l'espace est obtenue grâce à la variable *flux* des patches. Le *flux* correspond au nombre d'"agentgouttes" passés sur chaque patch de l'environnement de simulation. Concrètement, à chaque itération ayant entraîné le déplacement de l'agent, celui-ci communique avec le nouveau patch sur lequel il a atterri. Au cours de cette "communication" (interaction), le patch prend connaissance de la présence de cet agent et ajoute +1 à la variable *flux*. A la fin des simulations, chaque patch contient, grâce à cette variable, la valeur du nombre d'agents passés sur lui au cours de la simulation. Comme chaque "agentgoutte" provient d'un seul et même patch émetteur, on peut assimiler chaque "agentgoutte" à une unité de surface. Ainsi, la variable *flux* permet de connaître le nombre d'unités de surface passées dans chaque patch au cours des simulations. La cartographie que l'on obtient met alors en évidence **les axes préférentiels d'écoulement tels que définit par la topographie (MNT) et montre la structuration et la hiérarchisation des écoulements dans le bassin**. La représentation cartographique s'appuie sur des classes colorées (du jaune au bleu) en fonction de la surface totale passée dans chaque patch.

Cette information spatiale peut également être restituée sous forme graphique, et permet de connaître le nombre de surfaces cumulées dans chaque patch et ce, à chaque itération.

Ces graphiques s'apparentent à des hydrogrammes de crue, mais appliqués à des surfaces. Delahaye (2002) les nomme "surfaçogrammes" (automate cellulaire RuiCells). En s'appuyant sur le "surfaçogramme" de RuiCells, Delahaye (2002) puis Douvinet *et al.* (2008) développent différents indices pour caractériser la forme des graphiques obtenus et ce, afin "de comparer la réponse des bassins en s'affranchissant de l'effet de taille" (Douvinet, 2008). Les auteurs soulignent la proximité de ces indices avec les paramètres utilisés comme référentiels en hydrologie.

Compte tenu de leur simplicité mais surtout de leur efficacité, ces différents indices sont repris ici pour évaluer l'impact des réseaux linéaires sur les écoulements de surfaces (fig. 7.2). La distance (D_v) correspond à la durée nécessaire pour que la surface la plus éloignée du point de mesure se connecte à celui-ci. La D_v présente des similitudes avec le temps de concentration, à la différence que l'on raisonne en termes d'unités spatiales et non d'unités temporelles. Le Smoy (ou débit moyen de surface) se "calcule en rapportant la surface du bassin à la distance nécessaire pour que la cellule la plus éloignée se vidange à l'exutoire" (Douvinet, 2008). Le Smax correspond au pic de surface, c'est-à-dire, au nombre maximum de patches situés à égale distance de l'exutoire, DS_{max} correspond au nombre d'itérations nécessaire pour obtenir le Smax.

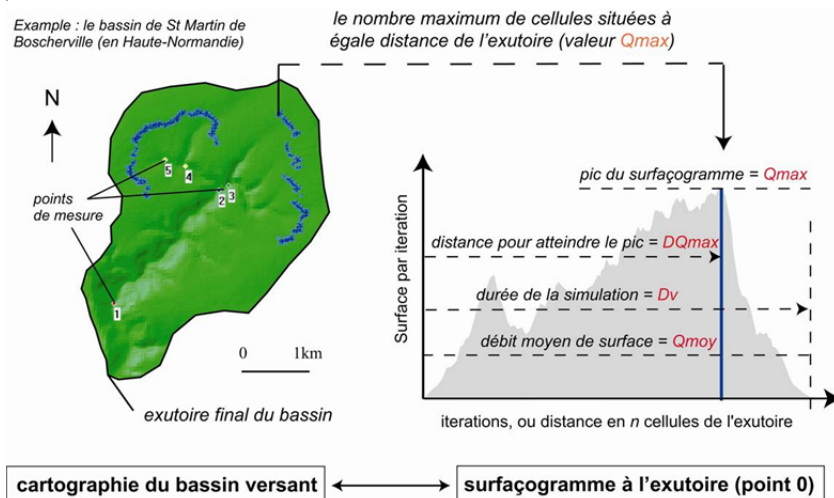


Figure 7.2 : Indices créés à partir des "surfaçogrammes" de RuiCells par Douvinet *et al.* (2008) (source Douvinet *et al.*, 2008)

1.2 Cartographie des écoulements de surface en tout point de l'espace

Dans un premier temps, la construction de la réponse hydrologique de surface à travers les échelles du bassin de Lingèvres est cartographiée (fig. 7.3 A). Celle-ci expose les résultats issus de simulations pour lesquels les réseaux linéaires ne sont pas intégrés, on parle donc de simulations topographiques (basées sur le MNT (10 m)). L'analyse graphique montre que la vidange du bassin se fait en 602 itérations (fig. 7.4). Le graphique présente une allure ramassée, avec un rapport Dv/S_{max} de 1,25, caractérisé par trois apports traduisant la contribution à l'exutoire des deux principaux affluents et des parties les plus éloignées à l'ouest. Le pic du débit de surface est atteint après 347 itérations, avec une valeur de 4,81 ha. Le débit moyen surfacique (S_{moy}) de 2,67 ha.it⁻¹.

Dans un second temps, l'intégration des contraintes linéaires (haies et fossés) permet d'appréhender les conséquences de ces aménagements anthropiques sur la construction de la réponse hydrologique de surface du bassin (fig. 7.3 B).

La partie ouest du bassin (sous bassins versant de La Baucherie et de La Bouderie) apparaît comme étant la plus impactée par la présence de réseaux de haies et de fossés (1, fig. 7.3 B). Les écoulements se concentrent en effet rapidement dans les fossés orientés perpendiculairement à la pente, puis se connectent au cours d'eau grâce à des fossés parallèles à la pente (fig. 7.4). Ainsi, l'efficacité de l'ensemble du réseau de fossés tient à une double spécificité. D'une part à un fossé perpendiculaire à la pente qui présente une grande zone de contact avec les parties amont, ce qui lui permet de cumuler un nombre conséquent de surfaces. Et d'autre part, à une connectivité avec d'autres entités linéaires, orientées dans le sens de la pente, et qui permettent de maintenir la concentration des surfaces jusque dans le cours d'eau.

Les effets liés à la présence d'une route bien insérée au centre du bassin sont évidents (2, fig. 7.3 B). La route draine un nombre important de surfaces ce qui réorganise totalement la distribution des écoulements de surfaces dans cette zone. Dans les parties nord du bassin, l'orthogonalité du raccordement des écoulements au réseau hydrographique apparaît renforcée (3, fig. 7.3 B). Cette caractéristique s'explique surtout par la construction des réseaux anthropiques au niveau des drains principaux. Dans le sud-est du bassin (4, fig. 7.3B), les réseaux d'origines anthropiques apparaissent bien moins structurants : les deux affluents principaux sont moins soumis à une restructuration du réseau de drainage par rapport à la partie ouest du bassin. Bien sûr la densité de réseau est moins forte, mais leur organisation dans l'espace semble moins impactante.

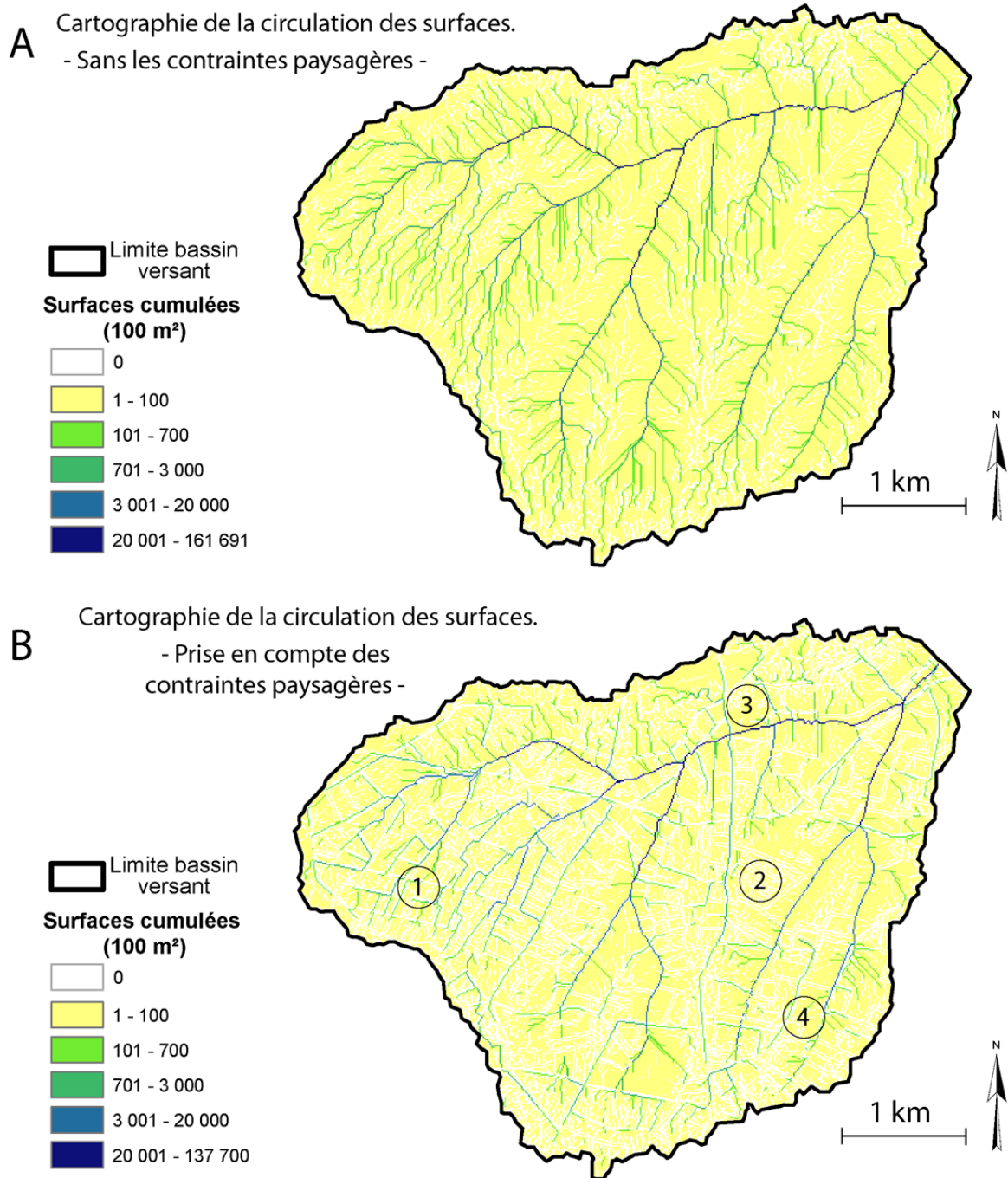


Figure 7.3 : Cartographie de la circulation des surfaces sur le bassin versant de Lingèvres sans (A) et avec (B) la présence de réseaux linéaires

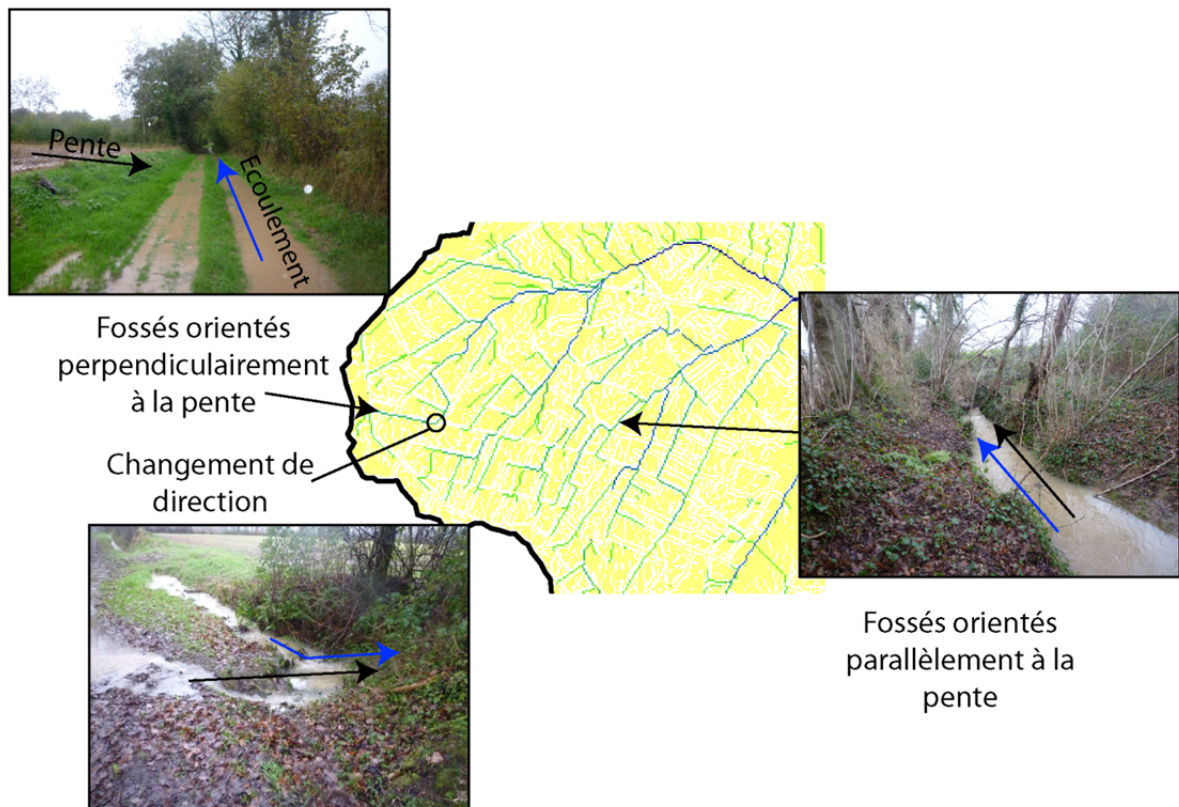


Figure 7.4 : Modification du sens d'écoulement liée à la présence de structures linéaires anthropiques

L'analyse du graphique du nombre d'agents passés à l'exutoire au cours de la simulation (fig. 7.6) permet d'identifier les conséquences spatiales de l'intégration des réseaux linéaires. Ce dernier montre que la vidange du bassin est plus longue avec les réseaux linéaires (645 itérations, soit 43 itérations supplémentaires ($S_{moy} = 2,13$)), alors que le nombre de surfaces connectées à l'exutoire est plus faible (Figure 7.5). L'intégration des réseaux linéaires entraîne, en effet, une forte déconnectivité de surfaces. Cela s'explique par la présence des haies et des cuvettes topographiques qui déconnectent un certain nombre de surfaces de l'exutoire du bassin. Sur le Lingèvres se sont ainsi 32 333 agents qui n'atteignent pas l'exutoire, soit 15 % d'entre eux. Le débit surfacique de pointe est plus faible (438) et atteint plus rapidement (363^{ème} itération), traduisant un écrêtage global des flux, le rapport Dv/S_{max} confirme cette impression avec une valeur de 1,47.

Indices graphiques	Sans linéaire	Avec linéaire
Dv	602 itérations	645 itérations
S_{moy}	2,67	2,13
S_{max}	4,8	4,4
Dq_{max}	347	363

Figure 7.5 : Récapitulatif des différents indices obtenus à partir de la lecture du graphique des surfaces

Les graphiques du nombre de surfaces arrivant à l'exutoire à chaque itération permettent de mieux juger de la prégnance des entités linéaires (fig. 7.6).

Au cours des six premières itérations le rapport est positif témoignant la capacité des réseaux à alimenter plus rapidement l'exutoire. Cela s'explique par la présence de fossés situés à proximité de l'exutoire qui concentrent davantage d'agents. Puis très rapidement, le flux de surfaces enregistré à l'exutoire est beaucoup plus important lors des simulations topographiques. En fin de simulation en revanche le rapport s'inverse puisqu'à partir de 602 itérations, il n'y a plus de surfaces qui transitent dans les simulations topographiques alors qu'il reste encore 11,84 hectares de surface à évacuer dans les simulations avec linéaires.

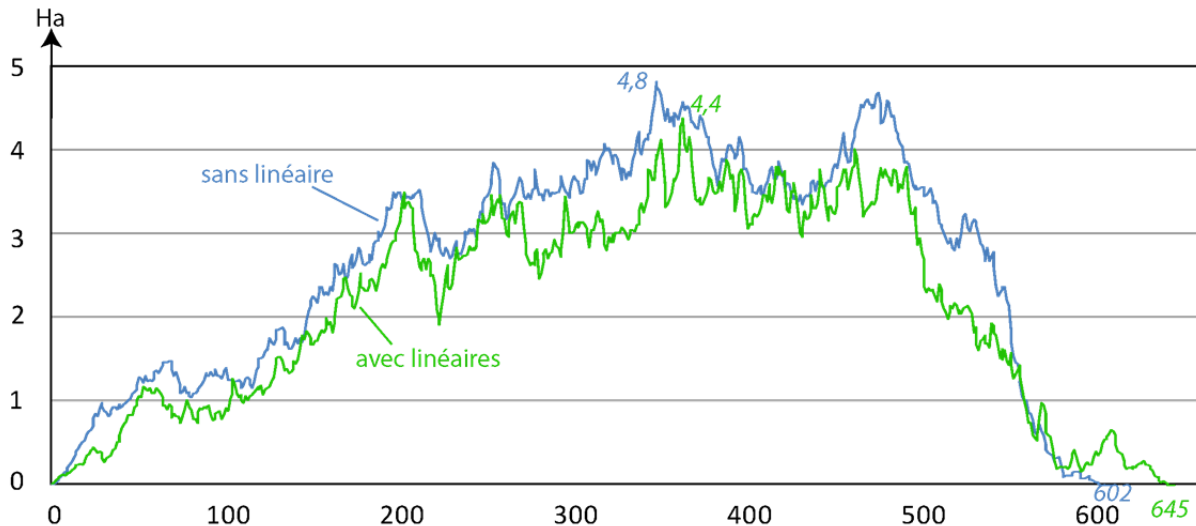


Figure 7.6 : Evolution du nombre de surfaces passées à l'exutoire

Au final, l'analyse des deux graphiques permet de mettre en évidence un double effet des réseaux linéaires sur l'alimentation en surface de l'exutoire.

- **Un effet de piégeage** puisqu'en moyenne 15 % des surfaces du bassin ne rejoignent plus l'exutoire du bassin lorsque l'on intègre les réseaux linéaires. Cette diminution du nombre de surfaces cumulées à l'exutoire est liée à la présence de réseaux de haies ou de cuvettes topographiques qui déconnectent les surfaces.

- **Un effet de détournement des flux, qui se traduit par une augmentation des distances à parcourir**, ce qui augmente la durée de vidange. Celle-ci augmente environ de 7 % lorsque l'on intègre les réseaux linéaires.

Une première mesure de l'impact des réseaux linéaires sur les écoulements en tout point de l'espace est ensuite possible en calculant le rapport des valeurs de la variable *flux* obtenue par la simulation avec les linéaires (F_{lin}), avec les valeurs de la variable *flux* obtenue par la simulation topographique (F_{topo}). Ce calcul (F_{lin} / F_{topo}) permet ainsi de mesurer l'évolution du nombre de surfaces cumulées par chaque patch au cours des simulations sans et avec linéaires.

Le calcul F_{lin}/F_{topo} montre que **sur le bassin de Lingèvres 36 % des patches ne sont pas affectés par une modification de l'alimentation en surface après l'intégration des réseaux linéaires (fig. 7.7). 24 % des patches ont vu le nombre de surfaces cumulées diminuer et 5 % l'ont vu augmenter.**

Nombre patches total	162485
en %	100
Surfaces non alimentées	57717
en %	36
Flux inchangés	58358
en %	36
Flux diminués	38785
en %	24
Flux augmentés	7625
en %	5

Evolution du cumul de surfaces

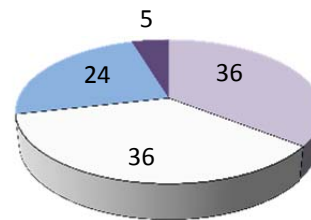


Figure 7.7 : Evolution du cumul des surfaces après l'introduction des entités linéaires

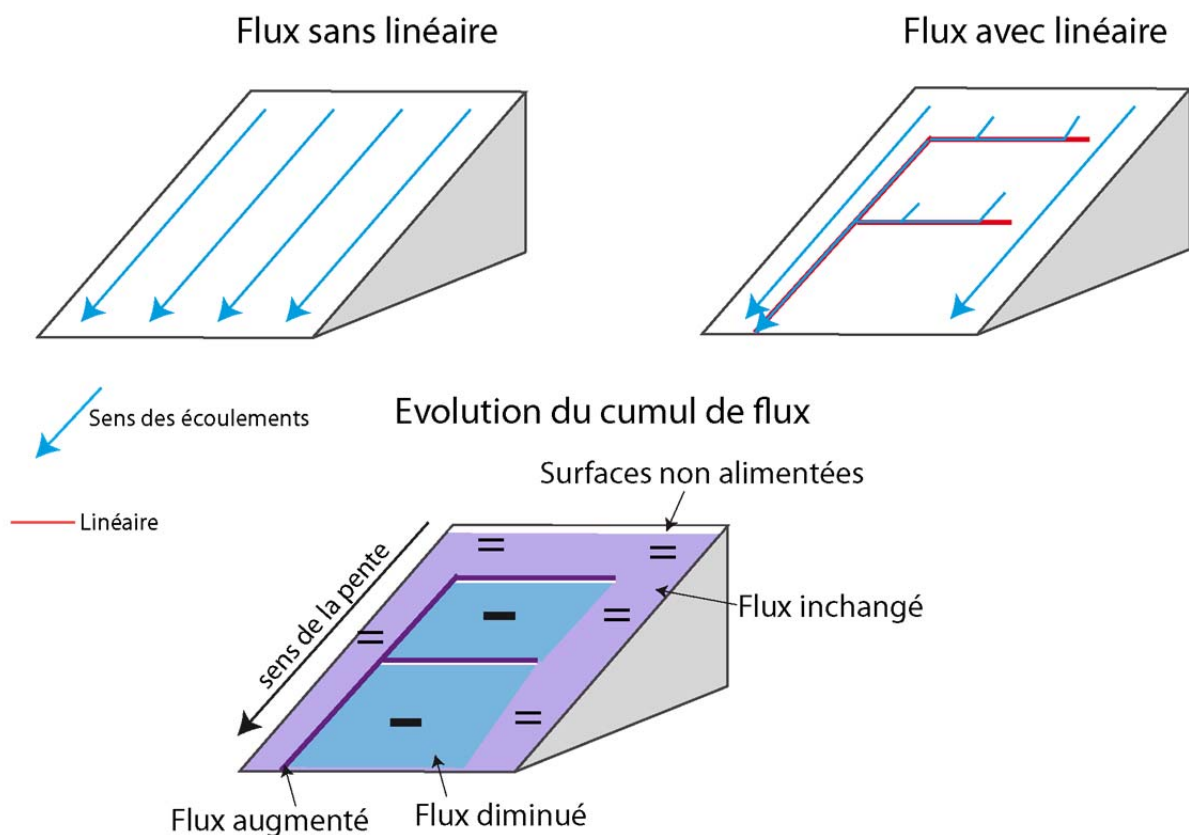


Figure 7.8 : Représentation graphique de l'évolution du calcul des flux

36 % des patches cumulent autant de flux sans ou avec la présence des entités linéaires dans la simulation. Cela témoigne de la présence de grandes entités hydrologiques continues non affectés par la présence de réseaux linéaires. Cette valeur permet donc de mesurer le degré de complexité d'un paysage sur les écoulements. Dans un paysage dépourvu d'entité linéaire cette valeur est maximale. En contexte d'openfield, par exemple, celle-ci serait beaucoup plus importante qu'ici. Sur le bassin de Lingèvres, la présence de grandes parcelles cultivées, montre que même sur un bassin bocager, la présence de réseaux linéaires n'affecte pas tous les écoulements de surfaces en tout point du bassin.

24 % des patches voient leur alimentation en surface diminuer après l'introduction des réseaux linéaires. Il s'agit principalement de patches situés dans le voisinage de patches linéaires concentrant les flux.

5 % des patches cumulent en revanche beaucoup plus de surfaces après l'introduction des réseaux linéaires. Il s'agit presque uniquement des patches "fossés" ou des patches situés juste en amont des haies qui concentrent davantage de flux que ne le faisait la topographie.

36 % des patches ne sont en revanche pas intégrés dans les résultats. Il s'agit à la fois de patches déconnectés de l'exutoire, des patches formant les lignes d'interfluves (donc qui ne cumulent pas de flux) et des patches situés dans le voisinage de réseaux de fossés ou de haies, mais dont l'entité linéaire, localisée en amont, les prive d'alimentation.

Le modèle multi-agents montre ainsi sa capacité à faire transiter de patch en patch des agents que l'on associe à des surfaces. Mais il est possible de faire transiter n'importe quel type de données quantitatives (quantités d'eau, de matière, etc.). L'indice présente l'avantage de prendre en compte la structuration et l'organisation des réseaux dans l'espace et permet d'aller au-delà des indices de densité. **Il permet de caractériser de façon très synthétique l'impact des entités paysagères linéaires sur les écoulements de surface, tout en intégrant finement la complexité des interactions processus/entités linéaires.**

2. Effets des réseaux linéaires sur les distances hydrologiques au cours d'eau

2.1 Objectifs

Un second indice, basé sur l'évolution des distances au réseau hydrographique de chacun des patches a été développé. On cherche ainsi à savoir si les réseaux linéaires raccourcissent la distance à parcourir par les agents pour rejoindre le cours d'eau ou si, au contraire, les réseaux augmentent cette distance. Pour cela, en plus de l'analyse globale du bassin on évalue, pour chaque patch, l'impact des réseaux linéaires sur les distances au cours d'eau.

Cette approche, même si les vitesses de déplacement ne sont pas prises en compte, ouvre une perspective intéressante en matière de gestion. En effet, en raccourcissant la distance hydrologique au cours d'eau, la structure paysagère peut favoriser les transferts de matières en limitant les possibilités de piégeages sédimentaires. A l'inverse, en augmentant la distance hydrologique au cours d'eau, celle-ci accroît la probabilité d'infiltration des eaux et/ou de sédimentation de la matière associée.

2.2 Méthodologie

Chaque patch est situé à une distance euclidienne de l'exutoire, cette distance n'évolue jamais. En revanche, la distance à parcourir par un agent qui partirait d'un patch pour rejoindre le cours d'eau est fonction de la pente mais aussi des contraintes qu'il rencontrera

au cours de son trajet. Ainsi, en calculant l'évolution de la distance parcourue par chaque agent au cours de simulations avec et sans linéaire il est possible de mesurer l'impact des réseaux linéaires sur les distances au cours d'eau de chaque patch et de dresser une typologie des espaces en fonction de l'évolution des distances hydrologiques. L'obtention de cet indice est possible en calculant le rapport (D_{lin}/D_{topo}) entre distance avec linéaires (D_{lin}) sur distance sans linéaires (D_{topo}). **L'indice obtenu permet de mesurer la rugosité spatiale induite par la structure paysagère entre les zones sources (les patches) et le cours d'eau.**

Un gradient de couleur permet de matérialiser l'évolution de ces distances dans les cartographies (fig. 7.9). Un dégradé de couleur orangé-rouge met en évidence les espaces dont la distance à l'exutoire a augmenté (la distance à parcourir par un agent est plus grande), en vert, les espaces dont la distance a diminué. Enfin en jaune les espaces dont la distance est restée la même.

2.3 Mise en évidence de l'évolution des distances hydrologiques au cours d'eau

La présence de réseaux linéaires d'origines anthropiques modifie la distance hydrologique au cours d'eau de 59,8 % des patches du bassin. Majoritairement, cette évolution se fait dans le sens d'une augmentation de la distance hydrologique. 45 % des patches ont, en effet, une distance hydrologique au cours d'eau qui augmente du fait de la présence des réseaux linéaires (fig. 7.10). A l'inverse, 15 % des patches ont une distance qui diminue. Pour 25 % de la superficie du bassin, cette distance reste inchangée. Enfin, 15 % des patches sont déconnectés du cours d'eau, par conséquent le calcul de l'évolution de la distance n'est pas possible.

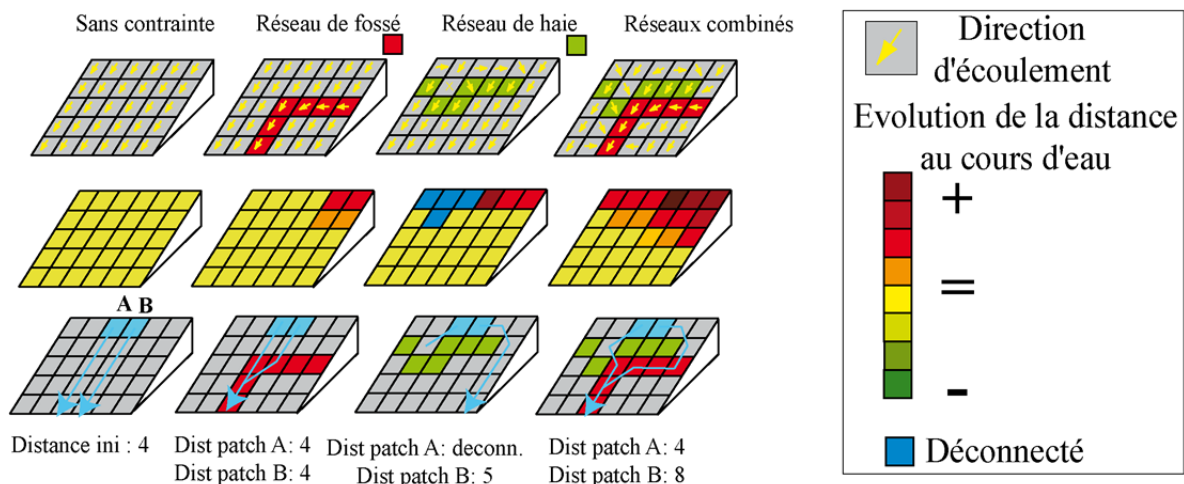


Figure 7.9 : Principe du calcul de l'évolution des distances au cours d'eau

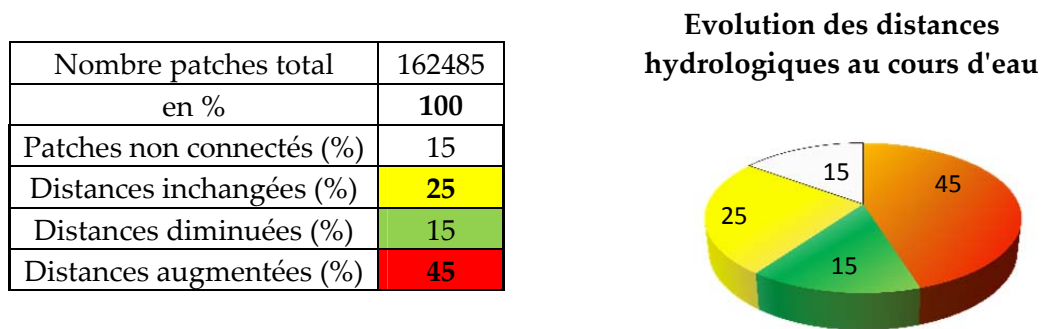


Figure 7.10 : Evolution des distances au cours d'eau après l'introduction des réseaux linéaires dans les simulations

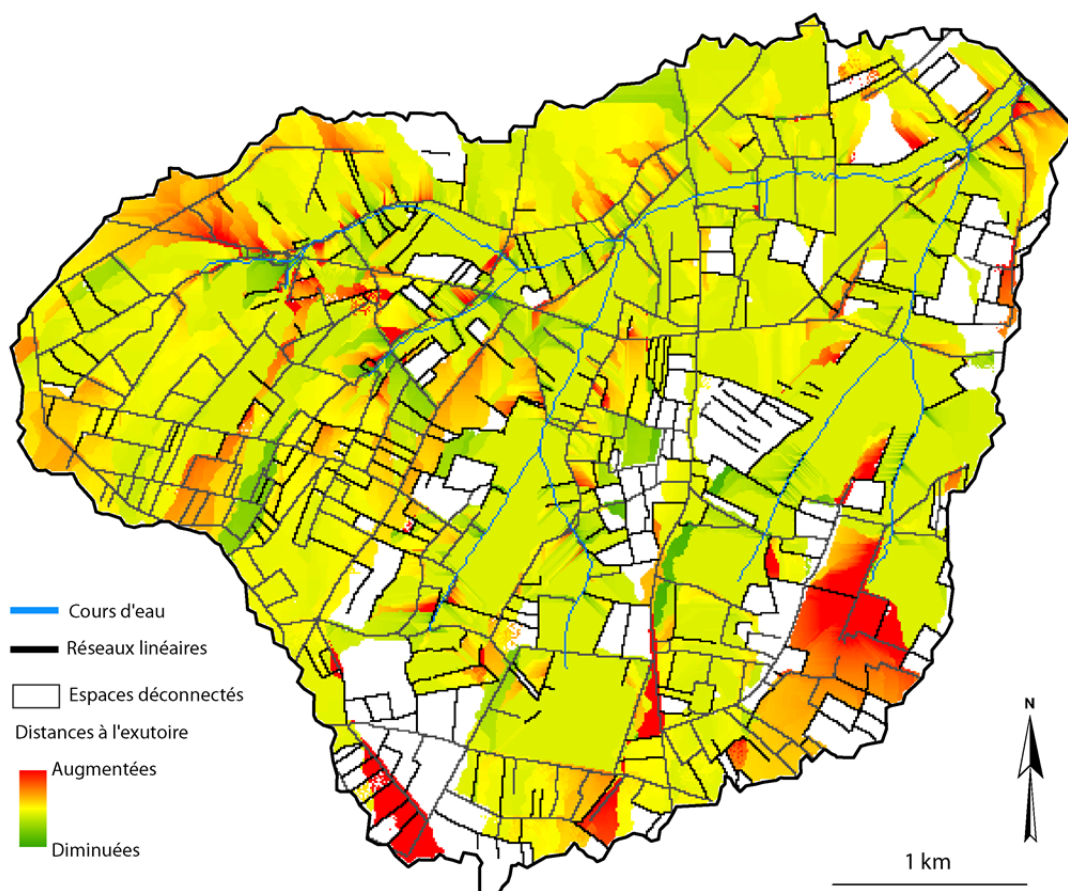


Figure 7.11 : Evolution des distances à l'exutoire

45 % des surfaces du bassin ont une distance hydrologique au cours d'eau qui augmente lorsque l'on intègre les entités linéaires. Concrètement cela se traduit par la présence de haies ou de fossés qui prennent en charge les écoulements et leur imposent la direction d'écoulement (fig. 7.13). Cela peut être le fait d'un seul réseau, suffisamment structurant dans le paysage ou bien les effets de plusieurs réseaux, qui, connectés les uns autres, allongent les distances au cours d'eau. A l'exutoire par exemple, la présence d'une route perpendiculaire à la pente augmente significativement la distance à parcourir pour rejoindre le cours d'eau. Il en est de même au sud-est du bassin. La présence de réseaux perpendiculaires affecte les

distances au cours d'eau, qui augmentent significativement. Plus globalement, les patches situés en amont des haies, quand ils ne sont pas déconnectés, ont une distance hydrologique qui augmente (fig. 7.10). Cependant, pour 51 % des patches dont la distance à l'exutoire est augmentée, celle-ci ne dépasse pas 10 % de la distance initiale (fig. 7.12). 35 % des patches ont cependant une distance hydrologique à l'exutoire qui augmente de 35 % et pour 8,5 % une distance qui double¹.

15 % des patches ont en revanche une distance hydrologique au cours d'eau qui diminue. Les écoulements issus de ces espaces sont pris en charge par des entités (fossés ou talus) qui "court-circuitent" la pente topographique pour acheminer "plus directement" les agents jusqu'au cours d'eau. C'est l'exemple qui est proposé dans la figure 7.14. La présence d'une route légèrement encaissée sur le plateau intercepte et dévie les écoulements provenant d'une parcelle cultivée et les achemine jusqu'au cours d'eau. En suivant le linéaire routier, la distance à parcourir est moins importante qu'en suivant la pente topographique. La distance à parcourir est ainsi diminuée de 650 mètres. La diminution des distances au cours d'eau peut être liée non pas à une seule entité linéaire mais à l'organisation et à la structuration de plusieurs entités dans l'espace. C'est le cas dans l'exemple présenté par la figure 7.15. Les écoulements issus de la parcelle sont très rapidement pris en charge par un fossé orienté perpendiculairement à la pente. Ce dernier se jette ensuite dans un chemin situé dans le sens de la pente, lui-même se jetant dans un fossé qui se connecte au cours d'eau.

Ainsi, la présence de réseaux bien structurés dans l'espace permet la prise en charge et l'évacuation vers le cours d'eau des agents de manière bien plus efficace que ne le propose la topographie "naturelle". La distance au cours d'eau étant raccourcie, les probabilités d'acheminer les excès hydriques produits sur les parcelles jusqu'au cours d'eau sont augmentées. Le travail de quantification exposé dans le chapitre 4 nous avait montré que le bassin de La Bouderie présentait des taux de transferts sédimentaires particulièrement élevés. Il semble, en effet, que les réseaux y soient particulièrement efficaces. Nous détaillerons plus largement ce point en fin de chapitre.

25 % de la superficie du bassin ne sont, en revanche, pas affectés par la présence de réseaux linéaires. Cela s'explique par l'absence de réseaux entre ces patches et le cours d'eau. Aucune contrainte ne s'exerce donc sur le déplacement des agents jusqu'au cours d'eau. Il s'agit principalement de patches situés à proximité du cours d'eau.

Pour 15 % des patches, la distance hydrologique à un cours d'eau, n'a pas pu être calculée car les agents qu'ils émettent ne rejoignent pas l'exutoire du bassin. L'introduction des réseaux linéaires met en place des obstacles à l'écoulement (haies perpendiculaires par exemple), qui bloquent un certain nombre d'agents.

¹ D'autres ont une distance qui se rallonge considérablement, mais il s'agit plus d'un biais dans l'implémentation informatique. Nous n'en tenons donc pas compte dans notre discussion.

Evolution des distances hydrologiques à l'exutoire

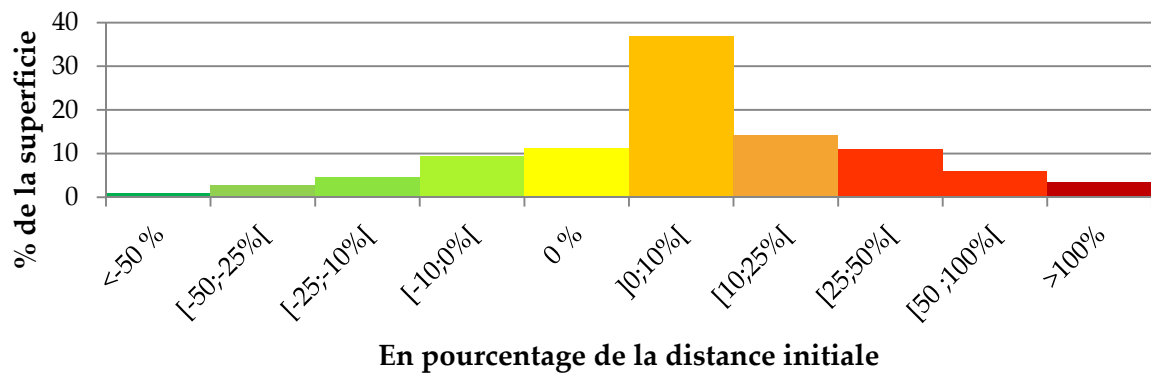


Figure 7.12 : Diagramme de l'évolution des distances hydrologiques à l'exutoire

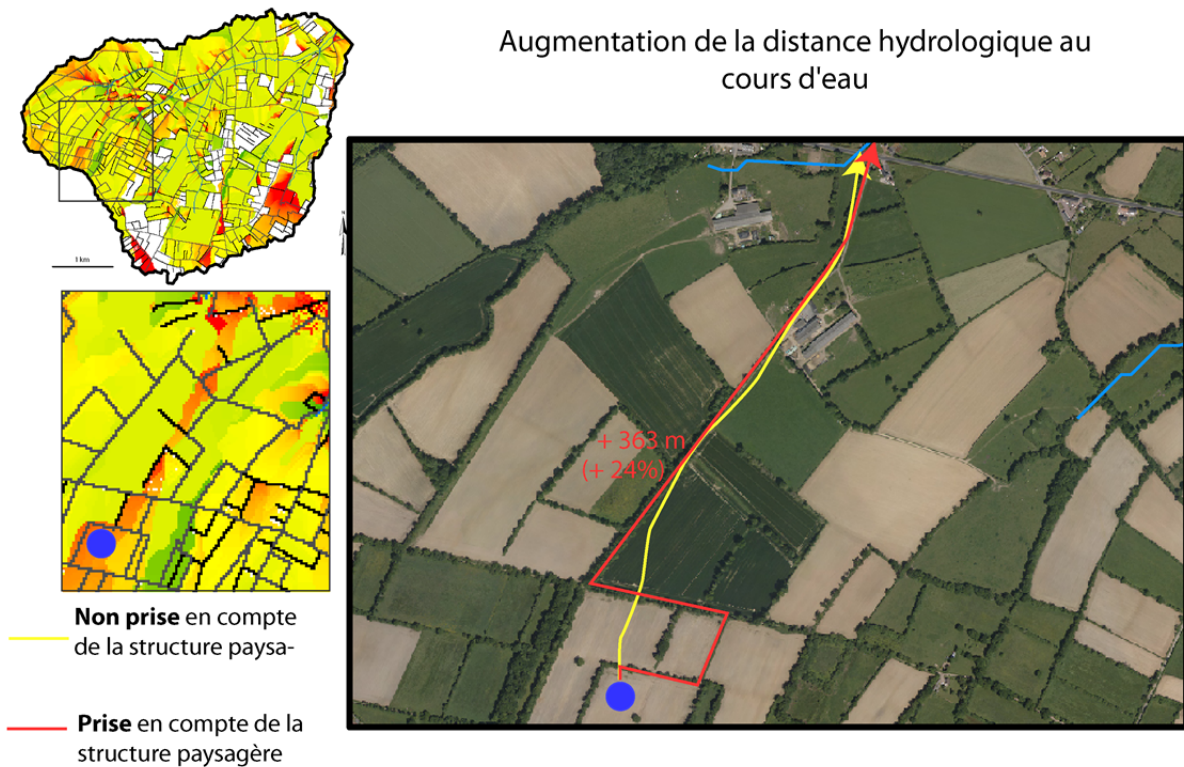


Figure 7.13 : Exemple d'une augmentation de la distance hydrologique au cours d'eau

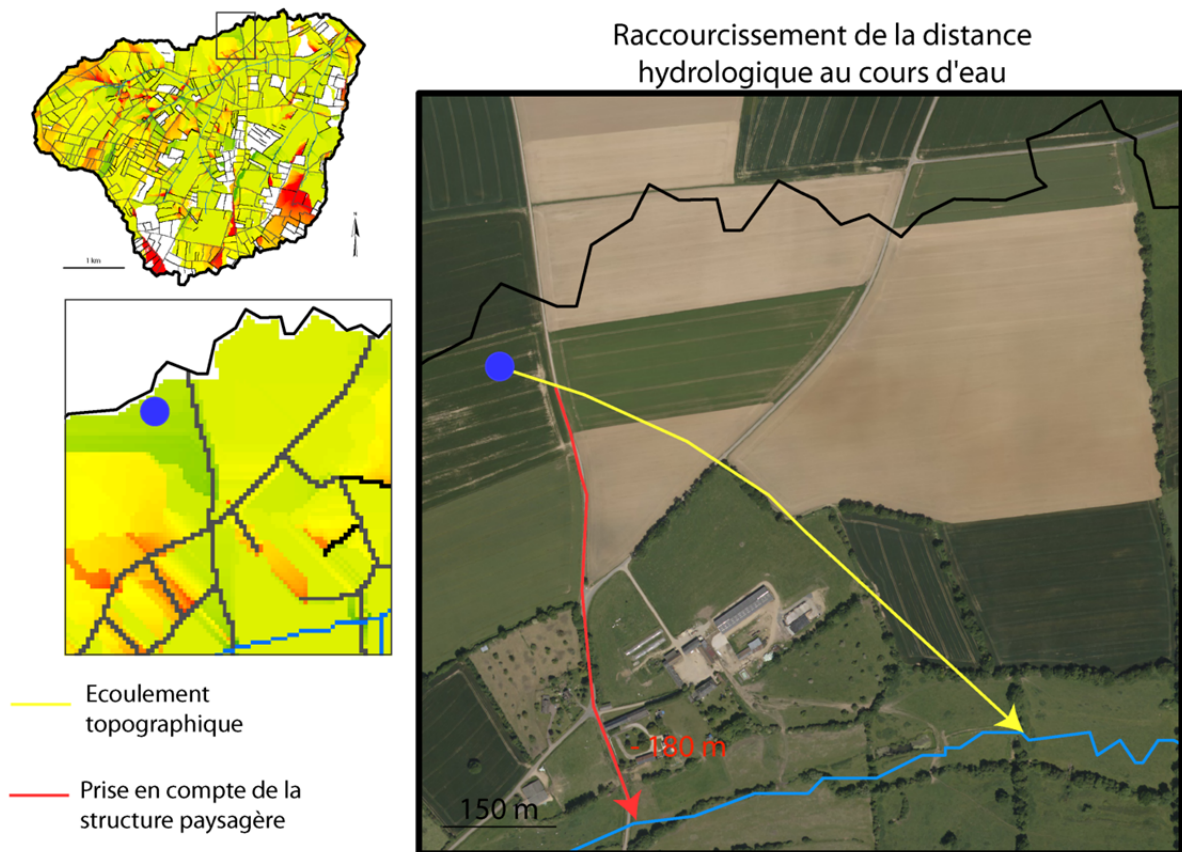


Figure 7.14 : Exemple de surfaces dont la distance hydrologique au cours d'eau est diminuée

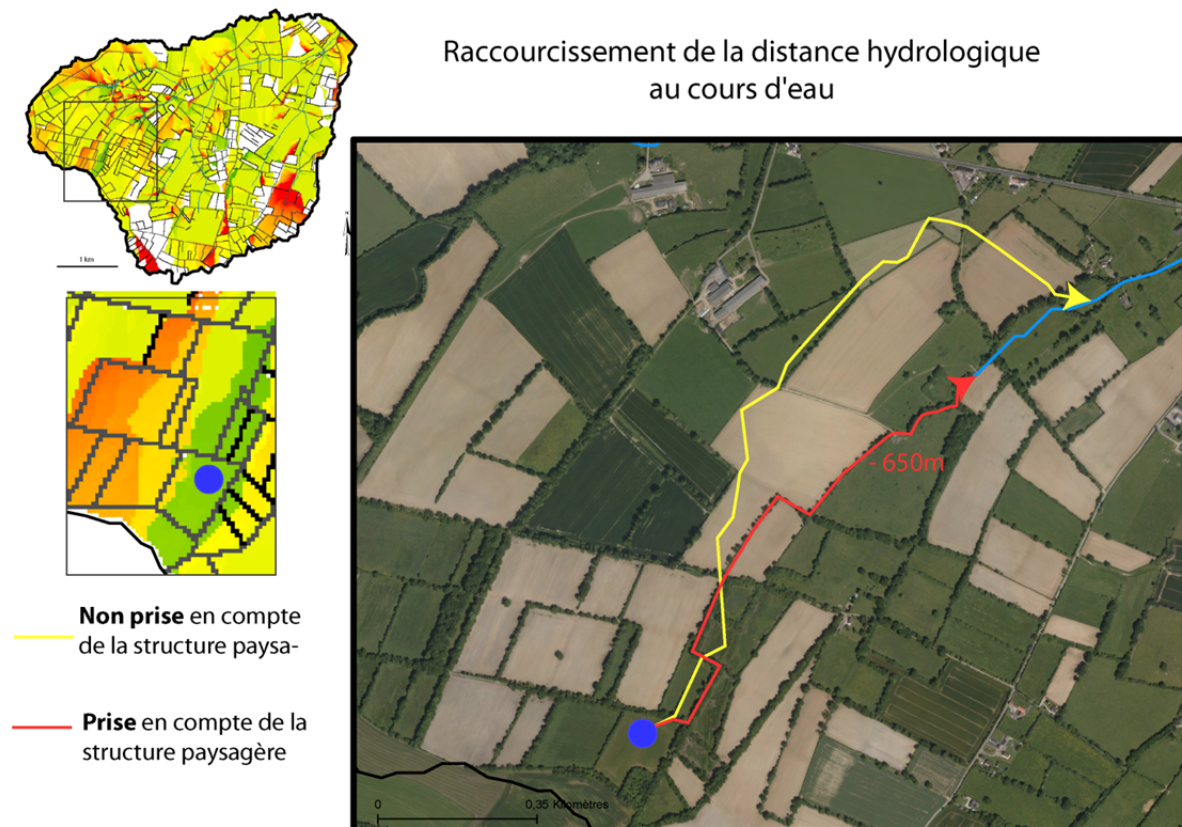


Figure 7.15 : Exemple de surfaces dont la distance hydrologique à l'exutoire est diminuée (contexte bocager)

En comparant la cartographie de l'évolution des distances à l'exutoire avec celle présentant les densités de linéaires sur le bassin, des contrastes saisissants apparaissent. Six exemples sont détaillés ci-dessous pour étayer ce propos (fig. 7.16). Sur les focus 1 et 2, la densité de réseaux linéaires dans ces espaces est similaire (inférieure à 0,2 km.ha⁻²). L'évolution des distances hydrologiques au cours d'eau est pourtant bien différente. Les distances augmentent fortement dans le premier cas (1) alors qu'elles diminuent dans le second. L'augmentation dans le focus 1 est liée à la présence d'un fossé orienté perpendiculairement à la pente alors que dans le second focus, le fossé est orienté dans le sens de la pente. Dans le focus 3, la densité de réseaux bien que légèrement plus élevée (entre 0,5 et 1 km.ha⁻²) reste faible. Mais l'orientation des réseaux par rapport à la pente et leur structuration dans l'espace modifient la distance au cours d'eau, celle-ci est en effet fortement augmentée. C'est l'un des espaces sur le bassin versant pour lequel la distance est autant augmentée. Dans les focus 4, 5 et 6, la densité de réseau est supérieure à 1 km.ha⁻² mais là aussi, en fonction de l'orientation des entités linéaires, les distances hydrologiques sont soit augmentées, soit diminuées, et parfois les espaces sont même déconnectés.

Cette cartographie et ces différents exemples illustrent les propos évoqués par de nombreux auteurs (Mérot *et al.*, 1998 ; Delahaye, 2002 ; Baudry et Jouin, 2003 ; Douvinet, 2008 ; Viel *et al.*, 2014a) et déjà discutés dans ce mémoire : **plus que la densité c'est l'organisation et la structuration dans l'espace des réseaux qui impactent le plus les écoulements de surface**. Si la densité de réseau dans un espace augmente les probabilités de modification des dynamiques spatiales d'écoulement, c'est en intégrant l'orientation et la structuration des entités linéaires dans l'espace que l'on peut juger de l'efficacité des réseaux.

Dans cette approche en 2D, l'effet des pentes et de la nature des réseaux ne sont pas pris en compte. Ainsi, les écoulements qui se déplacent le long d'une haie ou dans un fossé bitumé possèdent la même vitesse (dictée par les itérations de la simulation). Cette information spatiale peut ainsi être amenée à évoluer lors de l'intégration des vitesses d'écoulement. Dans certains espaces dont la distance hydrologique est ici jugée augmentée cela peut se traduire par un temps de parcours plus rapide si la rugosité du revêtement est nulle (ex : buse bétonnée). A l'inverse, certains espaces ont, dans cette approche, une distance hydrologique qui diminue, mais si les réseaux concernés présentent une forte rugosité (fossés enherbés) le temps de parcours peut être rallongé et surtout, ils peuvent favoriser la sédimentation des matières éventuellement véhiculées.

Cette cartographie n'est ainsi qu'une première étape vers un outil de diagnostic plus fin qui intégrerait vitesse de déplacement et sédimentation. **Cependant, les premiers résultats confirment non seulement la pertinence des SMA dans nos travaux mais surtout montrent le poids de la structuration des entités paysagères sur les dynamiques spatiales d'écoulement.**

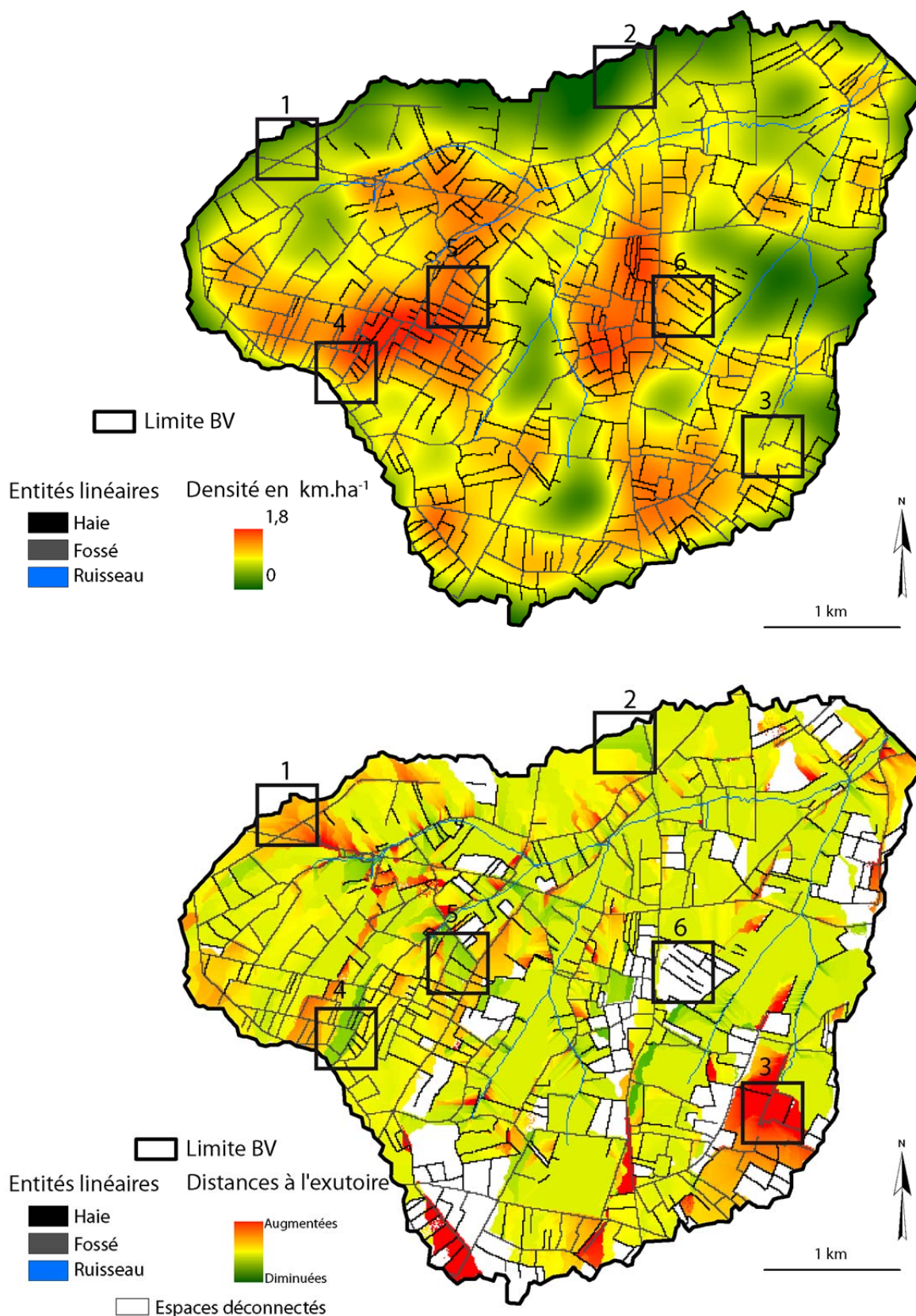


Figure 7.16 : Cartographie de la densité de réseaux linéaires et de l'évolution des distances à l'exutoire

3. Pertinence des SMA pour l'analyse des connectivités

3.1 Méthodologie

Il s'agit maintenant de s'intéresser à la connectivité des parcelles cultivées au cours d'eau. Cette connectivité a été mesurée à partir d'observations de terrain au cours de plusieurs épisodes de ruissellement sur le bassin versant de Lingèvres (Chapitre 3). De ces observations une cartographie avait été proposée et présentée dans le chapitre 3 (fig. 3.12, p98, chapitre 3). La variabilité temporelle n'ayant pas été prise en compte, cette "photographie" de l'espace représente la connectivité maximale des surfaces cultivées au cours d'eau observée sur le bassin versant de Lingèvres. En effet, compte tenu des caractéristiques pédologiques, géologiques et phénologiques, les surfaces sont rarement toutes productives à chaque épisode. Il existe des seuils de déclenchement propres à chaque "terroir hydrologique" (Lambert, 1996). La carte présentée dans le chapitre 3 présente ainsi les connectivités maximales. **L'objectif est ici d'utiliser le modèle pour retrouver ces niveaux de connectivité et pour affiner le diagnostic porté sur le terrain.** Pour cela, il s'agit de se concentrer sur la capacité des agents à rejoindre (ou non) le cours d'eau en exécutant les différents algorithmes de déplacements.

Les simulations sont, dans un premier temps, les mêmes que celles exécutées précédemment. En fin de simulation, **on cherche cette fois-ci à comparer les niveaux de connectivité avec la réalité**, c'est-à-dire avec la carte exposée dans le chapitre 3. Tous les agents qui, en fin de simulation, ont atteint l'exutoire du bassin versant sont, par nature, connectés à celui-ci. Et tous les "agentgouttes" qui n'y sont pas arrivés ont, par conséquent, été bloqués à un endroit sur le bassin, leur patch d'émission (*start-patch*) est alors considéré comme déconnecté. L'évaluation se fait par comparaison de la carte des connectivités obtenues par simulation avec celle réalisée à partir des observations de terrain (fig. 3.12, p98, chapitre 3). Concrètement, la carte issue du travail d'observation du terrain est convertie au format raster, ce qui permet de pouvoir comparer des unités spatiales (patch) de même taille. Ainsi chaque patch est évalué en tenant compte de sa position au sein du bassin. En fin de simulation il est alors possible de comparer la connectivité simulée des patches avec la réalité :

- Une simulation correcte pour un patch signifie que la simulation a reproduit sa connectivité au cours d'eau. Si celui-ci est (dé)connecté dans la réalité, il l'est aussi dans les simulations ;
- La surreprésentation indique que le patch est connecté au cours d'eau dans les simulations, alors qu'il ne l'est pas en réalité ;
- La sous représentation indique l'inverse, c'est-à-dire le patch est déconnecté au cours d'eau dans les simulations, alors qu'il est "connecté dans la réalité".

En fin de simulation, 85 % des agents (moyenne pour 100 simulations) réussissent à rejoindre l'exutoire du bassin versant. Les simulations montrent ainsi que plus des trois quart de la superficie du bassin sont connectés au cours d'eau. On retrouve logiquement ce que l'on observait précédemment, 15 % des agents ne se connectent pas au cours d'eau du fait des piègeages à l'amont des haies ou dans des cuvettes.

En comparant avec les observations réalisées sur le terrain, la connectivité des patches apparait cependant largement surestimée (fig. 7.17). En effet, si 27,9 % des espaces connectés sont effectivement bien "connectés" au cours d'eau dans la réalité (en vert sur la figure), et 12,5 % sont correctement "déconnectés" (en beige), pour le reste ce n'est pas le cas. 57,1 % des patches du bassin identifiés comme connectés au cours d'eau ne sont, dans la réalité, pas connectés (en rouge) et 2,5 % sont considérés comme déconnectés par les simulations alors qu'ils sont connectés dans la réalité (en bleu).

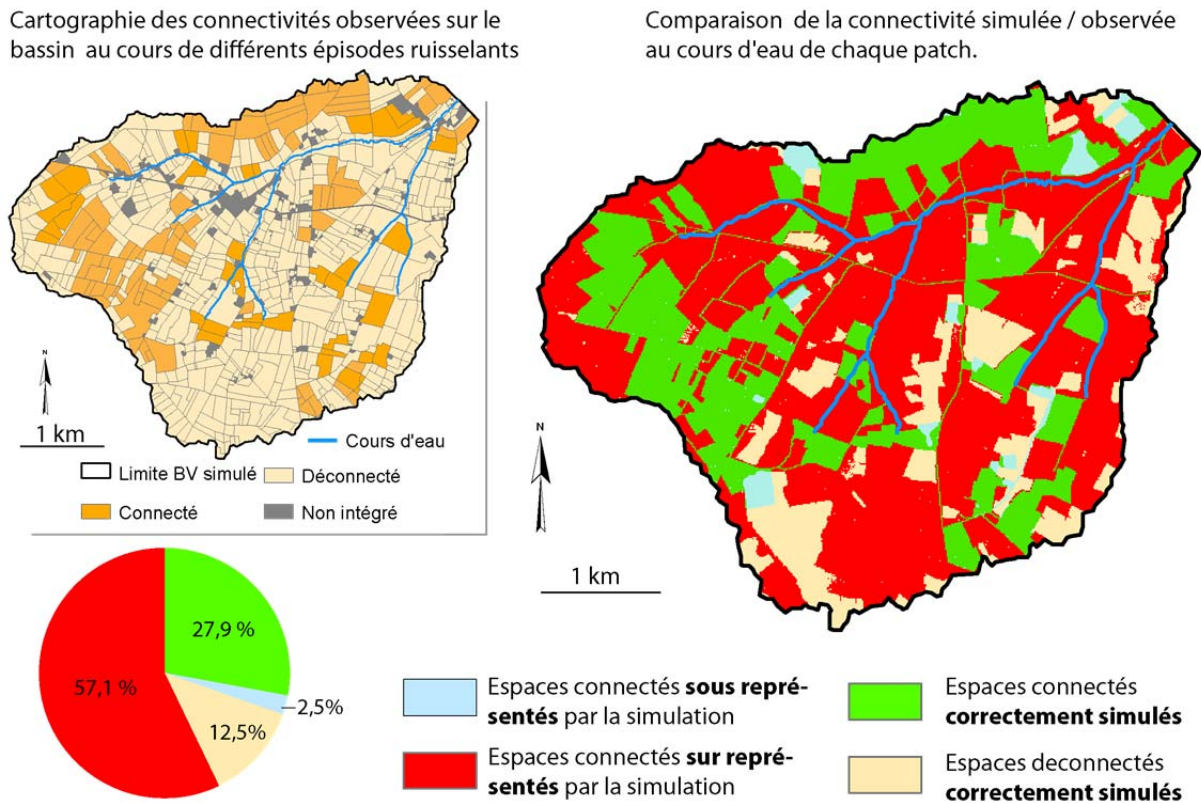


Figure 7.17 : Espaces de la connectivité d'après les simulations réalisées sur le bassin de Lingèvres

Ce résultat n'est cependant pas surprenant puisque, dans cette approche, on considère d'une part que tous les patches produisent du ruissellement (ils émettent un "agentgoutte"), et d'autre part qu'il n'y a pas possibilité d'infiltration pour les agents. Toutes les surfaces du bassin sont considérées comme ruisselantes. Seule la présence de cuvettes topographiques et de haies perpendiculaires aux écoulements, peuvent bloquer les "agentgouttes". Or, *in situ*, ces conditions de connectivités fonctionnelles ne sont jamais optimales. En effet, avant d'être éventuellement saturées et donc permettre la connectivité des écoulements, les prairies jouent un rôle tampon non négligeable. De plus, un espace boisé peut être protégé de l'action érosive des pluies, mais s'il vient à être traversé par des écoulements formés sur des surfaces à l'amont, son rôle protecteur peut être considérablement réduit. **Ainsi il y a des effets de seuils liés aux caractéristiques pédo-paysagères qui sont prépondérants au sein d'un bassin versant et qui ne sont pas intégrés dans le modèle.** Or leur absence introduit un biais dans les résultats des simulations. Pour pallier à cela, **un seuil de "rétention" a été mis en place** afin de limiter le déplacement des agents sur des entités jugées infiltrantes, telles que les prairies ou les espaces boisés.

En termes de modélisation, il s'agit de mettre en place un seuil en dessous duquel le volume d'eau transporté (*stock_en_eau*) par les agents est entièrement "infiltré", ce qui entraîne la suppression des agents des simulations. Le volume prélevé est accumulé par les patches, et dès qu'il atteint la valeur seuil, les patches perdent leur capacité de rétention, ce qui permet aux "agentgouttes" de se déplacer sur les patches. On reste ainsi dans une approche artificielle du fonctionnement des écoulements à la surface d'un bassin puisque des variables telles que la réserve utile ou les antécédents hydriques ne sont pas pris en compte. Néanmoins, **on cherche ici seulement à mettre un seuil qui pondère la connectivité au cours d'eau**. Cette première approche doit permettre d'ouvrir la voie à une montée en complexité du modèle dans un prochain développement, mais elle permet, dès à présent, de pouvoir approfondir la réflexion sur les dynamiques spatiales d'écoulement et sur le rôle de la structure paysagère.

Dix seuils (de 10 à 100) ont donc été testés pour identifier celui qui permet de reproduire de façon plus réaliste la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres (tableau, fig. 7.18). Un seuil de 20 signifie, par exemple, qu'un patch "infiltré" les 20 premiers "agentgouttes" qui passent sur lui, et qu'à partir du 21^{ème}, il les laisse passer. L'unité de ce seuil correspond donc à un nombre d'agents. Trois types de patches en sont affectés. Les patches en "herbe", "haie" et "bâti". Pour ces derniers, la mise en place du seuil de rugosité se justifie pour plusieurs raisons. La majorité des surfaces bâties² correspondent à des pavillons avec jardin, le ruissellement peut être considéré comme très faible dans ces espaces, qui, par ailleurs, disposent de leur propre réseau de drainage. Ensuite, les surfaces bâties correspondent au bourg de village, mais compte tenu de leur superficie réduite mais surtout de la présence de réseaux routiers les traversant (et surimposant), la mise en place d'un seuil de rétention n'affecte pas la bonne reproduction des processus.

Alors qu'en l'absence de seuil seulement 40,4 % des niveaux de connectivité des patches étaient en adéquation avec la réalité du terrain, avec un seuil à 10, 91,4 % des (dé)connectivités du bassin sont retrouvées (fig. 7.19). Ainsi, même avec un faible seuil, les niveaux de connectivités simulées apparaissent plus proches de la réalité. Cela s'explique surtout par le fait que tant que le seuil de rétention n'est pas atteint les "agentgouttes" présents sur les patches "en herbe", "bâti" ou "haie" sont supprimés et donc déconnectés du cours d'eau. Parmi les dix seuils testés, une valeur de 40 a été retenue. Celle-ci permet d'obtenir de bonnes correspondances entre connectivités observées et simulées (82 %), tout en limitant la sur-représentativité et la sous-représentativité des connectivités (8,9 % et 9,1 %) (fig. 7.18).

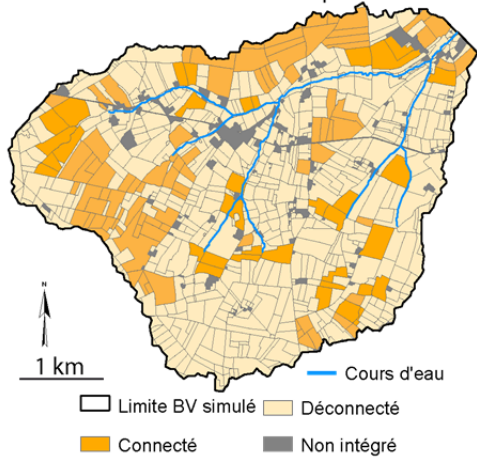
Un seuil de 40 a été retenu et utilisé dans toutes les simulations qui vont être présentées à la suite de ce mémoire. Ce seuil artificiel est utilisé à titre expérimental, il se base sur les observations de terrain réalisées sur le bassin de Lingèvres au cours de différents épisodes de ruissellement. Ces derniers sont représentatifs d'une certaine variabilité des intensités (dont une crue décennale). Cependant, le seuil utilisé ne doit être qu'une étape intermédiaire vers un seuil calé sur des paramètres physiques.

² Les surfaces "bâties" occupent 3,7 % de la superficie du bassin dans les simulations.

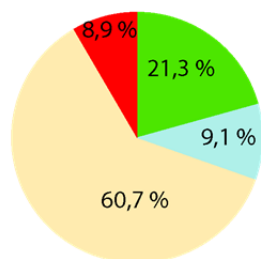
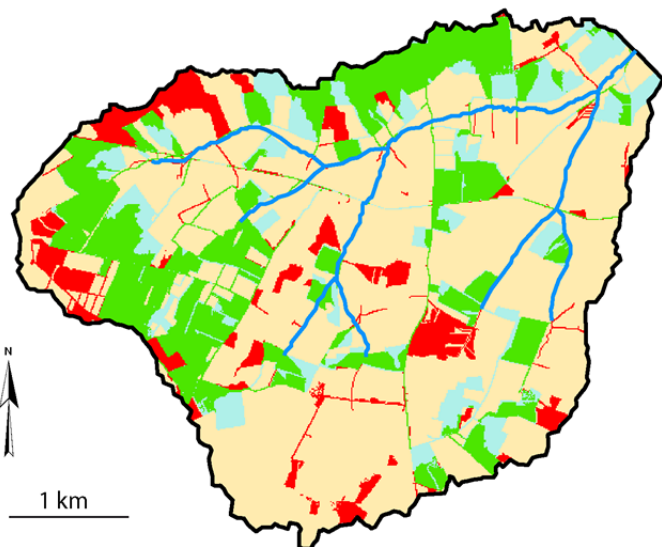
Valeur du seuil	Simulation correcte (%)	Sur représentation (%)	Sous représentation (%)	Ecart entre sur et sous représentation
0	40,4	57,1	2,5	54,60
10	91,4	12,2	5,7	6,51
25	82,1	10,2	7,8	2,38
30	82,1	9,6	8,3	1,35
40	82,0	8,9	9,1	-0,24
50	81,9	8,3	9,7	-1,39
60	81,7	8,0	10,3	-2,33
70	81,4	7,8	10,8	-2,99
80	81,0	7,7	11,4	-3,67
90	80,7	7,5	11,8	-4,25
100	80,5	7,4	12,1	-4,65

Figure 7.18 : Résultats des simulations en fonction des différentes valeurs de seuils testées (les résultats correspondent aux valeurs moyennées de 100 simulations pour chacun des seuils)

Cartographie des connectivités observées sur le bassin au cours de différents épisodes ruisselants



Comparaison de la connectivité simulée / observée au cours d'eau de chaque patch.



Espaces connectés **sous représentés** par la simulation
 Espaces connectés **correctement simulés**
 Espaces connectés **sur représentés** par la simulation
 Espaces deconnectés **correctement simulés**

Figure 7.19 : Espaces de la connectivité après introduction d'un seuil de rugosité

3.2 Connectivité et déconnectivité hydrologique sur le bassin de Lingèvres

Les simulations réalisées sur le bassin versant de Lingèvres montrent que **30,2 % des espaces sont connectés au cours d'eau** (fig. 7.20). Les parties nord et ouest du bassin présentent les niveaux de connectivités les plus élevés. A l'ouest, il est intéressant de voir que certaines prairies, déconnectées du cours d'eau, sont ceinturées de fossés qui acheminent des écoulements issus de parcelles cultivées situées plus à l'amont. Dans le quart sud-est du bassin, la connectivité au cours d'eau est moins importante, mais grâce à un réseau de fossés bien structuré, certaines parcelles cultivées, même lointaines, sont cependant hydrologiquement connectées au cours d'eau. A l'inverse, 69,8 % des surfaces sont déconnectées du cours d'eau. S'il s'agit de l'ensemble des surfaces en herbe et bâtie, un certain nombre de parcelles cultivées sont également déconnectées.

Ainsi, dans un bassin versant, la connectivité au cours d'eau n'est pas dépendante de la distance à celui-ci, car certaines parcelles, pourtant très éloignées, sont connectées à des réseaux de fossés qui permettent l'acheminement des écoulements jusqu'au cours d'eau. C'est ainsi l'organisation et la structuration dans l'espace des différentes entités paysagères qui permet ou non la connectivité au cours d'eau.

Très localement, il apparaît sur la cartographie, la présence d'îlots connectés sans pour autant qu'il soit possible de distinguer le chemin qui les connecte au cours d'eau. Cela s'explique par le fait que sur ces chemins, il existe des cuvettes topographiques qui doivent être remplies pour assurer la connectivité. Or, le remplissage de ces cuvettes nécessite le "sacrifice" de certains agents. Le patch de départ de ces agents est alors hydrologiquement déconnecté du cours d'eau.

Cartographie de la connectivité au cours d'eau d'après les simulations

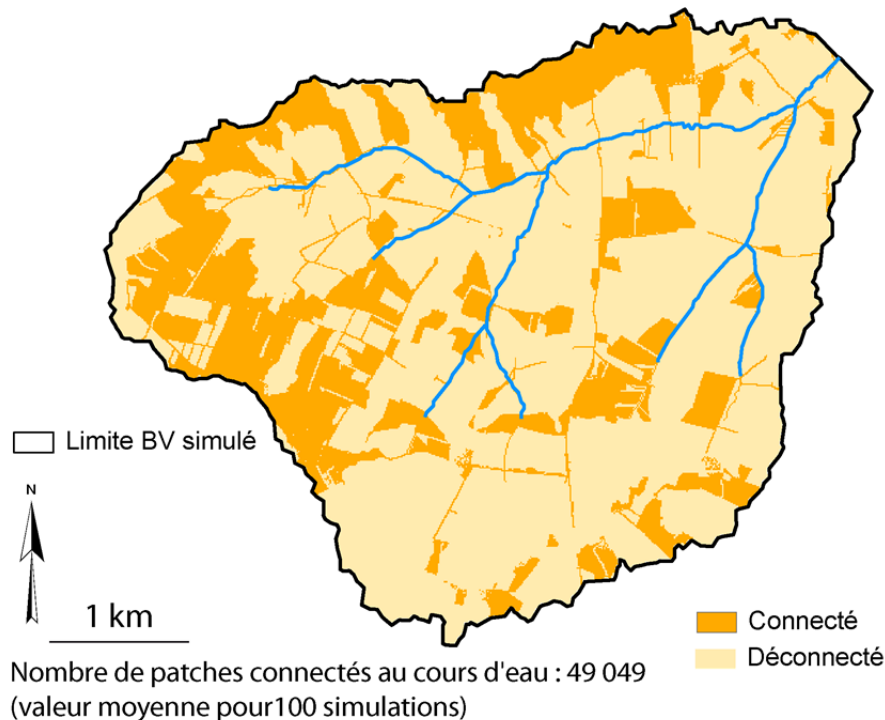


Figure 7.20 : Cartographie des connectivités par la simulation (seuil de 40)

4. La simulation comme aide au diagnostic

On cherche maintenant à identifier les entités paysagères, qui, sur le bassin versant du Lingèvres, participent à la (dé)connectivité des parcelles cultivées au cours d'eau. Pour cela, les entités de la déconnectivité, c'est-à-dire, les entités qui interceptent les écoulements produits par des surfaces cultivées, sont identifiées. Cela permet d'obtenir une cartographie des entités essentielles qui permettent de limiter les apports des processus de ruissellement vers le cours d'eau. Ensuite on s'intéresse aux surfaces cultivées (donc potentiellement productrices) pour voir dans quelle mesure et par le biais de quelles entités celles-ci arrivent à se connecter au cours. Le diagnostic permet d'obtenir une cartographie présentant les espaces de sensibilité sur le bassin versant de Lingèvres. A la fin, une cartographie réunissant l'ensemble des entités paysagères jouant un rôle positif ou négatif sur le bassin permet de caractériser la sensibilité générale du bassin vis-à-vis de ces processus de transferts. Un retour sur les observations de terrain viendra compléter l'analyse.

4.1 Les entités de la déconnectivité

On s'intéresse ainsi, tout d'abord, aux entités de la déconnectivité. Au cours des simulations, 113 440 "agentgouttes" (moyenne 100 simulations) ne réussissent pas à rejoindre l'exutoire du bassin versant. Cela veut dire qu'au cours de leur déplacement vers le cours d'eau, les agents rencontrent un obstacle qui les contraint à s'arrêter. Leur patch d'émission est par conséquent hydrologiquement déconnecté du réseau hydrographique. Au total, **69,8 % de la superficie du bassin n'est pas connectée au cours d'eau, soit 11,8 km²** (les observations terrain montrent une déconnectivité de l'ordre de 72,2 %³). Parmi ces espaces déconnectés, les surfaces en "herbe", "bâtie" et "haie" sont les plus nombreuses puisqu'elles n'émettent pas d'"agentgouttes"⁴. Les autres espaces déconnectés correspondent aux parcelles cultivées dont les écoulements produits sont infiltrés avant d'avoir atteint le cours d'eau. Cette déconnectivité des "agentgouttes" issus de parcelles cultivées peut être liée à la présence de trois types d'obstacles situés entre les zones d'émissions et le cours d'eau :

1) **Les patches en "herbe"** ;

2) **Les patches "haie"** qui, orientés perpendiculairement par rapport aux pentes, génèrent des cuvettes que les "agentgouttes" doivent combler.

3) **Les patches "bâti"**, majoritairement des maisons individuelles avec jardin, sont considérés comme "infiltrant" dans les simulations du fait de leur fonctionnement particulier (canalisation, réseau d'assainissement propre, système de récupération des eaux par les particuliers etc.).

³ On rappelle que l'on se base sur le bassin situé en amont de la station de mesure donc d'une superficie de 16,75 km²

⁴ Ou plutôt elles "infiltrèrent celui qui leur est affecté en début de simulation.

4.1.1. Les patches "herbe" infiltrant

Au total, 27 % des "agentgouttes" issus de parcelles cultivées ont été piégés et "infiltrés" dans l'un des 1 718 patches en "herbe" infiltrant. Autrement dit, **la présence et surtout la localisation de 2,5 % des patches "en herbe" du bassin a permis de déconnecter 27 % des agents circulant à la surface du bassin versant. Ainsi, l'efficacité des prairies tient moins à leur nombre qu'à leur position dans le bassin.**

On associe maintenant chaque patch "en herbe" à la parcelle à laquelle il appartient. Pour cela, on considère qu'une parcelle en herbe est déconnectante dès qu'elle contient au moins un patch identifié comme tel. Ainsi, on ne parle plus en termes de patches "en herbe" mais de surfaces "en herbe". Sur l'ensemble du bassin versant 183 parcelles peuvent ainsi être identifiées comme déconnectantes. Cela représente **une superficie de 3,14 km² soit 37 % de la superficie en herbe totale du bassin (prairie, bois, verger).**

Ces surfaces se situent principalement le long du talweg et dans une moindre mesure dans les têtes de bassin (fig. 7.22). Parmi ces 183 parcelles, 54 sont, en effet, situées le long du cours d'eau. D'une superficie moyenne de 2 hectares, elles présentent un intérêt majeur pour limiter la connectivité au cours d'eau. Plus de la moitié des surfaces en "herbe" infiltrantes (55 %) sont, par ailleurs, situées à moins de 100 mètres du cours d'eau. En permettant, l'infiltration des eaux elles favorisent le dépôt des MES et jouent le rôle de dernier rempart contre les altérations de la ressource aquatique. Ceci étant, lorsque les écoulements arrivent concentrés le rôle de ces surfaces reste plus nuancé, puisqu'elles peuvent être traversées entièrement par les flux. D'autres espaces en "herbe" sont, au contraire, localisés très amont, dans les têtes de bassin versant et infiltrent des écoulements provenant de parcelles voisines. Ces petits aménagements d'hydraulique douce permettent de briser, très en amont, les processus de ruissellement et de transferts de matières vers le cours d'eau. Il apparaît ainsi, que la mise en place de parcelles enherbées peut permettre, pour un faible coût, de limiter les risques liés aux transferts d'eau et de MES dans un bassin versant.

4.1.2. Le rôle des haies perpendiculaires aux écoulements

Au cours des simulations, 9,3 % des "agentgouttes" sont bloqués par des haies orientées perpendiculairement à la pente. Il s'agit d'"agentgouttes" provenant de parcelles cultivées voisines. Au total, ce sont 635 hectares de surfaces cultivées dont les écoulements de surface produits sont déconnectés du cours d'eau. **558 patches "haies" sur les 8 169 présents** dans sur le bassin de Lingèvres sont identifiés comme bloquants. Ainsi, seuls **6,8 %** des patches "haies" présents dans l'environnement de simulation permettent la déconnectivité au cours d'eau de 9,3 % des "agentgouttes" issus de parcelles cultivées. Dans les premières parties de ce chapitre, le chiffre de 15 % d'agents déconnectés par des haies étaient évoqués. Ici, si ce chiffre est moins important c'est parce que de nombreux patches en "herbe" déconnectent les "agentgouttes" avant qu'ils n'entrent en contact avec les haies.

Agrégé à l'entité linéaire à laquelle chaque patch appartient, il apparaît que sur le bassin versant de Lingèvres, **14,2 km de haies sur les 67,1 km jouent un rôle sur la déconnectivité des écoulements surfaces** (on considère que si au moins un patch appartenant à une entité haie est bloquant, toute la haie est bloquante) (fig. 7.22). Ce qui correspond à **21,2 %** des haies présentes sur le bassin. Ainsi, malgré une densité de réseaux de haies importante sur le

bassin versant de Lingèvres, la position et l'orientation par rapport aux versants de 78,8% d'entre elles les rendent inopérantes en matière de contrôle des écoulements de surface.

4.1.3. Les espaces bâtis

1 522 "agentgouttes" s'infiltrent dans des patches "bâti" au cours des simulations. 122 patches "bâti" sont responsables de cette infiltration.

4.1.4. Récapitulatifs des entités de la déconnectivité sur le Lingèvres

Sur le bassin versant de Lingèvres, 39,5 % des surfaces cultivées ne sont pas connectées au cours d'eau. 3,1% de ces déconnexions sont imputables aux surfaces bâties ou aux cuvettes topographiques. En revanche 36,4% des surfaces cultivées sont déconnectées par les haies et les surfaces en herbe qui empêchent les écoulements de surface de rejoindre le cours d'eau (9,3% bloqués par des haies et 27% par des surfaces en herbe) (fig 7.21).

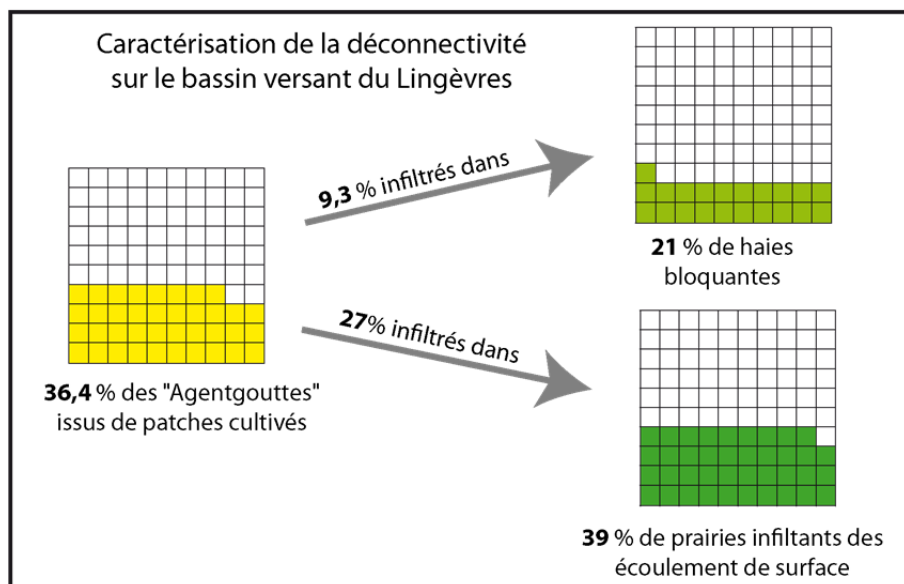


Figure 7.21 : Conceptualisation de la connectivité sur le bassin de Lingèvres

Une cartographie finale peut être obtenue en identifiant les surfaces en herbe et les haies présentant au moins un patch déconnectant (fig. 7.22). Elle présente les prairies ayant un rôle tampon ("infiltration" des patches venant de l'amont), les haies dont le rôle d'obstacle est avéré et les zones cultivées contrôlées par le seuil de "rétention". Cette carte de synthèse permet d'identifier les espaces à enjeux au sein du bassin, de localiser les zones tampons et surtout l'intensité de cette régulation. En cela, **cette cartographie peut constituer un outil précieux pour hiérarchiser les interventions dans le cadre d'un schéma d'aménagement cohérent.**

Cartographie des parcelles cultivées déconnectées et des entités de la déconnectivité

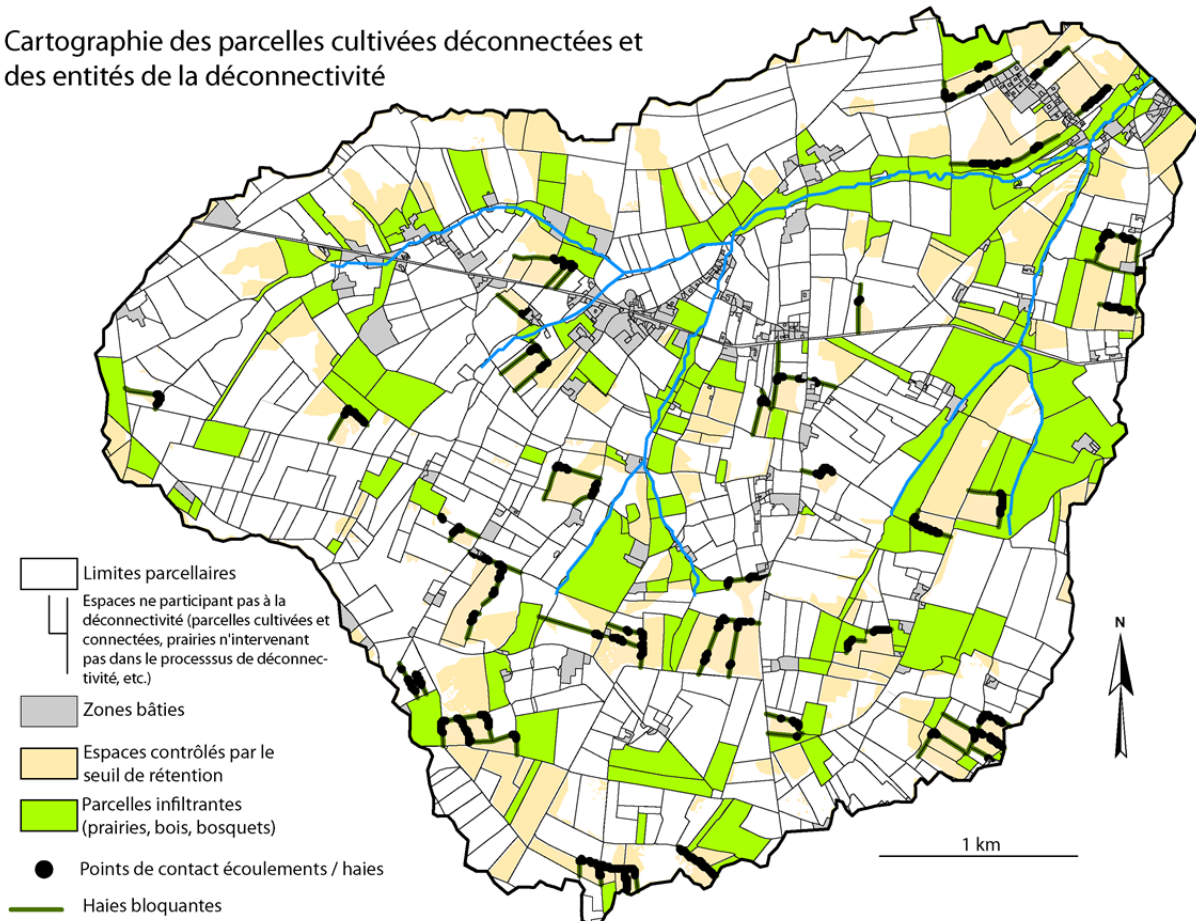


Figure 7.22 : Les entités de la déconnectivité sur le bassin versant de Lingèvres

4.2 Les entités de la connectivité

4.2.1. Le rôle des parcelles cultivées

Les simulations montrent que 60,5 % des patches "cultivées" sont hydrologiquement connectées au cours d'eau, cela correspond à 25,2 % de la superficie totale du bassin (les observations de terrain nous en montraient 27 %). L'identification de ces patches permet d'obtenir un découpage de l'espace en unité hydrologique fonctionnelle (fig. 7.23), et permet d'identifier les espaces qui, au sein d'une parcelle, sont réellement connectés au cours d'eau. En effet, les parcelles agricoles correspondent à des unités de production dont les limites sont souvent indépendantes des unités hydrologiques.

4.2.2. Efficacité hydrologique des réseaux de fossés

Les résultats des simulations montrent que sur le Lingèvres, **65,4 % des réseaux de fossés permettent la connectivité hydrologique au cours d'eau**. Rapportés à l'ensemble des structures linéaires (haies et fossés) cela correspond à 36 % des réseaux. Cette forte densité de réseaux de fossés efficaces s'explique notamment par leur proximité avec les parcelles cultivées. Sur le bassin, plus de la moitié des agents qui ont pu rejoindre le cours d'eau se situaient à une distance hydrologique inférieure à 100 mètres, et 80 % à moins de 200 mètres

(fig. 7.24). Sur le terrain, ce passage d'un écoulement de surface à un écoulement de réseaux se fait de différentes façons (fig. 7.23).

- Il y a les écoulements qui entrent directement dans les fossés adjacents aux parcelles cultivées, ils sont majoritaires sur le bassin (82,5 % des 200 principaux points d'entrées identifiés par les simulations).

- Le passage vers un réseau peut se faire *via* une entrée de champ. Dans le bassin, on estime que 12,5 % des 200 principaux points d'entrées se situent au niveau d'une entrée de champ. Ceci-dit, compte tenu de la résolution des patches, il est probable que le modèle sous-estime le rôle des entrées de champs. En effet, sur le terrain certaines entrées de champs apparaissent importantes mais n'ont pas été identifiées par les simulations.

- Enfin, d'autres passages vers les réseaux (5 %) sont liés à des caractéristiques temporaires très difficiles à modéliser telle qu'un surcreusement lié à un passage d'engins agricoles. Ce cas est surtout présent dans les parties nord du bassin, là où les routes sont simplement insérées dans les versants, les entrées de champs n'ont pas de réalité physique, l'agriculteur rentre là où il veut.

Principaux points d'entrées dans les réseaux hydrologiquement connectés aux cours d'eau

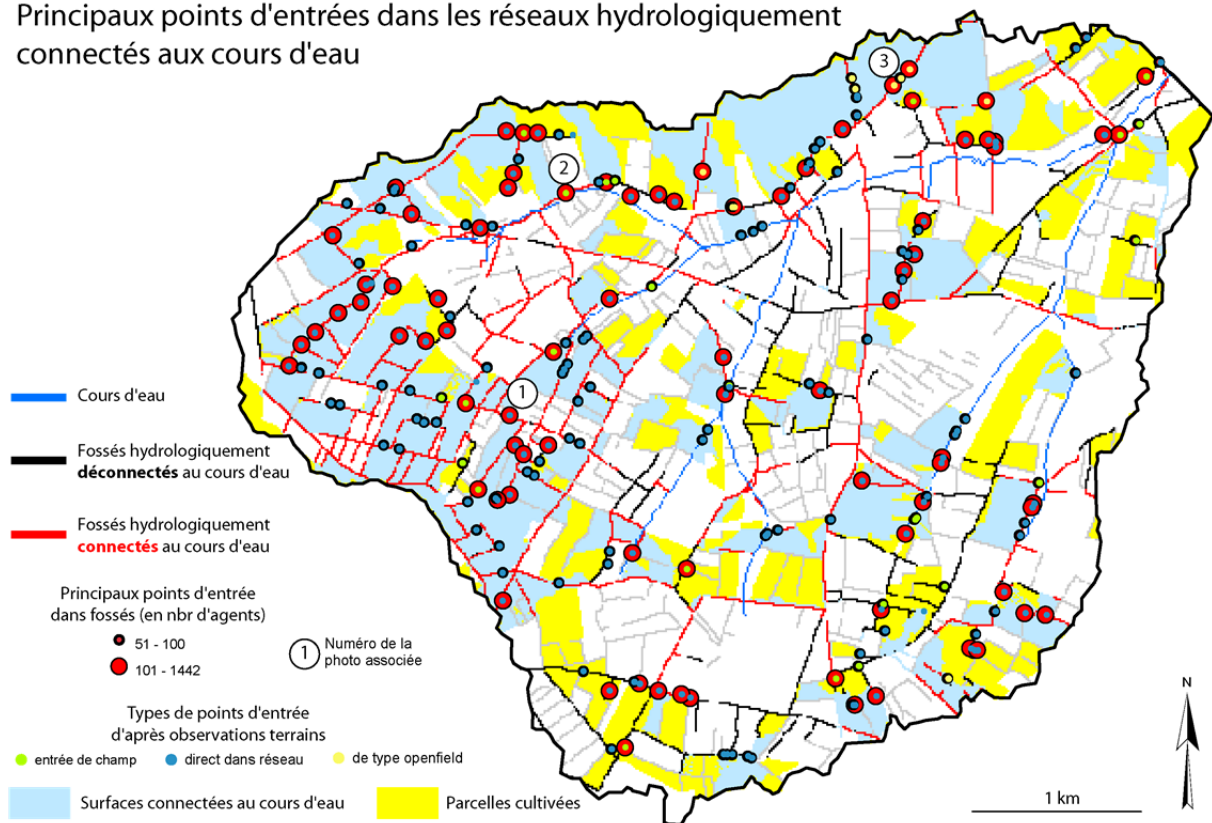


Figure 7.23 : Cartographie des fossés hydrologiquement connectés au cours d'eau

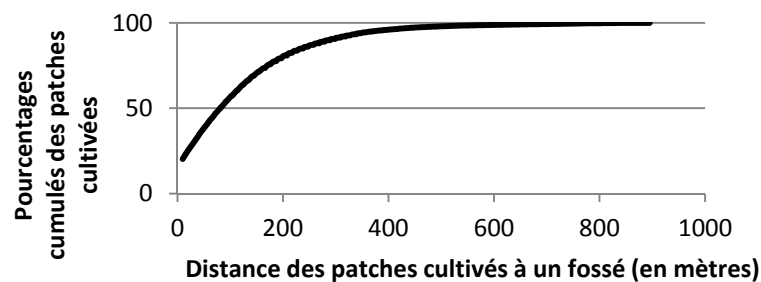


Figure 7.24 : Graphique des distances à un fossé des patches du bassin



Figure 7.25 : Exemple de points d'entrée dans les réseaux

4.2.3. Bilan sur la connectivité des surfaces au cours d'eau

Au final, il est possible de reconstituer l'évolution des niveaux de connectivité au cours d'eau sur le bassin versant de Lingèvres en fonction de l'introduction des différentes contraintes qui viennent modifier ce que propose la topographie. Dans un premier temps il est possible d'identifier la connectivité en l'absence de contrainte (fig. 7.26A). Celle-ci est de 99,5 % (compte tenu de problèmes liés à des effets de bordure, 0,5 % des patches ne se connectent pas au cours d'eau). Dans un second temps, il est possible d'évaluer la déconnectivité liée à l'introduction des entités linéaires. 15 % des patches sont alors déconnectés (fig. 7.26B). Ces derniers ne sont plus hydrologiquement connectés au cours d'eau du fait de la présence de haies ou de quelques cuvettes topographiques dans des fossés. En revanche, 85 % des patches sont encore connectés au cours d'eau. Dans un troisième temps, un deuxième niveau de contrainte est introduit puisque l'on considère que seules les surfaces cultivées et le réseau routier émettent du ruissellement (fig. 7.26C). La connectivité totale des patches tombe alors à 45,7 %. Enfin, en intégrant une troisième contrainte, avec l'introduction d'un seuil de perméabilité, la connectivité n'est plus que de 30,2 % (fig. 7.26D).

Ainsi, dans les petits bassins versants agricoles, la structure paysagère influence la connectivité naturelle au cours d'eau. Sur le bassin versant de Lingèvres, ce sont presque 70 % des surfaces qui sont hydrologiquement déconnectées du cours d'eau. En intégrant progressivement différents niveaux de contraintes, il est possible d'évaluer le poids de

chacune d'elle sur la connectivité. Malgré leur faible emprise au sol, la présence de réseaux de haies déconnecte 15 % des surfaces du bassin. En introduisant des surfaces en herbe et bâties, cette déconnectivité est encore plus forte car de nombreux patches "n'émettent" plus d'agents. L'intégration du seuil de "rétention" accentue la déconnectivité en régulant la possibilité pour les patches "cultivés" de se connecter au cours. Cela étant, ce sont quand même 30,2 % des surfaces du bassin qui sont connectées au cours d'eau. Cette valeur n'est pas négligeable au regard des productions sédimentaires qui peuvent y être associées. Ainsi, il est intéressant de passer maintenant à l'analyse des 30,2 % des surfaces qui se connectent au cours pour appréhender les conséquences de la structure paysagère actuelle sur la connectivité des parcelles au cours d'eau. Et ainsi passer d'une connectivité structurelle à fonctionnelle, ou tout du moins de s'en approcher (cf. chapitre 1).

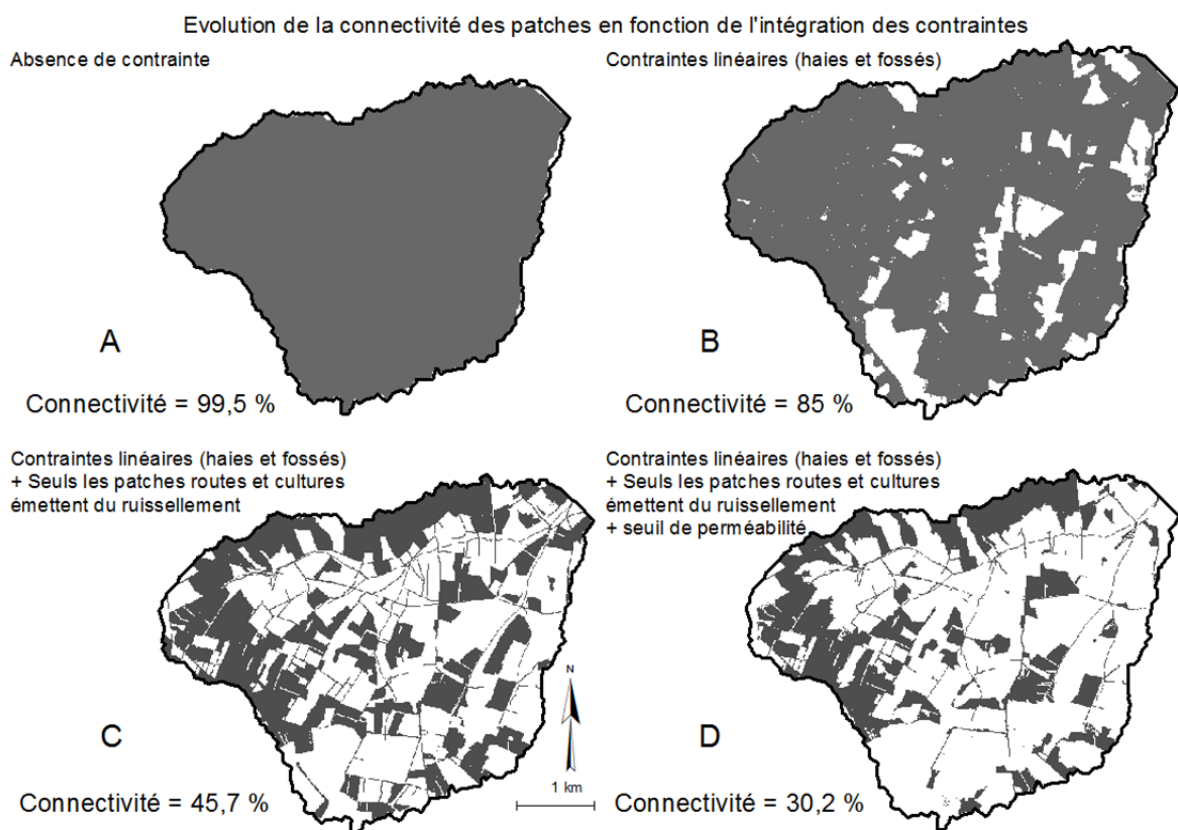


Figure 7.26 : Evolution de la connectivité des patches au cours d'eau en fonction de l'intégration des contraintes

4.2.4. Les SMA comme outil d'aide au diagnostic

La cartographie finale présentant les différents éléments caractéristiques de la connectivité permet d'obtenir la sensibilité globale du bassin de Lingèvres aux écoulements de surface entre les parcelles agricoles cultivées et le cours d'eau (fig. 7.27). La cartographie permet d'obtenir des niveaux de connectivité pour chaque parcelle cultivée. En d'autres termes, en se basant sur le rapport entre le nombre de patches connectés issus d'une parcelle et le nombre de patches total de cette parcelle, il est possible d'évaluer le niveau de connectivité des

parcelles. La cartographie, présentant un gradient de couleur du beige au noir permet d'identifier :

- **Les parcelles qui sont à peine connectées au cours d'eau** (en beige), il s'agit surtout de parcelles situées en limite de bassin donc cette faible connectivité s'explique surtout par les effets de bordure qui affectent les résultats du modèle. Nous n'en discuterons pas davantage ;

- **Les parcelles dont la connectivité est difficile** car conditionnée par un nombre important de seuils de rétention à abaisser. Les couleurs, du rose au rouge foncé permettent d'affiner les "niveaux de contraintes" affectant chaque parcelle ;

- **Les parcelles facilement connectées au cours d'eau.** La quasi totalité des agents qu'elles émettent se connectent au cours d'eau. Il s'agit de parcelles qui sont bien drainées par des réseaux de fossés, ces derniers prennent en charge les écoulements de surface pour les acheminer jusqu'au cours ;

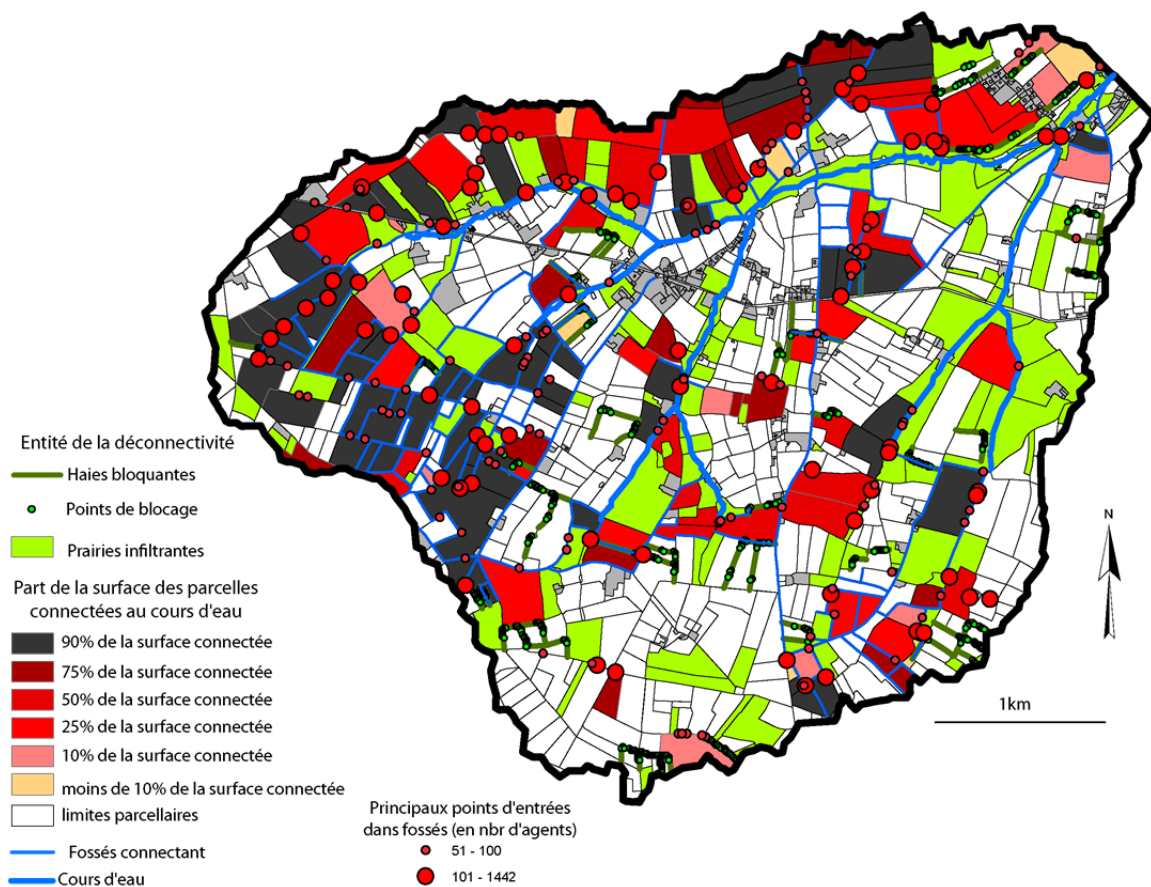


Figure 7.27 : Les entités de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres

Les simulations permettent ainsi de hiérarchiser les niveaux de connectivité au sein du bassin versant et d'aller au-delà de la cartographie exposée dans le chapitre 3 puisque la connectivité des parcelles au cours d'eau est pondérée par la difficulté à être effectivement connectées. Elle traduit une certaine rugosité de l'espace à l'égard des parcelles connectées au cours d'eau.

Cette cartographie finale présente également un intérêt majeur pour une gestion intégrée des espaces agricoles. En effet, elle offre une vision à la fois synthétique et hiérarchisée des entités de la connectivité et facilite la priorisation des actions à mener au sein du bassin.

Par ailleurs, si les simulations n'intègrent pas encore les sédiments, la cartographie proposée nous permet d'affiner un peu plus la lecture que l'on peut avoir des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires sur le bassin versant de Lingèvres. En s'appuyant sur la carte de connectivité exposée dans le chapitre 3 et sur les résultats issus du travail de quantification, il est possible d'interpréter plus finement cette cartographie finale (fig. 7.28).

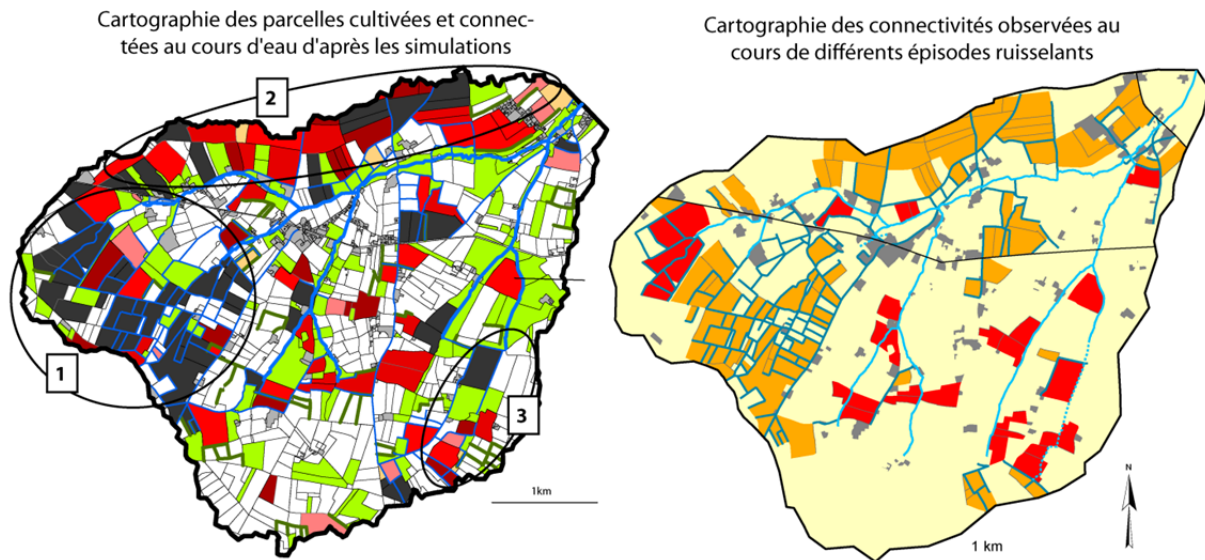


Figure 7.28 : Cartographies des entités de la connectivité d'après les simulations (à gauche), d'après les observations de terrain (à droite)

1) Le travail de quantification présenté dans le chapitre 3 avait mis en évidence la forte contribution des sous-bassins versants de La Baucherie et de La Bouderie au cours des différents épisodes de ruissellement suivis. Nous avons conclu sur l'efficacité des réseaux de fossés capables de drainer de nombreuses surfaces cultivées dont certaines présentaient des niveaux d'érosion importants. La cartographie montre que les parcelles cultivées situées sur ces deux bassins sont effectivement bien drainées par les réseaux linéaires. La majorité des parcelles apparaît se connecter "facilement" au cours d'eau. Les simulations identifient de nombreux points de passage entre un écoulement de surface (sur les parcelles) à un écoulement de réseau. Il était également apparu que le bassin de la Bouderie présentait systématiquement une plus forte contribution dans le bilan sédimentaire global. La cartographie montre qu'effectivement sur ce bassin, plus que sur la Baucherie, la connectivité au cours d'eau est aisée.

2) Les parties nord du bassin présentent également des parcelles facilement connectées au cours d'eau. Composées de grandes parcelles cultivées et d'axes routiers orientés dans le sens de la pente, ces parcelles se connectent assez facilement au cours d'eau.

3) Sur le bassin de Coeurville situé au sud-est du bassin, l'approche de terrain avait mis en évidence les dynamiques spatiales des écoulements et permis de quantifier les MES exportées du bassin. Le travail de terrain nous avait fait identifier le rôle d'une parcelle située proche de l'exutoire dont la participation au budget sédimentaire avait été évaluée à 70 %. Il avait également été observé que plusieurs parcelles cultivées situées plus en amont dans le

bassin étaient productives. Cependant leur contribution dans le budget sédimentaire était assez limitée (30 %). Nous avons conclu à des piégeages sédimentaires sur plusieurs prairies situées dans les parties aval du bassin pour expliquer les très faibles quantités de matières retrouvées à l'exutoire. Les simulations reproduisent très bien ce fonctionnement (fig. 7.29). La parcelle située à proximité de l'exutoire se connecte facilement au cours d'eau, les possibilités de piégeage sont inexistantes. Le rôle du fossé sur les processus d'écoulement en bas de parcelle est également retrouvé. Les simulations montrent aussi que les parcelles situées dans les zones amont sont connectées plus difficilement et mettent en évidence le rôle des prairies situées à l'aval qui favorisent l'infiltration des écoulements.

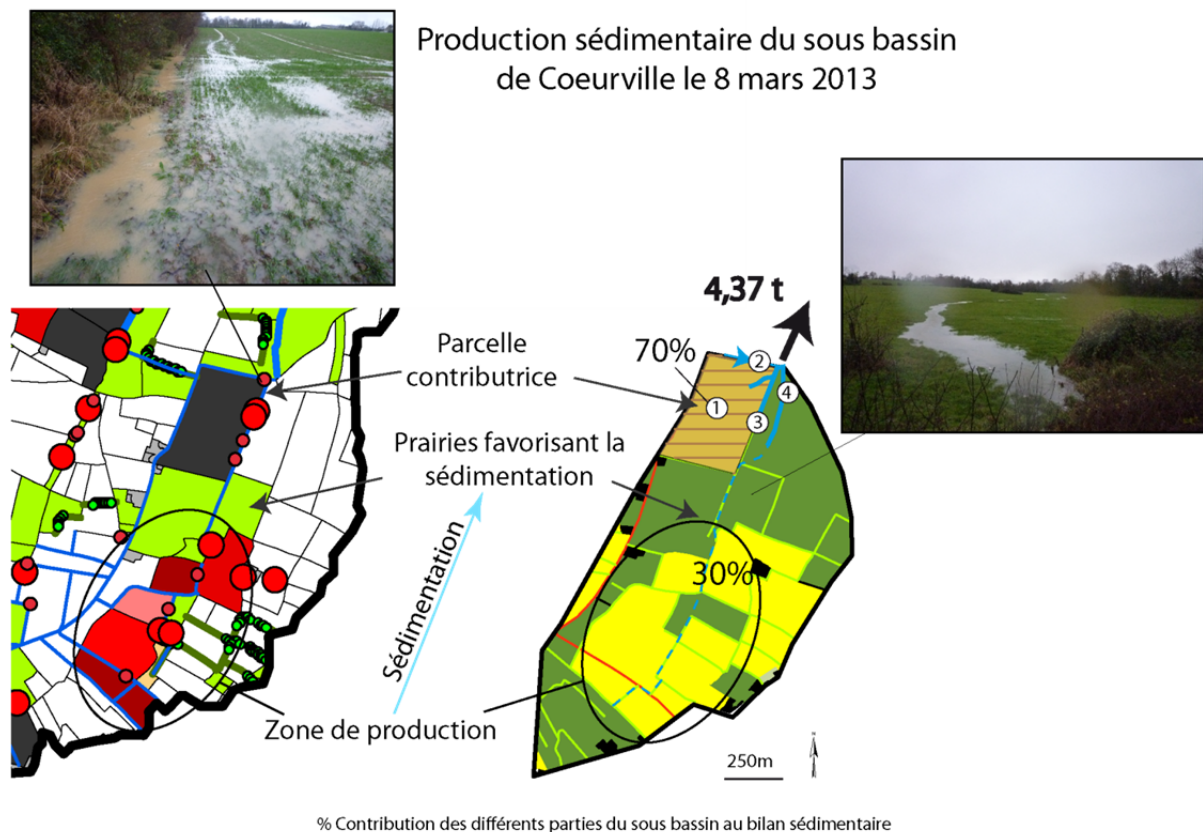


Figure 7.29 : Comparaison des résultats du travail de quantification avec la cartographie finale des entités de la connectivité

Conclusion du chapitre 7

Les simulations réalisées sous le système multi-agents soulignent tout l'intérêt de ce type de modélisation pour mesurer le rôle de la structure paysagère sur les écoulements de surface. L'outil s'avère être très pertinent pour livrer des diagnostics et ce, à deux échelles spatiales.

A l'échelle globale tout d'abord, où la mise en place de deux indices synthétiques permet d'évaluer la prégnance des réseaux linéaires au sein d'un bassin versant en s'appuyant sur une analyse en tout point de l'espace. Basé sur peu de données en entrées (MNT + réseaux linéaires) et transposables, ces deux indices permettent une première estimation du poids des réseaux sur les écoulements de surface. Ces indices, en plus de livrer une première appréciation de la rugosité d'un paysage, sont construits à partir d'informations spatiales pertinentes à une échelle inférieure. L'identification des espaces cumulant autant de surfaces avec ou sans la présence de réseaux linéaires facilite la visualisation des surfaces sensibles. De même, l'évolution des distances hydrologiques au cours d'eau permet d'évaluer les conséquences, en tout point de l'espace, de l'agencement des réseaux sur la capacité des écoulements de surface à rejoindre le cours d'eau.

Dans une seconde approche, **le modèle apparaît être un bon outil de diagnostic pour mettre en évidence les espaces qui, au sein d'un bassin versant, participent à la (dé)connectivité** des écoulements entre les zones de production (les parcelles cultivées) et le cours d'eau. Les simulations, en plus de reconstruire fidèlement les écoulements de surface, permettent d'identifier : 1) les haies et les prairies bloquantes, 2) les surfaces qu'elles déconnectent, 3) les parcelles cultivées connectées, 4) les réseaux de fossés qui connectent au cours d'eau, 5) les points de passage entre un écoulement de parcelle à un écoulement de réseau. **Au final, les cartographies qu'il est possible de construire offrent un bon support pour la mise en place de schémas d'aménagements cohérents dans les petits bassins versants agricoles.**

Chapitre 8

Application du modèle à différents contextes paysagers

Sommaire

- 1) Evolutions de la structure paysagère depuis 1947 et conséquences sur la connectivité au cours d'eau.....p 259
 - 2) Application du modèle à différents contextes morpho-paysagers : intérêt de l'outil pour appréhender l'impact des structures linéaires sur la dynamique spatiale des écoulements.....p 271
 - 3) Perspectives de développement.....p 301
-

Introduction

L'objectif de ce chapitre est d'appliquer le modèle dans différents contextes morphologiques et paysagers. Pour cela, une double approche est proposée. Une analyse rétrospective menée sur le bassin de Lingèvres, pour comprendre comment l'évolution paysagère, depuis le milieu du 20^{ème} siècle, a pu modifier les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires au sein du bassin versant.

Dans un second temps, le modèle est testé sur six bassins versants aux caractéristiques morpho-paysagères bien distinctes et représentatives d'une certaine diversité des hydrosystèmes du nord-ouest de la France. L'objectif de cette seconde approche est double. Il s'agit de montrer la généricité de l'outil ainsi que sa pertinence pour des approches comparatives.

Nous terminerons le chapitre par la présentation de plusieurs perspectives d'amélioration du modèle envisagées à court et moyen termes.

1. Evolutions de la structure paysagère depuis 1947 et conséquences sur la connectivité au cours d'eau

1.1 Le bassin versant du Lingèvres de 1947 à aujourd'hui

1.1.1. L'agriculture comme moteur de l'évolution des paysages

De nombreux travaux ont montré le rôle de l'activité agricole sur l'évolution des paysages (Benoit, 1982 ; Deffontaines, 2000, Diry, 2004 ; Marie, 2009, Preux *et al.*, 2015). Longtemps basée sur l'autosubsistance et l'individualisme agraire, l'agriculture française a profondément changée au cours de la seconde moitié du 20^{ème} siècle.

A la fin de la Seconde Guerre mondiale, la France est en pleine reconstruction. Elle sort de plusieurs années de guerre et doit relever le défi agricole. Pour nourrir les hommes qui s'affairent à la reconstruction du pays ainsi que les populations fatiguées par de nombreuses années de rationnement alimentaire, la France s'engage dans une véritable révolution de son modèle agricole, jugé dépassé et non adapté à la production de masse. Cette révolution agricole passera par la modernisation du système de production. Cette "modernisation" de l'agriculture française est alors impulsée par de nombreuses évolutions techniques. A la motorisation et la mécanisation des travaux agricoles s'accompagnent notamment la sélection des races animales et végétales, le recours aux engrais et aux intrants phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides, etc.) et une meilleure maîtrise de l'eau (drainage, irrigation). Tous ces changements techniques, impulsés notamment par des politiques nationales, européennes (création de la PAC) et internationales fortes (plan Marshall), permettent à la France d'augmenter rapidement sa productivité (augmentation des rendements) et de lui assurer l'autosuffisance alimentaire souhaitée. Ces progrès seront également sources d'une spectaculaire amélioration des conditions de travail pour beaucoup d'agriculteurs (augmentation du niveau de vie, diminution de la pénibilité du travail).

Tous ces changements, résumés très succinctement ici, ont totalement métamorphosé le visage des structures agricoles traditionnelles. De 2 300 000 en 1955, le nombre d'exploitations en France est passé à 490 000 en 2010 (RGA, 2010). 78 % des exploitations ont ainsi disparu en 60 ans (fig. 8.1). Corrélativement, la taille moyenne des exploitations est passée de 21 hectares en 1970 à 55 hectares en 2010 (+ 34 ha) (Preux, 2010). Parallèlement à ce virage productiviste du système agricole, la superficie du territoire national utilisée par l'agriculture n'a cessé de reculer face à l'avancée de l'artificialisation des sols. La Surface Agricole Utile (SAU) est ainsi passée de 34,4 millions d'hectares en 1950 à 28,8 millions d'hectares en 2012, soit une diminution de 5,5 millions d'hectares¹ (Agreste, 2013). Cette diminution de la SAU s'est faite principalement au détriment des surfaces enherbées. On estime à 5,07 millions, le nombre d'hectares de surface en herbe qui ont été supprimées entre 1960 et 2012. A titre d'exemple, en Basse-Normandie, le nombre d'hectares occupés par les prairies est passé de 1 198 000 hectares en 1960 à 721 000 en 2012, soit 477 000 hectares supprimés (- 40 %) (Agreste, 2013). A l'inverse, la superficie destinée aux cultures a

¹). La part de la SAU dans la surface totale de la France métropolitaine est ainsi passée de 63% en 1950 à 53% en 2012.

augmenté de 2,8 millions d'hectares entre 1950 et 2012 passant de 11,2 millions d'hectares à 14 millions d'hectares.

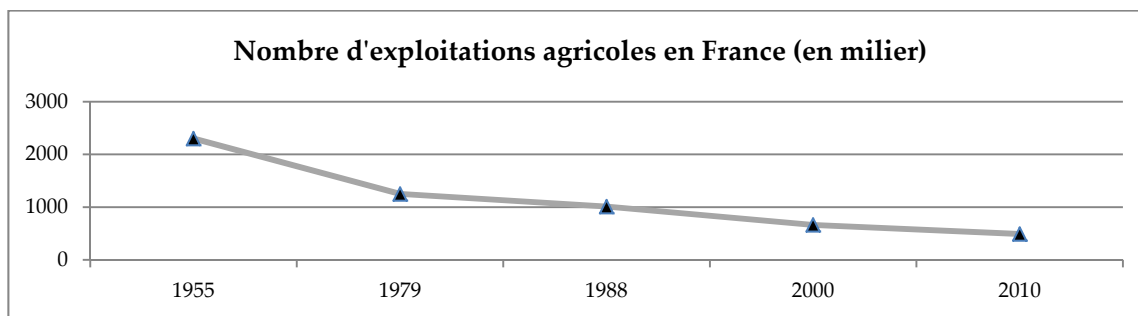


Figure 8.1: Evolution du nombre d'exploitations en France entre 1955 et 2010. Source : Diry, 2004 et Agreste Recensement Agricole 2010

En corollaire de ces mutations, les paysages, reflets des interactions Nature/Sociétés, vont subir de profondes transformations, notamment dans l'ouest de la France. Dans cette partie du pays, le modèle classique de petites parcelles ceinturées de haies (bocage), héritage de pratiques ancestrales et témoins de l'individualisme agraire, est vite devenu obsolète. L'utilisation d'engins agricoles de grande envergure et à charge de travail considérable a vite nécessité une profonde restructuration des paysages. Dynamisé par les politiques de remembrement ou par des initiatives individuelles, le retournement des prairies en surfaces cultivées va se généraliser dans les espaces ruraux. A cela s'ajoute l'agrandissement du parcellaire marqué par la suppression de toutes les entités paysagères "gênantes". Les haies vont ainsi très rapidement apparaître comme contre productives, elles augmentent le nombre de retournement à effectuer par l'agriculteur, elles gênent au déploiement du matériel tracté et n'ont plus l'intérêt énergétique du passé (le pétrole est préféré au bois). Des arasements spectaculaires de haies, en déni de toutes considérations environnementales, vont ainsi avoir lieu. Entre 1970 et 1990, 600 000 km de haies ont été arrachées en France, soit la moitié du linéaire total (Baudry et Jouin, 2003). Coulon (cité par Liagre, 2006) évoque quant à lui la suppression des trois quart des haies présentes en 1900 sur le territoire français. En plus de l'arasement des linéaires de haies, de nombreux chemins creux et ombragés, typiques des paysages bocagers, vont être comblés. Les mares, nombreuses car points d'alimentations des animaux de trait, sont également supprimées. Il faut rationaliser le paysage. **Toutes ces modifications paysagères ont simplifié les paysages agricoles.**

Plus globalement, l'évolution de l'agriculture au cours de ces soixante dernières années, combinée à l'augmentation des surfaces artificialisées, a fortement contribué à une dégradation générale des milieux. Outre les impacts, non moins importants, sur la biodiversité ou la qualité de l'air, ces transformations paysagères ont amplifié la vulnérabilité des bassins versants vis-à-vis des processus de ruissellement érosif des sols et de transferts de matières dans les cours d'eau (fig. 8.2). Quelques exemples, peuvent être cités:

- Le retournement des prairies en parcelles cultivées diminue les surfaces favorisant l'infiltration, tout en augmentant les superficies potentiellement ruisselantes ;

- L'intensification de la production agricole favorise la simplification des assolements et le développement des cultures de printemps au détriment des cultures hivernales (céréales, colza,...) (Macary, 2013) et donc de la "mise à nu" des sols au cours de la période hivernale (cf : chapitre 1) ;
- L'utilisation d'engins agricoles de plus en plus lourds et de plus en plus larges favorise le compactage des sols et rend difficile l'infiltration des eaux de pluies. Par ailleurs, leur utilisation nécessite l'agrandissement des entrées de champs ce qui augmente la zone de contact entre les parcelles et les réseaux ;
- La suppression des haies, talus et autres chemins agricoles couplée à la simplification du parcellaire agricole augmente les longueurs de pentes ce qui limite les piégeages sur les versants et favorise les conditions d'apparition de formes d'érosion concentrée ;
- Le drainage d'espaces, traditionnellement voués au pâturage, par des réseaux de fossés, augmente les probabilités de contamination de la ressource aquatique ;
- L'abandon de tâches agricoles "non rentables" (entretiens des haies, des talus, etc.) tend à dégrader la qualité de ces réseaux, et leur efficacité (apparition de trouées dans les talus, etc.).

Exemple de modifications paysagères recensées entre 2012 et 2014 sur le bassin versant de Lingèvres

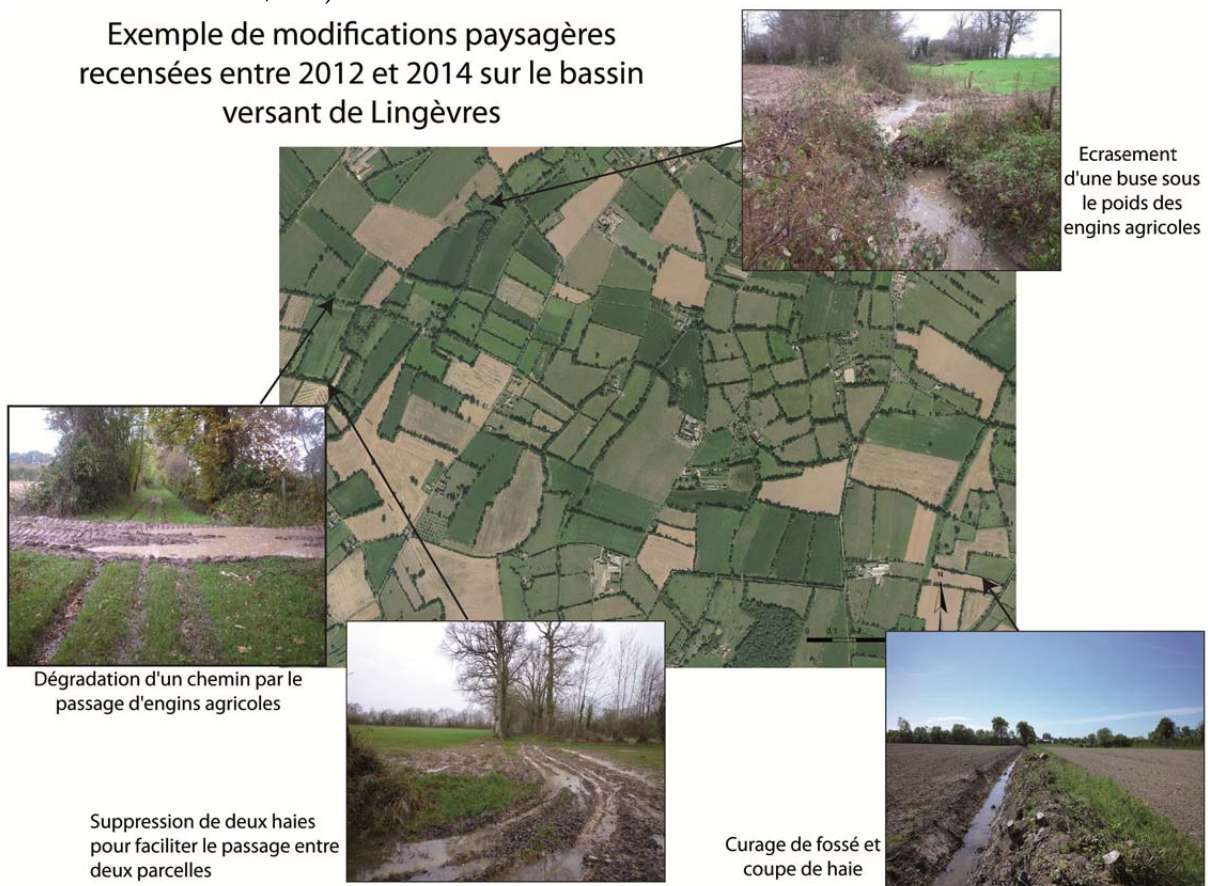


Figure 8.2 : Exemples d'évolution du paysage recensés en deux ans dans le bassin versant de Lingèvres

Pour appréhender les conséquences de telles évolutions paysagères sur la connectivité hydro-sédimentaire, une analyse diachronique, basée sur l'exploration de photographies aériennes anciennes a été menée sur le bassin versant de Lingèvres. Comparées à la situation actuelle, largement exposée au cours des chapitres précédents, ces photographies du passé doivent nous amener à voir dans **quelles mesures les évolutions récentes des paysages sur le Lingèvres ont impacté la sensibilité du bassin à la connectivité entre les parcelles cultivées et le cours d'eau.**

1.1.2. Evolution de l'occupation des sols en 4 dates : 1947, 1967, 1988 et 2014

Le travail repose sur la digitalisation des entités paysagères à partir de l'exploitation de photographies aériennes mises à disposition gratuitement par l'IGN (téléchargeables *via* Géoportail). En fonction des ressources disponibles, quatre dates ont été utilisées : 1947, 1967, 1988 et 2014. Les différentes photographies aériennes ont été orthorectifiées sous un logiciel SIG, puis l'occupation du sol a été digitalisée. Les données de 2014 ont déjà été largement présentées et ne seront que brièvement rappelées ici. La description de ces 4 "moments" du paysage doit permettre d'appréhender l'évolution des modes d'occupation des sols et des réseaux bocagers au cours des soixante-dix dernières années.

A la fin des années 1940, le bassin est presque exclusivement sous couvert herbager (fig. 8.3). Près de 80 % de la superficie est en effet occupée par des surfaces en herbe et des prairies complantées (vergers). Les parcelles en herbe présentent une taille moyenne de 1,3 hectares, elles sont légèrement plus grandes lorsqu'elles sont complantées (1,9 ha). Dans les deux cas, ces espaces sous couverts herbagés sont ceinturés de haies. La densité de haies sur le bassin est de 9,8 km.km². Les parcelles cultivées sont largement minoritaires, elles n'occupent que 17 % du bassin. Elles sont principalement localisées dans les parties nord du bassin où elles se caractérisent par des formes laniérées et des superficies faibles (1,4 ha). Dans ces parties-là du bassin, les sols épais limoneux sont déjà cultivés et ouverts et les haies absentes du paysage.

En 1967, l'organisation spatiale des entités du bassin est assez similaire à celle de 1947 (fig. 8.4). Les surfaces en herbe sont encore largement majoritaires avec plus de 57 % de la superficie. Ce léger recul, couplé à une légère diminution du nombre de vergers profite aux cultures qui occupent désormais 20 % de la superficie du bassin. Les parcelles nouvellement cultivées sont d'anciennes prairies que l'on a regroupé et auxquelles on a supprimé les réseaux de haies. Au total, quatre kilomètres de réseaux bocagers ont été supprimés au cours de cette période. Sur les parties nord, les parcelles cultivées ont été légèrement remembrées, les formes laniérées ont fait place à des parcelles plus compactes et d'une superficie moyenne plus importante (1,9 ha).

A la fin des années 1980, la part des surfaces en herbe est toujours aussi importante avec 57 % de la superficie (fig. 8.5). En revanche, le recul de la superficie des prairies complantées est impressionnant. 15 % ont en effet disparu entre 1967 et 1988, elles n'occupent plus que 3 % de la superficie du bassin en 1988. La part de surfaces cultivées est de 34 %, soit 2,4 km² en plus depuis 1967. Les dynamiques paysagères sont en revanche plus complexes que ne le laissent paraître ces chiffres. En effet, le recul des vergers s'est fait indirectement au profit des cultures, puisque la majorité des vergers a été convertie en herbe. Les cultures se sont quant à elles mises en place sur des prairies en place de plus longue date. En corolaire à cette expansion des surfaces cultivées, de nombreux linéaires de haies ont été supprimés. On

estime que 27 kilomètres de haies ont été arrachés entre 1967 et 1988. Enfin, 1 % des terres agricoles du bassin ont été converties en surfaces artificialisées.

Comme évoqué dans le chapitre 3, en 2014, les parcelles cultivées sont devenues majoritaires sur le bassin (fig. 8.6). 47,7 % de la superficie sont ainsi désormais cultivées. Ce basculement vers une majorité de surfaces cultivées n'est pas sans conséquence sur le paysage du Lingèvres. Outre l'augmentation de parcelles susceptibles de générer du ruissellement turbide, 30 % des linéaires de haies présents en 1988 ont été arasés. S'il reste encore 105 km de linéaires de haies, la tendance semble actuellement à la suppression de ces entités bocagères. D'ailleurs, les observations de terrain effectuées au cours de l'année 2015, laissent présager que la part des surfaces cultivées devrait s'accroître encore pour l'hiver 2015-2016. En effet, plusieurs prairies ont été retournées au printemps 2015 et il apparaît certain que celles-ci seront cultivées prochainement et que certaines haies devraient être supprimées.

Ainsi, si le bassin versant de Lingèvres répond encore aux caractéristiques d'un paysage bocager, la progression des surfaces cultivées est importante depuis le milieu du 20^{ème} siècle. Elles sont même devenues majoritaires ces dernières années (fig. 8.7, 8.8 et 8.9). Au sein du bassin de Lingèvres, les transformations paysagères qui ont eu lieu entre 1947 et 2014 ont été homogènes sur l'ensemble du bassin. Le retournement des surfaces en herbe et l'agrandissement des parcelles nouvellement cultivées se sont produits uniformément sur le bassin. Le bassin n'a donc pas échappé aux mutations agricoles observées sur l'ensemble du nord-ouest de la France qui se matérialisent dans les paysages par une uniformisation des surfaces cultivées.

Occupation du sol Lingèvres 1947

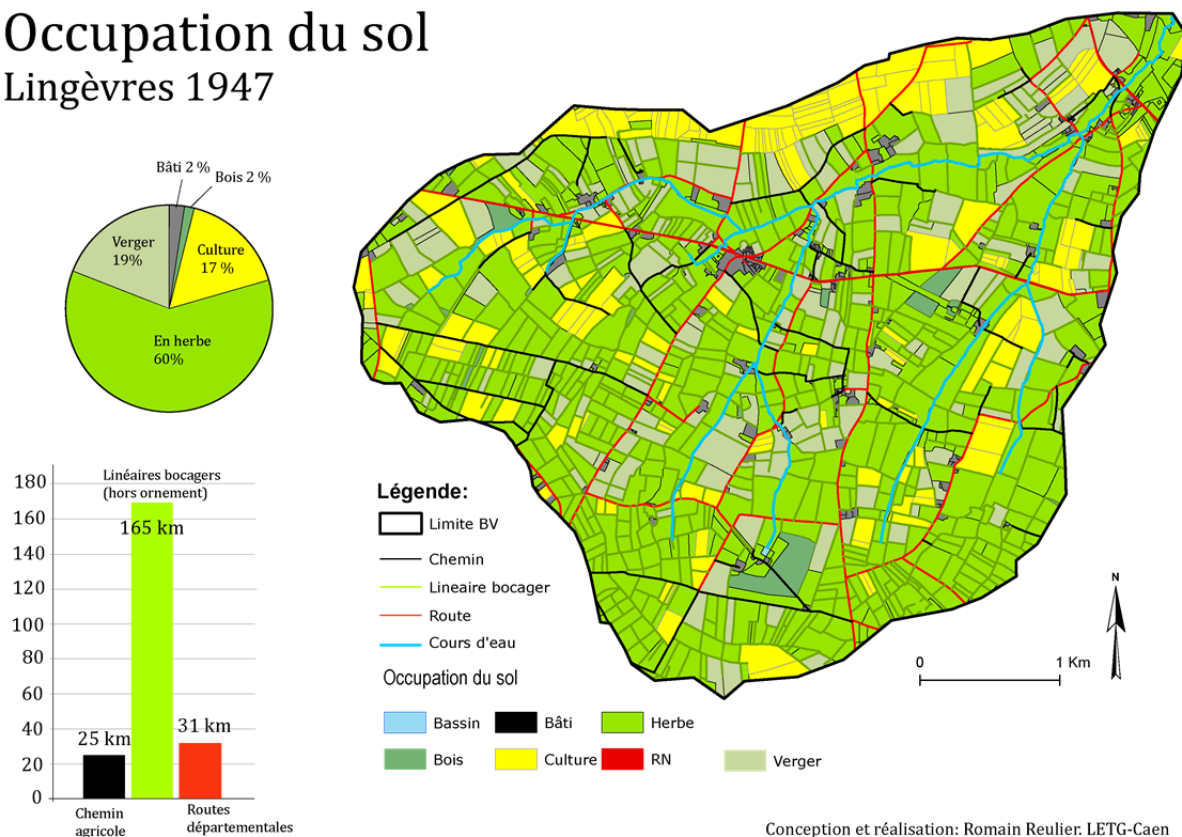


Figure 8.3 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 1947

Occupation du sol Lingèvres 1967

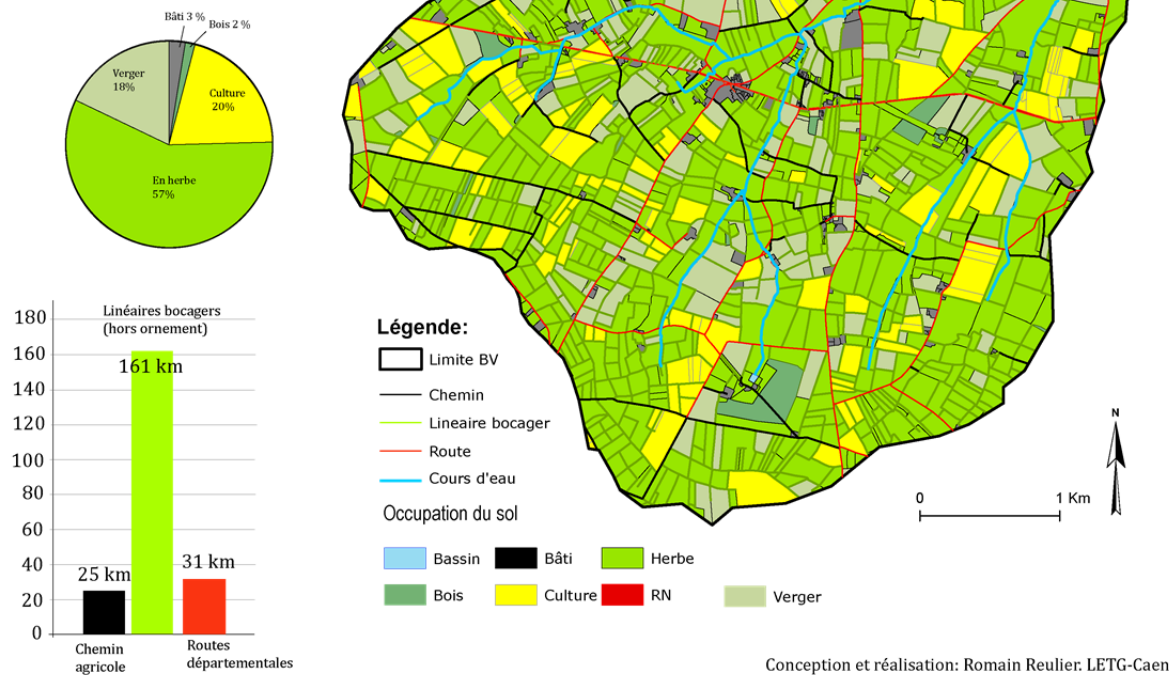


Figure 8.4 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 1967

Occupation du sol Lingèvres 1988

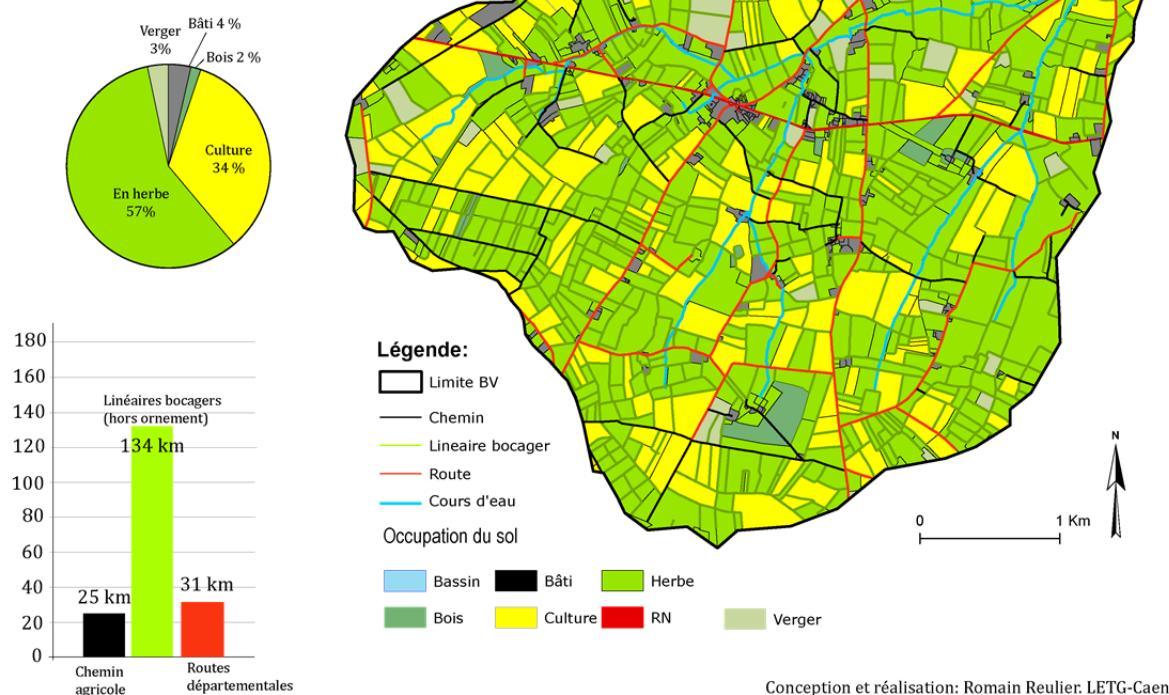


Figure 8.5 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 1988

Occupation du sol Lingèvres 2014

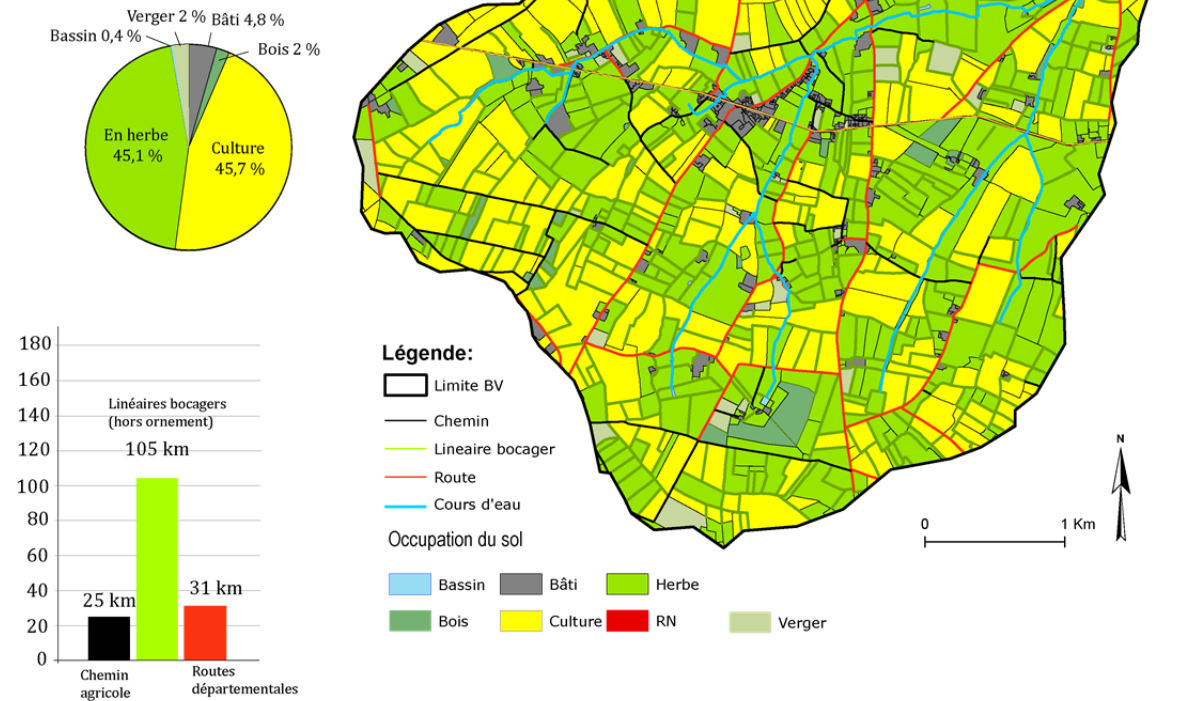


Figure 8.6 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 2014

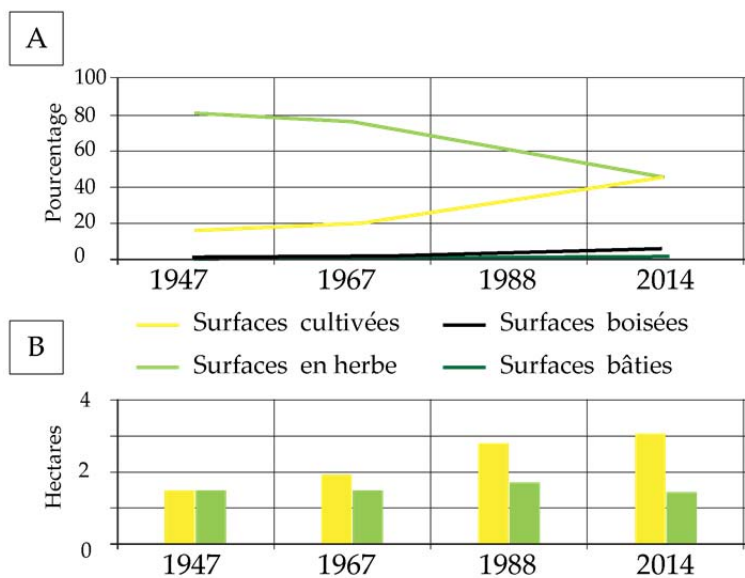


Figure 8.7 : Evolution des modes d'occupation (A) et de la taille moyenne des parcelles agricoles (B) sur le Lingèvres depuis 1947

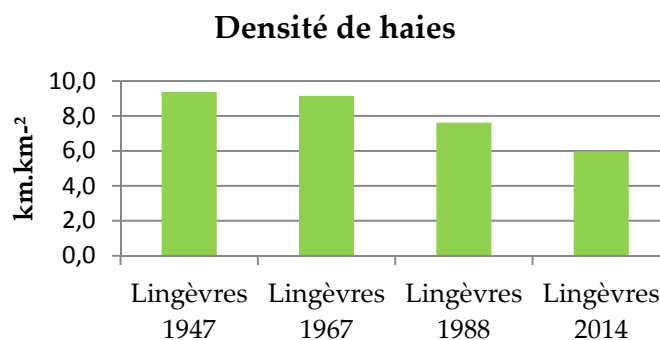


Figure 8.8 : Evolution de la densité de haies

1.2 Evolution de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947

1.2.1. Démarche méthodologique

L'interprétation des orthophotoplans ne permettant pas d'obtenir la localisation des réseaux de fossés, il n'a pas été possible de connaître l'état du réseau en place en 1947, 1967 et 1988. Le choix a donc été fait d'utiliser pour l'ensemble des simulations le réseau de fossés présent en 2014. Ce choix doit sûrement surestimer la connectivité puisqu'il est fort possible que la mise en place des réseaux de fossés se soit faite progressivement parallèlement à l'expansion des surfaces cultivées. Les résultats présentent ainsi certainement des niveaux de connectivité supérieurs.

Les simulations utilisées pour retrouver les niveaux de connectivité sont les mêmes que celles utilisées dans le chapitre précédent.

1.2.2. Résultats et discussions

La part des surfaces cultivées connectées au cours d'eau a plus que triplé entre 1947 et 2014 sur le bassin versant de Lingèvres (fig. 8.9). En 1947, seulement 7,2 % des surfaces cultivées étaient hydrologiquement connectées au cours d'eau, elles sont 8,5 % en 1967, 13,7 % en 1988 et 25,2 % en 2014.

En 1947, la majorité de ces parcelles connectées est localisée sur les parties nord du bassin. La connectivité au cours d'eau est assurée par une route insérée dans le versant. On retrouve également quelques parcelles situées à proximité du cours d'eau à l'est et à l'ouest du bassin et quelques rares très en amont dans les têtes de bassins. En 1967, la situation est quasiment équivalente. Quelques nouvelles entités apparaissent connectées mais leur nombre reste très limité. L'ouverture du paysage, amorcée depuis 1947 avec l'arasement de 4 km de haies et le regroupement de parcelles, ne semble pas affecter la connectivité sur le bassin. En 1988, l'augmentation des surfaces cultivées à l'ouest du bassin contribue en revanche à augmenter la connectivité globale du bassin qui atteint 17,3 %. Le retournement des prairies en parcelles cultivées sur ces sols argileux drainés par un ensemble de fossés bien structurés favorise la connectivité au cours d'eau, notamment du fait d'une augmentation du nombre de connexions entre parcelles et fossés. Au nord du bassin, le retournement de surface en herbe vers des cultures fait également croître la connectivité. Il en est de même dans les parties sud du bassin. En 2014, 25,2 % des parcelles cultivées sont hydrologiquement connectées au cours d'eau (cf. : chapitre 7). Si la concentration du nombre de surfaces connectées se renforce à l'ouest et dans les parties nord du bassin, de nouveaux espaces de sensibilité apparaissent au centre et à l'est du bassin.

L'augmentation des niveaux de connectivités est en premier lieu à rapprocher à l'évolution du nombre de surfaces cultivées. Celles-ci sont passées de 2,8 km² en 1947 à 7,54 km² en 2014, soit une augmentation de 37 %. En parallèle, la part des surfaces cultivées hydrologiquement connectées a augmenté de 29 %. Cependant, **l'augmentation du nombre de parcelles cultivées n'est pas synonyme d'un accroissement similaire du taux de connexion. Il intervient d'autres éléments tels que la localisation dans l'espace et la capacité des réseaux à connecter les surfaces au cours d'eau.** C'est ce que confirme le calcul de la part du réseau de fossés efficaces dans le bassin. Alors que 48,8 % des réseaux de fossés permettent la connectivité des surfaces cultivées au cours d'eau en 1947, ce sont 65,4 % des réseaux de fossés qui sont fonctionnels en 2014. Cette augmentation de l'efficacité des réseaux de fossés est à lier avec celle du nombre de points de passage entre un écoulement de surface (sur les parcelles) à un écoulement de réseau. Ce nombre est passé de 1 595 en 1947 à 5 001 en 2014. Cette augmentation du nombre de points d'entrée dans le réseau se concentre principalement au nord et à l'ouest du bassin (fig. 8.10). A l'ouest, ces points d'entrées sont nombreux mais le nombre d'agents qui transitent dans chaque point est faible. Autrement dit, les écoulements qui passent par ces points pour entrer dans un réseau de fossé ne forment pas un flux très concentré car la distance qui sépare les zones de production et la prise en charge dans un linéaire est faible. De plus, la non intégration des motifs agraires dans les simulations limite les effets de concentration des écoulements sur les parcelles agricoles.

Dans les parties nord du bassin en revanche, les grandes unités que forment l'ensemble contigu de parcelles cultivées favorisent la concentration des écoulements sur les parcelles ce qui se traduit par un nombre de points d'entrée un peu moins important, mais par des flux entrants beaucoup plus importants. Sur ces unités, à l'inverse de ce qu'il se passe dans les espaces à fortes densités, les écoulements arrivent concentrés dans les points d'entrées.

Par ailleurs, si on s'intéresse à l'évolution des 20 principaux points d'entrée dans les réseaux depuis 1947, on s'aperçoit qu'en 2014, ces derniers se situent plus bas sur les versants (fig. 8.11). Cela est la résultante, à la fois de l'agrandissement des parcelles cultivées et de la suppression des freins à l'écoulement, qui favorisent la mise en place de **grandes entités sur lesquelles les écoulements peuvent se concentrer avant d'être pris en charge dans un réseau.** Il est également intéressant de voir que certains points d'entrée sont en place depuis 1947. Il s'agit de cinq points situés dans les parties nord du bassin. Globalement, l'évolution du nombre de points d'entrée dans les réseaux montre, certes que les parties ouest et nord sont les plus impactées, mais que tout le bassin est concerné.

Parallèlement à l'augmentation du nombre d'entités potentiellement connectées, le nombre d'entités de la déconnectivité a fortement reculé sur le bassin (prairie, haies).

Le nombre de surfaces en herbe est en effet passé de 79 % de la surface totale à 47 % (cf. 1.1.2). Pourtant, jusqu'en 1988, le nombre de surfaces en herbe "déconnectantes" n'a cessé de croître. **Cela s'explique par une plus forte sollicitation, le nombre de surfaces émettrices ayant augmenté.** Entre 1988 et 2014 en revanche, la diminution du nombre de surface en herbe s'est accompagnée d'une forte diminution du nombre de surfaces en herbe "déconnectante" (fig. 8.12). Il y a ainsi un effet de seuil. Jusqu'en 1988, l'augmentation des surfaces cultivées augmentent le nombre de surfaces connectées mais reste limitée par le rôle efficace de surfaces en "herbe". Entre 1986 et 2014 l'augmentation des surfaces cultivées combinées au recul des surfaces en herbe se traduit cette fois par une augmentation des surfaces connectées.

Il en est de même pour les linéaires de haies, dont le recul a été montré au cours des paragraphes précédents. Bien que de moins en moins nombreuses leur participation à la déconnectivité a augmenté. Tout comme les prairies, de nombreuses haies n'avaient pas de rôle à jouer contre le ruissellement puisque la majorité n'était pas "alimentée" en écoulement de surface. Alors que 7,8 % des haies jouaient un rôle efficace en 1947, ce sont 21,2 % des haies qui ont un rôle efficace en 2014. **Cependant si on rapporte la longueur des haies efficaces sur la surface totale cultivée et connectée, on s'aperçoit que celle-ci a diminué de 6,36 km depuis 1947. En effet, alors que l'on comptait 8,4 km de haies efficaces par km² de surfaces connectées en 1947, en 2014, on compte 5,04 km de haies efficaces par km² de surfaces connectées.**

Les simulations permettent de mettre en évidence, au travers de l'analyse de la connectivité des parcelles cultivées au cours d'eau, les conséquences néfastes de l'évolution des paysages agricoles depuis le milieu des années 1940. **Les résultats montrent que la connectivité des parcelles cultivées au cours d'eau a augmenté de 27 % en un peu plus d'un demi-siècle.** Et cette augmentation a peut-être été plus importante encore dans la mesure où nous avons utilisé les réseaux de fossés présents en 2014 pour l'ensemble des simulations. Or il est possible que ces derniers n'étaient aussi développés en 1947 et donc, que la connectivité mesurée en 1947 est peut-être, déjà exagérée. Par ailleurs, compte tenu du peu de données disponibles pour une analyse rétrospective plus fine, il est possible que les variabilités interannuelles, non prises en compte, puisse modifier, annuellement, les niveaux de connectivités.

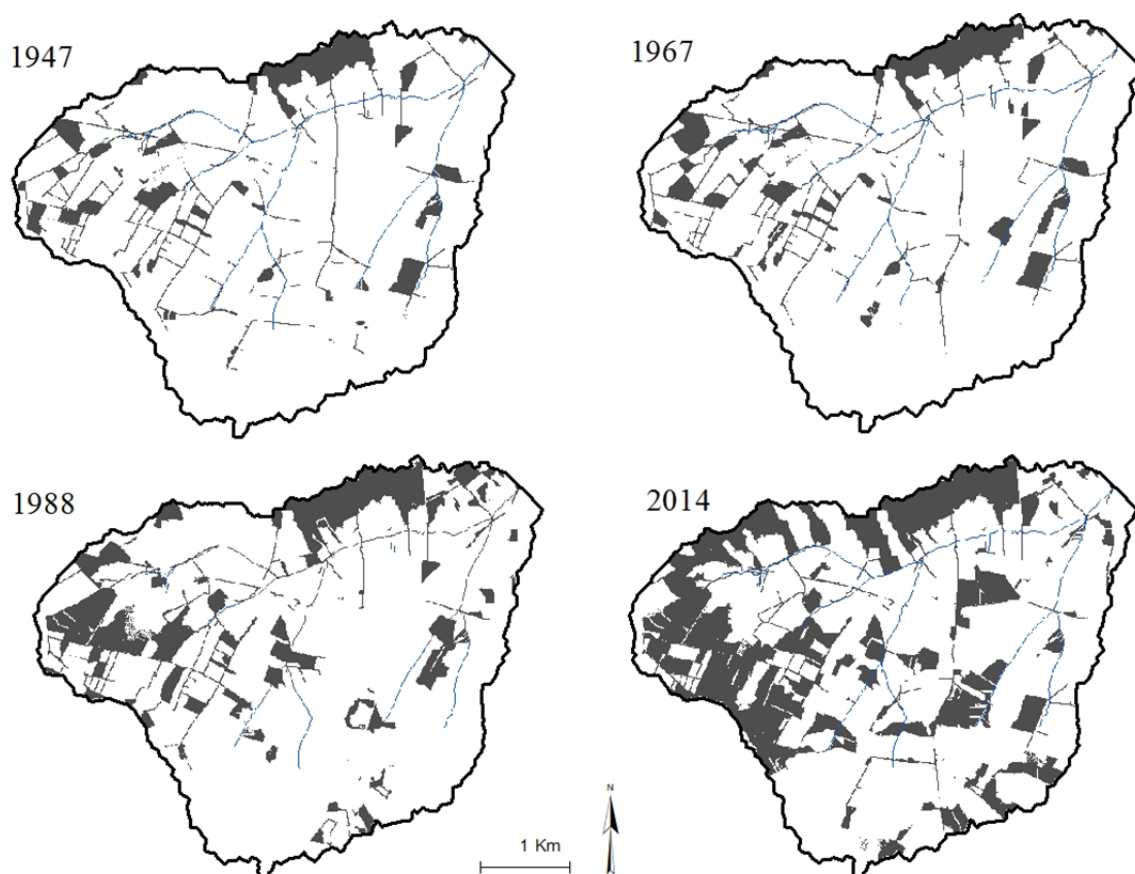


Figure 8.9 : Evolution de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947

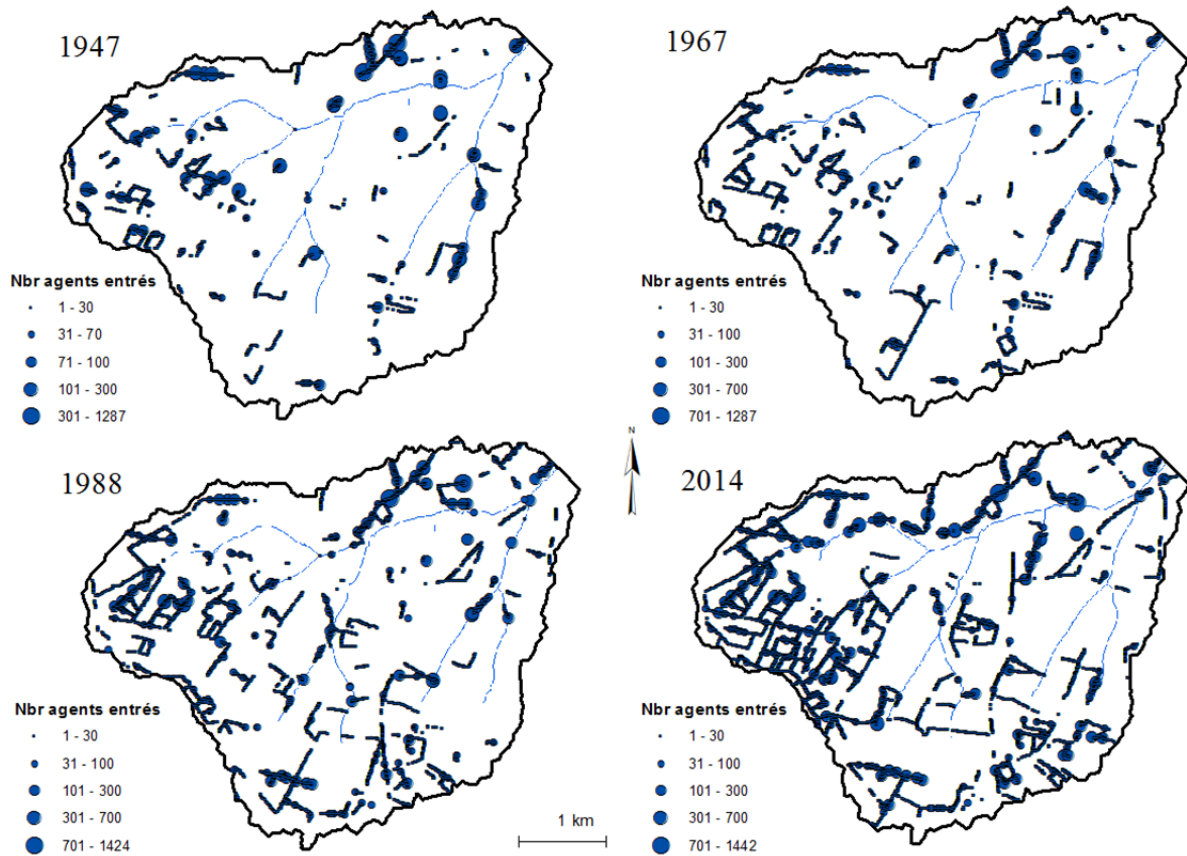


Figure 8. 10 : Evolution du nombre de points d'entrée dans les réseaux sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947

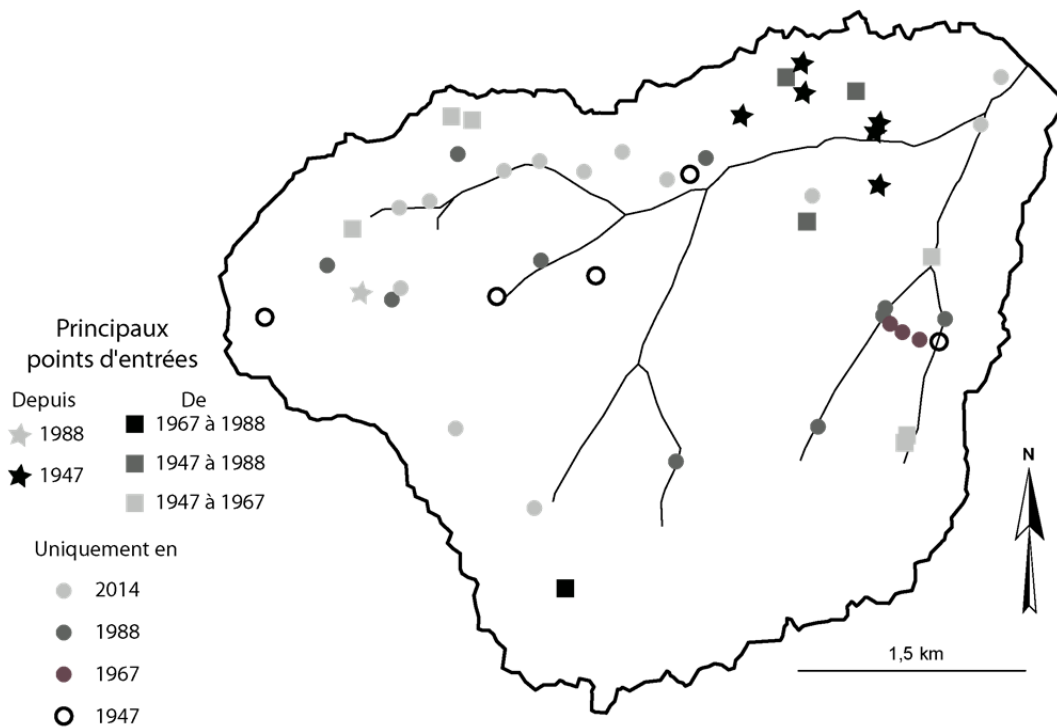


Figure 8. 11 : Evolution de la localisation des principaux points d'entrée dans les réseaux depuis 1947

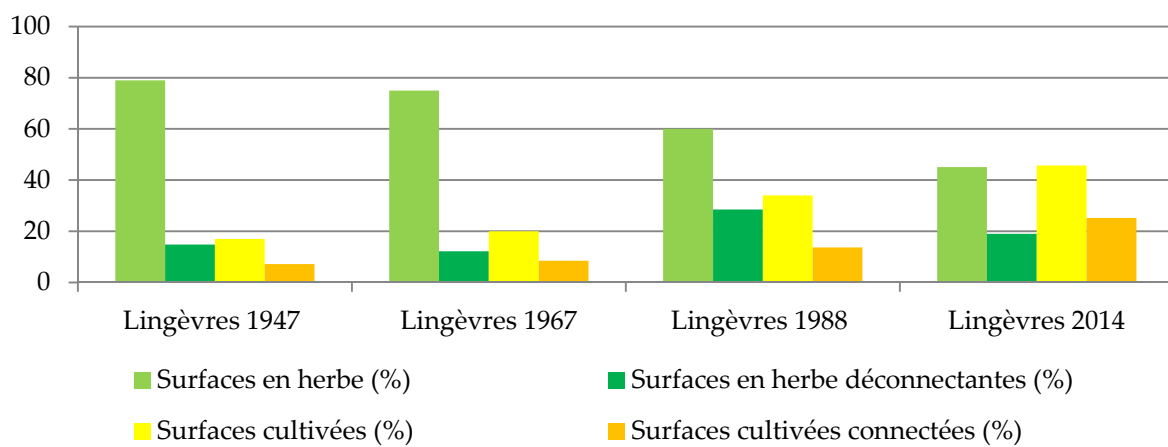


Figure 8. 12 : Evolution des entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Lingèvres

2. Application du modèle à différents contextes morpho-paysagers : intérêt de l'outil pour appréhender l'impact des structures linéaires sur la dynamique spatiale des écoulements

Dans cette approche, il s'agit d'utiliser le modèle dans différents contextes morpho-paysagers afin de s'assurer de sa capacité à être utilisé dans d'autres bassins versants.

2.1 Présentation des sites étudiés

Au total ce sont six bassins versants du nord-ouest de la France qui vont être investigués. Nous les présentons dans les sections suivantes et discutons de leur intérêt pour notre travail.

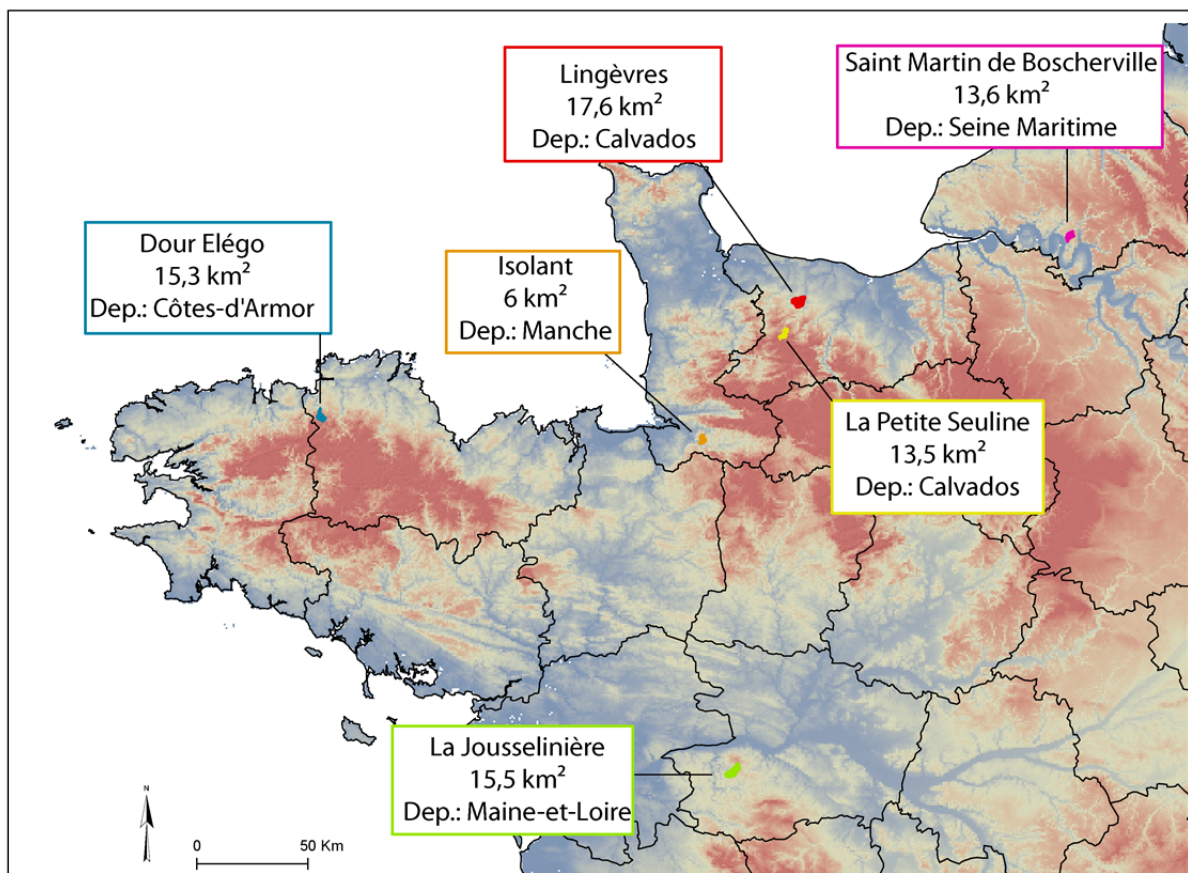


Figure 8.13 : Localisation des différents bassins investigués

2.1.1. Le bassin versant de la Petite Seuline

2.1.1.a Intérêt

Le bassin versant de la Petite Seuline est un petit bassin versant agricole de 13,5 km². Situé à l'extrémité amont du bassin versant de La Seulles, le bassin se développe sur le Massif Armoricaïn. D'une superficie similaire au Lingèvres, ce bassin a été suivi par Viel dans le cadre de ses travaux de thèse (Viel, 2012). Equipé d'une station de mesure des débits liquides et solides, le bassin présentait un niveau d'érosion spécifique de 24 t.km⁻².an⁻¹ pour la période 2009-2010 (Viel, 2012). En l'absence de processus de ruissellement sur les parcelles agricoles, Viel attribue l'origine des sédiments exportés à la mobilisation de stocks alluviaux et/ou à la

contribution des bassins versants élémentaires. Ces derniers bien que principalement enherbés "*apparaissent largement dégradés par les activités de pâturage (déstabilisation des berges, piétinement intense des zones d'initiation du réseau hydrographique, re-calibrage des chenaux)*" (Viel, 2012). Dès lors, l'objectif est ici de voir si la déconnectivité des écoulements de surface est aussi forte que pressentie par les observations de terrain.

2.1.1.b Milieu physique : éléments de contextualisation

Bassin source de la Seulles, la Petite Seuline repose sur le flanc nord du Synclinal bocain et sur les schistes imperméables du Briovérien (fig. 3.3, chapitre 3) (Cador, 2005). D'un point de vue hydrologique, le bassin est caractérisé par de nombreux petits vallons drainés dans lesquels le réseau hydrographique est encaissé (longueur : 22,6 km). Les pentes sont assez faibles (5 % en moyenne sur les hauts de versants), sauf en pied de versant où elles atteignent 15 % (Viel, 2012). Les sols sont des rankosols peu épais (< 40 cm) à texture Limono-Argilo-Sableuse présentant ainsi une forte stabilité structurale, et ne sont, par conséquent, pas sensibles à la battance (Viel, 2012). En revanche, du fait des faibles réserves utiles et de l'absence d'aquifères notables, **le bassin de la Petite Seuline est particulièrement sensible aux surplus hydrologiques pendant la période hivernale** (Viel, 2012).

2.1.1.c Organisation spatiale des paysages

Les données relatives aux modes d'occupation du sol et aux réseaux linéaires ont été obtenues dans le cadre de la thèse de Viel (Viel, 2012), et réactualisées en 2014 (Le Bret, 2014). Les données relatives à l'occupation du sol correspondent donc à l'hiver 2013-2014, elles sont regroupées en 6 classes (fig. 8.14).

La Petite Seuline est un bassin agricole aux paysages caractéristiques du pré-bocage normand (Brunet, 2001). Dans les parties septentrionales du bassin, là où les pentes sont les plus marquées, le couvert boisé est quasi exclusif (16,5 % de la superficie totale du bassin). Quelques surfaces en herbe et de rares parcelles cultivées viennent perturber la monotonie offerte par les espaces boisés. Ensuite, le paysage s'ouvre davantage. En rive gauche, les prairies sont majoritaires, celles-ci sont également bien présentes tout le long du ruisseau. Au total, elles couvrent 33,5 % de la superficie du bassin. Partout ailleurs, les cultures, tournées vers la production de blé et de maïs fourrage, occupent le paysage. 42 % de la superficie du bassin est constituée de parcelles cultivées. Ces dernières présentent une superficie moyenne de 4 hectares.

Le maillage bocager apparaît très fortement dégradé sur le bassin. Si quelques prairies restent encore ceinturées de haies, celles-ci sont plus éparses dans le paysage. Elles bordent çà et là des parcelles cultivées de manière désordonnée et sont les stigmates d'une dégradation du bocage non maîtrisée. Au total, la densité de linéaires de haies est de 4 km.km⁻². La densité de voies de communication est de 3,4 km.km⁻² sur le bassin. La présence de ce réseau routier dans l'espace est marquée par l'autoroute A84 qui coupe le bassin d'ouest en est dans sa partie nord.

Petite Seuline

Superficie: 13,5 km²

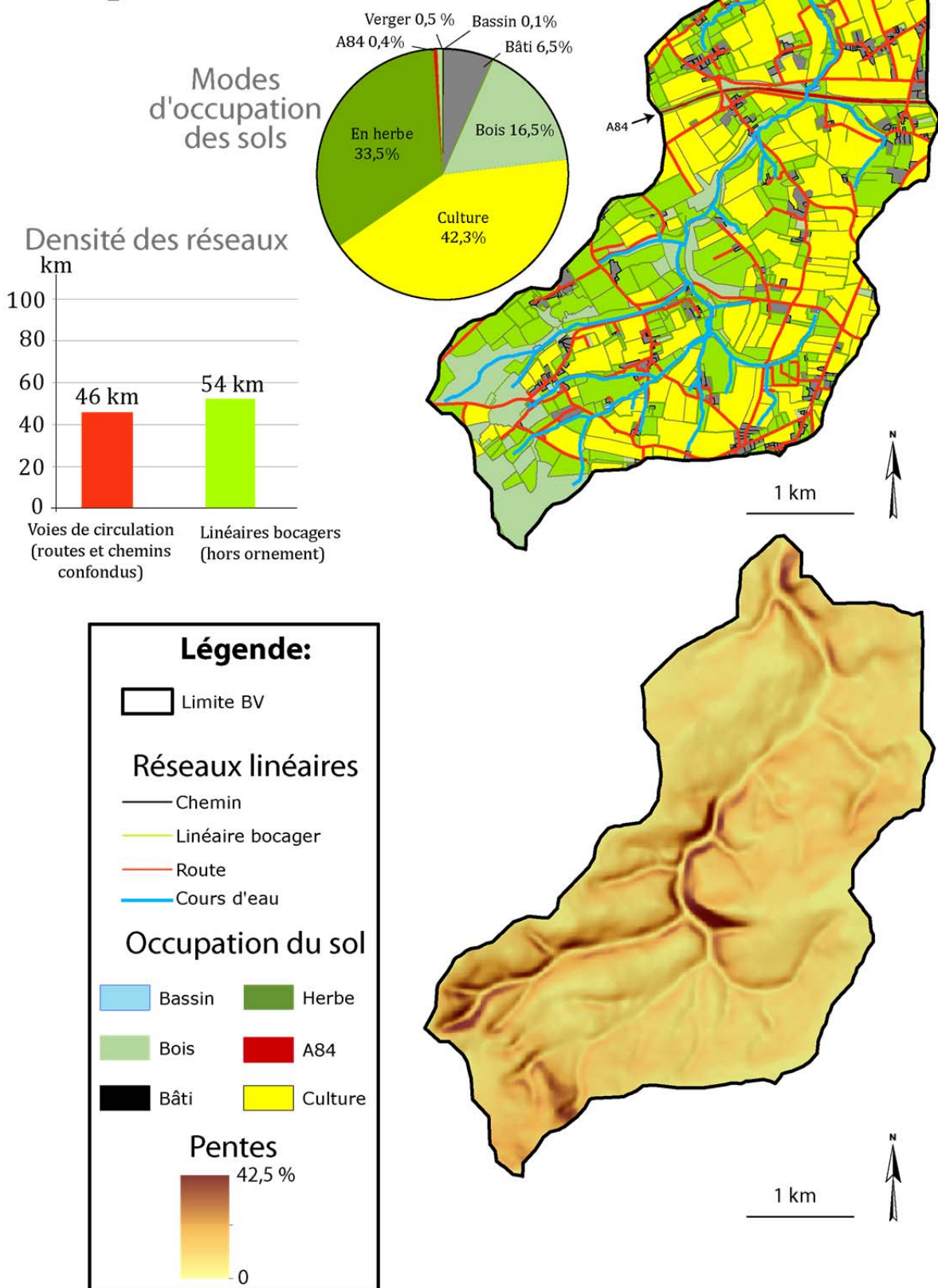


Figure 8.14 : Présentation du bassin versant de la Petite Seuline

2.1.2. Le bassin versant de l'Isolant

2.1.2.a Intérêt

Le bassin versant de l'Isolant, situé dans le département bas normand de la Manche, présente d'une superficie de 6 km². L'Isolant est un affluent en rive droite de la Sélune, celle-ci se jette dans la baie du Mont-Saint-Michel. L'Isolant a la particularité d'être le dernier affluent de la Sélune avant le barrage du Vezins. Ce dernier, construit en travers de la Sélune pour l'exploitation hydro-électrique (35 mètres de haut pour 278 mètres de largeur) au début des années 1930, est, depuis plusieurs années, sujet à une réflexion approfondie en vue de son arasement. Dans le cadre de cet éventuel arasement de nombreuses études pluridisciplinaires ont été lancées afin d'évaluer notamment les conséquences socio-environnementales. Le laboratoire LETG-Caen est partie prenante dans un des axes de recherches². Le choix du bassin versant de l'Isolant dans notre recherche s'explique par la présence d'un "bouchon sédimentaire" à l'exutoire, ce dernier nous a amené à une réflexion sur l'origine de ce stock et notamment sur la contribution éventuelle de processus de versant. Ici, on utilise le modèle pour appréhender les niveaux de connectivités hydro-sédimentaires au sein du bassin afin d'aider à la compréhension des dynamiques sédimentaires.

2.1.2.b Milieu physique : éléments de contextualisation

L'Isolant est situé dans le Massif Armoricain. Plus précisément, le bassin est circonscrit sur le flanc est du massif granitique de Chalandrey (satellite du massif de Fougères). Ce dernier est affleurant sur les versants de rive droite. Le bassin s'insère plus largement dans les cornéennes de l'aurole métamorphique de contact développée suite à l'intrusion de plutons granitiques dans les formations schisto-gréseuses locales lors de l'orogénèse cadomienne. A l'est du bassin, ces cornéennes sont recouvertes de formations limoneuses loessiques weichséliennes. Enfin, des dépôts alluviaux limoneux-argileux sont présents dans le fond de vallée.

Le réseau hydrographique présente une longueur d'environ 7,4 km. Celui-ci est marqué par trois petits vallons, tous drainés, situés dans les parties les plus en amont du bassin. Ces derniers confluent ensuite pour former le réseau principal. La partie ouest du bassin est drainée par un autre vallon plus important qui rejoint le talweg principal à 1 400 mètres environ de l'exutoire.

2.1.2.c Organisation spatiale des paysages³

Les relevés des modes d'occupations du sol et des linéaires ont été effectués au cours du printemps 2014, complétés par photo-interprétation. Elles sont regroupées en cinq classes (fig. 8.15).

Avec 50,9 % de la superficie concernée, les cultures sont majoritaires sur le bassin. D'une superficie moyenne de 2,3 hectares, celles-ci sont principalement situées sur les pentes inférieures à 6%. Dès que les pentes s'accroissent, les prairies se généralisent. Ces dernières

² Programme Sélune (2014-2028) : Arasement des barrages de la Sélune (Baie du Mont-Saint-Michel) : Quels changements pour la faune pisciaire, la végétation aquatique et rivulaire, les flux géochimiques et biologiques du cours d'eau ? Axe dynamique fluviale / groupe géomorphologie.

³ Les données sont issues d'un relevé de terrain effectué au printemps 2014.

sont bien présentes dans les fonds de vallées, ceinturés par des haies de bas-fonds. A l'exutoire du bassin, sur les pentes les plus abruptes (> 15 %), le couvert boisé est exclusif.

Le bassin de l'Isolant se caractérise ainsi par une forte proportion de parcelles cultivées et par un réseau bocager très dégradé. On compte en effet une densité de haies de 3,8 km.km⁻². Celles-ci sont principalement localisées en fond de vallées ou à la périphérie de grandes unités paysagères (prairies ou parcelles).

Isolant

Superficie: 6 km²

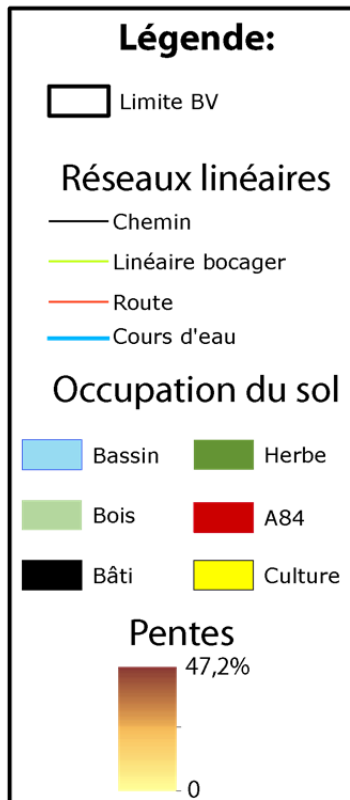
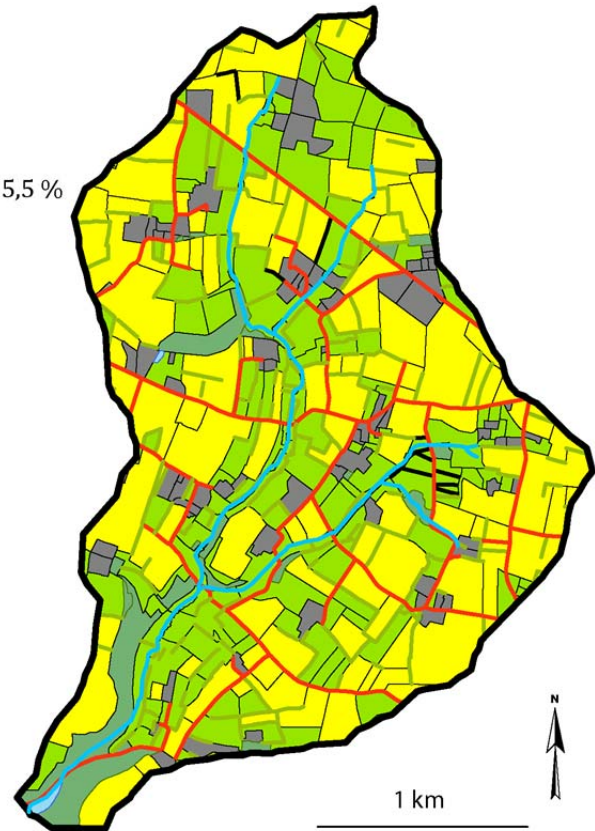
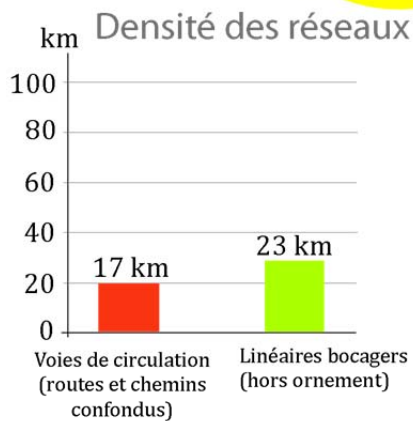
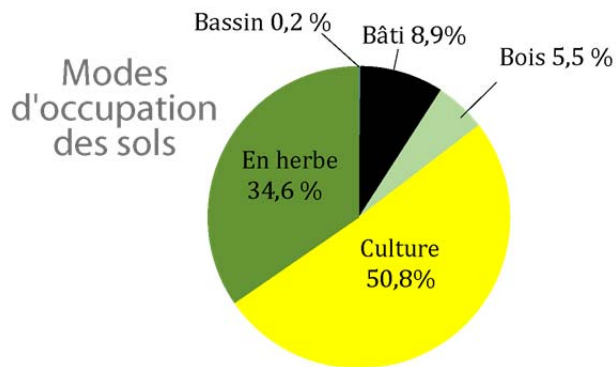


Figure 8.15 : Présentation du bassin versant de la Petite Seuline

2.1.3. Le bassin versant de la Jouselinière

2.1.3.a Intérêt

Le bassin de la Jouselinière est situé dans le département du Maine-et-Loire (Pays de Loire). Il s'agit d'un bassin versant élémentaire du bassin de l'Evre, lui-même affluent de la Loire. D'une superficie de 15,5 km², le bassin repose sur le socle hercynien dans la partie méridionale du Massif Armoricain. Le bassin de la Jouselinière connaît depuis plusieurs années des problèmes récurrents d'érosion des sols et de ruissellement (Sage Evres-Thau-Saint-Denis, com. pers.). En 2011 notamment, un orage a provoqué des inondations dans le village situé à l'exutoire (la Salle-et-Chapelle-Aubry), et de nombreux processus de ruissellement et d'érosion ont été observés sur les versants cultivés (Mission Bocage, 2012). Un phénomène similaire, bien que moins intense, a eu lieu le 3 novembre 2014 lors d'un épisode pluvieux qu'il nous a été possible d'observer (fig. 8.16). Face ces conséquences des travaux d'aménagements ont été lancé afin de préserver le bassin des altérations environnementales. L'objectif est ici d'essayer de comprendre comment s'organisent les écoulements sur ce bassin pour lequel aucun suivi scientifique n'existe.



Processus de ruissellement observés sur le bassin de la Jouselinière le 3 novembre 2014

Figure 8.16 : Processus de ruissellement observés sur le bassin de la Jouselinière le 3 novembre 2014

2.1.3.b Milieu physique : éléments de contextualisation

Le bassin de la Jouselinière appartient à l'unité géologique dite des Mauges. Cette dernière est formée de micashistes du Précambrien. Ces formations sont surmontées d'une épaisse couche argileuse résultant de l'altération du socle (Wyns, 1986). Des remplissages colluvio-alluviaux issus des formations superficielles sont présents dans les fonds de vallées. En bordure de plateau, les têtes de vallons "*constituent des dépressions mal drainées, marécageuses à sols hydromorphes*" (Wyns, 1986). Plus globalement, sur ces formations géologiques la longueur du réseau hydrographique est de 24,4 km, soit une densité de drainage de 1,6 km.km².

2.1.3.c Obtention des données paysagères

Les données relatives aux réseaux de haies ont été relevées par la Communauté de Commune de Montrevault (Montrevault Communauté) en 2012 et mises à disposition par le Sage Evres-Thau-Saint-Denis. Le relevé d'occupation du sol et des différents réseaux linéaires a été effectué par nos soins à l'automne 2014.

2.1.3.d Organisation spatiale des paysages

Le bassin de la Jouselinière est un bassin versant agricole majoritairement cultivé (fig. 8.17). 48,7 % de sa superficie est en effet occupée par des parcelles cultivées. Celles-ci sont très présentes dans les parties sud du bassin, mais elles occupent largement tout le bassin. Le paysage offre ainsi une alternance d'entités cultivées et en prairies. 41,3 % de la superficie du bassin est occupée par les surfaces en herbe. Ces prairies sont assez rares en bord de cours d'eau. En effet, mise à part dans les parties situées les plus à l'amont du bassin, la présence de parcelles cultivées en bordure de cours d'eau est assez fréquente.

Sur l'ensemble du bassin, on compte 52 kilomètres de linéaires de haies, soit une densité de seulement 3,4 km.km². La densité la plus forte au sein du bassin se retrouve dans les espaces où la densité de surfaces en herbe est la plus forte, c'est-à-dire au nord du bassin. Ailleurs, les haies sont plus éparses et offrent un paysage assez ouvert. Enfin, sur le bassin le réseau routier est important, avec 52 kilomètres de voies, dont de nombreuses sont insérées dans le versant.

La Jouselinière

Superficie: 15,5 km²

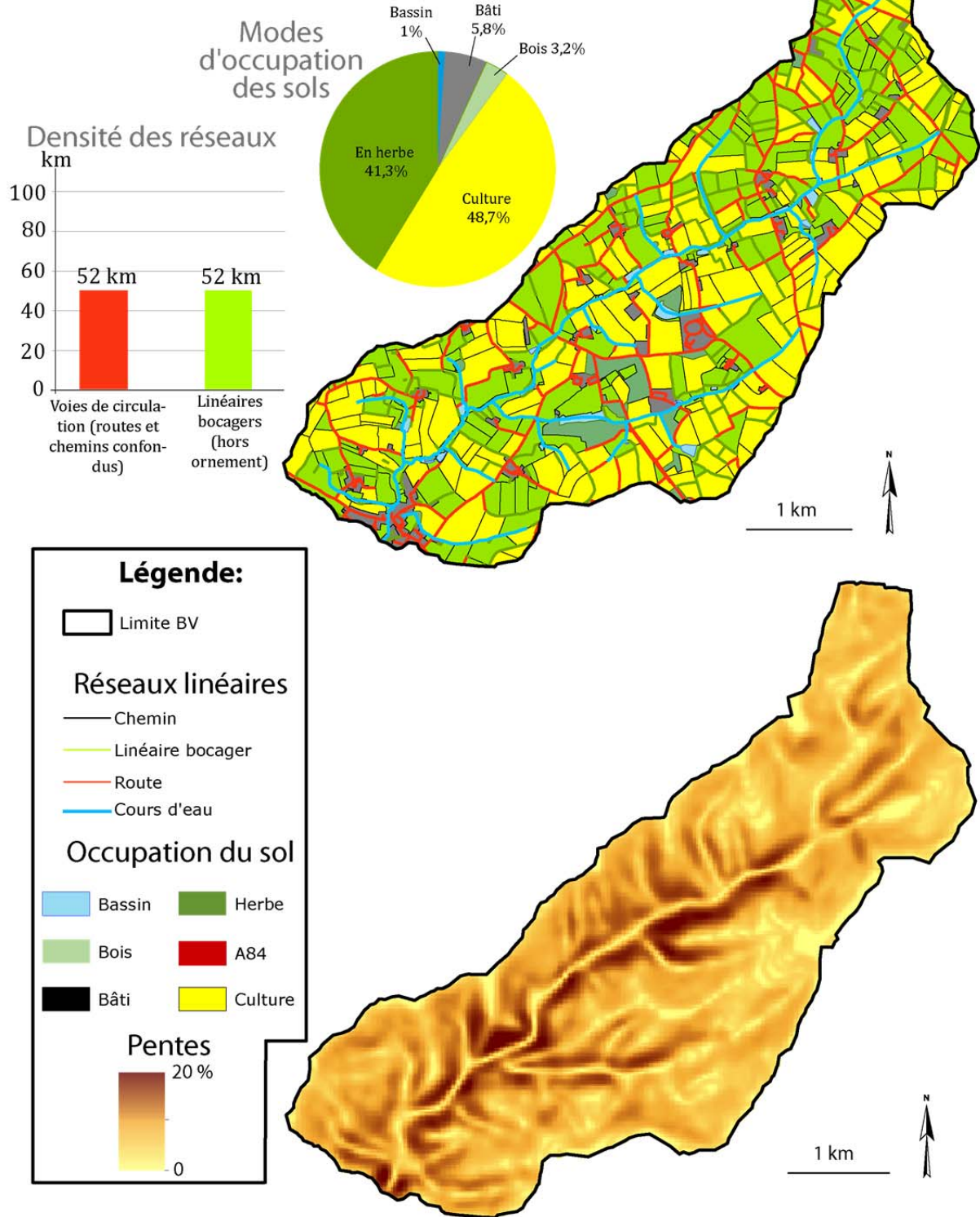


Figure 8.17 : Présentation du bassin versant de la Jouselinière

2.1.4. Le sous bassin versant du Dour Elégo

2.1.4.a Intérêt

Le bassin du Dour Elégo, 15,3 km², est situé dans le département des Côtes-d'Armor en Bretagne. Il appartient au bassin versant du Yar (61 km²). Ce dernier se jette dans la Manche au niveau de la commune de Plestin-les-Grèves, dans la baie de Lannion où l'eutrophisation des côtes est une problématique majeure (Viaud, 2004).

Le bassin du ruisseau Dour Elégo est un bassin versant agricole présentant un bocage encore bien structuré et dense. Il présente ainsi un intérêt certain pour s'assurer des capacités du modèle à livrer un diagnostic dans un contexte où les contraintes linéaires sur les écoulements de surface sont particulièrement fortes.

2.1.4.b Milieu physique : éléments de contextualisation

Le bassin est situé dans la partie occidentale du Massif Armoricain. Le bassin repose sur un socle granitique "*qui a donné naissance à des sols moyennement profonds et peu hydromorphe*" (Corgne, 2004). Les altitudes sont comprises entre 223 et 67 mètres. La topographie imprime une orientation sud-nord, dans laquelle le réseau hydrographique est très encaissé. A l'aval, les pentes dépassent ponctuellement les 50 %. Au total, avec une longueur de réseau de 19,5 kilomètres, la densité de drainage est de 1,3 km.km⁻².

2.1.4.c Obtention des données paysagères

Les données sur l'occupation du sol, le réseau de route et de linéaires bocagers ont été mises à disposition par le laboratoire LETG-Rennes⁴. Les données d'occupation du sol correspondent à l'hiver 2010-2011, regroupées autour des 5 classes utilisées précédemment. Les données relatives aux linéaires bocagers ont été retravaillées. Les haies situées en bordure de route (haies d'ornements) ont été supprimées, car elles ont un impact limité au regard de la route qu'elles bordent. Pour éviter les surreprésentations, le choix a été fait de les supprimer. Les données du réseau routier, initialement au format polygone ont été converties au format polyligne afin de limiter une surreprésentation spatiale lors de la rasterisation des données.

2.1.4.d Organisation spatiale des paysages

Le paysage du Dour Elégo est un paysage typique du bocage breton. Les parcelles présentent une superficie moyenne très faible (0,9 hectare en moyennes) et sont majoritairement entourées de haies (fig. 8.18). La densité de réseau de haies est assez forte sur le bassin avec 7,7 km.km⁻². A l'amont du bassin et plus largement dans les zones de fortes pentes, les surfaces boisées sont dominantes. 32,9 % de la superficie du bassin est occupée par les surfaces boisées. Plus largement, les parcelles cultivées sont localisées sur les portions de faibles pentes, dès que ces dernières sont plus fortes, les prairies sont majoritaires. Sur

⁴ LETG-Rennes-COSTEL est l'un des cinq pôles de l'UMR 6554 LETG - Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique.

l'ensemble du bassin, 35,2 % des terres sont allouées aux surfaces cultivées et 26,3% aux prairies.

Dour Elégo

Superficie: 15,3 km²

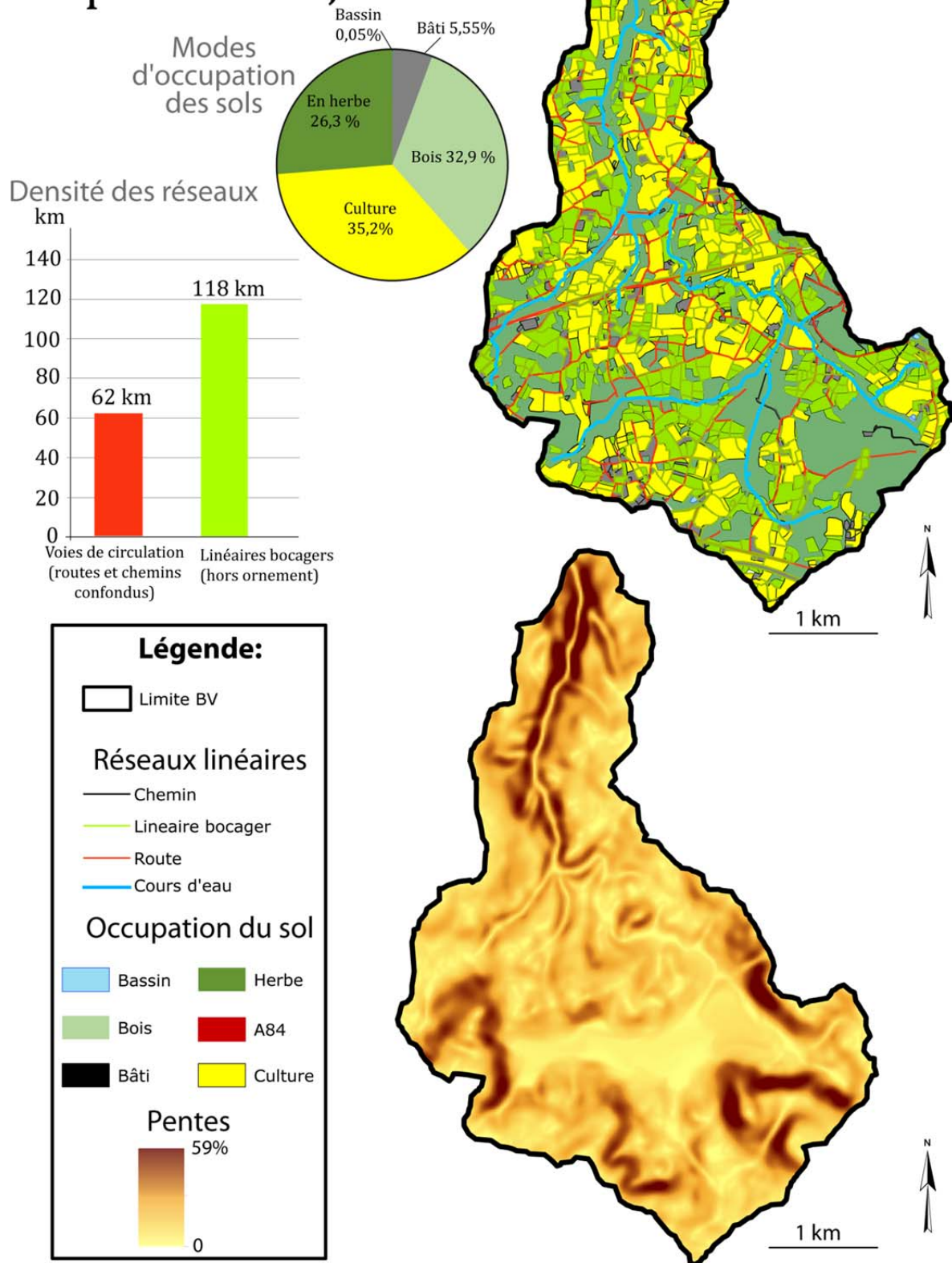


Figure 8.18 : Présentation du bassin versant de Dour Elégo

2.1.5. Le bassin de Saint Martin de Boscherville

2.1.5.a Intérêt

Le bassin versant de Saint-Martin-de-Boscherville est localisé dans le département de la Seine Maritime. Situé en rive droite de la Seine, ce bassin a été le théâtre d'une violente crue turbide le 16 juin 1997 causant la mort de trois personnes (Delahaye, 1999). Au-delà de ce phénomène violent, de type centennal, le bassin présente dans ses parties amont un paysage très ouvert, typique du Pays de Caux, principalement cultivé, dont la sensibilité au processus d'érosion des sols et de ruissellement a déjà été soulignée par plusieurs auteurs (Delahaye, 2002 ; Douvinet, 2008). La topographie forme en effet de grands impluviums uniformément cultivés sur lesquels les entités linéaires sont rares (haies, chemin, etc.). L'intérêt est ici de pouvoir montrer les capacités du modèle dans un paysage peu contraint par les structures linéaires.

2.1.5.b Milieu physique : éléments de contextualisation

Le bassin versant de Saint-Martin-de-Boscherville présente une morphologie caractérisée par un plateau calcaire du Crétacé culminant entre 125 et 145 mètres d'altitude entaillé par un imposant talweg raccordé à la vallée de la Seine. L'exutoire du bassin est situé à 105 mètres d'altitude. Sur le plateau orienté sud, où les pentes sont inférieures à 5 %, le drainage est assuré par un ensemble de petits vallons. Ces derniers se rejoignent pour former ensuite le talweg principal avant d'atteindre la vallée de la Seine. Le relief apparaît alors fortement incisé et les pentes dépassent souvent les 20 %. Le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville présente ainsi une morphologie dans laquelle deux unités se distinguent. Une tête de bassin évasée qui représente un grand impluvium et une partie aval plus compacte qui sert de corps d'accompagnement aux écoulements formés sur les parties amont (Delahaye, 2002).

2.1.5.c Organisation spatiale des paysages

L'organisation de l'occupation du sol sur ce bassin est calquée sur la morphologie, puisque deux unités paysagères se distinguent (fig. 8.19). Un plateau principalement cultivé sur lequel les haies sont rares. Seuls quelques axes routiers entrecoupent les surfaces cultivées. L'habitat, groupé, compose également une part importante de l'occupation du sol. En rebord de plateau, et sur les versants abrupts, la forêt est omniprésente. Celle-ci est lacérée de chemins forestiers, aux tracés rectilignes, orientés dans le sens de la pente, c'est-à-dire, entre le plateau et la départementale 267 qui suit le talweg principal. Cette départementale, qui coupe le bassin dans un axe nord-est/sud-ouest, permet de relier le village de Saint-Martin-de-Boscherville aux villages situés sur le plateau (Vaupalière et Montigny). Cette route a joué un rôle crucial dans la crue du 16 juin 1997, puisque c'est par elle que les écoulements produits sur les parcelles cultivées du plateau, ont été acheminés jusqu'à l'exutoire du bassin, déferlant ainsi dans le village. Dans les parties amont, le bassin est coupé en deux, dans un axe sud-est/nord-ouest, par une autoroute.

Saint Martin de Boscherville

Superficie: 13,6 km²

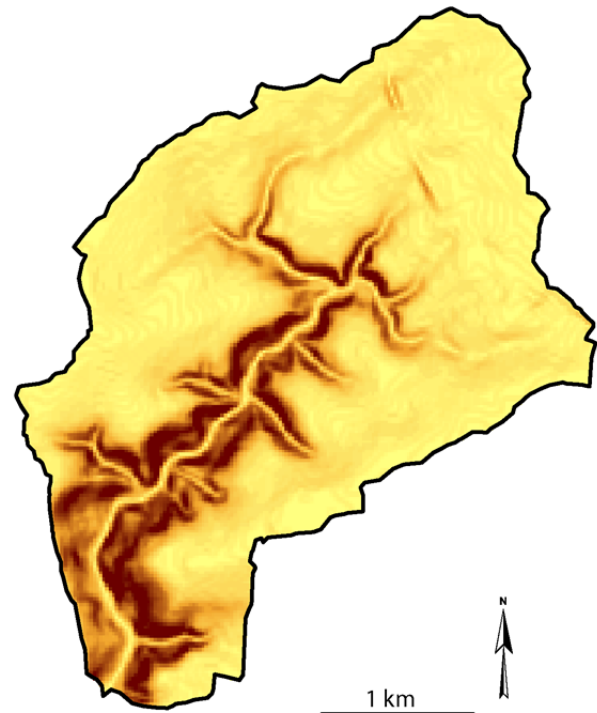
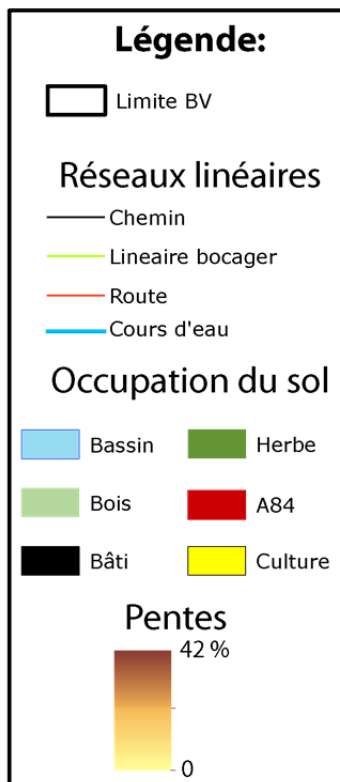
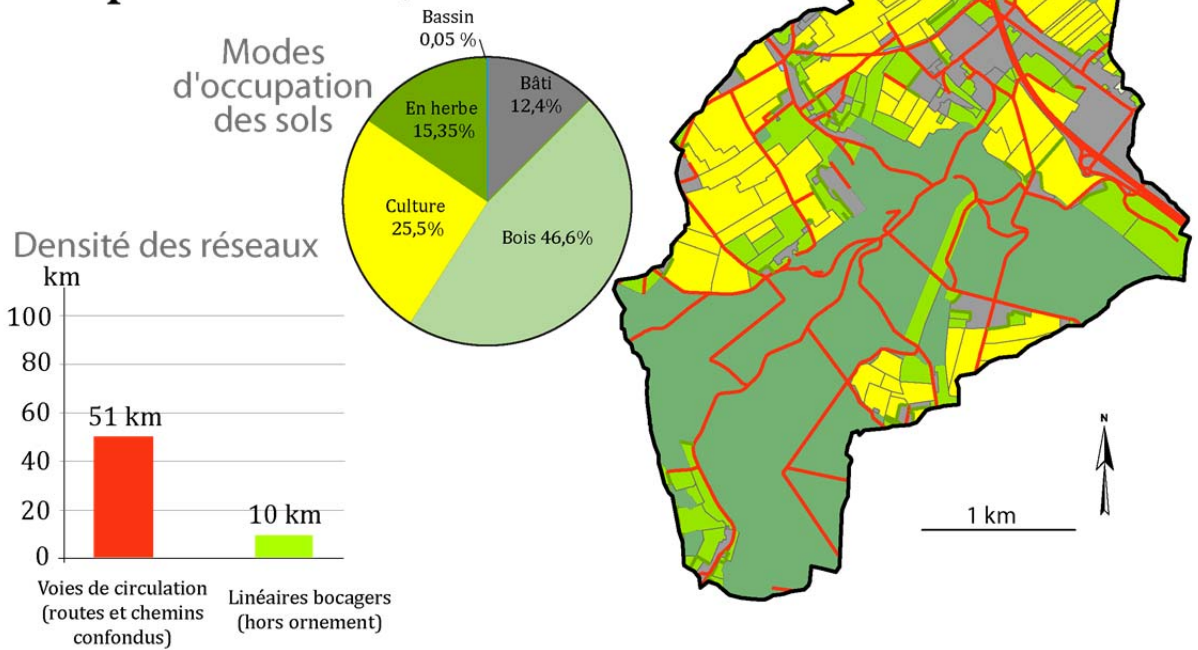


Figure 8.19 : Présentation du bassin versant de Saint-Martin-de-Boscherville

2.1.6. Synthèse de la présentation des différents sites d'études

Au total, ce sont 6 bassins versants aux caractéristiques morfo-paysagères différentes sur lesquels le modèle et les indices présentés dans le chapitre précédent vont être testés. Il devient alors indispensable de replacer chacun de des bassins vis-à-vis de l'ensemble de l'échantillon d'étude (fig. 8.20).

Si tous correspondent à des bassins versants de petites superficies (inf. à 20 km²), le bassin de l'Isolant, avec ses 6 km², est deux fois plus petit que les autres. Cependant, il présente un indice de Gravelius similaire à celui de Saint-Martin-de-Boscherville. L'indice de Gravelius est un indice très simple à calculer pour comparer la compacité de bassins versants de tailles différentes. Cet indice donne alors une indication sur l'influence que peut avoir la forme d'un bassin sur l'hydrogramme de crue. Evidemment, le bassin versant de Lingèvres a un indice très proche de 1, sa forme très compacte donne un temps de concentration plus rapide et un pic de crue plus fort que sur les bassins de la Jousselinière ou Dour Elégo caractérisés par un indice de 1,5. Tous les bassins ont une densité de drainage du réseau hydrographique avoisinant ou dépassant le 1 km.km⁻², sauf celui de Saint-Martin-de-Boscherville, situé sur le bassin sédimentaire infiltrant. Cet indice présente cependant certaines limites dans la mesure où le réseau pris en compte par le calcul ne correspond pas forcément à un écoulement permanent (Chapitre 5). En intégrant l'ensemble des réseaux identifiés comme susceptibles d'augmenter le drainage d'un bassin (routes, fossés, etc.) il est possible d'avoir une meilleure vision des capacités de drainage d'un bassin, et d'obtenir une indication globale, mais imprécise, sur la distance à un réseau pour chaque portion du bassin.

Nom	Superficie	Indice de Gravelius	Longueur réseau	Densité de drainage km.km ⁻²	Densité de fossé km.km ⁻²	Densité de drainage max.
Lingèvres	17,6	1,1	16,2	0,9	3,2	4,1
Petite Seuline	13,5	1,4	22,6	1,7	3,4	5,1
Isolant	6,0	1,3	7,4	1,2	2,8	4,0
La Jousselinière	15,5	1,5	24,4	1,6	3,4	4,9
Dour Elégo	15,3	1,5	19,6	1,3	4,1	5,3
Saint-Martin-de-Boscherville	13,6	1,3	5,3	0,4	3,8	4,1

Figure 8.20 : Tableau synthétisant les caractéristiques morphologiques des différents bassins

Les différents bassins sont par ailleurs représentatifs d'une certaine diversité des paysages agricoles du nord-ouest de la France. Nous nous appuyons sur deux indices pour comparer ces bassins. Tout d'abord le rapport du nombre de surfaces cultivées sur le nombre de surfaces agricoles (en %), puis, la densité de réseaux de haies en km.km⁻². Les différents bassins sont ensuite placés sur le graphique dont chaque axe représente un indice (fig. 8.21). Deux bassins se distinguent assez nettement des autres. Celui de Saint-Martin-de-Boscherville qui possède un réseau de haies très faible et de nombreuses surfaces agricoles boisées traduisant un rapport surfaces cultivées / surfaces agricoles très faible. Cependant, comme évoqué précédemment, ce bassin versant comprend deux unités très distinctes masquées par cette représentation graphique. En effet, le bassin est composé d'une partie amont majoritairement cultivée (fig. 8.21 point gris, partie amont) et une partie aval presque

exclusivement boisée (fig. 8.21 point gris, partie aval). Le bassin de Dour Elégo, qui lui, présente au contraire une densité de réseaux linéaires plus importante, et un rapport surfaces cultivées sur surfaces agricoles de 37,3 %, du fait d'un grand nombre de surfaces boisées et enherbées.

Les bassins de la Petite Seuline, de La Jousselinière, de l'Isolant et de Lingèvres présentent tous un rapport surfaces cultivées sur surfaces agricoles supérieur à 40%. Le bassin de Lingèvres se distingue légèrement des trois autres du fait d'une densité de haies plus importante (6 km.km²). Les trois autres bassins présentent des densités inférieures à 4 km.km². Au sein de ce "groupe de 4", on peut identifier un sous-groupe formé par le bassin de La Jousselinière et de l'Isolant. Tous deux étant majoritairement cultivés.

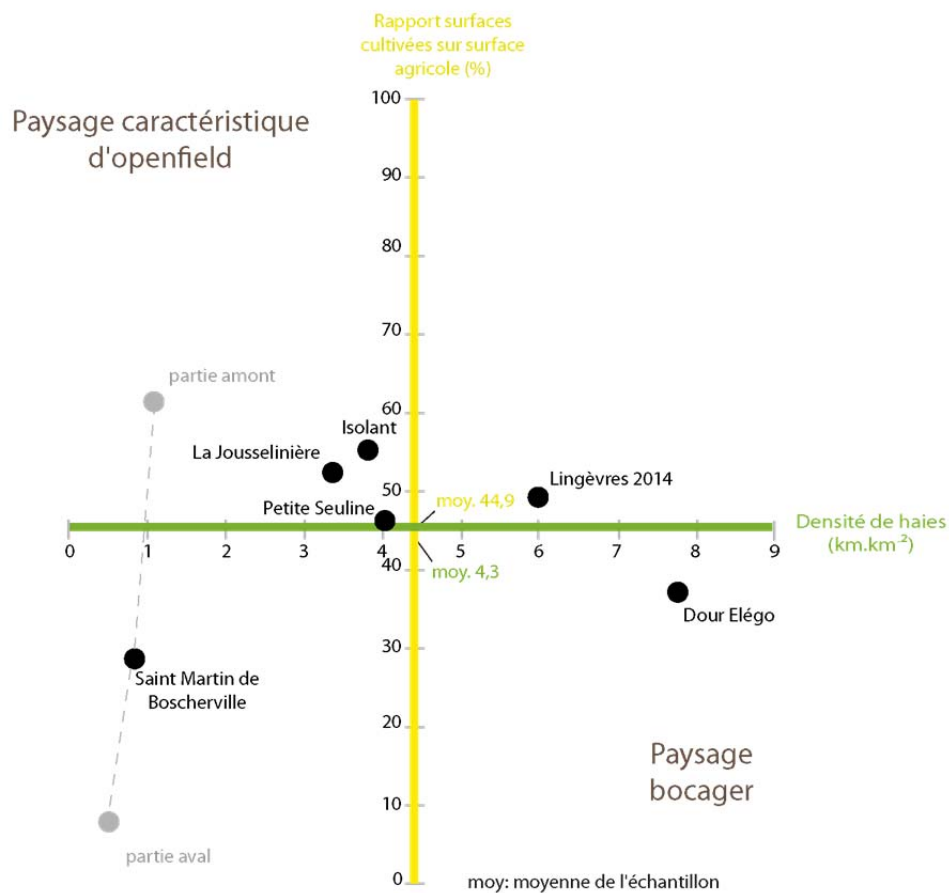


Figure 8.21 : Comparaison des différents bassins en fonction de leurs caractéristiques paysagères

Pour conclure sur la comparaison des différents sites d'études, l'indice de Shannon a été calculé sur chacun des bassins versants. Très utilisé en écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999), cet indice permet de caractériser le degré de diversité d'un paysage. Le calcul (H), très simple, combine le poids de l'abondance de chaque classe d'occupation du sol (Pi) par rapport à la somme des surfaces de l'ensemble des classes :

$$H = - \sum (P_i \cdot \ln P_i)$$

L'indice varie de 0, dans le cas où une seule classe couvrirait l'ensemble de la surface, à 1,39, dans le cas où la répartition de chacune des quatre classes serait uniforme, la diversité est alors considérée comme maximale. Les bassins versant de Dour Elégo et de Saint-Martin-de-Boscherville présentent l'indice de Shannon le plus élevé. Cela tient notamment de l'importance des couverts boisés sur ces deux bassins. Le bassin versant de Lingèvres, dont on a largement discuté tout au long de ce mémoire, présente le plus faible indice, avec une valeur inférieure à 1. Les bassins de l'Isolant et de La Jousseinière apparaissent encore une fois très proche, avec une valeur de Shannon de 1,09 et 1,01 respectivement.

Cet indice de diversité reste cependant très dépendant de la discrétisation des modes d'occupation du sol effectuée. Il apparait en effet, que la prise en compte de davantage de classes, telles que les vergers ou le type de culture, "rapprocherait" les bassins de Lingèvres et de Saint-Martin-de-Boscherville. Par ailleurs, calculé pour l'ensemble du bassin de Saint-Martin-de-Boscherville, l'indice de Shannon ne permet pas de rendre compte de l'existence de deux unités paysagères.

Nom	Surfaces cultivées (%)	Surfaces en herbe (%)	Surfaces boisées (%)	Autres (bâti, bassin, etc.) (%)	Indice de Shannon	Rapport culture / surface agricole	Rapport herbe / surface agricole
Lingèvres	45,7	45,1	2,0	7,2	0,98	49,2	48,6
Petite Seuline	42,3	33,5	16,5	7,7	1,23	45,8	36,3
Isolant	50,8	34,6	5,5	9,1	1,09	55,9	38,1
La Jousseinière	48,7	41,3	3,2	6,8	1,01	52,3	44,3
Dour Elégo	35,2	26,3	32,9	5,6	1,25	37,3	27,9
Saint-Martin-de-Boscherville	25,5	15,4	46,6	12,6	1,25	29,2	17,6

Figure 8.22 : Tableau synthétisant les caractéristiques paysagères des différents bassins

2.2 Effets des réseaux linéaires sur les écoulements de surfaces dans les différents bassins

2.2.1. Démarche méthodologique

Les données des différents bassins versants ont été préparées selon le mode opératoire décrit dans le chapitre 6 puis intégrées dans le modèle. Les simulations ont ensuite été menées sur chaque bassin. En fin de simulation, les deux indices présentés au cours du chapitre précédent ont, tout d'abord, été calculés. On rappelle que le premier indice permet de mesurer l'impact des réseaux linéaires anthropiques sur l'alimentation en surface en tout point de l'espace et que le second permet de mesurer le poids de ces réseaux sur les distances hydrologiques à l'exutoire. Le recours à ces deux indices nous permet de discuter des conséquences des structures linéaires sur les écoulements de surface pour chacun des bassins versants. Dans un second temps, les entités de la (dé)connectivité sur chacun des bassins ont été identifiées et nous permettent d'amorcer une discussion autour de la sensibilité des bassins aux processus de transferts hydro-sédimentaires. Les résultats sont issus de simulation pour lesquelles le seuil de "rétention" est le même que dans le chapitre 7, c'est-à-

dire que les entités en "herbe", "haie" et "bâtie" ont un seuil fixé à 40 (en nombre d'agents interceptés).

Pour mieux mesurer la plus-value de l'approche, la présentation des résultats s'appuie sur la comparaison des bassins versants entre eux. Pour cela, des "groupes de bassins versants" ont été constitués en fonction des caractéristiques mises en évidence précédemment. Ainsi, les bassins de l'Isolant et de la Jousselinière, majoritairement cultivés, seront comparés ensemble. Il en sera de même pour les bassins de Dour Elégo et de Saint-Martin-de-Boscherville, qui partagent, non pas des caractéristiques communes, mais au contraire des organisations paysagères très différentes. Les bassins de Lingèvres et de la Petite Seuline viendront ponctuellement compléter ces analyses comparatives.

2.2.2. Résultats des simulations appliquées aux différents contextes

2.2.2.a Evolution du cumul des surfaces

Avant de détailler les résultats du calcul de l'évolution du cumul des surfaces en tout point de l'espace, il convient de rappeler que le calcul n'est pas possible pour un certain nombre de patches. "Il s'agit à la fois de patches déconnectés de l'exutoire, des patches formant les lignes d'interfluves (donc qui ne cumulent pas de flux) et des patches situés dans le voisinage de réseaux de fossés ou de haies, mais dont l'entité linéaire, localisée en amont, les prive d'alimentation" (cf. chap. 7, 1.2). Ainsi, plus cette valeur est forte, plus elle traduit le rôle prégnant des entités linéaires.

Sur les 6 bassins versants, 43 % de leur surface ne sont, en moyenne, pas affectées par la présence de réseaux de haies ou de fossés. En effet, en moyenne 43 % des patches cumulent autant de flux quel que soit le type de modélisation (avec ou sans linéaire). Cette valeur moyenne globale masque cependant une variabilité importante entre les bassins. Le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville apparaît comme le moins impacté puisque 57,9 % de sa superficie n'est pas affectée par une modification des flux circulant. Cela s'explique par la faible densité de réseaux de linéaires mais surtout par leur organisation lâche dans l'espace qui favorise la présence de "grandes unités topographiques" sur lesquelles les écoulements peuvent circuler sans être influencés par la structure paysagère.

A l'inverse, sur le bassin de Dour Elégo, le nombre de patches cumulant autant de flux après introduction des réseaux linéaires est de 33,6 %, c'est presque deux fois moins que sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville. Sur ce bassin, au contraire la forte densité de réseaux linéaires, réduit la taille du parcellaire et donc la présence de "grandes unités topographiques". De plus, en réduisant les longueurs de pentes et en déviant les écoulements, les haies permettent à 19,3 % des patches de recevoir moins de flux. Sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville, seulement 10,7 % des surfaces sont concernées. Ainsi, le bassin de Dour Elégo, sur lequel la densité de réseaux linéaires est forte, apparaît logiquement plus impacté que le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville.

L'indice s'avère plus pertinent dans l'analyse comparative des bassins de l'Isolant et la Jousselinière. Sur l'Isolant, 46,4 % de la superficie n'est pas affectée par la présence de réseaux linéaires, 27,3 % cumule moins de surfaces et 4,5 % en cumule davantage. Sur le bassin de la Jousselinière les valeurs sont les suivantes : 42,8 %, 17,7 % et 4,5 %. Ainsi, malgré une densité de réseaux linéaires équivalente sur les deux bassins, l'organisation spatiale des réseaux sur le bassin de la Jousselinière modifie davantage le cumul de surface des patches.

Globalement sur les différents bassins, lorsque le cumul du nombre de surface évolue (dans 57 % des cas en moyenne), cela se fait principalement dans le sens d'une diminution. Sur les bassins versants de l'Isolant et de la Petite Seuline, l'organisation spatiale des réseaux dans l'espace apparaît très efficace pour diminuer le cumul de flux au plus grand nombre de surfaces, 27,3 % et 28,4 % de la superficie est en effet concernée. Autrement dit, sur ces deux bassins, la présence de linéaires perpendiculaires à la pente situés à différents niveaux sur les versants permet de retenir ou de dévier les écoulements.

	Lingèvres	Isolant	Jouss.	Dour Elégo	Saint Martin de B.	Petite Seuline	
Densité de haies (km.km ⁻²)	6	3,8	3,4	7,7	0,7	4	
Densité de linéaires tous confondus (km.km ⁻²)	9,1	6,6	6,7	11,8	4,5	7,4	
Evolution du cumul des surfaces	Surfaces non alimentées	36	20,1	34,9	43,0	28,3	25,6
	Flux inchangés	36	46,4	42,8	33,6	57,9	40,8
	Flux diminués	24	27,3	17,7	19,3	10,6	28,4
	Flux augmentés	5	6,2	4,5	4,2	3,2	5,2

Figure 8.23 : Evolution du cumul des surfaces en tout point de l'espace sur les six bassins suivis

Ce premier indice permet de statuer un peu plus sur le rôle des entités linéaires sur les dynamiques spatiales des écoulements de surface. **En intégrant, l'orientation des réseaux par rapport aux pentes ainsi que leur localisation dans l'espace on appréhende plus finement les conséquences des entités linéaires sur les écoulements de surface et ce, en tout point de l'espace.** Pour compléter l'analyse comparative, on s'intéresse maintenant aux conséquences des entités linéaires sur l'évolution des distances à l'exutoire.

2.2.2.b Conséquences sur les distances à l'exutoire

Sur les six bassins versants suivis, la principale conséquence de la présence de réseaux linéaires est une augmentation des distances hydrologiques à l'exutoire (fig. 8.24). En effet, en moyenne pour l'ensemble des six bassins, 41,4 % de leur superficie ont une distance à l'exutoire qui augmente du fait de la présence de réseaux linéaires. C'est sur le bassin présentant les plus faibles densités de linéaires que la distance hydrologique évolue le plus.

En effet, sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville, 61,2 % de la superficie est affectée par une augmentation de la distance hydrologique. Sur ce bassin, cela s'explique par la présence d'un plateau majoritairement cultivé où les réseaux linéaires sont rares (unité "amont"), mais par la présence de réseaux routiers très structurant sur les versants (unité "aval"). Ces derniers dévient les écoulements de leur trajectoire "topographique". Cependant cette déviation reste faible, dans 93 % des cas, la distance à l'exutoire n'augmente pas de plus de 10 % par rapport à ce que serait un écoulement uniquement dicté par la topographie. Cette faible évolution de la distance est liée à la construction du réseau routier aux niveaux des axes topographiques d'écoulement. En revanche, 4 % de la superficie de ce bassin sont affectés par une forte augmentation de la distance hydrologique à l'exutoire. Cela s'explique par la présence d'une autoroute orientée perpendiculairement aux axes d'écoulement dans la

partie nord-est du bassin. Cet ouvrage très structurant allonge la distance à parcourir par les écoulements qui ne peuvent franchir l'autoroute qu'en deux points.

Sur le bassin de Dour Elégo, où les densités de linéaires sont les plus importantes, les distances à l'exutoire augmentent pour 30,6 % des surfaces du bassin, mais sur ce bassin aussi cette distance n'évolue que très peu (de 10 % majoritairement). Le bassin est, en revanche, davantage marqué par une forte déconnectivité des écoulements de surface puisque 31,9 % des écoulements ne peuvent pas rejoindre le cours d'eau du fait de la présence de haies bloquantes. Le bassin de Dour Elégo est d'ailleurs le bassin de l'échantillon présentant la plus forte déconnectivité de surface. Sur les autres bassins, le nombre de surfaces déconnectées est compris entre 10 et 20 %.

Sur le bassin de l'Isolant et de la Jousnelinière, 35,5 % des distances hydrologiques à l'exutoire restent identiques après l'intégration des entités linéaires. C'est plus que sur les autres bassins (20 % en moyenne). Sur le bassin de la Jousnelinière, en revanche, lorsque les distances évoluent cela se fait davantage dans le sens d'une augmentation (43,7 % sont augmentées). Cela est plus nuancé sur l'Isolant, puisque l'augmentation de la distance à l'exutoire n'affecte que 36,6 % de la superficie. Sur le bassin de l'Isolant, 20 % de la superficie est affectée par un raccourcissement des distances hydrologiques. L'indice mesuré sur la Petite Seuline montre que l'influence des entités linéaires sur les distances hydrologiques est similaire à ce qui se passe sur le bassin de la Jousnelinière, à savoir, une augmentation des distances à l'exutoire pour 43,4 % de la superficie.

		Lingèvres	Isolant	Jouss.	Dour Elégo	Saint Martin de B.	Petite Seuline
	Densité de haies (km.km ⁻²)	6	3,8	3,4	7,7	0,7	4
	Densité de linéaires tous confondus (km.km ⁻²)	9,1	6,6	6,7	11,8	4,5	7,4
Evolution des distances hydrologiques à l'exutoire	Surfaces déconnectées	16	17,9	13,9	31,9	6,2	20,2
	Distances inchangées	24	35,5	35,6	29,7	22,9	30,1
	Distances diminuées	15	10,0	6,8	7,9	9,7	6,2
	Distances augmentées	45	36,6	43,7	30,6	61,2	43,4

Figure 8.24 : Evolution des distances hydrologiques à l'exutoire sur les six bassins suivis

Calculé pour les six bassins versants l'évolution des distances à l'exutoire met en évidence que les réseaux linéaires d'origines anthropiques ont tendance à augmenter les distances hydrologiques aux cours d'eau. Cependant, celles-ci restent limitées et ne dépassent pas 10 % de la distance que devrait parcourir les écoulements en l'absence de réseaux linéaires. En moyenne, 30 % de la superficie des bassins ne sont en revanche pas impactés par une évolution des distances à parcourir, il s'agit principalement d'espaces situés à proximité du cours d'eau. L'indice permet ainsi de mieux mesurer l'effet des entités linéaires du paysage sur les distances hydrologiques au cours d'eau.

		Lingèvres	Isolant	la Jousselinie re	Dour Elégo	Saint Martin de B.	La petite Seuline
flux	Surfaces non alimentées	36	20,1	34,9	43,0	28,3	25,6
	Flux inchangés	36	46,4	42,8	33,6	57,9	40,8
	Flux diminués	24	27,3	17,7	19,3	10,6	28,4
	Flux augmenté	5	6,2	4,5	4,2	3,2	5,2
distance	Surfaces déconnectées	16	17,9	13,9	31,9	6,2	20,2
	Distances inchangées	24	35,5	35,6	29,7	22,9	30,1
	Distances diminuées	15	10,0	6,8	7,9	9,7	6,2
	Distances augmentées	45	36,6	43,7	30,6	61,2	43,4

Figure 8.25 : Tableau récapitulatif des valeurs des deux indices pour les six bassins versants

Au final, le calcul des deux indices pour chacun des six bassins permet d'évaluer l'impact des entités linéaires du paysage sur les écoulements de surface (8.25, 8.26 et 8.27). Les simulations mettent ainsi en évidence que **plus que la densité, c'est l'organisation et la structuration des entités linéaires dans l'espace qui conditionnent leur influence sur les écoulements de surface**. Surtout ces indices vont plus loin en permettant de mesurer précisément les effets de ces réseaux sur les écoulements de surfaces. Plusieurs conclusions peuvent ainsi être faites sur les différents bassins versants.

- Les deux indices permettent de bien rendre compte de la présence de deux entités distinctes sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville. En effet, la présence d'une partie amont majoritairement cultivée sur laquelle les réseaux sont rares, se traduit pas une forte valeur de "flux inchangés", que les entités linéaires soient présentes ou non sur le bassin, la plupart des espaces (57 %) cumulent autant de flux. Ensuite, dans la partie aval, la présence d'espaces principalement boisés et surtout de réseaux routiers sur les versants, tend à augmenter les distances hydrologiques à l'exutoire. Ces résultats confirment les observations de Delahaye (2002) qui décrit ce bassin comme étant constitué de deux entités morphologiques distinctes, avec un plateau cultivé sans contraintes linéaires et une partie aval qui constitue le corps d'accompagnement des écoulements. Ainsi, sur ce bassin, les entités linéaires interviennent principalement sur la distance hydrologique au cours d'eau et notamment dans les parties amont où une autoroute est orientée perpendiculairement à la pente.

- Sur le bassin de Dour Elégo, malgré une forte densité de réseau linéaire (11,8 km.km²), plus de 30 % des surfaces ne subissent pas de conséquences liées à la présence des entités linéaires. Cela est lié à un réseau hydrographique bien développé sur le socle granitique imperméable, de ce fait, la connectivité spatiale est forte avec de nombreuses parcelles. Sur ces dernières la distance hydrologique n'est pas modifiée. Cependant, le bassin de Dour Elégo est celui sur lequel les conséquences des linéaires sont les plus importantes, avec 31,9 % des patches déconnectés de l'exutoire.

- Sur la Jousselinie les réseaux linéaires modifient davantage les écoulements que sur le bassin de l'Isolant qui présente pourtant une densité de linéaires similaires.

- Les effets des linéaires sur le bassin versant de la Petite Seuline sont assez similaires à ceux du bassin versant de l'Isolant.

- Le bassin de Lingèvres apparaît comme assez différent des autres bassins, la présence d'une forte densité de réseaux de fossés se traduit par une augmentation de la distance hydrologique et par des modifications importantes des flux cumulés par chaque patch.

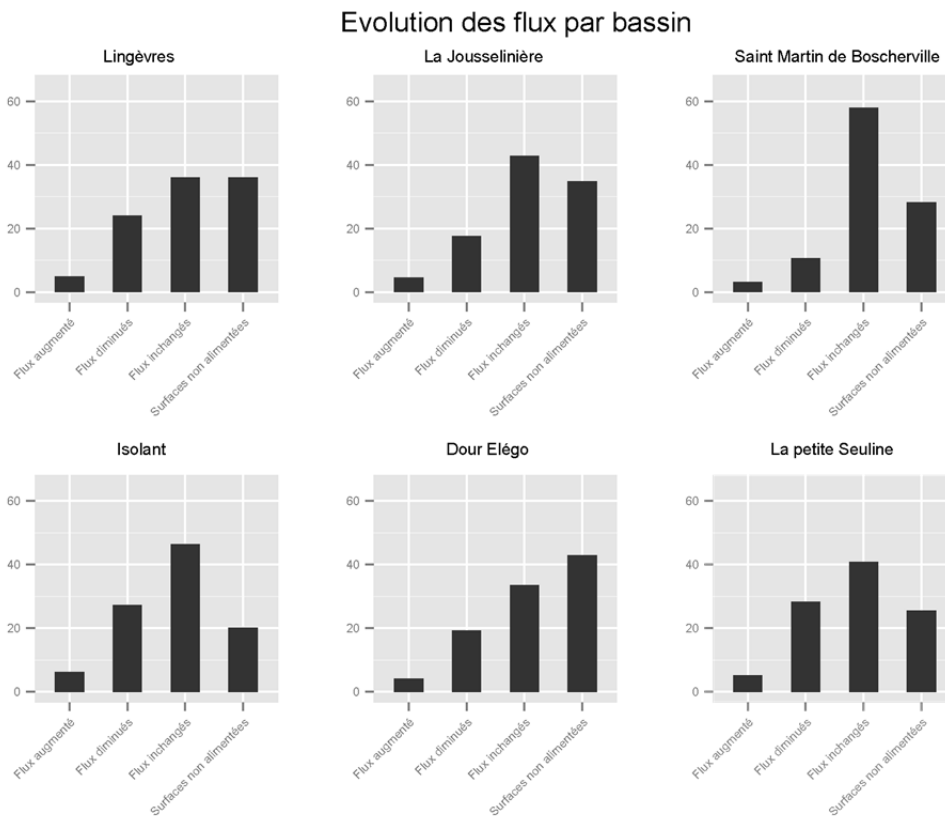


Figure 8.26 : Evolution des flux par bassin

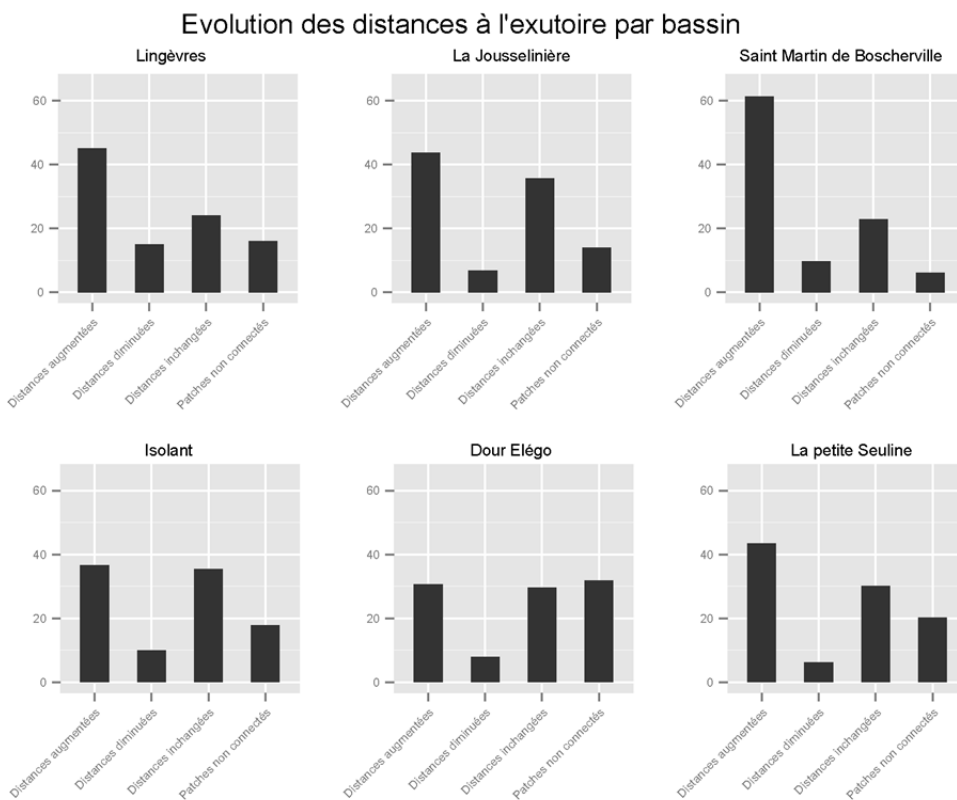


Figure 8.27 : Evolution des distances à l'exutoire par bassin

2.2.3. Mesure des niveaux de connectivités

Sur chacun des bassins versants, les simulations ont été menées afin d'identifier les différentes entités de la (dé)connectivité. Une cartographie a été réalisée pour chacun des bassins. Cette dernière permet de visualiser au sein des différents bassins, la localisation de ces entités de la (dé)connectivité.

Sur le bassin de la Petite Seuline, 28,6 % des surfaces cultivées sont hydrologiquement connectées au cours d'eau (fig. 8.31). La forte déconnectivité des écoulements de surface est liée à l'efficacité des réseaux de haies "déconnectantes" (67,7 %) et des surfaces en "herbe" (52,4 %). Leur bonne structuration dans l'espace permet de limiter la connectivité des parcelles agricoles pourtant importantes sur ce bassin (42,3 % de la surface du bassin est cultivée). La cartographie des connectivités semble confirmer les observations de Viel (2012), sur ce bassin, les processus de transferts entre les parcelles et le cours d'eau apparaissent limités par la structure paysagère.

Sur le bassin de l'Isolant, 37,7 % des surfaces cultivées sont hydrologiquement connectées (fig. 8.32). Celles-ci sont localisées assez haut sur le versant et se connectent au cours d'eau grâce à des fossés orientés dans le sens de la pente. Ces derniers, qui recoupent les différents vallons, apparaissent en effet être les principaux vecteurs de ruissellement, 58,2 % d'entre eux sont ainsi hydrologiquement efficaces. 54,6 % des surfaces en herbe permettent en revanche de déconnecter des écoulements de surface de l'exutoire. Celles-ci sont très nombreuses autour du cours d'eau. 21,2 % des haies du bassin versant participent également à la déconnectivité des écoulements de surface. Celles-ci sont situées assez haut sur les versants. Ainsi, sur le bassin de l'Isolant, malgré une distance au cours d'eau souvent importante, 37,7 % des surfaces cultivées parviennent à être connectées au cours d'eau. Le bassin de l'Isolant présente ainsi à la fois un nombre important de surfaces cultivées et hydrologiquement connectées et des surfaces en herbe dans les fonds de vallées souvent mises en pâture. Le "bouchon" sédimentaire présent à l'exutoire du bassin semble ainsi être alimenté à la fois par de la production de surfaces cultivées mais aussi par de l'érosion de berge des chenaux dans les prairies de fond de vallée. D'autres études géomorphologiques sont actuellement en cours et devraient nous permettre de dater ces dépôts. Il sera alors intéressant d'essayer de voir s'il existe un lien entre l'évolution paysagère au sein du bassin et les dates des remplissages les plus récents.

Le bassin de la Jouselinière présente 49,3 % de surfaces cultivées hydrologiquement connectées au cours d'eau (fig. 8.33). Par ailleurs, 76,2 % des haies participent à la déconnectivité des écoulements de surface, ainsi que 61,9 % des surfaces en herbe. Il apparaît ainsi, que sur ce bassin, l'organisation spatiale des entités du paysage favorise le fonctionnement du plus grand nombre d'entités. Un grand nombre de surfaces en herbe sont sollicitées pour "absorber" les flux produits sur les différents îlots de culture.

Avec seulement 6,8 % de parcelles connectées au cours d'eau, le bassin de Dour Elégo présente la plus faible connectivité de parcelles cultivées (fig. 8.34). 45 % des haies participent à la déconnectivité des écoulements de surface, tout comme 47,5 % des surfaces en herbe (prairie et bois). Les surfaces cultivées qui sont hydrologiquement connectées au cours d'eau sont principalement localisées à proximité de celui-ci. L'organisation spatiale des réseaux de haies et des surfaces en herbe semble ainsi être efficace pour limiter la connectivité des

parcelles cultivées situées très en amont. D'ailleurs de nombreuses haies et surfaces en herbe déconnectantes sont situées dans ces espaces. Cependant, l'utilisation d'un seuil de "rétention" fixé à 40, tend peut être ici à surévaluer le rôle des surfaces déconnectantes. Avec un seuil à 10, on obtient 27,7 % de surfaces cultivées connectées. L'intégration future d'un seuil plus réaliste devrait permettre d'améliorer la prédictibilité des simulations. Ces dernières arrivent cependant à reconstruire les chemins d'écoulement dans un espace bocager, où les contraintes sont fortes, en cela les simulations montrent la capacité de l'outil à être utilisé dans les espaces fortement bocagers.

Sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville, il apparaît que 29,7 % des surfaces cultivées sont connectées à l'exutoire (fig. 8.35). 54,2 % des haies présentes sur le bassin et 61,2 % des surfaces en herbe (bois et prairie) participent à la déconnectivité des écoulements de surface. Les simulations permettent d'identifier les grandes unités sur lesquelles aucune contrainte liée aux entités paysagères ne vient modifier les écoulements topographiques.

Nom	Cultures connectées (%)	Haies déconnectantes (%)	Surfaces en herbes déconnectantes (%)
Lingèvres 2014	60,5	21,2	37,0
Petite Seuline	28,6	63,7	52,4
Isolant	37,7	21,2	54,6
La Jousselinière	49,3	76,2	61,9
Dour Elégo	6,8	45,0	47,5
Saint Martin de Bosch.	29,7	54,2	61,2

Figure 8.28: Tableau récapitulatif de la représentativité des différentes entités de la (dé)connectivité par bassin

Les simulations livrent un diagnostic plus fin sur la sensibilité des différents bassins versants à la connectivité entre les zones de production et le cours d'eau. Le bassin versant de Lingèvres apparaît être le bassin sur lequel la connectivité des surfaces cultivées est la plus importante (cf : chapitre 7). Cependant, c'est le seul bassin parmi l'échantillon d'étude sur lequel le seuil de "rétention" a été validé. A titre d'exemple, sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville, il a été montré que 29,7 % des surfaces cultivées étaient connectées au cours d'eau. Or lors de l'épisode du 16 juin 1997, toutes les surfaces cultivées ont participé à la coulée de boue dévastatrice. Si avec un seuil de 40, c'est-à-dire un seuil représentatif d'une crue décennale sur le Lingèvres, on ne retrouve que 29,7 % des surfaces cultivées et connectées, avec un seuil de 2, qui peut être considéré comme représentatif d'évènements plus rares sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville, la connectivité de toutes les surfaces cultivées est retrouvée (fig. 8.34). Certains écoulements traversent des surfaces en herbe pour rejoindre les principaux axes d'écoulements (fig. 8.35).

Ainsi, la prise en compte de l'intensité des épisodes et de coefficient de ruissellement plus proche de la réalité devrait permettre d'affiner les résultats du modèle.

Evolution de la connectivité des surfaces cultivées en fonction du seuil de "rétention"

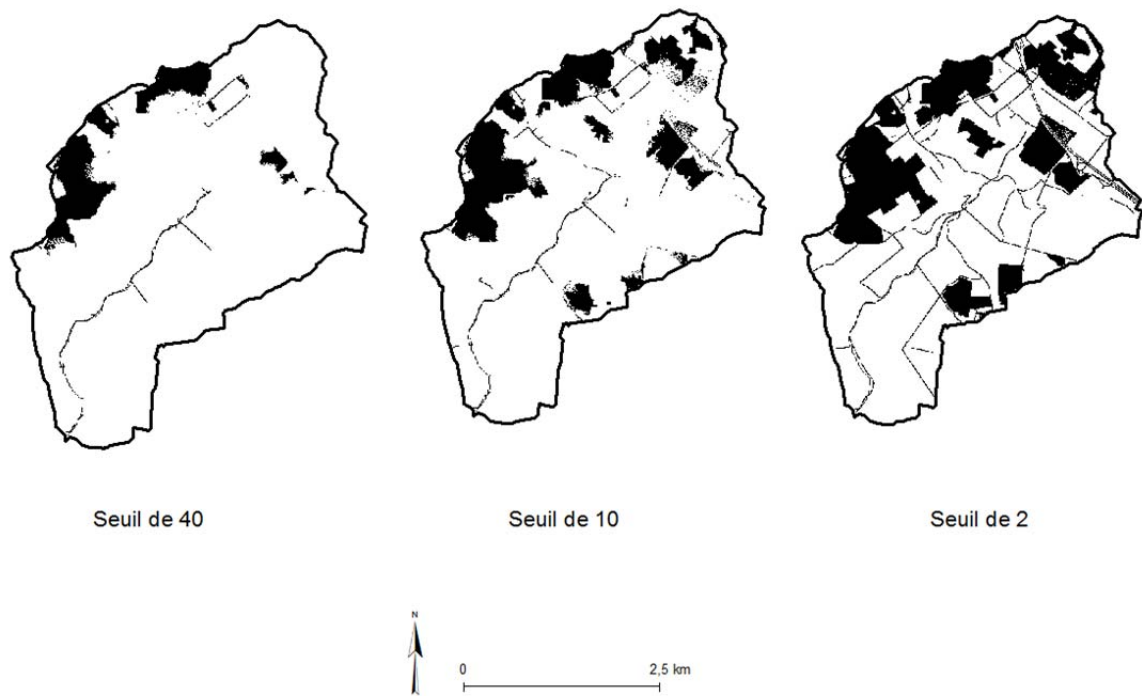


Figure 8.29 : Evolution de la connectivité des surfaces cultivées en fonction du seuil de "rétention" sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville



Figure 8.30 : Ecoulements turbides empruntant le vallon du Bas de l'Ouraille en amont de Saint-Martin-de-Boscherville (16 juin 1997). Delahaye, 2002.

Au final, **il apparaît que, quel que soit le degré de complexité d'un paysage, l'organisation et la structuration des différentes entités qui le composent peuvent être efficaces pour acheminer les écoulements de surface jusqu'au cours d'eau.** En contexte bocager, la structure paysagère contraint fortement les écoulements et la connectivité. Cependant un petit nombre de surfaces peut néanmoins produire beaucoup de sédiments (cf: chap. 3). Ainsi, malgré la présence de seulement 6,8 % des surfaces cultivées hydrologiquement cultivées au cours d'eau, les quantités de sédiments susceptibles d'être exportées peuvent être importantes. Pour confronter les résultats du modèle avec le terrain, il est prévu de retourner prochainement sur ces bassins.

Entités de la (dé)connectivité sur la Petite Seuline

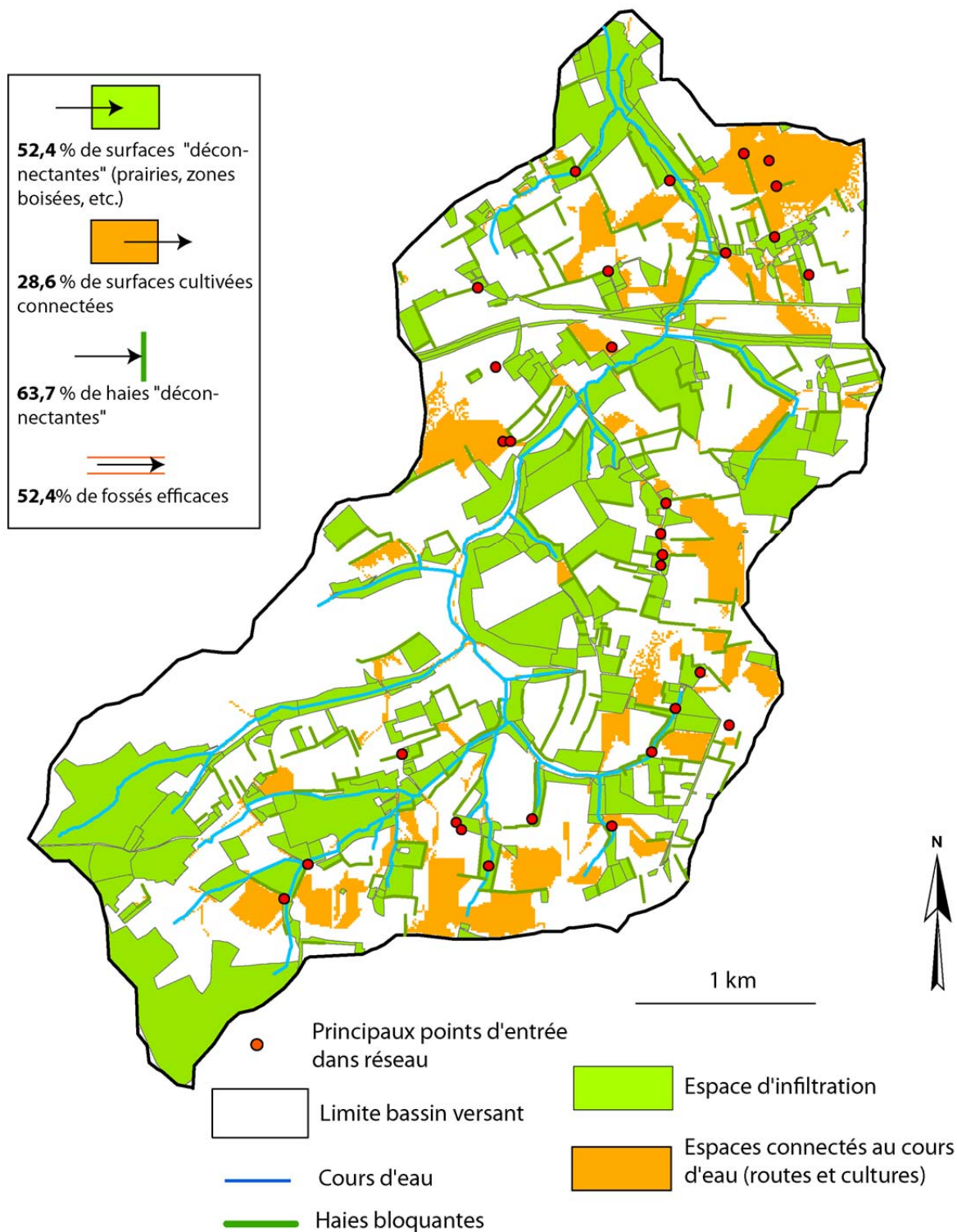


Figure 8.31 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de la Petite Seuline

Entités de la (dé)connectivité sur l'Isolant

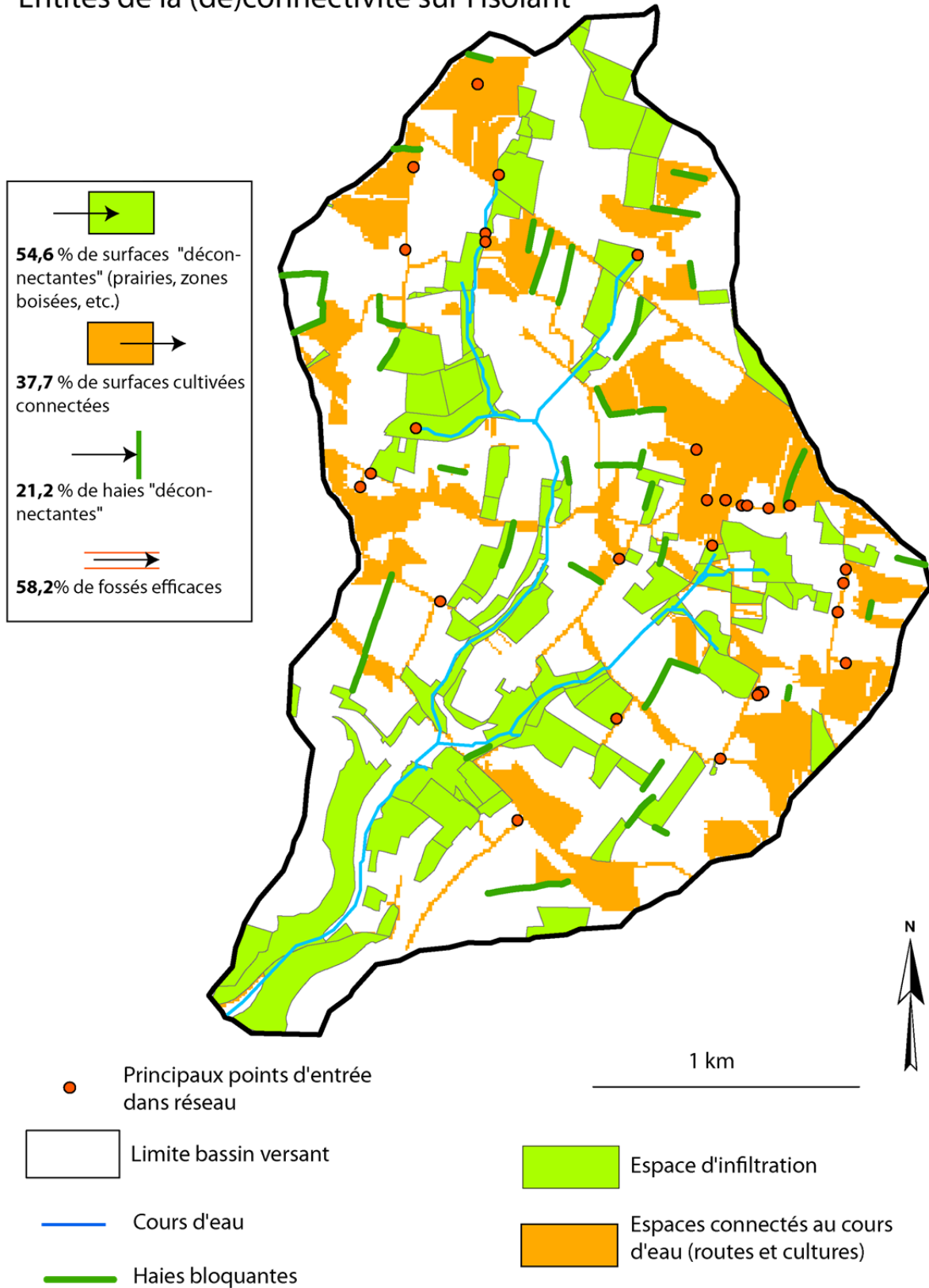


Figure 8.32 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de l'Isolant

Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de la Jouselinière

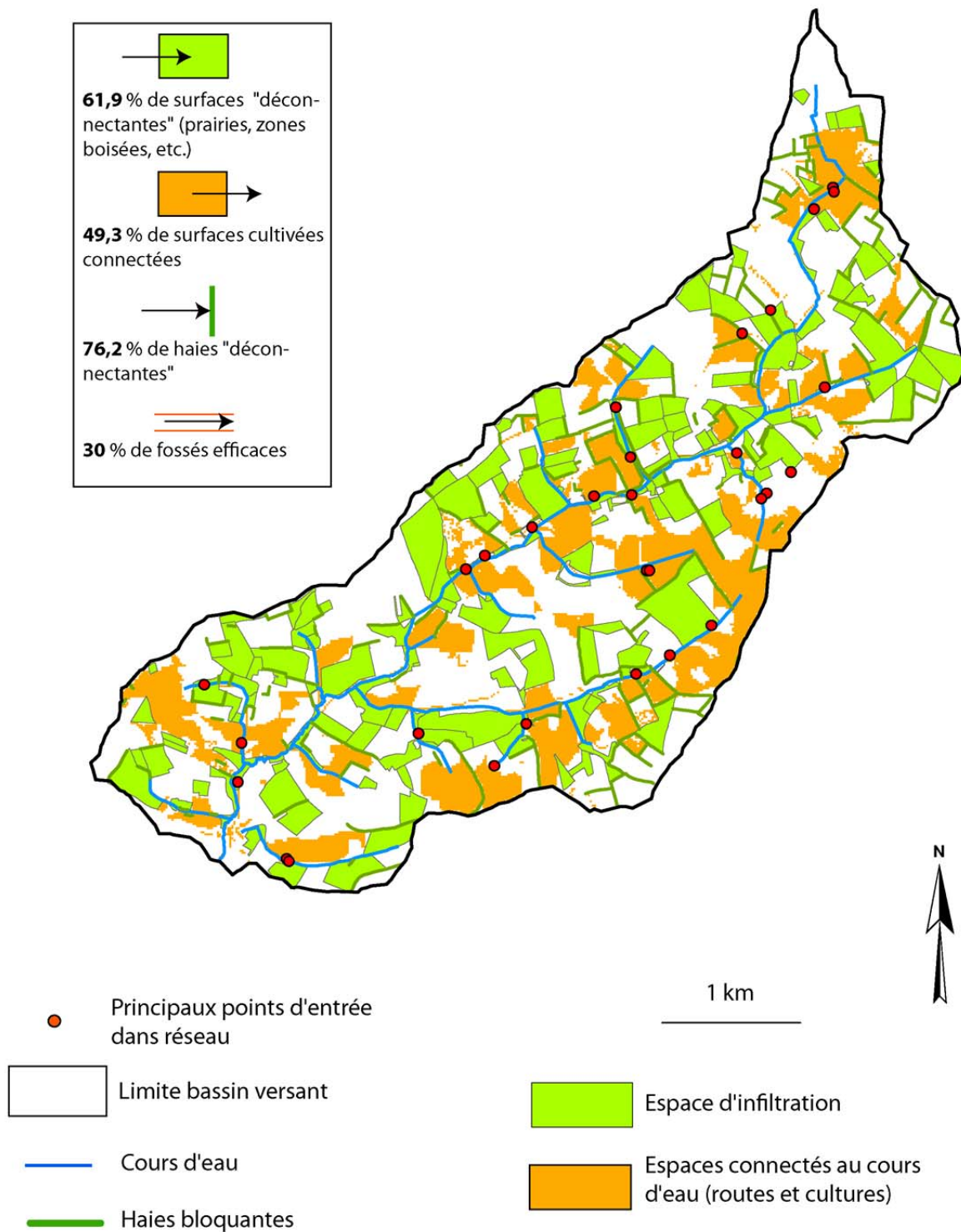


Figure 8.33 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de la Jouselinière

Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Dour Elégo

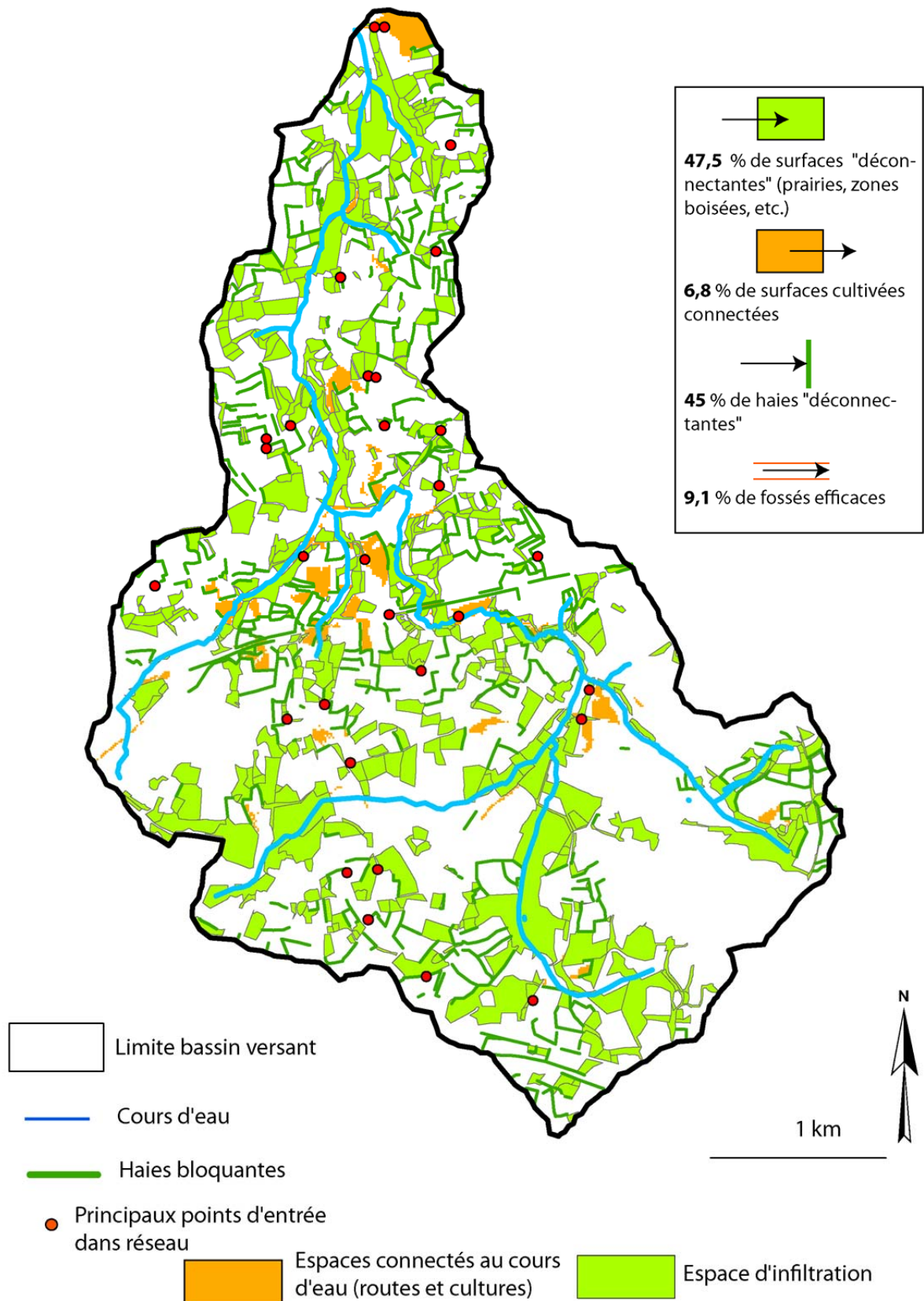


Figure 8.34 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Dour Elégo

Entités de la (dé)connectivité
Saint Martin de Boscherville

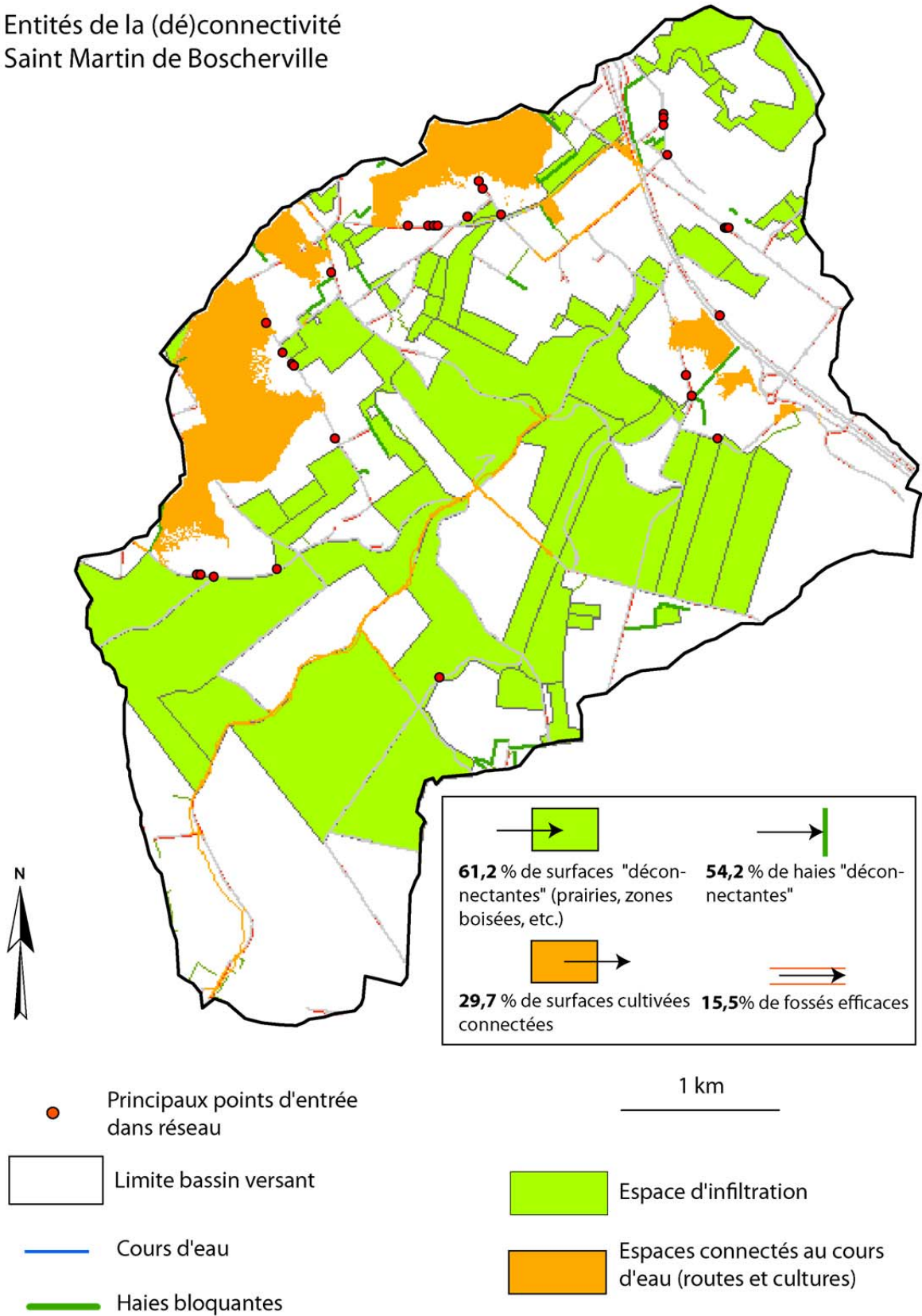


Figure 8.35 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville

3. Perspectives de développement

Plusieurs axes de développement à court et moyen terme ont été identifiés avec pour objectifs l'amélioration du modèle actuel. Nous présentons ici les trois principaux développements envisagés.

3.1.1. Intégrer les vitesses d'écoulement

L'intégration des vitesses d'écoulement en fonction des pentes et de la hauteur d'eau est la première phase de développement prévue très rapidement. Pour cela un rapprochement avec l'automate cellulaire RuiCells est envisagé. La principale difficulté sera de passer d'une logique de circulation dans des cellules à une logique de vitesse adoptée par des agents. Dans leur modèle multi-agents sur le ruissellement en contexte viticole, Rakotoarisoa *et al.* (2014), la vitesse des agents est déterminée par l'équation de Manning. L'équation intègre ainsi la hauteur d'eau présente dans la cellule (approximation du rayon hydraulique). Cependant, utilisé à l'échelle d'une parcelle viticole, le modèle n'a pas été testé à l'échelle d'un versant sur lequel les vitesses sont modulées par les aménagements anthropiques.

La piste envisagée est celle du renforcement des interactions agents/agents et agents/environnement pour que les agents calculent leur vitesse en fonction de leur environnement et du nombre d'agents présents sur le même patch. Cependant, cette intégration des vitesses nécessitera de s'interroger sur la capacité des simulations dans un environnement représentant un bassin de 20 km² par plusieurs centaines de milliers de cellules. Le risque étant un allongement trop important des durées de simulations.

3.1.2. Mise en place d'une fonction de production, dynamique temporelle

Le seuil de "rétention" mis en place dans le cadre de notre approche nous a permis de retrouver correctement les dynamiques spatiales pour un épisode décennal sur le bassin de Lingèvres. En revanche, pour simuler le comportement du bassin Saint-Martin-de-Boscherville pour un épisode cinquantennal il a été montré que ce seuil de rétention doit être abaissé. Ainsi, l'objectif est de se concentrer rapidement autour d'un seuil qui intégrerait l'intensité et la fréquence des événements climatiques. Pour cela, le couplage avec l'automate cellulaire RuiCells devrait permettre de mettre en place une fonction de production de ruissellement propre à chaque cellule. Dans RuiCells, l'évolution des cellules est liée au fonctionnement d'un petit moteur hydrologique (fig. 8.36). En intégrant par exemple un coefficient de ruissellement, il est possible d'intégrer des seuils de fonctionnement et d'impulser une dynamique temporelle et spatiale bien plus proche de la réalité que le seuil mis en place dans notre approche.

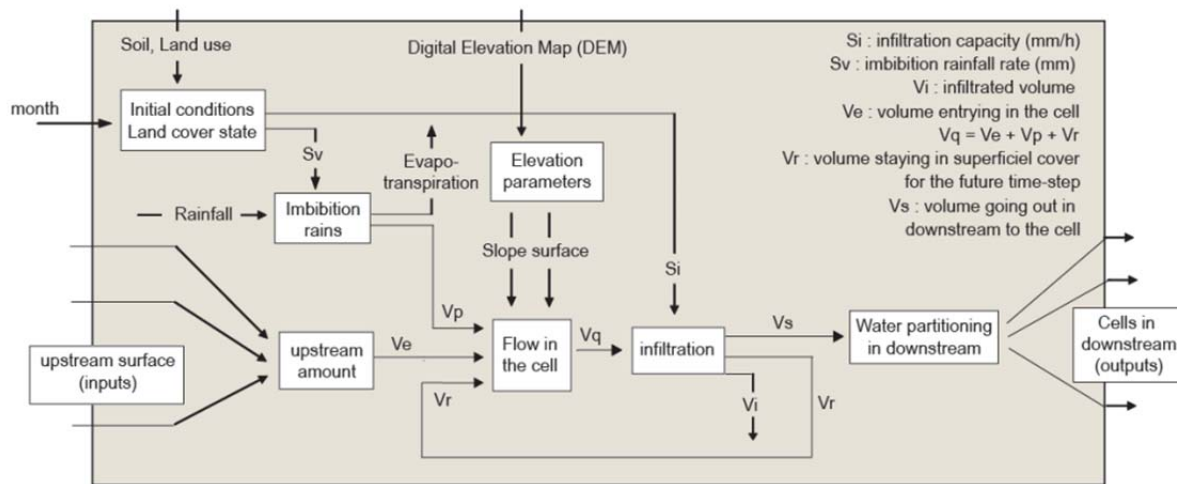


Figure 8.36 : Schéma conceptuel du moteur hydrologique utilisé dans RuiCells

3.1.3. Intégrer la dynamique sédimentaire

Pour mieux appréhender l'impact de la structure paysagère sur les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires, l'implémentation des processus d'érosion des sols est une nécessité. Parmi les pistes possibles, un développement similaire à celui du modèle STREAM peut être envisagé. Ce dernier intègre deux modules dédiés à la reproduction des dynamiques sédimentaires : module érosion diffuse et érosion concentrée. Dans le module érosion diffuse, la détermination de la concentration potentielle en sédiments dans les parcelles se base sur les états de surface, la rugosité, le couvert végétal ainsi que sur l'intensité des pluies sur 6 minutes (Cerdan *et al.*, 2001). Les sédiments sont ensuite véhiculés proportionnellement aux volumes d'eau écoulés. Les dépôts sédimentaires sont également possible lorsque la capacité de transport par l'eau n'est plus possible. Un second module (érosion concentrée) permet d'évaluer le seuil critique avant l'apparition de ravine à partir de données sur les pentes et d'un facteur de friction lié à l'influence de la surface du sol sur la vitesse de ruissellement (Cerdan *et al.*, 2001).

Dans la modélisation multi-agents, il n'existe, à notre connaissance, qu'un seul modèle prenant en compte les dynamiques érosives à la surface d'un sol. En effet, dans son travail pionnier sur la modélisation de dynamique de flux par agents, Servat (2000) propose quelques pistes de réflexions sur la manière dont on peut modéliser par SMA l'érosion et le ruissellement. Il développe ainsi deux modules, l'un sur l'effet splash des gouttes de pluie à la surface d'un sol et l'autre sur l'érosion linéaire liée à la concentration des écoulements. En réaction à ces "attaques" des agents, la surface topographique évolue (fig. 8.37). Cette approche, certes centrée sur de la micro-échelle, montre toute la pertinence des SMA pour modéliser les processus d'érosion à base d'agents.

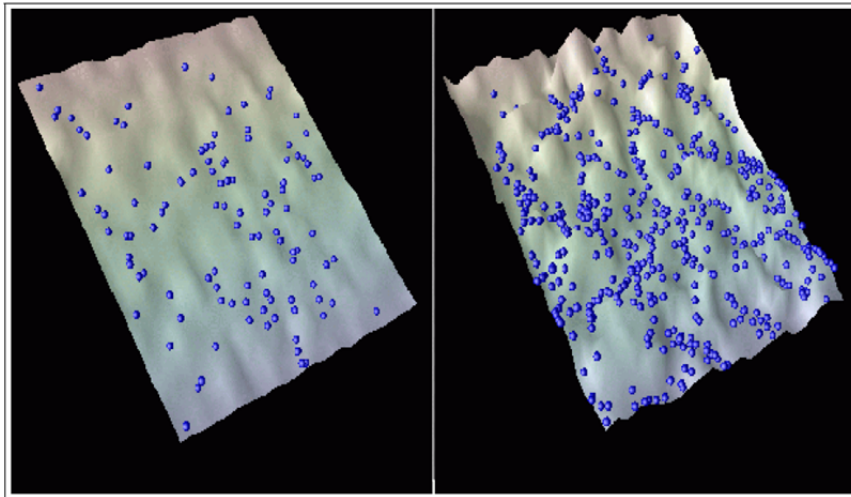


Figure 8.37 : Erosion d'une surface par des agents (Servat, 2000)

Dans notre approche cela devra se traduire par l'intégration d'agents représentant non plus des "portions d'eau" mais des quantités de terres érodées. Nous proposons ici (fig. 8.38) un exemple fictif de création d'"agentsédiments" lorsque plus de 20 "agentgouttes" se situent dans un même patch. Les premiers "agentsédiments" apparaissent à partir de la 15^{ème} itération, puis se déplacent. Les patches sur lesquels se sont formés les agents apparaissent ici en marron et peuvent être assimilés à des rigoles ou des ravines. L'intégration des "agentsédiments" permettra également de renforcer le caractère multi-agents des simulations en intensifiant les interactions entre agents.

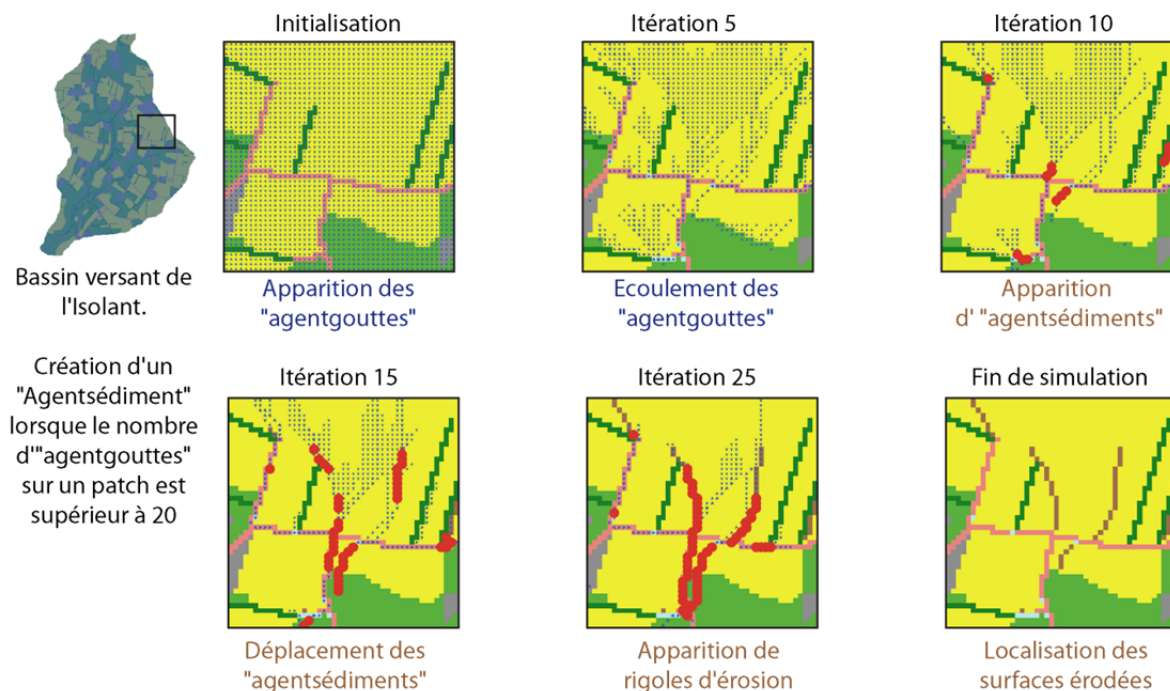


Figure 8.38 : Exemple montrant la capacité des SMA pour la modélisation de l'érosion

Cependant ce passage vers une simulation intégrant les sédiments nécessite une réflexion plus importante. Le travail de quantification réalisé sur le bassin versant de Lingèvres nous a en effet montré que les dynamiques sédimentaires au sein d'un bassin ne se résument pas à

de la simple circulation d'eau à la surface. La variabilité des dynamiques spatiales et temporelles obligera à prendre en compte un certain nombre d'éléments car les dynamiques sédimentaires sont régies à la fois par des variabilités liées au stock de sédiments disponibles et à l'intensité des épisodes hydro-climatiques. A ce titre, il sera nécessaire d'intégrer dans les simulations :

- l'existence de stocks sédimentaires en début d'année hydrologique dans les cours d'eau de têtes de bassins versants herbagères et pâturées. Ce stock serait progressivement diminué en fonction de l'intensité des crues et deviendrait limitant ;
- la mise en place progressive de processus de ruissellement érosif sur les parcelles cultivées qui deviendraient sources principales de sédiments au cours de l'année hydrologique ;
- l'intégration des antécédents hydrologiques pour pondérer la réactivité du bassin à un épisode pluvieux. Sur le bassin versant de Lingèvres cela se traduirait notamment par une mise en connectivité plus tardive des parties nord du bassin.

Grâce aux capacités des systèmes multi-agents il est possible d'intégrer plusieurs niveaux de simulation. Cela offre la possibilité d'introduire des agents "agriculteurs" qui modifieraient les modes d'occupation des sols en fonction d'un calendrier cultural précis mais aussi en fonction d'autres variables. En réponse, les dynamiques de déplacement des "agentgouttes" en seraient modifiées et les "agentgouttes" devraient s'adapter à cet environnement évolutif. L'utilisation des SMA pour simuler les changements d'occupation du sol en réponse à des facteurs divers (politiques institutionnelles, influence du voisinage, etc.) est assez répandue (sur NetLogo : Vannier, 2011 ; Caillault *et al.*, 2013 , sur Cormas : Lifran *et al.*, 2003).

Conclusion du chapitre 8

L'objectif de ce dernier chapitre était d'utiliser le modèle spatial dans différents contextes morpho-paysagers afin de tester sa généralité. **A ce titre, les simulations sont une réussite, le modèle est capable de livrer des diagnostics dans des bassins très variés d'une superficie inférieure à 20 km².** Deux approches ont été menées, une approche historique qui a consisté à mesurer l'évolution dans le temps de la connectivité en lien avec l'évolution du paysage sur le bassin versant de Lingèvres (modélisation régressive) et une approche plus prospective avec le test du modèle sur un panel de bassins versants.

Les résultats de l'approche historique montrent qu'en corrélation avec l'évolution du nombre de surfaces cultivées (+ 37 %) et la disparition des haies (- 56 %) et des prairies (- 63 %) sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947, les niveaux de connectivité ont augmenté de 29 %. Cependant, les résultats mettent en évidence le rôle de la localisation des parcelles cultivées et de leur connectivité au cours d'eau. Toutes les parcelles cultivées ne se connectent pas au cours d'eau. En analysant les dynamiques d'évolution à partir de quatre dates (1947, 1967, 1988 et 2014), il a également été montré que les haies ont un rôle hydrologique plus important en 2014 du fait d'une plus forte sollicitation (le nombre de parcelles émettrices ayant augmenté). Cependant le rapport entre longueur de haies déconnectantes et surfaces cultivées a diminué au cours de cette période. **On comptait 8,4 km de haies efficaces par km² de surfaces cultivées en 1947, aujourd'hui il y a 5,04 km de haies par km² de surfaces cultivées.**

Les simulations réalisées sur les différents bassins versants représentatifs d'une certaine diversité des hydrosystèmes du nord-ouest de la France ont permis de montrer la prégnance des réseaux linéaires. **Sur deux bassins versants à la densité de réseaux de haies similaires, les simulations ont pu montrer une grande variabilité des contraintes sur la circulation des flux. Cette rugosité du milieu aux écoulements est bien due à l'organisation et à la structuration des objets du paysage dans l'espace.** Les simulations se sont également révélées pertinentes pour identifier les entités de la (dé)connectivité de chacun des bassins versants confirmant ainsi la pertinence de l'outil de simulation pour mener des diagnostics fins. Il reste cependant une démarche de vérification à faire sur ces différents bassins pour s'assurer de sa véracité.

Conclusion générale

❖ Rappel du contexte scientifique de la recherche et des objectifs

De nombreuses études ont souligné la sensibilité des bassins versants agricoles aux processus d'érosion hydrique, de ruissellement érosif et de transferts hydro-sédimentaires. Ces derniers qui s'organisent entre les surfaces agricoles cultivées et les cours d'eau sont associés à de nombreuses problématiques environnementales (pertes en sol, diminution de la fertilité des sols, colmatage des frayères, pollution de la ressource aquatique, etc.). Dans les petits bassins versants agricoles, ces transferts sont fortement influencés par la structure paysagère qui modifie la dynamique purement topographique des écoulements. La structure paysagère, ici vue comme l'ensemble des entités du paysage (haies, parcelles cultivées, prairie, entrée de champs, chemins, etc.), conditionne la capacité des écoulements à rejoindre le cours d'eau. Pour cela, il se met en place des relais de processus entre chaque objet du paysage. Ces relais peuvent connecter des surfaces pourtant très éloignées du réseau hydrographique. Ainsi, l'organisation et la structuration des paysages agricoles peuvent largement conditionner leurs sensibilités au processus de ruissellement et cela dans des conditions d'occupations assez semblables.

Dans un contexte où le changement climatique devrait se traduire par une augmentation des cumuls pluviométriques en hiver, c'est-à-dire pendant la période de vulnérabilité des parcelles cultivées, et à l'heure, où les systèmes agricoles sont en pleines mutations, l'objectif de cette thèse visait à s'interroger sur l'effet de la structure paysagère sur les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires.

Plus spécifiquement deux questions de recherche étaient posées.

- **Comment la structure paysagère influence-t-elle le parcours de l'eau et du sédiment durant leur cheminement sur les versants ?**
- **Comment la modélisation peut-elle rendre compte de la complexité induite par la structure paysagère sur les transferts hydro-sédimentaires et en proposer non pas une vision simplifiée, mais au contraire une lecture qui révèle cette complexité ?**

Pour répondre à ces objectifs, une double approche a été mise en place. Une approche géomorphologique de quantification des processus de transferts d'eau et de sédiments en période de ruissellement et une approche de modélisation spatiale, sous système multi-agents.

❖ Choix d'un site d'étude, protocole d'acquisition des données et épisodes suivis

Pour appréhender les dynamiques de transferts hydro-sédimentaires, le bassin versant de Lingèvres (17,6 km²) a été choisi comme bassin d'expérimentation. Le choix de ce bassin s'explique pour plusieurs raisons, celui-ci dispose en effet : d'une **sensibilité aux processus de ruissellement érosif** déjà mise en évidence par des études antérieures (Viel, 2012 ; Reulier, 2010), d'une **diversité pédo-paysagère**, d'une **petite superficie** ce qui facilite le suivi des dynamiques spatiales en tout point du bassin et d'une situation géographique

permettant d'être réactif aux épisodes de ruissellement (car situé à proximité du laboratoire LETG-Caen GEOPHEN dans lequel s'est déroulée cette recherche).

Ce cours d'eau, comme la majorité des cours d'eau du nord-ouest de la France présente une faible énergie avec un débit moyen annuel⁵ est de $0,074 \text{ L.s}^{-1}$ et une puissance spécifique de $7,6 \text{ W.m}^2$.

La démarche méthodologique s'est développée autour de 3 axes.

➤ **Identification** des espaces de production et des entités participant à la connectivité des parcelles ruisselantes au cours d'eau.

➤ **Quantification** des transferts à l'aide de deux stations hydrologiques de mesure en continu (situées à l'exutoire d'une tête de bassin et à l'exutoire du bassin principal), et par la mise en place de 21 sites de prélèvements manuels. Ces 21 sites de mesure ont été répartis sur le bassin versant en des points stratégiques afin d'assurer un suivi très fin des variabilités spatiales des transferts. Sur ces derniers, jusqu'à six personnes, réparties dans le bassin, ont été mobilisées pour les campagnes de prélèvements.

➤ **Cartographie** des espaces de la connectivité et des dynamiques sédimentaires.

Cette démarche a été appliquée au cours de sept épisodes de ruissellement, dont trois suivis avec une résolution fine. L'ensemble de ces épisodes est représentatif d'une diversité de crues, avec quatre crues de faibles intensités ($QI < 1,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) et trois "grandes" crues ($QI > 1,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), dont une décennale.

❖ Résultat du travail de quantification des flux dans les têtes de bassins versants

C'est au cours des épisodes exceptionnels que les plus fortes exportations de MES sont enregistrées. Au cours de l'année hydrologique 2009-2010, 4 épisodes de crues ont exporté 50 % des MES annuelles, et en 2012-2013, 6 épisodes ont été nécessaires pour obtenir le même résultat. Cela s'explique par l'efficacité des réseaux de drainage capables d'aller "chercher" des sédiments dans des compartiments rarement drainés. Les résultats montrent également **le rôle significatif joué par la première crue de l'année hydrologique** qui permet de purger des sédiments produits au cours de l'été. Ce type de crue à la particularité d'exporter des sédiments mobilisés par piétinements bovins au cours de la période estivale sur des surfaces enherbées localisées au niveau des zones d'initiation du cours d'eau dans les têtes de bassins. Enfin, **le rôle des petites crues qui surviennent au cœur de l'année hydrologique** et qui mettent en connectivité l'ensemble des surfaces d'un bassin a été mis en évidence. **Toutes ces observations sont venues enrichir des travaux déjà existants** sur le fonctionnement des hydrosystèmes de faibles énergies tels qu'on les rencontre dans le nord-ouest de la France (Grimaldi *et al.*, 2006 ; Lefrançois, 2007 ; Vongvixay, 2012 ; Viel, 2012) et ont permis de discuter des variabilités spatiales et temporelles des processus hydrologiques qui animent ces bassins.

Le tableau ci-dessous récapitule les quantités de MES exportées du bassin versant de Lingèvres au cours des sept épisodes de crues suivies.

⁵ Enregistré à l'exutoire du bassin entre 2009 et 2013.

Episodes	14/12 2012	19/12 2012	08/03 2013	28/02 2010	13- 14/11 2010	28/01 2014	06-07/02 2014
Hauteur des précipitations	10,2	4,8	20,6	33	47	30	15
Q MES exportées à l'exutoire (tonnes)	17,6	4,4	54,4	120 (mini mum)	175	10,6	8,6
Erosion spécifique (t.km ⁻²)	1,05	0,3	3,25	7,16	10,4	0,63	0,51

Figure II.1 : Tableau récapitulatif des quantités de MES exportées

Les résultats mettent ensuite en évidence le rôle de la structure paysagère sur la dynamique spatiale des écoulements. A ce titre plusieurs observations peuvent être rappelées :

➤ **Les têtes de bassins versants principalement herbagères et bocagères peuvent être productrices de sédiments, mais cette production reste limitée à la première crue hydrologique de l'année, les stocks deviennent rapidement limitant au cours des épisodes suivant.** Cela va dans le sens d'autres travaux (Grimaldi *et al.*, 2006 ; Lefrançois, 2007 ; Viel, 2012) ;

➤ Dans les têtes de bassins majoritairement cultivées les sédiments sont produits sur les parcelles en culture. Au cours de l'hiver les parcelles juste semées en blé et celles en chantier de récolte du maïs apparaissent comme les plus sensibles, or elles sont nombreuses sur le bassin de Lingèvres. Cependant, il a été montré que **ce n'est pas l'ensemble des surfaces cultivées au sein d'un bassin versant qui contribue à alimenter la charge solide d'un cours d'eau, mais quelques parcelles uniquement.**

➤ En effet, **au-delà de la sensibilité intrinsèque des parcelles cultivées, c'est leur degré de connectivité au cours d'eau qui conditionne leur contribution à la charge solide.** A ce propos, il existe :

- Des parcelles directement connectées au cours d'eau. Dans ce cas, le ruissellement va directement dans le réseau hydrographique ;

- Des parcelles indirectement connectées au cours d'eau. C'est grâce à la présence de réseaux linéaires tels des fossés et des routes que les écoulements produits sur les parcelles agricoles se connectent au cours d'eau. Il a par ailleurs été montré que ce passage d'un écoulement de surface (c'est-à-dire au sein des parcelles) à un écoulement de réseau se fait en différents points et qu'à ce titre certaines entrées de champs mal positionnées peuvent favoriser ce passage ;

- Des parcelles déconnectées du cours d'eau par des piègeages intermédiaires derrière des haies et des talus.

Il peut ainsi exister des structures paysagères très efficaces pour prendre en charge et évacuer le ruissellement jusqu'au cours d'eau. Les écoulements ne sont alors plus guidés par la topographie mais par des entités paysagères qui se relaient dans l'espace.

Si la prise en charge rapide des écoulements et l'absence de piégeage intermédiaire permettent l'exportation de sédiments au cours d'eau, c'est la disponibilité en sédiment (dynamiques temporelles) qui détermine les niveaux de contribution de chacune des parcelles connectées.

Ainsi, les transferts de sédiments au sein d'un bassin versant ne se résument pas à de la simple circulation d'eau de surface. Compte tenu de la complexité des dynamiques sédimentaires, dans une seconde approche, nous nous sommes concentrés sur la modélisation du "moteur" des dynamiques de transferts à savoir le ruissellement, en intégrant la réflexion sur rôle des sédiments dans notre démarche.

❖ Développement d'un outil de modélisation spatiale

En parallèle de ces connaissances acquises sur le terrain, le développement d'un outil de modélisation capable de reproduire ces dynamiques spatiales du ruissellement au sein d'un bassin versant a constitué une grande partie de ce travail de recherche. S'appuyant sur la capacité des systèmes multi-agents pour reproduire, à partir d'interactions simples, à un niveau local, les dynamiques émergeant à un niveau global, un modèle a ainsi été implémenté. La volonté étant de représenter finement l'espace et de développer un outil qui puisse être utilisé dans différents bassins versants, nous nous sommes concentrés sur le choix des données à intégrer. Celles-ci sont de trois types : données altimétriques (MNT), réseau hydrographique et occupation du sol.

➤ Choix des données en entrée

Différents jeux de données ont ainsi été consultés. Cependant, compte tenu de la taille des bassins versants pour lesquels cette étude est développée (superficie < 20 km²) et de la résolution spatiale souhaitée (10 mètres), la disponibilité de données à ces échelles est assez limitée. Du fait de leur adéquation avec nos objectifs les données intégrées dans le modèle correspondent 1) au MNT IFSAR à 10 mètres, 2) au réseau hydrographique obtenu à partir de traitements géomatiques sur le MNT, et 3) aux données d'occupation du sol relevées sur le terrain.

➤ Développement d'un outil de modélisation

En l'absence d'outil de modélisation à même de révéler la complexité des dynamiques spatiales induites par la structure paysagère, un modèle sous système multi-agents a été développé, à partir de la plateforme NetLogo. Le postulat de départ était assez simple :

- **En appliquant des règles simples régissant le déplacement d'agents "goutte d'eau", il s'agit de reproduire la dynamique des flux d'eau à la surface d'un bassin versant ;**
- **En se déplaçant en fonction de la topographie, les agents vont entrer en interaction avec les entités du paysage présentes dans l'environnement de simulation, qui vont venir contraindre la dynamique purement topographique de leur déplacement.**

Après s'être assuré de la capacité du modèle à reproduire les processus observés sur le terrain (**mise en place d'une démarche de validation, les allers-retours entre les**

observations de terrain et la construction du modèle ont tenu une place centrale dans notre démarche), le modèle a été utilisé comme outil d'analyse spatiale. En sortie de simulation, il est possible d'obtenir différents indices : circulation des écoulements en tout point de l'espace, points d'entrée dans les réseaux, localisation des entités paysagères fonctionnelles (les haies qui bloquent les écoulements, les réseaux de fossés qui permettent la connectivité au cours d'eau, etc.).

- ❖ Le recours aux SMA dans l'analyse des dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires
-

Le modèle spatial développé a ensuite été utilisé sur le bassin versant de Lingèvres pour rendre compte des effets des réseaux sur les transferts hydro-sédimentaires. L'outil s'avère être un précieux outil d'analyse spatiale, il apparaît très pertinent dans sa capacité à livrer des diagnostics à différentes échelles spatiales tout en intégrant dans les résultats, la complexité des processus.

➤ Dans une première approche, l'outil a été utilisé pour évaluer la prégnance des entités linéaires sur les dynamiques spatiales à une échelle globale. En effet, à partir de deux indices synthétiques, l'un basé sur l'évaluation du rôle des linéaires sur le cumul des surfaces en tout point de l'espace et le second sur les distances à l'exutoire, il est possible d'avoir une vision globale, mais non moins fine, de l'impact des réseaux linéaires. Pour cela, systématiquement deux simulations étaient réalisées : une intégrant les réseaux linéaires et l'autre sans linéaire (c'est-à-dire uniquement basée sur la topographie). **Cette première approche montre que sur le bassin versant de Lingèvres :**

- 36 % de la superficie cumule autant de flux avec ou sans linéaire, cela signifie que leur bassin d'alimentation reste identique ;
- 24 % de la superficie voit son alimentation en surface diminuer car la présence d'entités linéaires dans les parties amont détourne les écoulements de leur circulation topographique ;
- 5 % de la superficie concentre davantage d'écoulement.

Par ailleurs, l'indice des distances hydrologiques montre que

- celles-ci augmentent en présence de réseaux linéaires pour 45 % des patches. Ces derniers modifient la trajectoire des écoulements qui doivent parcourir une plus grande distance pour rejoindre le cours d'eau, elles doublent même pour 4,7 % des patches ;
- celles-ci diminuent pour 15 % de la superficie ;
- elles restent inchangées pour 25 % de la surface du bassin versant. Il s'agit des surfaces de fond de vallée
- en revanche, **les réseaux déconnectent 15 % de la superficie du bassin. Autrement dit, 15 % des écoulements de surface ne rejoignent pas le cours d'eau et restent piégés à l'amont d'une haie ou dans des cuvettes topographiques.**

Ces deux indices permettent ainsi d'appréhender synthétiquement la prégnance des entités linéaires sur les écoulements de surface, tout en intégrant finement la complexité des interactions ruissellement/entités linéaires.

➤ Dans une seconde approche, l'outil a été utilisé pour livrer un diagnostic sur la connectivité des parcelles cultivées au cours d'eau. La cartographie finale présente un intérêt certain pour une gestion intégrée des espaces agricoles. Cette dernière permet en effet d'identifier :

- les parcelles cultivées connectées au cours d'eau. Cependant, grâce à une hiérarchisation des niveaux de connectivités, **la cartographie finale va plus loin qu'une simple représentation des connexions/déconnexions et permet une discrimination fine de l'espace en fonction de l'intensité des connexions ;**

- les réseaux de fossés qui permettent la connectivité des parcelles cultivées au cours d'eau ainsi que les points de passage d'un écoulement surfacique à un écoulement de réseau. **Ces points peuvent être hiérarchisés en fonction de leur importance et être identifiés comme des points stratégiques ;**

- les réseaux de haies et les surfaces en herbe qui déconnectent les écoulements de surface. **Il est ainsi possible d'identifier les entités dont le rôle tampon est primordial pour réduire l'impact du ruissellement.**

Les cartographies qu'il est possible d'obtenir offrent donc un bon support pour la mise en place de schémas d'aménagements cohérents dans les petits bassins versants agricoles en proie aux problèmes chroniques de dégradation des ressources pédologiques et aquatiques.

Dans la dernière partie du travail, une double approche a été menée : une analyse historique des conséquences de l'évolution des paysages depuis 1947 sur la connectivité au cours d'eau dans le bassin de Lingèvres, et l'application du modèle à différents contextes morpho-paysagers.

➤ En s'appuyant sur l'interprétation de photographies aériennes, il a été possible de reconstituer les modes d'occupation du sol (parcelles + linéaires) pour 3 dates (1947, 1967 et 1988). Celles-ci ont ensuite été intégrées dans le modèle et les résultats des simulations nous ont permis de discuter des conséquences de l'évolution du paysage sur la connectivité hydrologique au cours d'eau. L'analyse historique de l'évolution de cette connectivité montre qu'en parallèle de l'augmentation du nombre de surfaces cultivées, la connectivité au cours d'eau a fortement augmenté sur le bassin versant de Lingèvres. Cependant, alors que la part de surfaces cultivées a augmenté de 37 % entre 1947 et 2014, la connectivité a augmenté de 29 %. Autrement dit, **l'augmentation du nombre de parcelles cultivées n'est pas synonyme d'un accroissement similaire du taux de connexion. Il intervient d'autres éléments tels que la localisation dans l'espace et la capacité des réseaux à connecter les surfaces au cours d'eau.** Par ailleurs dans un contexte du recul du nombre de haies et de prairies, l'évolution du nombre d'entités participant à la déconnectivité n'a cessé de croître jusqu'en 1988. Concrètement cela signifie que les réseaux restants sont de plus en plus sollicités. Le système entre donc dans une phase paradoxale où le nombre d'entités de déconnexion diminue mais leur rôle grandit. A partir de 1988, un seuil est dépassé, la connectivité des parcelles agricoles continue d'augmenter alors que les entités de la déconnectivité sont de moins en moins nombreuses. Ces résultats soulignent ainsi la capacité des SMA à mettre en évidence les effets de seuil et d'échelle.

Le modèle a ensuite été utilisé dans différents contextes morpho-paysagers. Les simulations ont été menées sur six bassins versants du nord-ouest de la France (de la Seine-Maritime à la Bretagne). **Les résultats montrent tout d'abord la capacité de l'outil à être**

utilisé dans différents contextes. Ensuite, **l'utilisation des deux indices a permis de montrer que la densité des réseaux linéaires est impactante mais bien moins que leur organisation et leur structuration dans l'espace pour comprendre la dynamique spatiale des flux.** Ainsi, il a été montré que deux bassins versants présentant une densité de réseaux de haies équivalente peuvent avoir des niveaux de contraintes sur les écoulements très différents. L'analyse de la connectivité a ensuite été réalisée dans ces différents bassins et une cartographie finale des entités de la (dé)connectivité a été proposée.

❖ Perspectives de recherche

Ce travail de recherche s'insère dans la continuité de travaux réalisés autour de la compréhension des hydrosystèmes de faible énergie du nord-ouest de la France et plus particulièrement sur le bassin versant de la Seulles. Après les travaux de thèse de Vincent Viel (2012) qui proposait une lecture des budgets sédimentaires du bassin de la Seulles (430 km²) à différentes échelles spatiales et temporelles, ce travail s'est focalisé sur la compréhension des dynamiques de transferts au sein des têtes de bassin versant d'un affluent de la Seulles.

Concernant le modèle, si celui-ci est actuellement capable de livrer des diagnostics cohérents pour une pluie décennale sur le bassin versant de Lingèvres, sa transposabilité à d'autres bassins versants a mis en lumière les limites du seuil de rétention. C'est pourquoi la mise en place d'un seuil plus cohérent tel qu'une capacité d'infiltration appliquée au patch devrait permettre de renforcer la capacité de l'outil. Il serait également intéressant de tester le modèle sur des bassins ayant déjà fait l'objet de modélisation par les modèles les plus proches de celui que l'on a développé, tel que le modèle Sacadeau.

Par ailleurs, si plateforme NetLogo s'avère facile d'utilisation, il pourrait être intéressant de migrer sur la plateforme GAMA ne serait-ce que pour tester sa capacité à prendre en compte des données au format vectoriel. Cela nous permettrait une prise en compte plus fine des entités linéaires. De plus, GAMA s'avère plus performant pour des traitements complexes tels que ceux envisagés (intégration des vitesses d'écoulement, mise en place d'un seuil d'infiltration, etc.).

Le travail a souligné l'ampleur des transferts d'eau, de sédiments et de matières associées qui s'organisent entre les surfaces agricoles et le cours d'eau. Ce phénomène est bien connu des agriculteurs et des gestionnaires (syndicats de bassin, chambre d'agriculture, etc.). Ces derniers, à la recherche d'outils simples pour prioriser les actions d'aménagements peuvent trouver ici un outil très pertinent pour une gestion concertée et globale. Par ailleurs, le caractère interactif et participatif proposé par les SMA permet la mise en place de modélisation d'accompagnement des acteurs, comme le propose le réseau ComMod (Becu *et al.*, 2008, ComMod, 2015 ; Etienne, 2010).

Par ailleurs, dans un contexte de transition énergétique, les haies, en plus d'être un outil d'aménagement efficace pour lutter contre l'érosion s'avèrent être une ressource énergétique à forte valeur ajoutée. Des réseaux locaux de valorisation existent déjà avec la mise en place de chaufferies collectives, de circuit-court et autres plans d'actions redonnant aux haies et au bocage une place forte dans l'activité agricole mais aussi dans l'économie locale. De plus, les

linéaires de haies remplissent de nombreuses autres fonctions (biodiversité, refuge pour les animaux, brise-vent, etc.) qui doivent engager une réflexion systémique afin de replacer les haies au cœur des systèmes agricoles. Notre approche nous a permis de montrer que l'outil développé peut permettre une insertion intégrée et raisonnée des haies ce qui peut faciliter le dialogue incitatif à la replantation de haies. L'outil peut mettre en valeur le rôle de protection contre les pertes en terre joué par les haies.

Références bibliographiques

A

Abbott M., Bathurst J., Cunge J., O'Connell P., Rasmussen J., (1986) – An introduction to the european hydrological system, "SHE" .1 : *History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system*. Journal of hydrology, 87:45-59.

Acolas M-L., Azam D., Bardonnat A., Beaufour A., Bolliet V., Gaudin P., Guerrin M., Huteau D., Jegousse L., Marchand F., Marmonier P., Ombredane D., Roussel J-M., Sarriquet P-E., Tremblay J. (2008) – Réponses des jeunes stades de truite (*Salmo trutta*) aux flux de M.E.S., au colmatage du substrat et à l'hypoxie. Rapport dans le cadre du Programme ECOGER-PAPIER, INRA (Rennes), 23 p.

Adamiade C., (2004) – *Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un bassin versant*. Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 246p.

Ali G. et Roy A., (2009) – Revisiting hydrologic sampling strategies for an accurate assessment of hydrologic connectivity in humid temperate systems. *Geography Compass*, 3/1, 350-374.

Ali G. (2010) – Utilisation du concept de connectivité en hydrologie. Définitions, approches expérimentales et éléments de modélisation. Thèse de Doctorat, Université de Montréal, 386 p.

Amblard F., Daudé E., Gaudou B., Grignard A., Hutzel G., Lang C., Marilleau N., Nicod J-M., Sheeren D., Taillandier P. (2015) – Introduction à NetLogo. Dans *Simulation spatiale à base d'agents avec Netlogo 1. Introduction et bases*. Sous la direction de Banos A., Lang C., Marilleau N. pp15-36.

Amblard F., Rouchier J., Bommel P. (2006) – Evaluation et validation de modèles multi-agents, dans *Modélisation et simulation multi-agents ; applications pour les Sciences de l'Homme et de la Société*. Sous la direction de Amblard F. et Phan D. Hermès-Lavoisier, pp. 103-120.

Ambroise B. (1999) – Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré: 2-Modélisation systémique en dynamique. *Rev. Sci. Eau* 12/1 123-153.

Amoros C., et Bornette G. (2002) – Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodpains. *Freshwater Biology* 47. 761-776.

Anselme B., Beck E., Marilleau N., Rousseaux F., Schmitt C., Vannier C. (2014) – Modèle Bestiole. *Fiche pédagogique, collectif MAPS*, 20p.

Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R. (1998) – Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *J. Am. Water Resour. As.*, 34, 73-89.

Asselman, N.E.M., 2000. Suspended sediment dynamics in a large drainage basin: the River Rhine. *Hydrological Processes*, 13, 1437-1450.

Aurousseau P., Gascuel-Odoux C., Squividant H., Trepos R., Tortrat F., Cordier M-O. (2009) – A plot drainage network as a conceptual tool for the spatial representation of surface flow pathways in agricultural catchments. *Computer & Geosciences* 35. 276-288.

Aurousseau P. et Squividant H. (1997) – Correction of digital elevation models using drainage pattern constraints, publication numérique.

Auzet A.V. (1987a) – L'érosion des sols cultivés en France sous l'action du ruissellement. *Annales de Géographie*, 537, 529-556.

Auzet A.V. (1987b) – L'érosion des sols par l'eau dans les régions de grande culture : aspects agronomiques. *Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement*, 60p.



Badariotti D., Weber C. (2002) – La mobilité résidentielle en ville. Modélisation par automates cellulaires et système multi-agents à Bogota. *L'Espace géographique* 2/2002 (tome 31) , p. 97-108 URL : www.cairn.info/revue-espace-geographique-2002-2-page-97.htm.

Bailly J.S., Lagacherie P., Millier C., Puech C., Kosuth P. (2006) – Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR: application to artificial drainage networks. *International Journal of Remote Sensing*. 29: 3489 - 3508

Bailly J.S., Levavasseur F., Lagacherie P. (2011) – A spatial stochastic algorithm to reconstruct artificial drainage networks from incomplete network delineations. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 13, 853-862.

Banos A. et Sanders L., (2013) – *Modéliser et simuler les systèmes spatiaux en géographie*. In Varenne Franck et Silberstein Marc (éd.): *Modéliser et simuler. Epistémologies et pratique de la modélisation et de la simulation*, Volume 1, Matériologiques, pp. 833-863

Barreteau O., Bousquet F., Etienne M., Souchère V., D'Aquino (2010) – *La modélisation d'accompagnement : une méthode de recherche participative et adaptative*. In *La modélisation d'accompagnement : une démarche d'appui au développement durable*, Editions Quae, p 21-46, 2010, Update Science & Technologies

Barreteau O., Abrami G., Daré W., Du Toit D., Ferrand N., Garin P., Souchère V., Popova A., Wery C. (2012) – *Collaborative Modelling as a Boundary Institution to Handle Institutional Complexities in Water Management*. In H.A. Karl et al. (eds.), *Restoring Lands - Coordinating Science, Politics and Action: 109 Complexities of Climate and Governance*, DOI 10.1007/978-94-007-2549-2_6, © Springer Science+Business Media B.V. 2012

Barthès B., Albrecht A., Asseline J., De Noni G., Roose E., Viennot M. (1998) – Pratiques culturales et érodibilité du sol dans les Rougiers de Camarès (Aveyron). *Etude et Gestion des Sols*. 5, (3) 139-204.

Bastien, C., Alexandre, D., Alexandre, M. and Pascal, L. (2002) – Cellular automata and lattice Boltzmann techniques: An approach to model and simulate complex systems. *Adv. Complex Sy.* 5(2-3): 103-246.

Baudry J., Jouin A. (2003) – De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. *Inra Editions*. 435p.

Baudry J., Merriam H.G. (1988) – Connectivity and connectedness : fonctionnal versus structural patterns in landscapes. In: *Schreiber K.F. Connectivity in Landscape Ecology. Proc. 2nd IALE seminar*. Münstersche Geographische Arbeiten, 29.pp.23-28.

Beasley D.B., Huggins L.F., Monke E.J., (1980) – ANSWERS : a model for watershed planning. *Trans. ASAE*, Vol 23, n°4. pp 938-944.

Beaujouan V. (2001) – *Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Application à de petits bassins versants agricoles*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 210 p.

Beckers, E., Degre, A. (2011) – Revue bibliographique : la prise en compte des transferts horizontaux dans les modèles hydrologiques - *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* - Vol. 15, n° 1, pp. 143-151.

Becu N., Bousquet F., Barreteau O., Perez P., Walker A. (2003a) – A Methodology for Eliciting and Modelling Stakeholders Representation with Agent Based Modelling, dans Hales D., Edmonds B., Norling E., Rouchier J. (dir) - *Agent-Oriented Software Engineering*, Springer, pp.91-103.

Becu N., Perez P., Walker A., Barreteau O., Le Page C., (2003b) – Agent-based simulation of a small catchment water management in northern Thailand: Description of the CatchScape model », in *Ecological Modelling*, 170 : 319-331.

Becu N., Neef A., Schreinemachers P., Sangkapitux C., (2008) – Participatory computer simulation to support collective decision-making : potential and limits of stakeholder involvement. in *Land Use Policy* Vol. 25 n°. 4. p. 498-509.

- Becu N., Amblard F., Brax N., Gaudou B., Marilleau N. (2015)** – Vers des modèles multi-acteurs. Dans *Simulation spatiale à base d'agents avec Netlogo 1. Introduction et bases*. Sous la direction de Banos A., Lang C., Marilleau N. pp201-226.
- Benoît M., (1982)** – Pour une analyse logique de la localisation des activités agricoles, *Activités agricoles, espaces, parcelles et paysage*, Document INRAP, n°29, pp. 50-53.
- Bernon C., Cossentino M., Pavon J. (2005)** – An Overview of Current Trends in European AOSE Research. *Informatica.*, 29,379-390.
- Bertrand G. (1968)** – Paysage et géographie physique globale. Esquisse méthodologique. *Rev. Géogr. Pyrénées et S.O.*, 39(3), Toulouse, p.249-271.
- Beven K. (2001)** – Rainfall - Runoff Modelling: The Primer. *Wiley*,372p.
- Beven K.J., Woods E.F., Sivapalan M. (1988)** – On hydrological heterogeneity - catchment morphology and catchment response. *Journal of hydrology*, 100, pp. 353-375.
- Beven K.J., Kirkby M.J., Schofield N., Tagg A.F. (1984)** – Testing a physically-based flood forecasting model (TOPMODEL) for three U.K. catchments. *Journal of hydrology*. 69,119-143.
- Beven K.J. et Woods E.F. (1983)** – Catchment geomorphology and the dynamic of runoff contributing area. *Journal of hydrology*, 39, pp. 139-150.
- Birkel C., Tetzlaff D., Dunn S.M., Soulsby C. (2010)** – Towards a simple dynamic process conceptualization in rainfall-runoff models using multi-criteria calibration and tracers in temperate, uplands catchments. *Hydrological Processes*. n°24, pp.260-275.
- Birgand F., Lefrançois J., Grimaldi C., Novince E., Gilliet N., Gascuel-Odoux C. (2004)** – Mesure des flux et échantillonnage des matières en suspension sur de petits cours d'eau. *Ingénieries*. n°40, pp.21-35.
- Blanpain B., Langlois P., Daudé E. (2013)**-*MAGéo, a user-friendly platform for agent-based modeling and simulation*, 18th European Colloquium on Theoretical & Quantitative Geography, 5-9 sept. 2013, Dourdan, France.
- Bocher E. (2005)** – *Impact des activités humaines sur le parcours des écoulements de surface dans un bassin versant bocager : essai de modélisation*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 2, 337 p.
- Boiffin J. (1984)** – *La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies*. Thèse, Sciences Agronomiques, INA-PG, 320p. + annexes.
- Boiffin J., Monnier G. (1986)** – Infiltration rate as affected by rainfall. *Int. Symp. On the assessment of soil surface sealing and crusting, Gand, Belgique*.
- Boiffin J., Papy F., Eimberck M. (1988)** – Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I) Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie*. Vol.8, n°8, pp. 663-673.
- Bommel P. (2009)** – *Définition d'un cadre méthodologique pour la conception de modèles multi-agents adaptées à la gestion des ressources renouvelables*. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier 2, 308 p.
- Bouquet F., Chipeaux S., Lang C., Marilleau N., Nicod J.M., Taillandier P. (2015)** – Introduction à l'approche agent. Dans *Simulation spatiale à base d'agents avec Netlogo 1. Introduction et bases*. Sous la direction de Banos A., Lang C., Marilleau N. pp15-36.
- Bracken L.J., Croke J. (2007)** – The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes* 21. 1749-1763.
- Bracken L.J., Wainwright J., Ali G.A., Tetzlaff D., Smith M.W., Reaney S.M., Roy A.G. (2013)** – Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth Science Reviews* 119. 17-34.
- Bracken L.J., Turnbull L., Wainwright J., Bogaart P. (2015)** – Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. *Earth, Surfaces, Processes and Landforms* 40. 177-188.
- Branger F. (2007)** – *Utilisation d'une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille-et-Vilaine)*. Thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier. 220p.
- Brunet R., Ferras R., Théry H. (1993)** – *Les mots de la géographie: dictionnaire critique*. Collection Dynamiques du territoire. Ed. Reclus. 518p.

Brunet P. avec la coll. De P. GIRARDIN (2001) – *Inventaire régional des paysages en Basse-Normandie*, DIREN de Basse-Normandie, 2 Tomes, Caen, 871p.

Bravard J-P., Petit F. (2000) – Les cours d'eau. Dynamique du système fluvial. Editions Armand Colin, Paris 222p.

Brenot J. (2007) – *Quantification de la dynamique sédimentaire en contexte anthropisé: l'érosion des versants viticoles en Côtes-d'Or*. Thèse de doctorat, université de Bourgogne, Dijon.

Buchanan, B.P., Falbo, K., Schneider, R.L., Easton, Z.M., Walter, M.T. (2013) – Hydrological impact of roadside ditches in an agricultural watershed in central New York : implications for non-point source pollutant transport. *Hydrological Processes*. 27. 2422-2437.

Burel F., Baudry J. (1999) – Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. *Tec & Doc Lavoisier*. 360p.

C

Cador J-M., (2005). Les Pays hydrologiques de Basse-Normandie, Livret guide de journées « Hydrosystèmes normands », CNFG, Commission « Hydrosystèmes Continentaux », Caen, pp. 8-26.

Caillault S. (2011) – *Le feu, la brousse et la savane. Modélisation spatiale des dynamiques de paysages soudaniens (Burkina Faso)*. Thèse de doctorat de l'Université de Caen Basse-Normandie. 378p.

Caillault S., Mialhe F., Vannier C., Delmotte S., Kédovidé C., Amblard F., Etienne M., Bécu N., Gautreau P., Houet T. (2013) – Influence of incentive networks on landscape changes: A simple agent-based simulation approach. *Environmental Modelling & Software*, 45, 64-73.

Caloz R. et Collet C. (2011) – *Analyse spatiale de l'information géographique*. PPUR. 383p.

Carluer N. (1998) – Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses: prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin versant de Naizin (Morbihan). Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie, 381 p.

Carluer N., De Marsily G. (2004) – Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology*, 285, 76-95.

Carnet C. (1979) – L'effet anti-érosif du bocage en région granitique de Bretagne. Coll. Erosion des sols en pays non méditerranéen, Strasbourg, pp. 153-156.

Caubel-Forget, V., Grimaldi, C., (2000) – Influence du talus/haie de fonds de vallée sur le potentiel hydrique du sol. *BHS occasionnal paper N°11*, Water in the celtic world: managing resources for the 21st century, 235-243.

Caubel V., Grimaldi C., Mérot P., Grimaldi M. (2003) – Influence of hedge surrounding bottomland on seasonal soil-water movement. *Hydrological Processes*. 17 (9), p.1811-1821.

Cavalli M. ; Tarolli P. ; Marchi L. ; Dalla Fontana G. (2008) – The effectiveness of airborne LiDAR data in the recognition of channel-bed morphology. *CATENA*, 73(3), pp.249-260.

Cerdan O., Souchère V., Lecomte V., Couturier A., Le Bissonnais Y. (2001) – Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *Catena*, 46, 189-205.

Cerdan O., Le Bissonnais Y., Govers G., Lecomte V., Van Oost K., Couturier A., King C., Dubreuil N. (2004) – Scale effect on runoff from experimental plots to catchments in agricultural areas in Normandy. *Journal of hydrology*, 299, 4-14.

Chahinian N. (2004) – *Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole*. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, 264 p.

Citeau L., Bispo A., Bardy M., King D. (2008) – Gestion durable des sols. Editions Quae. 320p.

Colella V. S., Klopfer E., Resnick M. (2001) – Adventures in Modeling: Exploring Complex, Dynamic Systems with StarLogo. *Teachers College Press*, PO Box 20, Williston, VT 05495- 0020

Colin F., Moussa R., Louchart X. (2012) – Impact of the spatial arrangement of land management practices on surface runoff for small cathments. *Hydrological Processes*. 26, 255-271.

Colin, F., Guillaume, S., Tisseyre, B. (2011) – Small catchment agricultural management using decision variables defined at catchment scale and a fuzzy rule-based system : A Mediterranean vineyard case study. *Water Resources Management* 25, 2649–2668.

Cosandey C., Robinson M. (2012) – Hydrologie continentale. Editions Belin, Collection géographie, Paris 447p.

Cossart E. (2014) – *Des sources sédimentaires à l'exutoire: un problème de connectivité?* Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, volume 1, 209p.

Couturier A., Daroussin J., Darboux F., Souchère V., Le Bissonnais Y., Cerdan O., King D. (2013) – Improvement of surface flow network prediction for the modeling of erosion processes in agricultural landscapes. *Geomorphology*, 183, 120-129.

D

Dadet P., Beurrier M., Lautridou, J-P. (1984) – Notice explicative, Carte géologique de la France (1/50000^{ème}), feuille de Saint-Hilaire-du-Harcouët (1316). Editions du BRGM.

Darboux F., Davy P., Gascuel-Oudou C. (2002) – Effect of depression storage capacity on overland-flow generation for rough horizontal surfaces: water transfer distance and scaling. *Earth Surface Processes and Landforms* 27,177-191.

Daudé E. (2005) – Systèmes multi-agents pour la simulation en géographie : vers une Géographie Artificielle. Modélisation en Géographie : déterminismes et complexités, *Hermès*, pp.353-380.

Décamps O., Décamps H. (2004) – *Au printemps des paysages*. Buchet / Chastel, Paris, 234p.

Deffontaines J.P., (2000) – L'Agriculture dans sa fonction de production de paysage, *in Action paysagère et acteurs territoriaux*, Actes du colloque de Poitiers du 7 et 8 decembre 2000, geste-mshs Poitier, pp 227-236.

Delahaye D. (1992) – *Approches spatialisées et analyses expérimentales des phénomènes de ruissellement et d'érosion des sols. Application aux systèmes de production agricole du Calvados*. Thèse de doctorat, Université de Caen Basse-Normandie, 427 p.

Delahaye D. (1996) – Processus de ruissellement et d'érosion des sols en Basse-Normandie. *Norois*. n° 169, La Basse-Normandie. pp. 45-59.

Delahaye D., Hauchard E., (1998) - Analyse spatiale des processus de ruissellement en Pays de Caux au travers de quelques épisodes critiques. *Bulletin de l'Association des Géographes Français*, 3, pp. 306- 316.

Delahaye D. (1999) – Originalité des risques hydrologiques. La catastrophe de Saint Martin de Bocherville en 1997. *Etudes Normandes*, 1-2, pp. 157-170.

Delahaye D. (2002) – Apport de l'analyse spatiale en géomorphologie. Modélisation et approche multiscalaire des risques, *Mémoire HDR*, Volumes 1, Université de Rouen, 259p.

Delahaye D. (2005) – Modelling the Watershed as a Complex Spatial System: A Review. *In* Guermond (Ed.): *The Modeling Process in Geography. From Determinism to Complexity*, Wiley ed., 191-213.

Delahaye D., Douvinet J., Langlois P. (2010) – Le bassin versant: de l'unité spatiale aux sous-unités fonctionnelles *In* Weisbuch et Zwirn : *Qu'appelle-t-on aujourd'hui les sciences de la complexité ? Langages, réseaux, marchés, territoires*. Vuibert Ed. 301-328

Delmas M., Cerdan O., Cheviron B., Mouchel J-M., Eyrolle F., (2012a) – Sediment export from French rivers to the sea. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37, 754-762.

Delmas M., Pak L.T., Cerdan O., Souchère V., Le Bissonnais Y., Couturier A., Sorel L. (2012b) – Erosion and sediment budget across scale: A case study in a catchment of European loess belt. *Journal of Hydrology*, 420-421 (2012), 255-263.

Demazeau Y. (1995) – From Interactions to Collective Behaviour in Agent-Based Systems. *The first European Conference on Cognitive Science*, Saint Malo 117-132.

De Roo P.J., Jetten V.G., Ritsema C.J. (1996). LISEM: a physically-based hydrological and soil erosion model incorporated in a GIS. *HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management*, IAHS Publ. no. 235, 1996.

- De Roo, A.P.J., Jetten, V.G. (1999)** – Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. *Catena* 37 (3-4), 477–493.
- Dietrich, W.E., Wilson, C.J., Montgomery, D.R., Mckean, J., Bauer, R. (1992)** – Erosion thresholds and land surface morphology. *Geology* 20, 675–679.
- Diry J-P (2004)** – *Les espaces ruraux*, A. Colin, 191p
- Desmet, P. J. J. et Govers, G. (1996)** – Comparison of routing algorithms for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies, *International Journal of Geographical Information Systems*, 10, 311–331.
- Desmet, P. J. J. (1997)** – Effects of interpolation errors on the analysis of DEMs. *Earth Surface Processes and Landforms*. 22, 563-580.
- Djick, S. V. (2000)** – Effects of agricultural land use on surface runoff and erosion in a Mediterranean area. Netherlands: University of Utrecht.
- Donadieu P., Périgord M. (2005)** – *Clé pour le paysage*. Collection Géophrys, 368p.
- Doray T. (2008)** – Mise en œuvre d'un modèle de spatialisation du ruissellement dans un objectif d'évaluation des transferts de matières en suspension. Mémoire de master 2. 96p.
- Douvinet J. (2008)** – *Les bassins versants sensibles aux « crues rapides » dans le Bassin Parisien – Analyse de la structure et de la dynamique de systèmes spatiaux complexes*. Thèse de doctorat, Université de Caen Basse-Normandie, 381 p.
- Douvinet J., Delahaye D., Langlois P. (2008a)** – Modélisation de la dynamique potentielle d'un bassin versant et mesure de son efficacité structurelle, *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 412, mis en ligne le 15 février 2008, consulté le 26 mars 2014. URL: <http://cybergeo.revues.org/16103>; DOI : 10.4000/cybergeo.16103.
- Douvinet J., Delahaye D., Langlois P. (2013)** – Measuring surface flow concentrations using a cellular automaton metric : a new way of detecting potential impacts of flash floods in sedimentary context. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*. n°1,27-46.
- DREAL de Basse Normandie (2014)** – Profil environnemental de Basse Normandie.
- Dusseux P. (2014)** – *Exploitation de séries temporelles d'images satellites à haute résolution spatiale pour le suivi des prairies en milieu agricole*, Thèse de doctorat de géographie, Université Rennes 2, 283p.
- Duke G.D., Kienzle S.W., Johnson D.L., Byrne J.M. (2003)** – Improving overland flow routing by incorporating ancillary road data into Digital Elevation Models. *Journal of Spatial Hydrology*, Vol 3, n° 2.
- Duke G.D., Kienzle S.W., Johnson D.L., Byrne J.M. (2006)** – Incorporating ancillary data to refine anthropogenically modified overland flow paths. *Hydrological Processes*. 20, 1827-1843.
- Durand P. (2004)** - Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matière dans les bassins versants. Dans *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural*. BV Futur. pp 205-215.
- Dutil P. (1982)** - Erosion in France, regional problems, technical solutions and the state of research. *Report E.U.R 8427 E.N. 47-49*. (Soil erosion abridged proc of the workshop on soil erosion and conservation Florence. Oct 1982.)

E

- Etienne M. coord. (2010)**. – La modélisation d'accompagnement : une démarche participative en appui au développement durable. Edition QUAE. 367p.

F

- Ferber J. (1995)** – Les systèmes multi-agents: vers une intelligence collective. *Informatique, Intelligence, Artificielle*, InterEditions, Paris.513p.

- Fleurant, C. (2009)** – Introduction au numéro thématique : "Paysage : approches quantitatives et qualitatives", *Noréis*, 213(4), pp. 7-8.
- Formann R.T. et Godron M. (1981)** – Patches and structural components for a landscape ecology, *BioScience*, pp.733-740.
- Freeman M.C., Pringle C.M., Jackson C.R. (2007)** – Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales, *Journal of the american water resources association (JAWRA)*, 43(1):5-14
- Fressard M. (2013)** – *Les glissements de terrain du Pays d'Auge continental (Normandie, France). Caractérisation, analyse spatiale et modélisation.* Thèse de doctorat, Université de Caen Basse-Normandie, 331 p.
- Fryirs K., Brierley G., Preston N-J., Kasai M. (2007a)** – Buffers, barriers and blankets: the (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. *Catena*, 70, 49-67.
- Fryirs K., Brierley G., Preston N-J., Spencer J. (2007b)** – Catchment-scale (dis)connectivity in sediment flux in the upper Hunter catchment, New South Wales, Australia. *Geomorphology*, 84, 297-316.
- Fryirs K., Gore D. (2013)** – Sediment tracing in the upper Hunter catchment using elemental and mineralogical compositions: Implications for catchment-scale suspended sediment (dis)connectivity and management. *Geomorphology*, 193, 112-121.
- Fullen M.A. (1998)** – Effects of grass ley set-acide on runoff, erosion and organic matter levels in sandy soil in east Shropshire, UK, *Soil and Tillage Research*, 46, pp. 41-49.

G

- Gaillard D. (2004)** – Gestion concertée du ruissellement érosif dans les espaces agricoles des plateaux de grande culture. Analyse spatiale, approche socio-économique et mise en place d'une dynamique collective d'aménagement. Exemple de la Seine-Maritime. *Thèse de doctorat, Université de Rouen.* 364p.
- Gallien E., Le Bissonnais Y., Eimberck M., Benkhadra H., Ligneau L., Ouvry J. F., Martin P. (1995)** – « Influence des couverts végétaux de jachère sur le ruissellement et l'érosion diffuse en sol limoneux cultivé ». *Cahiers Agricultures*, 4, pp. 171-183.
- Garcia J.P., Brenot J., Quiquerez A., Petit C. (2007)** – Erosion des sols viticoles par les évènements orageux (Vosne-Romanée): quels risques pour le futur? Réchauffement climatique, quels impacts probables sur les vignobles? 28-30 mars 2007, 10p.
- Gascuel-Odoux C. et Arousseau P., (1999)** – Un indicateur de risque parcellaire et contamination des eaux superficielles par les pesticides. Rapport Bretagne Eau Pure.
- Gascuel-Odoux C., Arousseau P., Cordier M-O., Durand P., Garcia F., Masson V., Salmon-Monviola J., Tortrat F., Trepos R. (2009)** – A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. *Environmental Modelling & Software* 24. 1433-1446.
- Gascuel-Odoux C., Arousseau P., Doray T., Squividant H., Macary F., Uny D., Grimaldi C. (2011)** – Incorporating landscape features to obtain an object-oriented landscape drainage network representing the connectivity of surface flow pathways over rural catchments. *Hydrological Processes* 25. 3625-3626.
- Gascuel-Odoux C., Mérot P., Dorioz J.M., Massa F., Grimaldi C., Poulenard J. (2007)** – Rôle des prairies dans les pollutions diffuses. Effet de la localisation et des bordures (haies, dispositifs enherbés, berges). *Fourrages*. 192, 409-422.
- Gascuel-Odoux C., Mérot P., Durand P., Molenat J. (1999)** – Genèse des crues normales dans les petits bassins versants ruraux. *La Houille Blanche* : 7/8, p 54-60.
- Gascuel-Odoux C., Mérot P., Crave A., Gineste P., Taha A., Zhang Z. (1998)** – Les zones contributives de fond de vallée : localisation, structure et fonctionnement hydrodynamiques. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*, Cheverry éditeur; coll. Science Update, INRA ed., 129-142.

Gebhart E., Mnich U., Schroeder F., Knauth H.D. (1998) – Application of a new automatic event-controlled sampler for heavy metals: studies on the behaviour of particle bound heavy metals in the Elbe estuary. *Analytica Chimica Acta* 377: 263±273.

Germaine M-A. (2009a) – Vers une gestion intégrée des "paysages ordinaires" des petites vallées du nord-ouest de la France : l'exemple de la vallée de la Seulles. *Bulletin de l'Association de Géographes Français*. 1, 12-31.

Germaine M-A. (2009) – De la caractérisation à la gestion des paysages ordinaires de vallée dans le nord-ouest de la France. Représentations, enjeux d'environnement et politiques publiques en Basse-Normandie. Thèse de Doctorat, Université de Caen Basse-Normandie, 645p.

Germaine M.A., Puissant A., Barnerias C. (2008) – Intérêt des données images Spot 5 et des systèmes d'information géographiques pour l'extraction et l'identification des formations végétales arborées en milieu bocager, exemples bas normands », *Revue Forestière Française*, 5, 641-655.

GIEC (2007) – Bilan 2007 des changements climatiques : rapport de synthèse, 114p.

Gippel C.J., (1989) –The use of turbidimeters in suspended sediment research. *Hydrobiologia*, 176/177, 465-480.

Gobin A., Jones R., Kirkby M., Campling P., Govers G., Kosmas C., Gentile A.R. (2004) – Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environmental Science & Policy*, 25-38.

Goodwin T.H., Young A.R., Homes M.G.R., Old G.H., Hewitt N., Leeks G.J.L., Packman J.C., Smith B.P.G., (2003) – The temporal and spatial variability of sediment transport and yields within the Bradford Beck catchment, West Yorkshire. *The science of the Total Environment*, pp. 475-494.

Gourmelon F., Etienne M., Rouan M., Kerbiriou C., Charles M., Bioret F., Chlous-Ducharme F., Guermeur Y. y Levrel H. (2008) – Eléments de prospective environnementale dans une réserve de biosphère. *Cybergeo : European Journal of Geography* [En línea], Sistemas, Modelística, Geoestadísticas, documento 429, Publicado el 25 septiembre 2008, consultado el 14 abril 2015. URL : <http://cybergeo.revues.org/20343> ; DOI : 10.4000/cybergeo.20343.

Gourmelon F., Le Guyader D., Fontenelle G., Levrel H., Tissot C., Bonneau de Beaufort L., Rouan M. (2013) – Modélisation et scénarisation des activités humaines en rade de Brest. *Rapport Scientifique*. 120p.

Govers G. (1985) – Selectivity and transport capacity of thin flows in relation to rill erosion. *Catena*. 12, pp.35-49.

Govers G., Everaert J., Poesen G., Rauws G., De Ploey J., Lautridou J.P. (1990) – A Long Flume Study of the Dynamic Factors Affecting the Resistance of a Loamy Soil to Concentrated Flow Erosion. *Earth Surface Process and Landforms*, vol 15, n°4, pp.313-328.

Grimaldi C., Dorioz J-M., Lefrançois J., Poulinard J., Macary F., Gascuel, C. (2006) – De l'intérêt de coupler les approches "bassin versant" et "cours d'eau" dans des petits bassins versants en zone d'élevage. Qualité de l'eau en milieu rural 01/2006. 7p.

Grimaldi C., Baudry J., Pinay G. (2012a) – Des zones tampons dans les paysages ruraux pour la régulation de la pollution diffuse. *Innovations Agronomiques* 23: 55-68.

Grimaldi C., Fossey M., Thomas Z., Fauvel Y., Mérot P. (2012b) – Nitrate attenuation in soil and groundwater under a bottom land tree hedge in a European farming landscape. *Hydrological Processes*. 26. 3570-3578.

Grimm V., Berger U., Bastiansen F., Eliassen S., Ginot V., Giske J., Goss-Custard J., Grand T., Heinz S.K., Huse G., Huth A., Jepsen J.U., Jørgensen C., Mooij W.M., Müller B., Pe'er G., Piou C., Railsback S.F., Robbins A.M., Robbins M.M., Rossmanith E., Røger N., Strand E., Souissi S., Stillman R.A., Vabø R., Visser U., DeAngelis D.L. (2006) – A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. *Ecological Modelling* 198 (1-2), 115-126.

Grimm V., Berger U., DeAngelis D.L., Polhill J.G., Giske J., Railsback F. (2010) – The ODD protocol: a review and first update. *Ecological Modelling* 221, 2760-2768.

Grignard A., Taillandier P., Gaudou B., Vo D., Huynh N., Drogoul A. (2013) – GAMA 1.6: Advancing the Art of Complex Agent-Based Modeling and Simulation. Dans Boella G., Elkind E., Savarimuthu B., Dignum F., Purvis M. (dir), PRIMA 2013 : *Principles and Practices of Multi-Agent Systems*, vol. 8291, Lecture Notes in Computer Science, p.117-131, Springer, Berlin-Heidelberg, 2013.

Gruszowski K. E., Foster I. D. L., Lees J. A., Charlesworth S. M. (2003) – Sediment sources and transport pathways in a rural catchment, Herefordshire, UK. *Hydrological Processes* 17, 2665-2681.

Gumiere, S.J., Raclot, D., Cheviron, B., Davy, G., Louchart, X., Fabre, J., Moussa, R., Bissonnais, Y.L. (2011) – MHYDAS-Erosion : a distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrological Processes* 25, 1717-1728.

H

Haggett P. (1965) – Locational analysis in modern geography, London; Arnold.

Hengl, T. (2006) – Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences*, 32 (9) : 1283-1298.

Hervieu, B. (1993) – *Les champs du futur*. Julliard (ed.), Paris, 172 p.

Hill D. (1993) – Analyse Orientée - Objet et modélisation par simulation. *Addison-Wesley*.

Horton R.E. (1933) – The role of infiltration in the hydrological cycle. *Transactions of American Geophysical Union*. 14, pp. 446-460.

Houet T., Gourmelon F. (2014) – La géoprospective – Apport de la dimension spatiale aux démarches prospectives, *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 667, mis en ligne le 08 février 2014, consulté le 14 avril 2015. URL : <http://cybergeo.revues.org/26194> ; DOI : 10.4000/cybergeo.26194

Houet T. (2006) – Modélisation prospective de l'occupation du sol en zone agricole intensive dans la France de l'Ouest. *Norois*. n° 198, Géosymbole, écologie, renouvellement urbain, modélisation. 19p.

Hubert-Moy L., Cotonnec A., Gouery P. (1995) – Extraction du réseau bocager à l'aide de données satellitaires Landsat Thematic Mapper. Application à un bassin versant en Bretagne centrale, *Photo-interprétation*, 4, 258-263.

Hutchinson, M.F. et Gallant, J.C. (2000) – Digital elevation models and representation of terrain shape. *Terrain analysis : principles and applications* : 29-49.

I

IFEN (2006) – Les pesticides dans les eaux, bilan des données 2003 et 2004. Rapport technique, les dossiers 5, Institut Français de l'Environnement.

IGN (2007) – Carte topographique au 1.25000ème. Bayeux Arromanches-les-Bains. Plages du débarquement.

IGN (2011) – BDTopo. Version 2.1 - Descriptif de contenu. *Publications de L'IGN*. 172p.

IGN (2015) – BDAlti. Version 2.0 - Descriptif de contenu. *Publications de L'IGN*. 27p.

J

Jain V, Tandon SK. (2010) – Conceptual assessment of (dis) connectivity and its application to the Ganga river dispersal system. *Geomorphology* 118(3): 349-358.

Jenson S.K., Domingue J.O. (1988) – "Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis". *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54 (11): 1593-1600.

Joannon A. (2004) – *Coordination spatiale des systèmes de culture pour la maîtrise de processus écologique. Cas du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles du Pays de Caux, Haute-Normandie*. Thèse de doctorat de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon. 393p.

Johansen K., Phinn S. (2004) – Mapping indicators of riparian vegetation health using IKONOS and Landsat-7 ETM+ image data in Australian tropical savannas", *Proceedings of IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, Anchorage, Alaska, 3, 1559-1562.

Jones J.A., Swanson F.J., Wemple B.B, Snyder K.U. (2000) – Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conservation Biology*. Vol. 14, n° 1, 76-85.

Johnes, P. J., Hodgkinson, R. A. (1998) – Phosphorus loss from agricultural catchments : pathways and implications for management. *Soil Use and Management*, Vol.14, pp 175-185.

K

Kao C., Vernet G., Le Filleul J.M., Nédélec Y., Carluet N., Gouy V. (2002) – Elaboration d'une méthode de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis-à-vis des produits phytosanitaires. *Ingénieries*. n°29, pp.49-65.

Keller G. et Sherar J. (2003) – Low-Volume Roads Engineering. Best Management Practices Field Guide.

Kinnel P., Risse L. (1998) – USLE-M : Empirical modelling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. *Soil Sc. Soc Am*., 62 (6) 1667-1672.

King D. et Le Bissonnais Y. (1992) – Rôle des sols et des pratiques culturales dans l'infiltration et l'écoulement des eaux. Exemple du ruissellement et de l'érosion sur les plateaux limoneux du nord de l'Europe. *C. R. Acad. Agri. Fr.* 78(6): 91-105.

Kirkby, M. J., B. J. Irvine, R. J. A. Jones, G. Govers, and the PESERA team (2008) – The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. Model rationale and implementation, *Eur. J. Soil Sci.*, 59, 1293– 1306.

Kirkby, M. J. (1990) – The landscape viewed through models, *Zeitschrift für Geomorphologie, Suppl. Brand*, 79, 63–81.

Knisel, W.G. (1980) – CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. USDA.

Knudby C., Carrera J. (2005) – On the relationship between indicators of geostatistical, flow and transport connectivity. *Advances in Water Resources*, 28/4, 405-421.

Krause, S., Jacobs, J., Bronstert, A. (2007) – Modeling the impacts of land-use and drainage density on the water balance of a lowland-floodplain landscape in northeast Germany. *Ecological Modelling*. 200, 475–492.

L

Lafren J.M., Lane L.J., Foster G.R. (1991) WEPP: A new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation* 46, 34–38.

Lagacherie P., Rabotin M., Colin F., Moussa R., Voltz M. (2010) – Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computer et Geosciences* 36, 1021-1032.

Lagacherie P., Diot O., Domange N., Gouy V., Floure C., Kao C., Moussa R., Robbez-Masson J.M., Szleper V. (2006) – An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators* 6, 265-279.

Laignel B., Dupuis E., Durand A., Dupont., Hauchard E., Massei N., 2006. Erosion balance in the watersheds of the western Paris Basin by high-frequency monitoring of discharge and suspended sediment in surface water. *C.R. Geoscience*, 338, 556-564.

Lambert R. (1996) – Géographie du cycle de l'eau. Presse Universitaire du Mirail (PUM). Toulouse, 439p.

Lammoglia A. (2013) – *Analyse et modélisation multi-agents de transports flexibles*. Thèse de doctorat de l'Université d'Avignon et Pays du Vaucluse. 303p.

Lane, S. N., C. J. Brookes, A. J. Kirkby & J. Holden (2004) – A Network Index-based Version of Topmodel for Use With High-Resolution Digital Topographic Data, *Hydrological Processes* 18(1): 191-201.

Langlois P., Blanpain B., Daudé E. (2013) – MAGéo, une plateforme de simulation multi-agents pour tous. *Simtools*, 2013.

- Langlois P. (2010)** – Concept et formalisation d'un Automate cellulaire. Simulation des systèmes complexes en géographie. Paris, Lavoisier, p.169-195.
- Langlois P. (2007)** – *Fondements théoriques pour la simulation de systèmes complexes en géographie*. Mémoire d'HDR. Habilitation à diriger les recherches. Université de Rouen. 241p.
- Langlois P. (2005)** – Complexité et systèmes spatiaux . *Dans Guermond (Ed) Modélisation en géographie, déterminismes et complexités*, Wiley ed., pp299-320.
- Langlois P. et Reguer D. (2005)** – La place du modèle et de la modélisation en Sciences Humaines et Sociale. *Dans Guermond (Ed) Modélisation en géographie, déterminismes et complexités*, Wiley ed., pp35-48.
- Langlois P. et Delahaye D. (2002)** – RuiCells, Automate cellulaire pour la simulation du ruissellement de surface. *Revue Internationale de Géomatique*. Volume 12, n°4. 461-487.
- Laperrière V. (2009)** – *Apport de la modélisation individu-centrée spatialement explicite à la compréhension de l'expression d'une maladie transmissible : la peste bubonique à Madagascar*. Thèse de doctorat de l'Université de Pau. 277p.
- Laurent F. (2013)** – *Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales*. Habilitation à Dirigée des Recherches de l'Université du Maine, 185p.
- Laurent F., (2006)** – *Pollutions des ressources en eau et agriculture : l'ouest de la France*. In Conférence du Monde Diplomatique "L'eau, source de vie, source de conflits", Le Mans, Presses Universitaires de Rennes, 143-150.
- Le Ber, F., Lavigne, C., Adamczyk, K., Angevin, F., Colbach, N., Mari, J., Monod, H., (2009)** - Neutral modelling of agricultural landscapes by tessellation methods - application for gene flow simulation. *Ecological Modelling* 220, 3536–3545.
- Le Bissonnais Y., Torette J., Bardet C., Daroussin J. (2002)** – *L'érosion hydrique des sols en France*, Rapport INRA – IFEN, 109 p. (disponible sur <http://erosion.orleans.inra.fr/rapport2002/>).
- Le Bissonnais Y. et Gascuel-Oudoux (1998)** – L'érosion hydrique des sols cultivés en milei tempéré, in STENGEL P. (coord.). *Sol : interface fragile*, Edition INRA, Paris (211p.), pp. 129-144.
- Le Bissonnais Y., Benkhadra H., Gallien E., Eimberck M., Fox D., Martin P., Douyer C., Ligneau L., Ouvry J-F (1996)** – Genèse du ruissellement et de l'érosion diffuse sur sols limoneux: analyse du transfert d'échelle du m² au bassin versant élémentaire agricole. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 3, pp. 51-69.
- Le Bissonnais Y., Le Souder C., (1995)** – Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et Gestion des sols*, 2 (1), pp. 43-56.
- Le Bissonnais Y., (1988)** - *Analyse des mécanismes de désagrégation et de la mobilisation des particules de terre sous l'action des pluies*. Thèse de Doctorat, Université d'Orléans, 196p.
- Le Bret J., (2014)** – *La haie bocagère : de la régulation hydrologique à l'outil systémique d'aménagement* Master 1, Université de Caen Normandie, 143p.
- Lecomte V., (1999)** –Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant : processus, déterminisme et modélisation spatiale, These de l'Ecole Nationale du Genie Rural, des Eaux et Forêts ENGREF, specialite : sciences de l'eau, Paris, 242 p.
- Le Gouée P. et Delahaye D., (2008)** - Modélisation et cartographie de l'aléa érosion des sols et des espaces de ruissellement dans le Calvados, Rapport d'étude (non publié), 242p.
- Le Gouée P., Delahaye D., Bermond M., Marie M., Douvinet J., Viel V., (2010)** – A large scale assessment model of soil erosion hazard in Basse-Normandie (Northern-Western France), *Earth Surface Processes and Landforms*,35-8, 29p.
- Le Gouée P., Lemerrier B., Cantat O., Delahaye D., Walter C., Goulet A., Jambou N., Viel V., Reulier R., Bensaïd A., (2012)** – Modélisation de la sensibilité des sols à l'érosion hydrique. In Mérot Ph., Dubreuil V., Delahaye D., Desnos Ph., *Le climat change dans le Grand Ouest, Evolution, Impacts, Perceptions*, 215-225.
- Lecerf R., (2008)** – *Suivi des changements d'occupation et d'utilisation des sols d'origine anthropique et climatique à l'échelle régionale par télédétection moyenne résolution, application à la Bretagne*, Thèse de doctorat de géographie, Université Rennes 2, 326p.
- Lefrançois J., (2007)** – *Dynamique et origines des matières en suspension sur petits bassins versants agricoles sur schistes*. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, 260p.

- Lenzi M.A., Marchi L., (2000)** – Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy). *Catena*, 39, pp. 267-282.
- Lespez L., Ballouche A. (2009)** – Paysages au fil de l'eau : l'objet, le sensible et leurs trajectoires. *Bulletin de l'association de géographes français*. 01/2009 ; 86(1) :3-11.
- Lespez L., (2012)** – *Les temps de l'environnement et des paysages des systèmes fluviaux au cours de l'Holocène. Normandie, Grèce, Mali*. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, volume 1, 377p.
- Lespez L., Clet-Pellrin M., Limondin-Lozouet N., Pastre J-F., Fontugne M., (2005a)** – Discontinuités longitudinales des dynamiques sédimentaires Holocènes dans les petites vallées de l'ouest du Bassin Parisien, l'exemple de la Mue (Basse-Normandie). *Quaternaire*, 16-4, 273-298.
- Lespez L., Garnier E., Cador J.-M., Rocard D., (2005b)** – Les aménagements hydrauliques et la dynamique des paysages des petits cours d'eau depuis le XVIIIe siècle dans le nord-ouest de la France : l'exemple du bassin versant de la Seules (calvados), in *La rivière aménagée, entre héritage et modernité*, *Aestuarina* 7, pp. 89-109 + 3 pl. en couleur.
- Lesschen J.P., Schoorl J.M., Cammeraat L.H., (2009)** – Modelling runoff and erosion for a semi-arid catchment using a multi-scale approach based on hydrological connectivity. *Geomorphology*. n°109, 174-183.
- Levavasseur F. (2012)** – *Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne*. Thèse de doctorat du Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques Montpellier SupAgro. 188p.
- Lexartza-Artza I., Wainwright J. (2009)** – Hydrological connectivity: Linking concepts with practical implications. *Catena* 79. 146-152.
- Liagre F. (2006)** – *Les haies rurales. Rôles-création-entretien*. Editions France Agricole. 320p.
- Lifran, R., A. Hofstetter, & P. Bommel (2003)** – Politiques publiques et dynamique des paysages: analyse de leurs rapports par un modèle multi-agents spatialisés. *Politiques publiques et dynamiques des paysages au sud du Massif central*. R. Lifran. Montpellier, INRA, UMR LAMETA: 110-164.
- Lotfi A., Javelle A., Baudry J., Burel F., (2010)** – Interdisciplinary analysis of hedgerow network landscapes' sustainability, *Landscape Research*, 35 (4), 415-426.
- Ludwig B., (1992)** – *L'érosion par ruissellement concentré des terres cultivées du nord du Bassin Parisien : analyse de la variabilité des symptômes d'érosion à l'échelle du bassin versant élémentaire*. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, 155p. + annexes.
- Ludwig B., Auzet A.V., Boiffin J., Papy F., King D., Chadoeuf J. (1996)** – Etat de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés au nord de la France. *Etude et Gestion des Sols*. 3, (1) 53-70.

M

- Macary F. (2013)** – *Evaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision*. Doctorat de l'université de Toulouse. 323p.
- Malcolm, I. A., Youngson, A. F., Soulsby, C. (2003)** – Survival of salmonid eggs in a degraded gravel-bed stream: Effects of groundwater-surface water interactions - *River Research and Applications* - Vol. 19, n° 4, pp. 303-316.
- Maidment D. R. (2002)** – *Arc hydro : Gis for water resources*. Environmental Systems Research Inst., 2002
- Marie M. (2009)** – *Des pratiques des agriculteurs à la production de paysage de bocage. Etude comparée des dynamiques et des logiques d'organisation spatiale des systèmes agricoles laitiers en Europe (Basse-Normandie, Galice, Sud de l'Angleterre)*, Thèse de Doctorat, Université de Caen Basse-Normandie, 513p.
- Massa F., Gascuel-Oudou C., Mérot P., Baudry J., Beduneau G., Blondel R., Durand P., Tico., Troccaz O. (2009)** – Influence des éléments du paysage sur les transferts de l'eau et des polluants associés dans un bassin versant sur socle. Bilan des connaissances applicables dans le contexte pédoclimatique breton. 124p.

- Masson V., Ployette F., Cordier M-O., Gascuel-Odoux C., Trépos R. (2013)** – Sacadeau-Software, un logiciel d'aide à la décision pour améliorer la qualité de l'eau. *Revue d'Intelligence Artificielle*. 4-5. pp. 449-469.
- Masson F.X. (1980)** – Etude sur érosion des terres agricoles. *Rapport général*. C.A.R Canche-Authie S.R.A.E. Nord-Pas-de-Calais.
- Maurizot P., Auffret J-P., Baize S., Deroin J-P., Dugué O., Fily G., Le Gall J., Leliepault B., Mazenc B., Pellerin J., (1999)** – Notice de la carte géologique de Bayeux – Courseulles-sur-Mer au 1/50 000^{ème}, BRGM, 151p.
- Mercer B. (2004)** – DEMs created from airborne IFSAR—an update. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 35 (part B). 12–23.
- Merriam G. (1984)** – Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *Proceedings of the International Association for Landscape Ecology* 1: 5–15.
- Merritt W. S., Letcher R.A., Jakeman A.J., (2003)** – A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18: 761–799.
- Mérot Ph. (1978)** – *Le bocage en Bretagne granitique : une approche de la circulation des eaux*. Thèse Inra-Ensa-Univ. Rennes 1, 1978.
- Mérot Ph. et Reye S., (1996)** – Rôle hydrologique et géochimique des structures linéaires boisées, Bilan bibliographique et perspective d'étude, *Et. Rech. Syst. Agraires dev.* 29, pp. 83-100
- Mérot Ph., Gascuel-Odoux C., Walter C., Zhang X., Molenat J. (1998)** – Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. *Revue des sciences de l'eau*. 12/1, 23-44.
- Mérot Ph. (1999)** – The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in temperate climate. *Agronomie*. 19 (1999) 655-669.
- Mérot Ph. (2003)** – Le comportement des bassins versants ruraux dans le contexte des crues et inondations. *La Houille Blanche* : 6, p.74-82.
- Mérot Ph. (2006)** – Les 3 grandes fonctions de la haie sur le milieu physique. Etat des recherches. *Premières rencontres nationales de la haie champêtre*, Auch – 5, 6 et 7 octobre 2006.
- Minar N., Burkhart R., Langton C., Askenazi M. (1996)** – The Swarm Simulation System : A Toolkit for Building Multi-Agent Simulations, *Rapport, Santa Fe Institute*.
- Montebault D. (2008)** – *Le système Paysage*. Séminaire de l'équipe de recherché Paysage, AgroCampus Ouest, mars 2008, 35p.
- Montgomery D.R. (1994)** – Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. *Water Resources Research*, vol.30, n°6, pp.1925-1932.
- Motovilov Y.G., Gottschalk L., Engeland K., Rodhe A. (1999)** – Validation of distributed hydrological model against spatial observations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99, pp.257-277.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M.E. (1998)** – The European soil erosion model (EUROSEM): a process-based approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 527–544.
- Moussa R., Voltz M., Andrieux P. (2002)** – Effect of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*. 16, 393-412.
- Moussa R. (2008)** – Effect of channel network topology, basin segmentation and rainfall spatial distribution on the geomorphologic instantaneous unit hydrograph transfer function. *Hydrological Processes*. 22, 395-419.

N

Norme NF EN 872 (2005) – Dosage des matières en suspension. Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre. 14p.

North M. J., Tataru E., Collier N. T., Ozik, J. (2007) – Visual agent-based model development with repast symphony. *Argonne National Laboratory*.

Nigel R., et Rughooputh S. (2010) – Mapping of monthly soil erosion risk of mainland Mauritius and its aggregation with delineated basins. *Geomorphology*. pp.101-114.

O

Ocampo C.J., Sivapalan M., Oldham C., (2006) – Hydrological connectivity of upland- riparian zones in agricultural catchments: implications for runoff and nitrate transport. *Journal of Hydrology*, 331/3-4, 643-658.

Occello M., Koning J-L., Baeijis C. (2001) – Conception des Systèmes Multi-Agent : quelques éléments de réflexion méthodologique. *Technique et science informatique*. vol. 20, n°2, p. 233-263.

Ombredane D., Bardonnnet A., Bolliet A., Gaudin P., Marmonier P., Roussel J-M. (2009) – Effet du colmatage et de la désoxygénation des frayères sur les embryons de truite (*Salmo trutta*). Quatrièmes rencontres de l'Ichtyologie en France - RIF 2009, Paris 24-27 mars 2009

Ouvry J.F. (1987) – Bilan des travaux, campagne 1986-1987. *Rapport AREAS*. 153p + annexes.

Ouvry J.F. (1990) – Effet des techniques culturales sur la susceptibilité des terrains à l'érosion par ruissellement concentré. Expérience du Pays de Caux (France). *Cahiers ORSTOM, série pédologie*, vol. 25, n°1-2, pp. 157-169.

Ouvry J.F., Richet J.B., Bricard O., Lhëriteau M., Bouzid M., Saunier M. (2012) – Fascines & haies pour réduire les effets du ruissellement érosif. Caractérisation de l'efficacité et conditions d'utilisation. *Document de l'AREAS*. 68p.

O'Callaghan J.F. et Mark D.M. (1984) – The extraction of drainage networks from digital elevation data, *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28:323-344

P

Palacios-Vélez O. L., Gandoy-Bernasconi W., Cuevas-Renaud B. (1998) - Geometric analysis of surface runoff and the computation order of unit elements in distributed hydrological models. *Journal of hydrology*, 211, pp. 266 – 274.

Papy F., Boiffin J., (1988) – Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. Evaluation des possibilités de maîtrise du phénomène dans les exploitations agricoles. *Agronomie*, vol. 8 – 9, pp. 745 – 756.

Papy F. et Douyer C., (1988) – Les déterminants des catastrophes liées au ruissellement des terres agricoles en Pays de Caux, Rapport INRA – SERDA, 44p.

Papy F. et Douyer C. (1991) – Influence des états de surface du territoire agricole sur le déclenchement des inondations catastrophiques. *Agronomie*, vol. 11, pp. 201-215.

Panagos P., Borrelli P., Poesen J., Ballabio C., Lugato E., Meusbürger K., Montanarella L., Alewell C. (2015) – The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, pp. 438-447.

Parsons J.A., Cooper J., Wainwright J. (2015) – What is suspended sediment? *Earth Surface Processes and Landforms*, 4p.

Payraudeau S. (2002) – *Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens*. Thèse de doctorat. Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts. 450p.

Phillips J.M., Russell M.A., Walling D.E. (2000) – Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes*, 14, 2589-2602.

Phillips J.M. et Walling D.E. (1995) – An assessment of the effects of sample collection, storage and resuspension on the representativeness of measurements of the effective particle size distribution of fluvial suspended sediment. *Wat. Res.* Vol.29, n°11. pp. 2498-2508.

Preux T. (2014) – Intérêts et limites de l'usage du recensement parcellaire graphique pour l'étude du processus d'agrandissement des exploitations agricoles. Exemple de la mise en place d'un suivi à

haute fréquence en Basse-Normandie. *Le foncier agricole : usages, tensions, régulations*. SFER- ENS Lyon. Communication orale.

Preux T., Delahaye D., Marie M. (2015) – Transformation des structures agricoles et recomposition des paysages de bocage. L'exemple du Bessin (Calvados). *Projets de Paysages* n° 12.

Pringle C-M. (2003) – What is hydrological connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes*, 17, 2685-2689.

Pumain D. (2003) – Une approche de la complexité en géographie. *Géocarrefour*, 78/1:25-81.

R

Rakotoarisoa M., Fleurant C., Amiot A., Ballouche A., Communal P-Y., Jadas-Hécart A., La Jeunesse I., Landry D., Razakamanana T. (2014) – Système multi-agent pour la modélisation des écoulements de surface sur un petit bassin versant viticole du Layon. *Revue Internationale de Géographie*. 24/3 pp.307-333.

Rapinel S. (2012) – *Contribution de la télédétection à l'évaluation des fonctions des zones humides: de l'observation à la modélisation prospective*, Thèse de doctorat, Université de Rennes 2, 385p.

Reaney S.M. (2008) – The use of agent based modeling techniques in hydrology: determining the spatial and temporal origin of channel flow in semi-arid catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 317-327.

Reaney S.M., Bracken L.J, Kirkby M.J. (2007) – The use of the Connectivity of Runoff Model (CRUM) to investigate the influence of storm characteristics on runoff generation and connectivity in semi-arid areas. *Hydrological Processes*, vol. 21, p. 894 -906.

Reaney S.M. (2003) – *Modelling runoff generation and connectivity for semi-arid hillslopes and small catchments*, Thèse de doctorat, University of Leeds, School of Geography. 273p.

Rebaudo F., Crespo-Pérez V., Silvain J-F., Dangles O. (2011) – Agent-Based Modeling of Human-Induced Spread of Invasive Species in Agricultural Landscapes: Insights from the Potato Moth in Ecuador. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 14 (3) 7.

Renard K.G., Laflen J.M., Foster G.R, McCool D.K (1994) – The revised universal soil loss equation. In: *Lad, R. (Ed.), Soil Erosion : Research Methods*, pp 105-126.

Reulier R, Delahaye D., Caillault S., Viel V., Douvinet J., Bensaïd A., (2015) – La simulation multi-agents comme outil d'analyse spatiale des processus de ruissellement de surface. *Cybergéo*.

Reulier R. (2010) – Les dynamiques de transferts sédimentaires entre les versants et le cours d'eau, Mémoire de Master, Université de Caen Basse-Normandie, 120p.

Robinson D.T et al. (2007) – Comparison of empirical methods for building agent-based models in land use science. *Journal of Land Use Science*. 2(1):31.

Roche, M. (1971) – Les divers types de modèles déterministes. *La Houille Blanche*, 2. 111-129.

Ronfort C. (2010) – *Elaboration et évaluation environnementale de scénarios prospectifs d'occupation des sols à l'échelle locale : application au cas du ruissellement érosif dans le pays de Caux, Haute Normandie*, Thèse de doctorat, 347p.

Ross B. B., Contractor D. et Shanholtz V. O. (1979) – A finite element model of overland and channel flow for assessing the hydrologic impact of landuse change. *Journal of Hydrology*, Vol 41. pp 1-30.

Rousseaux F. (2004) – *Etude des modèles numériques de terrain pour améliorer la fiabilité des calculs d'aléas et de vulnérabilité*. Thèse de doctorat. Université de Marne la Vallée.

Russell M.A., Walling D.E., Webb B.W., Bearne R. (1998) – The composition of nutrient fluxes from contrasting UK river basins. *Hydrological Processes* 12: 1461±1482.

Russell M.A., Walling D.E., Hodgkinson R.A. (2001) – Suspended sources in two small lowland agricultural catchment in the UK. *Journal of hydrology* 252: 1-24.

Ryther J.H., Dunstan W.M. (1971) – Nitrogen, Phosphorus, and Eutrophication in the Coastal Marine Environment. *Science* 12. Vol. 171 n°3975 pp. 1008-1013.

S

- SAGE Vilaine (2001)** – *Guide d'orientation méthodologique pour l'inventaire des zones humides sur le bassin de la Vilaine*. Sage Vilaine, Institut d'Aménagement de la Vilaine. 32p.
- Sarrazin B. (2012)** – *MNT et observations multi-locales du réseau de drainage d'un petit bassin versant rural dans une perspective d'aide à la modélisation spatialisée*. Thèse de doctorat. IRSTEA, UMR TETIS, ISARA-Lyon. 283p.
- Savat J., (1980)** – Resistance to flow in rough supercritical sheet flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 5, pp. 103-122.
- Schoorl, J.M. et Veldkamp, A., (2001)** – Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Alora region (south Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.* 85, 281–292.
- Schulze, R. (1989)** – ACRU: Background, Concepts and Theory. *Report 35, Agricultural Catchments Research Unit, Department of Agricultural Engineering, University of Natal, Pietermaritzburg, South Africa*.
- Schumm S.A., (1977)** – *The fluvial system*. Wiley, New-York, 338p.
- Schwarz N., Kahlenberg D., Haase D., Seppelt R. (2012)** – ABMLand- a Tool for Agent-Based Model Development on Urban Land Use Change. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 15 (2) 8.
- Schweitzer F. (2002)** – Brownian Agent Models for Swarm and Chemotactic Interaction, Abstracting and Synthesizing the Principles of Living Systems. *Fifth German Workshop on Artificial L*, p. 181-190, Berlin, Allemagne.
- Schweitzer F. et Farmer J.D (2003)** – *Brownian Agents and Actives Particles :Collective Dynamics in the Natural and Social Sciences*, Springer, Heidelberg.
- Sebbab H., (2000)** – *Application des SIG à l'étude de l'impact de la voirie et des structures linéaires sur l'écoulement et l'érosion hydrique des sols viticoles de Champagne*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 2, 302p.
- Servat D. (2000)** – *Modélisation de dynamiques de flux par agents. Application aux processus de ruissellement, infiltration et érosion*. Thèse de doctorat de l'Université de Paris 6. 186p.
- Sheeren D., Bastin N., Ouin A., Ladet S., Balent G., Lacombe J.P., (2009)** – Discriminating small wooded elements in rural landscape from aerial photography: a hybrid pixel/object-based analysis approach, *International Journal of Remote Sensing*, 30(19), 4979-4990.
- Short, D.L., O'loughlin, E.M., Dawes, W.R., (1990)** – Simulating the design and operation of absorption trenches for effluent disposal. Institution of Engineers Australia, National Conference Publication 90 (4), 79–83.
- Singh V. P., (1995)** – *Watershed Modeling. Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, Littleton, Colorado. pp 1-22.
- Smith, R., Goodrich, D., Quinton, J. (1995)** – Dynamic, distributed simulation of watershed erosion: The KINEROS2 and EUROSEM models. *Journal of soil and water conservation*, 50(5): 517-520.
- Soil Conservation Service, (1972)** – *National Engineering Handbook*, section 4, Hydrology,. USDA, Washington DC.
- Soltner D. (1985)** – *L'arbre et la haie*. Collection Sciences et Techniques Agricoles. 200p.
- Sorooshian, S., (1991)** – Parameter Estimation, Model Identification, and model validation: conceptual type models. In: Bowles, D.S., O'Connell, P.E. (Eds.), *Recent Advances in the Modelling of Hydrological Systems*. Kluwer Academic, pp. 443– 467.
- Souchère V., (1995)** – *Modélisation spatiale du ruissellement à des fins d'aménagement contre l'érosion de talweg – Application à des petits bassins versants en Pays de Caux (Haute-Normandie)*, Thèse de Doctorat, INAPG Paris, 197p.
- Souchère V., King D., Daroussin J., Papy F., Capillon A. (1998)** – Effects of tillage on runoff directions: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, 206, 256-267.

- Souchère V., Cerdan O., Ludwig B., Le Bissonnais Y., Couturier A., Papy F. (2003a)** – Modelling ephemeral gully erosion in small cultivated catchments, *Catena*, 50, 489-505.
- Souchère V., Millair L., Echeverria J., Bousquet F., Le Page C., Etienne M. (2003b)**. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale, *Environmental Modelling & Software*, 25, 1359-1370.
- Steegen A., Govers G., Nachtergaele J., Takken I., Beuselinck L., Poesen J., (2000)** – Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt in central Belgium. *Geomorphology* 33 (1-2), pp. 25-36.
- Stream (2014)** – Modèle STREAM. Fiche de présentation. Inra. 3p.
- T
- Taborton D. (1997)** – A new method for the determination of flow directions and contributing areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, n°33, pp. 309-319.
- Taillandier P., Grignard A., Gaudou B. et Drogoul A. (2014)** – « Des données géographiques à la simulation à base d'agents : application de la plate-forme GAMA », *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 671, mis en ligne le 29 mars 2014, consulté le 10 juin 2015. URL : <http://cybergeo.revues.org/26263> ; DOI : 10.4000/cybergeo.26263.
- Tansey K., Chambers I., Anstee A., Denniss A., Lamb A., (2009)** – Object-oriented classification of very high resolution airborne imagery for the extraction of hedgerows and field margin cover in agricultural areas, *Applied geography*, 29, 145-157.
- Thierry Y. (2007)** – *Susceptibilité du bassin de Barcelonnette (Alpes du Sud, France) aux mouvements de versant: cartographie morphodynamique, analyse spatiale et modélisation probabiliste*. Thèse de doctorat de l'Université de Caen Basse-Normandie. 443p.
- Thompson C.J., Takken I., Croke J., (2008)** – Hydrological and sedimentological connectivity of unsealed roads. *Sediment Dynamics in Changing Environments* (Proceeding of a symposium held in Christchurch, New Zealand, December 2008. IAHS Publ. 325,2008.
- Thornton M.W., Atkinson P.M., Holland D.A., (2006)** – Sub-pixel mapping of rural land cover objects from fine spatial resolution satellite sensor imagery using super-resolution pixel-swapping, *International Journal of Remote Sensing*, 27, 473–491.
- Thornton M.W., Atkinson P.M., Holland D.A., (2007)** – A linearised pixel-swapping method for mapping rural linear land cover features from fine spatial resolution remotely sensed imagery, *Computers and Geosciences*, 33 (10), 1261-1272.
- Tisue S. et Wilensky U. (2004)** – NetLogo : A simple environment for modeling complexity. *International Conference on Complex Systems*, pp.16-21.
- Tortrat F. Arousseau P., Squividant H., Gascuel-Odoux C., Cordier M.-O., (2004)** – Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives. *Bulletin SFPT* (172), pp.128-136.
- Tortrat F. (2005)** – *Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles*. Thèse de doctorat de l'Agrocampus Rennes. 174 p + annexes.
- Trépos R. (2008)** – *Apprentissage symbolique à partir de données issues de simulation pour l'aide à la décision. Gestion d'un bassin versant pour une meilleure qualité de l'eau*. Thèse de doctorat de l'université de Rennes 1. 155 p.
- Trépos R., Masson V., Cordier M.O., Gascuel-Odoux C., Salmon-Monviola J. (2012)** – Mining simulation data by rule induction to determine critical source areas of stream water pollution by herbicides. *Computers and Electronics in Agriculture*. 86. pp. 75-88.
- Treuil J.P., Mullon C., Perrier E., Piron M. (2001)** – Simulations multi-agents de dynamiques spatialisées. Dans *Modèles en analyse spatiale sous la direction de Lena Sanders*. pp.105-125.

Turnbull, L., Wainwright, J., Brazier, R.E., (2010) – Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes*. 24, 393–414.

V

Vannier C. (2011) – *Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection. Application au paysage bocager*. Thèse de doctorat de l'Université de Rennes 2 Haute-Bretagne. 307p.

Varenne F., (2003) – La simulation conçue comme expérience concrète. *Actes des 10èmes journées de rencontres interdisciplinaires sur les systèmes complexes naturels et artificiels* (Rochebrune, 2003), éditions de l'Ecole Nationale Supérieure des Télécommunications de Paris (ENST), pp. 299-313.

Verheijen F.G.A., Jones R.J.A., Rickson R.J., Smith C.J., (2009) – Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94, 23-38.

Vertessy R., Hatton T., O'Shaughnessy P., Jayasuriya, M. (1993) – Predicting water yield from a mountain ash forest using a terrain analysis based catchment model. *Journal of Hydrology* 150: 665-700.

Viaud V., Durand P., Mérot P., Sauboua E., Saadi Z. (2005) – PModeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. *Agricultural Water Management*. 74: 135-163.

Viaud V. (2004) – *Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations*. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 283p.

Viel V., Rollet A-J., Delahaye, D, Cador J-M, (2013) – *Creation of an observatory of sediment transfers in Lower Normandy hydrosystems in the context of implementing the Water Framework Directory*, In Arnaud-Fassetta G. and Reynard (Eds). *Continental hydrosystems and territory and the different laws and practices of water management in Europe. Hydrosystèmes continentaux et territoires européens confrontés aux différentes lois sur l'eau*, Pfeil, Munich, 10p.

Viel V. (2012) – *Analyse spatiale et temporelle des transferts sédimentaires dans les hydrosystèmes normands. Exemple du bassin versant de la Seulles*. Thèse de doctorat, Université de Caen Basse-Normandie, 367p.

Viel V., Delahaye D., Reulier R. (2014a) – Impact de l'organisation des structures paysagères sur les dynamiques de ruissellement de surface en domaine bocager. Etude comparée de trois petits bassins versants bas-normands. *Géomorphologie*. 13p.

Viel V., Delahaye D., Reulier R., (2014b) – Evaluation of slopes contribution to watershed sediment budget for a low energy water system. A case study from the Lingevres watershed. *Geographica Annaler*. 497-511

Voiron-Canicio C. (2006) – L'espace dans la modélisation des interaction nature-société. *Actes de colloques LETG Nature-Société, analyse et modèles*. 6p.

Voltz M., Andrieux P., Bouzigues R., Lennartz B., Louchart X., Moussa R., Ribolzi O., (1998) – Transport of water and matter in a farmed sedimentary soil system in the mediterranean environment. In *proceedings of the 16th International Congress of Sol Science*, Montpellier; 8 pp.

Vongvixay, A., (2012) – *Mesure et analyse de la dynamique temporelle des flux solides dans les petits bassins versants. Cas d'un bassin versant agricole en région d'élevage (Le Moulinet, Basse-Normandie, France)*, Thèse de doctorat, INSA de Rennes, Université Européenne de Bretagne, 164p.

W

Wainwright J., Turnbull L., Ibrahim T.G., Lexartza-Artza I., Thornton S.F., Brazier R.E. (2011) – Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology* 126. 387-404.

- Walling D.E., et Teed, A., (1971)** – A Simple Pumping Sampler for Research into Suspended Sediment Transport in Small Catchments. *Journal of Hydrology*, 24 (1971) 325-337.
- Walling D.E., (1983)** – The sediment delivery problem. In: I. Rodriguez-Iturbe and V.K. Gupta (Guest-Editors), Scale Problems in Hydrology. *J. Hydrol.*, 65:209-237.
- Walton, R. et Hunter, H., (1996)** – Modelling water quality and nutrient fluxes in the Johnstone River Catchment, North Queensland. In: 23rd Hydrology and Resources Symposium, Sydney.
- Wischmeier W. H., Smith D.D. (1960)** – A universal soil-loss estimating equation to guide conservation farm planning. 7th. Intern. Congr. Soil Science. Vol I. pp 418-425.
- Wischmeier W. H., Smith D.D. (1978)** – Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.
- Wilensky U. (1999)** – Netlogo. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>.
- Wilensky U. (2004)** – NetLogo : A Simple Environment for Modeling Complexity. International Conference on Complex Systems, May 16-21 2004. 10p.
- Williams G.P., (1989)** – Sediment Concentration Versus Water Discharge During Single Hydrologic Events in Rivers. *Journal of Hydrology*, 111 (1989) 89-106.
- Wemple B.C., Jones J.A., Grant G.E., (1996)** – Channel network extension by logging roads in two basins, Western Cascades, Oregon. *Water Ressources Bulletin*, vol 32, n°6. pp.1195-1207.
- Wemple B.C., Swanson F.J., Jones J.A., (2001)** – Forest roads and geomorphic process interactions, cascade range, Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 191-204.
- Western R., (2001)** – Toward capturing hydrologically significant connectivity in spatial patterns. *Water Resource Research*, 37/1. 83-97.
- Wohlfahrt J., Colin F., Assaghir Z., Bockstalle C. (2010)** – Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. *Ecological Indicators* 10, 826-839.
- Wolfram, S. (1984)** – "Cellular automata as models of complexity." *Nature* 311: 419-424.
- Wood P.A. (1977)** – Controls of Variation in Suspended Sediment Concentration in the River Rother. West Sussex England. *Sedimentology* 24 : 437-445.
- Wood E. F., Sivapalan M. et Beven K., (1988)** – Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. *Journal of Hydrology*, Vol 102, n°1/4. pp 29-47.
- Wood, P. J., Armitage, P. D. (1997)** – Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment, *Environmental Management* - Vol. 21, n° 2, pp. 203-217.
- Woolisher D., Smith R., Goodrich D. (1990)** – A kinematic runoff and erosion manual: Documentation and user manual. *US Dep. of Agric., Washington DC. ARS 77*, 130 p.
- Wyns R. (1986)** – Stockage de déchets radioactifs en formations géologiques. Région de Chemillé (Maine-et-Loire). 108p.

Y

- Yang YE., Cai X., Stipanovic' DM. (2009)** – A decentralized optimization algorithm for multiagent system-based watershed management. *Water Resources. Research.*, vol. 45, W08430, doi:10.1029/2008WR007634.
- Young A. (1997)** – *Agroforestry for Soil Management*. CAB International, Wallingford, UK. 320p.

Z

- Zabaleta A., Martinez M., Uriate J.A, Antigüedad I, (2007)** – Factors controlling suspended sediment yield during runoff events in small headwater catchments of the Basque Country. *Catena*. 71. pp.179-190.

Zhang H., Brandle J.R., Meyer G.E., Hodges L., (1995) – The relationship between open windspeed and windspeed reduction in shelter, Agroforestry systems 32 297-311.

Sites internet :

Observatoire national de la biodiversité : <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/> consulté le 22 Octobre 2014

Agreste, 2013 : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/> consulté le 28 Octobre 2014

ASP, 2015 <http://www.asp-public.fr/?q=node/856> consulté le 14 Juillet 2015

ComMod, 2015 <http://www.commod.org/> consulté le 14 octobre 2015

CORPEP, (2015) <http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr/corpep/spip.php?page=sommaire&lang=fr> consulté le 13 Juillet 2015

INSEE (2011) <http://www.insee.fr/fr/> consulté le 20 Septembre 2014

Mission bocage, (2012) <http://missionbocage.fr/> consulté le 13 Septembre 2015

RGA (2010) <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>

Trame verte et bleue, Centre de Ressource (2015) : <http://www.trameverteetbleue.fr/> consulté le 13 Juillet 2015

Territ'eau, 2012 https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/accueil.asp consulté à de nombreuses reprises entre 2013 et 2015

Liste des figures

Introduction

Figure I.1 : Structuration de la thèse	p 12
---	------

Chapitre 1

Figure 1.1 : Processus de ruissellement érosif dans les bassins versants	p 19
Figure 1.2 : Processus de ruissellement (A) Ruissellement de surface par refus d'infiltration ; (B) Ruissellement de bas de versant	p 20
Figure 1.3 : Stades de la formation d'une croûte de battance (d'après Boiffin, 1984)	p 21
Figure 1.4 : Forme d'incision du sol: rigole (à gauche, Lingèvres (14)) et ravine (à droite, Seine-Maritime)	p 22
Figure 1.5 : Typologie des relations entre concentrations en MES et débits durant les crues (d'après Williams, 1989)	p 24
Figure 1.6 : Accumulation sédimentaire en bas de parcelle liée à la présence d'une fascine (à gauche) ou d'une haie (à droite)	p 26
Figure 1.7 : Pollutions observées dans différents réseaux de fossés (Lingèvres, 14)	p 27
Figure 1.8 : Rejet turbide provenant de ruissellement de versant	p 27
Figure 1.9 : Récapitulatif des conséquences du ruissellement érosif dans les bassins versants agricoles	p 28
Figure 1.10 : Les catégories d'éléments du paysage d'après Burel et Baudry (1999)	p 30
Figure 1.11 : Evolution du recouvrement d'un sol par une culture de blé (Gaillard, 2004)	p 31
Figure 1.12 : Croûte de battance dans une parcelle de maïs	p 32
Figure 1.13 : Communes soumises à la réglementation de la Directive Nitrates en 2012	p 33
Figure 1.14 : Exemple de l'impact du compactage mécanique sur deux parcelles pendant une période d'interculture	p 33
Figure 1.15 : Ecoulement à la surface d'un sol agricole cultivé (Souchère, 1995)	p 34
Figure 1.16 : Bandes enherbées bordant un fossé (à gauche, Ille-et-Vilaine) et un ruisseau (à droite, Calvados)	p 35
Figure 1.17 : Fossés situés en tête de bassin	p 36
Figure 1.18 : Typologie du rôle hydrologique des fossés. Viel (2012) d'après Adamiade (2004)	p 37
Figure 1.19 : Degré d'imperméabilisation des différents tabliers des réseaux routiers	p 38
Figure 1.20 : Présentation des différentes configurations d'insertion topographique des réseaux routiers	p 40
Figure 1.21 : Multifonctionnalité des haies	p 41
Figure 1.22 : Haies de fond de vallée	p 42
Figure 1.23 : Atterrissement à l'amont d'une haie (Hottôt-les-Bagues, 14)	p 43
Figure 1.24 : Typologie des combinaisons d'éléments linéaires recensées	p 44
Figure 1.25 : Exemples de mares (Lingèvres, 14)	p 45
Figure 1.26 : Impact des entrées de champ et des trouées de talus	p 46
Figure 1.27 : Les entités de la structure paysagère	p 47
Figure 1.28 : Les facteurs de la connectivité hydrologique	p 49
Figure 1.29 : Impact de la structure paysagère sur les transferts hydro-sédimentaires	p 50
Figure 1.30 : Typologie des connexions hydrologiques dans un bassin versant	p 52

Figure 1.31 : Rôle de la structure paysagère dans la connectivité hydro-sédimentaire p 53

Chapitre 2

Figure 2.1 : Cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion hydrique en France avec le modèle MESALES (Le Bissonnais <i>et al.</i> , 2002) et en Basse-Normandie avec le modèle SCALES (Le Gouée et Delahaye, 2008)	p 60
Figure 2.2 : Discrétisation de l'espace (d'après Moussa modifié)	p 62
Figure 2.3 : a) TOMODEL (à gauche, Beven, 1984) et b) ACRU (à droite, Schulze, 1989)	p 63
Figure 2.4 : Structure du modèle STREAM	p 64
Figure 2.5 : Segmentation de l'espace sous Sacadeau-Software (Trépos, 2012)	p 67
Figure 2.6 : Représentation spatiale des haies dans le modèle Sacadeau-Software (Tortrat, 2005)	p 67
Figure 2.7 : Représentation cartographique des zones à risque de transfert de MES au cours d'eau par ruissellement sur le bassin du Moulinet (Doray, 2008)	p 67
Figure 2.8 : Segmentation de l'espace sous MHYDAS (d'après Chahinian, 2004 modifié)	p 68
Figure 2.9 : Schéma conceptuel de la démarche d'exploration de la relation entre structure et fonction du paysage (Levavasseur, 2012)	p 69
Figure 2.10 : Configurations spatiales des réseaux de fossés et des longueurs de drainage (Levavasseur, 2012)	p 70
Figure 2.11 : Taux d'érosion (valeurs négatives) et sédimentation (valeurs positives) obtenues à partir de 4 simulations (Lesschen, 2009)	p 70
Figure 2.12 : Construction du maillage triangulaire de l'automate RuiCells (Douvinet <i>et al.</i> , 2008 d'après Delahaye et al, 2001 ; Langlois et Delahaye, 2002)	p 72
Figure 2.13 : Mouvements de boules d'eau contraints par un mur à deux arrêtes sur un plan incliné (Servat, 2000)	p 74

Chapitre 3

Figure 3.1 : Localisation du bassin versant de La Seulles	p 84
Figure 3.2 : Les grands ensembles hydrologiques de Basse-Normandie (Cador, 2005)	p 85
Figure 3.3 : Cartographie des pays hydrologiques du Bessin et du Prébocage (Cador, 2005)	p 85
Figure 3.4 : Cartographie des précipitations totales annuelles et du nombre de jours de précipitations significatives en Basse-Normandie (1981-2010)	p 86
Figure 3.5 : Présentation du réseau de mesure en place sur le bassin versant de la Seulles (exemple de la station de Lingèvres (C))	p 87
Figure 3.6 : Bassin versant de Lingèvres	p 90
Figure 3.7 : Cartes géologique et pédologique simplifiées du bassin de Lingèvres	p 92
Figure 3.8 : Cartographie de l'occupation du sol	p 93
Figure 3.9 : Débit du ruisseau du Pont Saint-Esprit et cartographie du réseau hydrographique du Lingèvres	p 94
Figure 3.10 : Tableau du nombre de crues au cours des 4 années de suivis sur le Lingèvres	p 95
Figure 3.11 : Transferts sédimentaires enregistrés à l'exutoire du Lingèvres (2009-2010 et 2012-2013)	p 97
Figure 3.12 : Cartographie de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres	p 99
Figure 3.13 : Connectivité des parties nord du bassin	p 100
Figure 3.14 : Connectivité dans la tête de bassin des Maures	p 101
Figure 3.15 : Exemple de parcelles déconnectées par une haie	p 102
Figure 3.16 : Station de mesure hydrologique de La Bouderie	p 104

Figure 3.17 : Courbe de tarage de la station de La Bouderie	p 105
Figure 3.18 : Localisation des sites de mesures sur le bassin versant de Lingèvres	p 106
Figure 3.19 : Typologie des sites de prélèvements	p 107
Figure 3.20 : Principaux sites de mesures sur le bassin de La Bouderie	p 108
Figure 3.21 : Présentation des trois étapes de la démarche de terrain	p 109
Figure 3.22 : Protocole de filtration des matières en suspension	p 110
Figure 3.23 : Protocole utilisé pour le calcul des débits	p 111
Figure 3.24 : Présentation d'une des stations météorologiques installées sur le bassin versant de La Seulles	p 112

Chapitre 4

Figure 4.1 : Localisation des différents bassins suivis	p 117
Figure 4.2 : Evolution du cumul pluviométrique et des débits sur le bassin versant de Lingèvres entre octobre 2012 et décembre 2012 (pas de temps 6 min)	p 118
Figure 4.3 : Données contextuelles de l'épisode de crue du 14 décembre 2012	p 119
Figure 4.4 : Hydrogrammes de crue à Lingèvres et à La Bouderie (14/12/2012)	p 119
Figure 4.5 : Photos prises le 14 décembre 2012	p 120
Figure 4.6 : Données contextuelles de l'épisode de crue du 19 décembre 2012	p 121
Figure 4.7 : Hydrogrammes de crue à Lingèvres et à La Bouderie (19/12/2012)	p 121
Figure 4.8 : Photos prises le 19 décembre 2012	p 121
Figure 4.9 : Données contextuelles de l'épisode de crue du 8 mars 2013	p 122
Figure 4.10 : Hydrogrammes de crue à Lingèvres et à La Bouderie (08/03/2013)	p 122
Figure 4.11 : Photos prises le 8 mars 2013	p 123
Figure 4.12 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, le 28 février 2010	p 124
Figure 4.13 : Photos prises 28 février 2010	p 124
Figure 4.14 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, les 13 et 14 novembre 2010	p 125
Figure 4.15 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, les 27 et 28 janvier 2014	p 125
Figure 4.16 : Hyétogramme horaire et hydrogramme de crue, les 6 et 7 février 2014	p 126
Figure 4.17 : Récapitulatif des épisodes suivis	p 127
Figure 4.18 : Récapitulatif des différentes crues suivies	p 128
Figure 4.19 : Relation [MES]-débit lors de la crue du 14 décembre 2012	p 129
Figure 4.20 : Quantité de MES exportées des têtes de bassin le 14 décembre 2012	p 130
Figure 4.21 : Evolution des débits liquides et solides à l'exutoire du sous bassin de La Bouderie	p 130
Figure 4.22 : Erosion spécifique mesurée sur différents sites du bassin de La Bouderie et mise en évidence de la variabilité spatiale	p 132
Figure 4.23 : Mise en évidence du rôle de la structure paysagère sur les écoulements de surface en amont du point F	p 133
Figure 4.24 : Processus de ruissellement observés dans les partie nord du bassin, le 19/12/2012	p 134
Figure 4.25 : Quantité de MES exportées des têtes de bassin le 19 décembre 2012	p 135
Figure 4.26 : Relation [MES]-débits. Lingèvres (08/03/2013)	p 136
Figure 4.27 : Quantité de MES exportées des têtes de bassin le 8 mars 2013	p 136
Figure 4.28 : Origines des MES mesurées à l'exutoire du bassin de Coeurville	p 137
Figure 4.29 : Evolution des débits en différents points du bassin de La Baucherie	p 138
Figure 4.30 : Flux journaliers cumulés des MES exportées du Lingèvres (2012-2013)	p 140
Figure 4.31 : Récapitulatif des quantités de MES ayant transité au sein du bassin au cours des 3 principaux épisodes suivis	p 140
Figure 4.32 : Tableau récapitulatif des quantités de MES exportées	p 140
Figure 4.33 : Synthèse de l'épisode du 14 décembre 2012	p 141
Figure 4.34 : Synthèse de l'épisode du 19 décembre 2012	p 142

Figure 4.35 : Synthèse de l'épisode du 8 mars 2013	p 143
Figure 4.36 : Quantités de sédiments exportés au cours des trois épisodes les plus exportateurs	p 144
Figure 4.37 : Schématisation du fonctionnement du bassin en fonction de l'intensité	p 145
Figure 4.38 : Conceptualisation du rôle purgeant de la 1ère crue de l'année hydrologique	p 146
Figure 4.39 : Piétinement bovin dans un talweg en tête de bassin	p147
Figure 4.40 :Quantité de MES exportées des têtes de bassins versants le 14 et le 19 décembre 2012	p 147
Figure 4.41 : Evolution de la relation [MES] - débit au cours des crues du 14, 15, 16, 17, 18, et 19 décembre 2012	p 148
Figure 4.42 :Mode d'occupation du sol sur les bassins versants de La Baucherie et de La Bouderie	p 150

Chapitre 5

Figure 5.1 : Représentation imagée d'un agent en interaction avec son environnement et les autres agents (Ferber, 1995)	p 160
Figure 5.2 : Schéma conceptuel de l'approche des dynamiques spatiales des écoulements à partir d'un système multi-agents	p 161
Figure 5.3 : Schématisation des différentes étapes de la modélisation (modifié, d'après Beven, 2001)	p 164
Figure 5.4 : Mode de représentation des modèles numériques (Tortrat, 2005)	p 166
Figure 5.5 : Valeur de RMSE obtenues pour chacun des 8 MNT	p 169
Figure 5.6 : Comparaison de l'altitude des pixels de chacun des 4 MNT avec l'altitude mesurée par GPS (points jaune sur la carte)	p 170
Figure 5.7 : Méthode de classification des cours d'eau selon Sthraler	p 171
Figure 5.8 : Organisation hiérarchique des critères de caractérisation d'un cours d'eau. Extrait du site www.csp.ecologie.gouv.fr	p 172
Figure 5.9 : Comparaison des tracés de la BD Carthage et de la BD Topo	p 173
Figure 5.10 : Comparaison des réseaux hydrographiques obtenus à partir d'un MNT et de la BD Topo de l'IGN	p 174
Figure 5.11 : Illustration de la capacité des MNT LIDAR (1m) pour détecter la microtopographie. 1) chenal naturel non incisé, 2) chenal naturel incisé, 3) chemin rural incisé, 4) incision profonde, 5) fossé de voirie (Sarrazin, 2012)	p 176
Figure 5.12 : Carte des pentes obtenues à partir d'un MNT LIDAR(Fressard, 2013)	p 176
Figure 5.13 : Réseau de fossé sur le bassin versant de Lingèvres (les chemins creux sont ici considérés comme des fossés)	p 177
Figure 5.14 : Réseau de haies sur le bassin versant de Lingèvres	p 178
Figure 5.15 : MNT, raster des éléments linéaires et carte de localisation des erreurs d'identification du réseau hydrographique (Rapinel, 2012)	p 179
Figure 5.16 : Cartographie du réseau linéaire détecté à partir des différentes sources de données (Vannier, 2011)	p 179
Figure 5.17 : Récapitulatif des données utilisées en entrées	p 182
Figure 5.18 : Synthèse des différentes sources de données	p 183

Chapitre 6

Figure 6.1 : Récapitulatif des différentes variables d'état et paramètres du modèle	p 189
Figure 6.2 : Capture d'écran de l'environnement de simulation sous NetLogo	p 190
Figure 6.3 : Représentation graphique de la direction de flux	p 191
Figure 6.4 : Présentation des différentes étapes de préparation des données issues du MNT	p 192
Figure 6.5 : Procédure de rasterisation des données sous SIG	p 193

Figure 6.6 : Tableau présentant l'occupation du sol du bassin de Lingèvres dans l'environnement NetLogo	p 194
Figure 6.7 : Effet de surreprésentation des entités linéaires dans le format raster	p 194
Figure 6.8 : Diagramme d'activité du modèle multi-agents	p 196
Figure 6.9 : Typologie des sous-modèles en fonction du type de patches	p 199
Figure 6.10 : Représentation du modèle <i>Ecoule_Ciblé</i>	p 200
Figure 6.11 : Code du sous-modèle <i>Ecoule_Ciblé</i> implémenté dans NetLogo	p 200
Figure 6.12 : Représentation du sous-modèle <i>Ecoule_Topo</i>	p 201
Figure 6.13 : Code du sous-modèle <i>Ecoule_Topo</i> implémenté dans NetLogo	p 201
Figure 6.14 : Représentation du sous-modèle <i>Ecoule_Réseau</i>	p 202
Figure 6.15 : Code du sous-modèle <i>Ecoule_Réseau</i> , développé sous NetLogo	p 203
Figure 6.16 : Identification de deux mailles haies contiguës à un sommet par des agents	p 204
Figure 6.17 : Vérification du sous-modèle <i>Ecoule_Ciblé</i>	p 206
Figure 6.18 : Vérification des sous-modèles	p 208
Figure 6.19 : Trajectoire d'un "agentgoutte" en fonction de la prise en compte ou non de la structure paysagère	p 210
Figure 6. 20 : Comparaison des limites du sous-bassin de La Bouderie obtenues d'après les outils classiques (rouge) et par le modèle (à gauche)	p 212
Figure 6. 21 : Comparaison des limites du sous-bassin de La Bouderie obtenues d'après le modèle (noir) avec la "réalité du terrain" (vert)	p 213
Figure 6. 22 : Superficie du bassin obtenue au cours de 50 simulations	p 213
Figure 6.23 : Variabilité des limites du bassins liée à la présence d'une cuvette topographique dans les parties amont	p 214
Figure 6.24 : Validation du modèle par les points d'entrée dans le réseau de fossé	p 215
Figure 6.24 : Surfaces cumulées en tout point de l'espace au cours de simulations sans (à gauche) et avec (à droite) la présence de réseaux linéaires	p 216
Figure 6.25 : Comparaison des surfaces cumulées dans les réseaux avec les observations de terrain	p 217
Figure 6.26 : Résultats des différentes simulations comparés aux résultats du terrain	p 218

Chapitre 7

Figure 7.1 : Représentation du bassin versant de Lingèvres dans l'environnement de simulation de NetLogo. Les réseaux de haies et de fossés apparaissent sur le MNT	p 225
Figure 7.2 : Indices créés à partir des "surfaçogrammes" de RuiCells par Douvinet <i>et al.</i> (2008) (source Douvinet <i>et al.</i> , 2008)	p 226
Figure 7.3 : Cartographie de la circulation des surfaces sur le bassin versant de Lingèvres sans (A) et avec (B) la présence de réseaux linéaires	p 228
Figure 7.4 : Modification du sens d'écoulement liée à la présence de structures linéaires anthropiques	p 229
Figure 7.5 : Récapitulatif des différents indices obtenus à partir de la lecture du graphique des surfaces	p 229
Figure 7.6 : Evolution du nombre de surfaces passées à l'exutoire	p 230
Figure 7.7 : Evolution du cumul des surfaces après l'introduction des entités linéaires	p 231
Figure 7.8 : Représentation graphique de l'évolution du calcul des flux	p 231
Figure 7.9 : Principe du calcul de l'évolution des distances au cours d'eau	p 233
Figure 7.10 : Evolution des distances au cours d'eau après l'introduction des réseaux linéaires dans les simulations	p 234
Figure 7.11 : Evolution des distances à l'exutoire	p 234
Figure 7.12 : Diagramme de l'évolution des distances hydrologiques à l'exutoire	p 236
Figure 7.13 : Exemple d'une augmentation de la distance hydrologique au cours d'eau	p 236
Figure 7.14 : Exemple de surfaces dont la distance hydrologique au cours d'eau est diminuée	p 237
Figure 7.15 : Exemple de surfaces dont la distance hydrologique à l'exutoire est diminuée (contexte	

bocager)	p 237
Figure 7.16 : Cartographie de la densité de réseaux linéaires et de l'évolution des distances à l'exutoire	p 239
Figure 7.17 : Espaces de la connectivité d'après les simulations réalisées sur le bassin de Lingèvres	p 241
Figure 7.18 : Résultats des simulations en fonction des différentes valeurs de seuils testées (les résultats correspondent aux valeurs moyennées de 100 simulations pour chacun des seuils)	p 243
Figure 7.19 : Espaces de la connectivité après introduction d'un seuil de rugosité	p 243
Figure 7.20 : Cartographie des connectivités par la simulation (seuil de 40)	p 244
Figure 7.21 : Conceptualisation de la connectivité sur le bassin de Lingèvres	p 247
Figure 7.22 : Les entités de la déconnectivité sur le bassin versant de Lingèvres	p 248
Figure 7.23 : Cartographie des fossés hydrologiquement connectés au cours d'eau	p 249
Figure 7.24 : Graphique des distances à un fossé des patches du bassin	p 249
Figure 7.25 : Exemple de points d'entrées dans les réseaux	p 250
Figure 7.26 : Evolution de la connectivité des patches au cours d'eau en fonction de l'intégration des contraintes	p 251
Figure 7.27 : Les entités de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres	p 252
Figure 7.28 : Cartographies des entités de la connectivité d'après les simulations (à gauche), d'après les observations de terrain (à droite)	p 253
Figure 7.29 : Comparaison des résultats du travail de quantification avec la cartographie finale des entités de la connectivité	p 254

Chapitre 8

Figure 8.1 : Evolution du nombre d'exploitations en France entre 1955 et 2010. Source : Diry, 2004 et Agreste Recensement Agricole 2010	p 260
Figure 8.2 : Exemples d'évolution du paysage recensés en deux ans dans le bassin versant de Lingèvres	p 261
Figure 8.3 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 1947	p 263
Figure 8.4 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 1967	p 264
Figure 8.5 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 1988	p 264
Figure 8.6 : Occupation du sol sur le bassin versant de Lingèvres en 2014	p 265
Figure 8.7 : Evolution des modes d'occupation (A) et de la taille moyenne des parcelles agricoles (B) sur le Lingèvres depuis 1947	p 265
Figure 8.8 : Evolution de la densité de haies	p 266
Figure 8.9 : Evolution de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947	p 268
Figure 8.10 : Evolution du nombre de points d'entrée dans les réseaux sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947	p 269
Figure 8.11 : Evolution des principaux points d'entrée dans les réseaux depuis 1947	p 269
Figure 8.12 : Evolution des entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Lingèvres	p 270
Figure 8.13 : Localisation des différents bassins investigués	p 271
Figure 8.14 : Présentation du bassin versant de la Petite Seuline	p 273
Figure 8.15 : Présentation du bassin versant de la Petite Seuline	p 276
Figure 8.16 : Processus de ruissellement observés sur le bassin de la Jousselinière le 3/11/2014	p 277
Figure 8.17 : Présentation du bassin versant de la Jousselinière	p 279
Figure 8.18 : Présentation du bassin versant de Dour Elégo	p 281
Figure 8.19 : Présentation du bassin versant de Saint-Martin-de-Boscherville	p 283
Figure 8.20 : Tableau synthétisant les caractéristiques morphologiques des différents bassins	p 284
Figure 8.21 : Comparaison des différents bassins en fonction de leurs caractéristiques paysagères	p 285
Figure 8.22 : Tableau synthétisant les caractéristiques paysagères des différents bassins	p 286

Figure 8.23 : Evolution du cumul des surfaces en tout point de l'espace sur les six bassins suivis	p 288
Figure 8.24 : Evolution des distances hydrologiques à l'exutoire sur les six bassins suivis	p 289
Figure 8.25 : Tableau récapitulant les valeurs des deux indices pour les six bassins versants	p 290
Figure 8.26 : Evolution des flux par bassin	p 291
Figure 8.27 : Evolution des distances à l'exutoire par bassin	p 291
Figure 8.28 : Tableau récapitulant la représentativité des différentes entités de la (dé)connectivité par bassin	p 293
Figure 8.29 : Evolution de la connectivité des surfaces cultivées en fonction du seuil de "rétention" sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville	p 294
Figure 8.30 : Ecoulements turbides empruntant le vallon du Bas de l'Ouraille en amont de Saint-Martin-de-Boscherville (16 juin 1997). Delahaye, 2002	p 294
Figure 8.31 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de la Petite Seuline	p 296
Figure 8.32 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de l'Isolant	p 297
Figure 8.33 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de la Jouselinière	p 298
Figure 8.34 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Dour Elégo	p 299
Figure 8.35 : Entités de la (dé)connectivité sur le bassin de Saint-Martin-de-Boscherville	p 300
Figure 8.36 : Schéma conceptuel du moteur hydrologique utilisé dans RuiCells	p 302
Figure 8.37 : Erosion d'une surface par de agents (Servat, 2000)	p 303
Figure 8.38 : Exemple montrant la capacité des SMA pour la modélisation de l'érosion	p 304

Table des matières

Sommaire	3
Remerciements	5
Introduction générale	9
Première partie : Contexte scientifique de la recherche. Constat et attentes	15
Chapitre 1 : Les transferts hydro-sédimentaires dans les petits bassins versants agricoles	17
1. Processus de ruissellement érosif : un phénomène multiscalaire	19
1.1 De la mise en place d'un excès hydrique...	19
1.2 ...à l'écoulement sur les versants	21
2. Enjeux associés aux processus de ruissellement érosif	25
2.1 Impacts dans les parcelles agricoles : les dégâts conséquents pour l'activité agricole	25
2.2 Impacts sur les versants et dans les cours d'eau	26
2.3 Conséquences aux exutoires des bassins sensibles	27
3. Le paysage comme support des processus	29
3.1 Les entités surfaciques du paysage	30
3.1.1. Les surfaces cultivées	30
3.1.1. Les parcelles enherbées	34
3.1.2. Les espaces boisés	35
3.1.3. Les surfaces « artificialisées »	35
3.2 Les entités linéaires	36
3.2.1. Réseaux hydrographiques et fossés	36
3.2.2. Le réseau routier	37
3.2.3. Les haies et les talus	40
3.3 Les entités ponctuelles	45
3.3.1. Les mares et les étangs	45
3.3.2. Les entrées de champs et les trouées de talus	45
3.4 Les entités du paysage : conclusion	46
4. De la structure paysagère aux interactions hydrologiques	47
4.1 La notion de connectivité	47

4.1.1.	Connectivité structurelle (spatiale) VS connectivité fonctionnelle (dynamique)	49
4.1.2.	Connectivité VS déconnectivité	49
4.2	Impacts de la structure paysagère sur les processus de transferts hydrosédimentaires	50

Chapitre 2 : La modélisation appliquée au ruissellement érosif des sols. Etat de l'art. 57

1.	La modélisation au cœur de la démarche de recherche	57
1.1	La modélisation et le modèle	57
1.2	Attentes en matière de modélisation	57
2.	La modélisation appliquée aux processus de ruissellement érosif	58
2.1	La schématisation des processus	58
2.1.1.	Les modèles empiriques	59
2.1.2.	Les modèles conceptuels	59
2.1.3.	Les modèles physiques	60
2.1.4.	La modélisation récursive	61
2.2	La représentation du temps	61
2.3	La représentation de l'espace dans les outils de modélisation	61
2.3.1.	Les modèles globaux	62
2.3.2.	Les modèles distribués	62
2.3.3.	Les modèles semi-distribués	64
2.4	L'intégration des entités paysagères dans les modèles : exemples	65
2.4.1.	ANTHROPOG et les réseaux linéaires	65
2.4.2.	Prises en compte des réseaux routiers, l'exemple du modèle RIDEM	65
2.4.3.	Les haies dans le modèle Sacadeau-Software	66
2.4.1.	Le modèle MHYDAS et les réseaux de fossés	68
2.5	Avantages de la modélisation par automates cellulaires et systèmes multi-agents	71
3.	Vers le développement d'un nouvel outil de simulation spatiale	74
3.1	Retour sur les modèles existants	74
3.2	Objectifs de la thèse en matière de modélisation	76
3.2.1.	Objectifs / attentes « scientifiques »	76
3.2.2.	Objectifs « techniques »	77

Deuxième partie : Quantification et analyse des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires	80
Chapitre 3 : Choix d'un site d'étude et instrumentation	82
1. Bilans sédimentaires d'un bassin versant du nord-ouest de la France	84
1.1 Présentation du bassin versant de La Seulles	84
1.2 Contexte climatique	86
1.3 Réseau de mesures en place	86
1.4 Quantification des flux sédimentaires dans le bassin versant de la Seulles	88
1.5 Choix du bassin de recherche : le bassin versant du Lingèvres	89
2. Présentation du bassin versant de Lingèvres	90
2.1 Contexte physique	90
2.2 Contexte paysager	91
2.3 Fonctionnement hydro-sédimentaire	94
2.3.1. Régime hydrologique	94
2.3.2. Dynamiques temporelles des transferts sédimentaires	95
3. Suivis des dynamiques de transferts hydro-sédimentaires sur le bassin versant de Lingèvres	98
3.1 Mise en évidence de la connectivité hydro-sédimentaire	98
3.2 Choix des sites de mesures	103
3.2.1. La station de Lingèvres	103
3.2.2. La station de La Bouderie	103
3.2.3. Mise en place d'un réseau de mesures ponctuelles	105
3.3 Métrologie des transferts de MES en période de ruissellement	109
3.3.1. Du prélèvement à la quantification des échantillons	109
3.3.2. Mesure des débits liquides et solides	111
3.3.3. Quantification des transferts de MES	111
3.3.4. Obtention des données météorologiques	112
3.4 Validité de l'approche	112
Chapitre 4 : Quantification des transferts hydro-sédimentaires	115
1. Description brute des différents épisodes de ruissellement suivis	117
1.1 Les épisodes du 14 et du 19 décembre 2012	117
1.1.1. Episode du 14 décembre 2012	118
1.1.2. Episode du 19 décembre 2012	120

1.2	Episode du 8 mars 2013	122
1.3	Présentation des autres épisodes	123
1.3.1.	Episode du 28 février 2010	123
1.3.2.	Episode du 13-14 novembre 2010	124
1.3.3.	Episode du 27-28 janvier 2014	125
1.3.4.	Episode des 6 et 7 février 2014	126
1.4	Représentativité des épisodes suivis	126
2.	Mesures des transferts de MES au cours des différents épisodes	129
2.1	Dynamiques sédimentaires mesurées lors de l'épisode du 14 décembre 2012 (10,2 mm)	129
2.1.1.	Exportation globale mesurée à l'exutoire du bassin	129
2.2	Dynamiques sédimentaires mesurées lors de l'épisode du 19 décembre 2012 (4,8mm)	134
2.2.1.	Exportation globale mesurée à l'exutoire du bassin	134
2.2.2.	Comportement des têtes de bassins	134
2.3	Dynamiques sédimentaires mesurées lors de l'épisode du 8 mars 2013 (20,6mm)	135
2.3.1.	Exportation globale mesurée à l'exutoire du bassin	135
2.3.2.	Comportement des têtes de bassins	136
2.4	Bilan des exportations de sédiments au cours des autres campagnes	138
2.4.1.	Episode du 28 février 2010 (33 mm)	138
2.4.2.	Episode du 13-14 novembre 2010 (47 mm)	138
2.4.3.	Episode du 28 janvier 2014 (30 mm)	138
2.4.4.	Episode du 7-8 février 2014 (15 mm)	139
2.5	Retour les épisodes suivis	139
3.	Analyse des résultats issus du travail de quantification	144
3.1	Dynamiques temporelles des transferts	144
3.1.1.	Le rôle des épisodes significatifs	144
3.1.2.	Rôle de la 1 ^{ère} crue de l'année	145
3.1.3.	Les "petites crues" situées au cœur de l'année hydrologique	147
3.2	Poids de la structure paysagère	149
3.2.1.	Fonctionnement hétérogène au sein des têtes de bassin	149
3.2.2.	De la parcelle cultivées au cours d'eau, variabilité des contributions	150
3.2.3.	Bilan : que retenir pour la simulation ?	152

Troisième partie : Construction d'un modèle spatial	155
Chapitre 5 : Choix du type de modélisation et des données utilisées	157
1. La modélisation sous systèmes multi-agents	159
1.1 Introduction aux systèmes multi-agents	159
1.2 Postulat général de départ	161
1.3 Choix de la plateforme de simulation	162
1.3.1. Présentation des principales plateformes de simulation multi-agents	162
1.3.2. La plateforme NetLogo : présentation	162
1.4 La démarche modélisatrice	163
2. Choix des données nécessaires en entrée du modèle	164
2.1 Présentation des données utilisées en entrée du modèle spatial	165
2.2 Les données topographiques : les modèles numériques de terrain	166
2.2.1. Les MNT directement utilisables	167
2.2.2. Les MNT à construire	168
2.3 Réseau hydrographique	170
2.3.1. Cartographié sur le terrain	170
2.3.2. Le réseau hydrographique de la BD Topo®	172
2.3.3. Le réseau hydrographique de la BD Carthage®	172
2.3.4. Construit à partir du MNT utilisé	173
2.4 Les réseaux linéaires	174
2.4.1. Les fossés	174
2.4.2. Les haies	175
2.4.3. Le réseau routier de la BD TOPO® de l'IGN	180
2.5 L'occupation du sol	180
2.5.1. Le Recensement Général Agricole (RGA)	180
2.5.2. Les déclarations de la Politique Agricole Commune (PAC)	180
2.5.3. Le Registre Parcellaire Graphique (RPG)	180
2.5.4. La base de données Corine Land Cover	181
2.5.5. La BD Parcellaire® de l'IGN	181
2.5.6. Télédétection	181
2.5.7. Relevé de terrain	182
Chapitre 6 : Implémentation informatique du modèle	185
1. Vue d'ensemble du modèle	187
1.1 Entités, variables d'états, échelle	187
	347

1.1.1.	Les "agentgouttes"	187
1.1.2.	Les entités "patches"	188
1.1.3.	Les échelles spatiales et temporelles	189
1.2	Processus et ordonnancement	195
1.2.1.	Mise en place d'un excès hydrique	195
1.2.2.	Mouvement des "agentgouttes"	195
2.	Eléments de conception du modèle (<i>Design Concept</i>)	197
2.1	Principes de base	197
2.2	Emergence	197
2.3	Adaptation	197
2.4	Objectifs	197
2.5	Apprentissage	198
2.6	Perception	198
2.7	Interaction	198
2.8	Stochasticité	198
3.	Détails (<i>Details</i>)	199
3.1	Initialisation du modèle	199
3.2	Sous-modèles	199
3.2.1.	Ecoul_Ciblé	200
3.2.2.	Ecoul_Topo	200
3.2.3.	Ecoul_Réseau	202
4.	Retour sur la construction du modèle	203
5.	Evaluation du modèle	205
5.1	Vérification du code	205
5.1.1.	Vérification du sous-modèle <i>Ecoul_Ciblé</i>	205
5.1.2.	Vérification des sous-modèles <i>Ecoul_Topo</i> et <i>Ecoul_Réseau</i>	207
5.1.3.	Suivi des choix et de la trajectoire d'une goutte	208
5.2	Evaluation du modèle	211
5.2.1.	Calcul de la surface amont de chaque cellule	212
5.2.2.	Points d'entrées dans les réseaux	214
5.2.3.	Comparaison chemin d'écoulement réel et simulé	216
5.3	Retour sur l'évaluation du modèle	217

Partie 4 : Les SMA comme outils d'analyse des dynamiques spatiales des écoulements de surface 221

Chapitre 7 : Les SMA comme outils d'analyse des dynamiques spatiales des écoulements de surface 223

1. Conséquences de la présence de réseaux linéaires sur les écoulements de surface	225
1.1 Appréhender la dynamique globale des écoulements de surface	225
1.2 Cartographie des écoulements de surfaces en tout point de l'espace	227
2. Effets des réseaux linéaires sur les distances hydrologiques au cours d'eau	232
2.1 Objectifs	232
2.2 Méthodologie	232
2.3 Mise en évidence de l'évolution des distances hydrologiques au cours d'eau	233
3. Pertinence des SMA pour l'analyse des connectivités	240
3.1 Méthodologie	240
3.2 Connectivité et déconnectivité hydrologique sur le bassin de Lingèvres	244
4. La simulation comme aide au diagnostic	245
4.1 Les entités de la déconnectivité	245
4.1.1. Les patches "herbe" infiltrant	246
4.1.2. Le rôle des haies perpendiculaires aux écoulements	246
4.1.3. Les espaces bâtis	247
4.1.4. Récapitulatifs des entités de la déconnectivité sur le Lingèvres	247
4.2 Les entités de la connectivité	248
4.2.1. Le rôle des parcelles cultivées	248
4.2.2. Efficacité hydrologique des réseaux de fossés	248
4.2.3. Bilan sur la connectivité des surfaces au cours d'eau	250
4.2.4. Les SMA comme outil d'aide au diagnostic	251

Chapitre 8 : Application du modèle à différents contextes paysagers 257

1. Evolutions de la structure paysagère depuis 1947 et conséquences sur la connectivité au cours d'eau	259
1.1 Le bassin versant du Lingèvres de 1947 à aujourd'hui	259
1.1.1. L'agriculture comme moteur de l'évolution des paysages	259
1.1.2. Evolution de l'occupation des sols en 4 dates : 1947, 1967, 1988 et 2014	262
1.2 Evolution de la connectivité sur le bassin versant de Lingèvres depuis 1947	266

1.2.1.	Démarche méthodologique	266
1.2.2.	Résultats et discussions	266
2.	Application du modèle à différents contextes morpho-paysagers : intérêt de l'outil pour appréhender l'impact des structures linéaires sur la dynamique spatiale des écoulements	271
2.1	Présentation des sites étudiés	271
2.1.1.	Le bassin versant de la Petite Seuline	271
2.1.2.	Le bassin versant de l'Isolant	274
2.1.3.	Le bassin versant de la Jousseinière	277
2.1.4.	Le sous bassin versant du Dour Elégo	280
2.1.5.	Le bassin de Saint Martin de Boscherville	282
2.1.6.	Synthèse de la présentation des différents sites d'études	284
2.2	Effets des réseaux linéaires sur les écoulements de surfaces dans les différents bassins	286
2.2.1.	Démarche méthodologique	286
2.2.2.	Résultats des simulations appliquées aux différents contextes	287
2.2.3.	Mesure des niveaux de connectivités	292
3.	Perspectives de développement	301
3.1.1.	Intégrer les vitesses d'écoulement	301
3.1.2.	Mise en place d'une fonction de production, dynamique temporelle	301
3.1.3.	Intégrer la dynamique sédimentaire	302
	Conclusion générale	307
	Références bibliographiques	315
	Liste des figures	335
	Table des matières	343

Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires

Approche par simulation multi-agents.

Résumé

De nombreux enjeux socio-économiques et environnementaux sont associés aux transferts hydro-sédimentaires qui s'organisent au sein des hydrosystèmes, depuis les parcelles agricoles jusqu'aux cours d'eau (pertes en sol, diminution de la fertilité des sols, pollution diffuse, crues turbides, etc.). Si les conditions d'initiation des transferts sont bien connues à l'échelle de la parcelle agricole, les dynamiques d'écoulements qui se produisent sur les versants restent mal connues, et ce particulièrement dans les petits hydrosystèmes du nord-ouest de la France, où la mosaïque paysagère et notamment la présence plus ou moins importante de réseaux linéaires (haies, routes, fossés, etc.) contraint la dynamique purement topographique des écoulements. Afin de mesurer ces impacts, qui restent aujourd'hui peu aisés à estimer, deux approches complémentaires ont été mises en place dans le cadre de cette thèse. Tout d'abord, un travail de quantification des transferts hydro-sédimentaires a été réalisé au cours de différents épisodes pluvieux sur un petit bassin versant normand (17,6 km², BV de Lingèvres, Calvados). Il permet de mettre en évidence l'importance des flux sédimentaires qui peuvent transiter en période de ruissellement et la complexité des dynamiques spatio-temporelles induite par la structure paysagère. En parallèle de cette approche "de terrain", un modèle sous Système Multi-Agents (SMA) a été conçu. En s'appuyant sur les capacités des SMA à faire émerger la dynamique globale d'un système à partir des interactions à un niveau local, il est possible de reconstruire le parcours des écoulements de surface et d'obtenir des indices d'analyses spatiales capables de mesurer les effets de la structure paysagère. Le modèle, nécessitant que peu de données en entrée, a été appliqué sur différents bassins aux caractéristiques paysagères distinctes et offre des résultats intéressants pour mieux appréhender les conséquences des paysages sur les écoulements de surface.

Mots-clés (indexation Rameau) : Geomorphologie, Sols-Erosion, Paysage -Modification, Analyse spatiale (statistique), Simulation, Méthodes de

Mots-clés (indexation libre) : Géomorphologie, Transferts sédimentaires, Connectivité, Bassin versant agricole, Structure paysagère, Analyse Spatiale, Simulation Multi-Agents

Landscape structure and spatial dynamic of hydro-sedimentary transfers

Multi-agent approach simulation

Abstract

Many socio-economic and environmental issues associated with hydro-sedimentary transfers are organized within hydrosystems from agricultural fields up to rivers streams (soil loss, soil infertility, diffuse pollution, turbid flood ...). If transfers initiation conditions are well known at the agricultural field levels, the flow dynamic that occur on the slope remains poorly understood. It is especially true in small hydrosystems in north-western France, where the abundance of linear networks (hedges, roads, ditches, etc.) that could interfere with the topographic flow dynamics are present in the landscape. To measure these impacts, which remain difficult to estimate, two complementary approaches have been developed within this thesis. First, a quantification of the hydro-sedimentary transfers was achieved during different rainfall events on a small Normandy catchment (17.6 km², BV Lingèvres, Calvados). This work allowed us to highlight the importance of sedimentary flows that can pass through during runoff episode and the complexity of spatio-temporal dynamics induced by the landscape structure. In parallel to this "field" approach, a computer model in multi-agent systems (SMA) was designed. By relying on SMA capabilities to bring out the overall dynamics of a system based on interactions at a local level, it is possible to reconstruct the path of runoff and get clues on spatial analysis in order to measure the effect of the landscape structure. The SMA model requires little input data and was applied to various catchment with different landscape features. This model produces interesting results that allow us to better understand the consequences of the landscapes on runoff.

Keywords (Rameau indexing) : Geomorphology, Soil erosion, Landscape modification, Spatial Analysis (statistics)

Keywords (free indexing) : Geomorphology, Suspended sediment fluxes, Connectivity, Agricultural watershed, Landscape structure, Spatial Analysis, Multi-agent simulation