



HAL
open science

Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne

Florent Levavasseur

► **To cite this version:**

Florent Levavasseur. Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne. Sciences de la Terre. Institut National d'Etudes Supérieures Agronomiques de Montpellier, 2012. Français. NNT : . tel-02809219

HAL Id: tel-02809219

<https://hal.inrae.fr/tel-02809219>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques
Montpellier SupAgro

École doctorale Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences,
Environnement SIBAGHE

DOCTORAT

Filière : Eaux continentales et Société

Structure du paysage et fonctionnement hydrologique :
application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne

Florent LEVAVASSEUR

Directeur de thèse :

Philippe LAGACHERIE (INRA Montpellier)

Co-directeur de thèse :

Jean-Stéphane BAILLY (AgroParisTech Montpellier)

Co-encadrants :

Anne BIARNÈS (IRD Montpellier)

François COLIN (Montpellier SupAgro)



Soutenue le 17 octobre 2012 devant le jury composé de :

Gilles BELAUD
Christophe CUDENNEC
Delphine LEENHARDT
Cyril KAO
Philippe LAGACHERIE
Jean-Stéphane BAILLY

Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Directeur de thèse
Co-directeur de thèse

Montpellier SupAgro (Montpellier)
AGROCAMPUS OUEST (Rennes)
INRA (Toulouse)
AgroParisTech (Paris)
INRA (Montpellier)
AgroParisTech (Montpellier)

Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques
Montpellier SupAgro

PhD Thesis

Landscape structure and hydrological functioning:
application to ditch networks in Mediterranean vineyards

Florent LEVAVASSEUR

Supervisors:

Philippe LAGACHERIE

Jean-Stéphane BAILLY

Anne BIARNÈS
François COLIN

Date of presentation: 17th October 2012

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier mon équipe encadrante, à commencer par mes deux directeurs de thèse, Philippe Lagacherie et Jean-Stéphane Bailly. Merci de m'avoir fait confiance pour mener à bien ce projet de thèse et pour m'avoir laissé une autonomie dans sa gestion. Me former auprès d'eux aura été très enrichissant, sur les plans scientifiques et techniques et plus généralement sur le plan professionnel. Merci également à Anne Biarnès et François Colin de s'être impliqués dans l'encadrement de ce travail avec leur vision respective d'agronome et d'hydrologue. Des remerciements supplémentaires à François sans qui je n'aurais pas bifurqué vers le doctorat en fin d'études d'ingénieur.

Je remercie Christophe Cudennec et Delphine Leenhardt d'avoir accepté d'être rapporteur de ce travail de thèse, ainsi que Gilles Belaud et Cyril Kao pour en avoir été les examinateurs. Je les remercie pour leurs remarques constructives et les échanges intéressants lors de la soutenance. Mes remerciements vont également aux membres des deux comités de pilotage, Vincent Guinot, Pascal Monestier, Yves Nédélec et Claudine Thenail pour leurs conseils sur les orientations à donner à la thèse.

Je remercie les deux financeurs de cette thèse, la région Languedoc-Roussillon et le département Environnement Agronomie de l'INRA.

Ce doctorat s'est déroulé au sein du laboratoire LISAH. J'en remercie l'ensemble du personnel pour m'avoir bien accueilli et m'avoir aidé dans ce travail de doctorat à différents niveaux pendant trois ans. Je remercie plus particulièrement Michaël Rabotin pour ses développements informatiques, sans lesquels une partie de la thèse n'aurait pu voir le jour. Merci à Adeline qui a contribué à l'avancée de cette thèse par son stage de master. Merci à tous les autres « non-permanents » pour avoir été de joyeux collègues.

Ce travail de thèse a utilisé une multitude de logiciels libres, pour ne citer que les quelques principaux : le système d'exploitation Ubuntu basé sur Linux, le logiciel de statistiques GNU-R, les logiciels SIG Quantum GIS, Grass GIS et SAGA GIS, la suite bureautique LibreOffice, Inkscape pour la création de figures ou encore Kile pour la rédaction en Latex. Je remercie donc toute la communauté des logiciels libres, même si ces remerciements ne lui arriveront certainement jamais.

Enfin, je remercie ma femme, ma famille et l'ensemble de mes proches pour m'avoir soutenu pendant ce doctorat malgré la distance qui nous a séparés.

Résumé

L'influence des fossés dans les phénomènes de crue, d'érosion hydrique des sols ou de transferts de polluants agricoles est bien connue à l'échelle locale. Cependant, on ne dispose que de peu de connaissances sur la variabilité spatio-temporelle des réseaux de fossés et de l'effet de cette variabilité sur les processus hydrologiques. L'objectif de ce travail de thèse vise donc à quantifier la relation entre l'organisation spatiale et temporelle des réseaux de fossés, éléments de la structure du paysage, et le fonctionnement hydrologique des paysages viticoles méditerranéens.

Dans un premier temps, on propose d'analyser comment la densité des réseaux de fossés varie dans les paysages et à quel point elle est conditionnée par le milieu physique. Ensuite, un algorithme de simulation de réseaux est chaîné à un modèle hydrologique afin de quantifier le rôle de la densité des réseaux dans la régulation des écoulements de surface. En lien avec son rôle d'interception du ruissellement, l'effet anti-érosif des réseaux de fossés est alors analysé grâce à l'utilisation d'indicateurs géomorphologiques.

Dans un second temps, on s'intéresse à la dynamique spatio-temporelle de la végétation des fossés et à son impact sur les transferts de pesticides. Pour cela, on caractérise puis simule les pratiques d'entretien des fossés et leurs impacts sur la végétation. On montre alors en mobilisant différents indicateurs que les pratiques actuelles ne sont pas optimales d'un point de vue de la rétention des pesticides.

Cette thèse, qui s'appuie sur des méthodes de simulation du paysage, montre l'intérêt du chaînage entre modèles de structure et de fonctionnement du paysage. Ce chaînage a permis de quantifier le rôle des réseaux de fossés dans la modulation des processus hydrologiques.

Mots-clés :

Paysages viticoles méditerranéens, fossés, ruissellement, érosion hydrique, rétention de pesticides, pratiques d'entretien, simulation spatiale, modélisation hydrologique, chaînage de modèles.

Abstract

The impact of ditch networks on runoff, soil erosion and pollutant transfer is well known at local scale. However, the spatio-temporal variability of ditch networks and the impact of this variability on hydrological processes has not been quantified. The aim of this thesis is thus to quantify the relation between the spatial configuration of ditch networks and the hydrological functioning of Mediterranean vineyards.

First, the variability of ditch network density and the extent to which this density depends on the landscape attributes are analyzed. Then, a network simulator is used with a hydrological model to quantify the impact of ditch network density on runoff. In relation to the role of ditch networks in the interception of runoff on hillslopes, the protection against soil erosion procured by ditch networks is studied thanks to geomorphological indicators.

Secondly, the spatio-temporal evolution of vegetation covers in ditch networks and its impact on the transfer of pesticides is analyzed. The ditch management regimes and their impact on ditch vegetation are simulated. Thanks to several indicators, it is shown that current management regimes are not optimal in view of pesticide retention.

This thesis shows the interest in using a landscape structure model and a landscape functioning model. This allowed to quantify the impact of ditch networks on hydrological processes.

Keywords:

Mediterranean landscapes, vineyards, ditch, runoff, soil erosion, pesticide retention, agricultural practices, spatial simulation, hydrological modeling, chain of models.

Table des matières

Introduction générale - Positionnement scientifique	24
Le contexte de l'hydrologie des milieux cultivés	25
Les fossés dans les paysages cultivés	25
Définition et variabilité des fossés dans les paysages cultivés	25
Fonctions et impacts des réseaux de fossés	27
Relation entre structure et fonctionnement du paysage	28
La simulation paysagère explicite pour explorer le fonctionnement des paysages .	29
La représentation du fonctionnement hydrologique des paysages	30
Objectifs et plan de la thèse	32
I Zone d'étude et données	35
1 La zone d'étude	37
1.1 Introduction	37
1.2 Les paysages et les sols (Bonfils, 1993; Barthès et al., 1999)	38
1.3 L'agriculture	39
1.4 Le climat	39
1.5 Les fossés dans la zone d'étude	40
1.6 Les problématiques environnementales liées à l'hydrologie	41
2 Présentation de la base de données réalisée pendant la thèse	43
2.1 Acquisition de données sur la configuration spatiale des réseaux de fossés	43
2.2 Acquisition de données sur l'entretien et la couverture végétale des fossés	44
2.3 Collecte de données sur les milieux étudiés	45
II Configuration spatiale des réseaux de fossés et hydrologie de surface des bassins agricoles	49
3 Modélisation spatiale de la densité des réseaux de fossés dans les paysages cultivés	51
3.1 Résumé	51

3.2	Introduction	52
3.3	Study area	54
3.3.1	General description	54
3.3.2	Field data	55
3.4	Methods	56
3.4.1	Selecting a geographical support	57
3.4.2	Spatial explanatory model of man-made drainage density	58
3.4.3	Identification of potential explanatory variables of man-made drainage densities	59
3.4.4	Assessment of the performances of the explanatory model	61
3.5	Results	61
3.5.1	Selection of the grid cell size for the spatial modeling of man-made drainage density	61
3.5.2	Variability of drainage densities among and inside survey areas	61
3.5.3	Spatial modeling of drainage densities	63
3.6	Discussion	67
3.6.1	Variability and explanation of the man-made drainage density throughout agricultural landscapes	67
3.6.2	Spatial explanatory model	67
3.6.3	Discussion of the effect of each explanatory variable	68
3.6.4	Transferability of the methodology	68
3.6.5	From where did the unexplained variability come ?	69
3.7	Conclusion	70
4	Simulation des effets de la configuration spatiale des réseaux de fossés sur les écoulements de surface des bassins versants cultivés	71
4.1	Résumé	71
4.2	Introduction	72
4.3	Material and Methods	75
4.3.1	Study area	75
4.3.2	Summary of the methods	75
4.3.3	Evaluation of ditch network effects on hydrology	79
4.4	Results	81
4.4.1	Agricultural ditch drainage network and water flow path variability	81
4.4.2	Discharge variability and scaling	82
4.4.3	Hillslope overland flow variability	85
4.5	Discussion	86
4.5.1	Importance of the agricultural ditch drainage network on the hydrology of a small, cultivated catchment	86
4.5.2	Catchment extent effect	87

TABLE DES MATIÈRES

4.5.3	Hydrological efficiency	87
4.5.4	Limitations and uncertainties in results	89
4.6	Conclusions	90
5	Diagnostic de l'efficacité des réseaux de fossés à limiter le risque d'érosion hydrique des sols	91
5.1	Introduction	91
5.2	Zone d'étude	93
5.3	Méthodes	95
5.3.1	Relevés terrain des réseaux de fossés	95
5.3.2	Simulation spatiale du risque d'érosion des sols des parcelles	95
5.3.3	Recherche d'amélioration de l'efficacité des réseaux de fossés à limiter le risque d'érosion des sols des parcelles	97
5.4	Résultats	98
5.4.1	Effet des réseaux de fossés actuels sur le risque d'érosion des sols des parcelles	98
5.4.2	Comparaison de l'efficacité anti-érosive des vrais réseaux de fossés et des réseaux simulés	100
5.5	Discussion	102
5.5.1	Efficacité des réseaux de fossés dans la diminution du risque d'érosion hydrique des sols des parcelles	102
5.5.2	Limites de l'approche	104
5.6	Conclusion	105
III	Variabilité de la couverture végétale des fossés et rétention des pesticides	107
6	Déterminants des pratiques d'entretien et de la végétation des fossés agricoles	109
6.1	Introduction	109
6.2	Matériel et méthodes	110
6.2.1	L'enquête agricole et les relevés de végétation	110
6.2.2	Recherche statistique de variables explicatives de l'entretien des fossés . .	110
6.2.3	Recherche statistique de variables explicatives de la couverture végétale des fossés	112
6.3	Résultats	113
6.3.1	Variabilité de l'entretien des fossés par les agriculteurs	113
6.3.2	Variabilité des couvertures végétales des fossés	114
6.3.3	Raisons de mise en œuvre de l'entretien déclarées par les agriculteurs . .	114
6.3.4	Explication statistique de l'entretien	115
6.3.5	Explication statistique de la couverture végétale des fossés	117
6.4	Discussion	118

6.4.1	De faibles performances d'explication des pratiques d'entretien mais cohérentes avec les enquêtes	118
6.4.2	Un état de végétation des fossés fortement déterminé par les pratiques d'entretien	120
6.4.3	Limites et perspectives	121
6.5	Conclusion	122
7	Impacts négatifs des régimes d'entretien des fossés sur les transferts de pesticides aux eaux de surface	123
7.1	Résumé	123
7.2	Introduction	124
7.3	Study area	125
7.4	Methods	126
7.4.1	Characterization and simulation of ditch management regimes	127
7.4.2	Simulation of the seasonal variation in ditch vegetation covers	128
7.4.3	Computation of the indicators relative to the pesticides transfer	128
7.4.4	Definition of alternative scenarios of ditch management regimes	130
7.5	Results	130
7.5.1	Characterization and simulation of ditch management regimes	130
7.5.2	Impact of management regimes on the ditch vegetation	135
7.5.3	Seasonal variability of the mitigation of pesticide transfer	136
7.5.4	Assessment of alternative scenarios of ditch management regimes	139
7.6	Discussion	140
7.6.1	Impact of ditch management regimes	140
7.6.2	Feasibility of alternative scenarios	141
7.6.3	Representativeness of the survey	142
7.6.4	Limits of the indicators method	143
7.7	Conclusion	144
	Conclusion générale	146
	Principaux résultats	147
	Caractérisation de la variabilité spatio-temporelle des réseaux de fossés	147
	Intérêt des simulations paysagères	148
	Évaluation de l'impact de la variabilité des réseaux de fossés sur les variables hydrologiques	149
	Perspectives	150
	Validation Expérimentale	150
	Changement d'échelle	151
	Couplage de modèles paysagers et de modèles hydrologiques	151
	Approche intégrée de l'ensemble des fonctions et impacts des réseaux de fossés	152

TABLE DES MATIÈRES

Bibliographie	153
Liste des sigles et notations	167
Annexes	170
A Liste des travaux et publications issus du travail de thèse ou auxquels la thèse a contribué	170
B Métadonnées de la couche d'information géographique des réseaux de fossés de la Peyne	172
C Structure des fiches d'entretien avec les agriculteurs sur l'entretien des fossés . .	173
D Questionnaire d'entretien des agriculteurs sur l'entretien des fossés	176
E Structure des fiches d'entretien avec les collectivités sur l'entretien des fossés . .	178
F Fiche de suivi de la végétation et de l'entretien des fossés	180
G Distribution de l'efficacité anti-érosive des réseaux de fossés selon l'échelle d'étude	181
H Explication statistique des fréquences d'entretien des fossés	182
I Méthode de construction des indicateurs relatif au transfert de pesticides	185

Table des figures

1	Ancien étang de Montady asséché au Moyen-Âge grâce au creusement de fossés. .	26
2	Schéma conceptuel de la démarche d'exploration de la relation entre structure et fonction du paysage.	30
1.1	Cartes de situation de la zone d'étude en France et dans l'Hérault. Gauche : classification des paysages selon la Direction Régionale de l'Environnement et de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Languedoc-Roussillon. Droite : détail du bassin versant de la Peyne.	38
1.2	Régime pluviométrique du bassin versant de Roujan situé au centre de la zone d'étude. Données 1993-2011 (source ORE OMERE)	40
2.1	Relevés des réseaux de fossés sur le bassin versant de la Peyne et les neuf autres zones de 1 km sur 1 km chacune.	46
2.2	Photographies d'un fossé de mai 2011 à mai 2012.	47
3.1	Four examples of man-made drainage features in the Hérault département in the south of France: (A) a small ditch conveying runoff at the bottom of a terrace front on a hilly landscape, (B) a ditch in a flat area, (C) a roadside ditch and (D) a sunken path that also acts as a drainage ditch.	53
3.2	Study area. The ten survey areas are distributed through the vineyards area of the Hérault département and the three main cultivated pedo-landscapes.	55
3.3	Selection of the grid cell size. Left: dip statistics of the unimodality test as a function of the grid cell size. Right: coefficient of variation of drainage density as a function of the grid cell size.	62
3.4	Example of the computation of the drainage density of six contrasted grid cells in the Peyne subcatchment at a resolution of 250 m × 250 m.	62
3.5	Distributions of drainage density by survey area. All of the plots represent 16 grid cells of 250 m × 250 m, except for the Peyne subcatchment (519 grid cells). The line within the box represents the median, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers extend to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box.	63

TABLE DES FIGURES

3.6 Model quality. Left: coefficient of determination. Right: root mean squared error. The line within the box represents the median, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers extend to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box. 64

3.7 Maps of man-made drainage networks and of the actual and the modeled man-made drainage densities for the Payne subcatchment. 65

3.8 Semivariogram of the residuals of the multiple linear regression model for the entire sample. 67

4.1 Linear features in cultivated landscapes. Ditches and roads channel water, whereas embankments act as barriers to water flow. 73

4.2 Study area. Drainage network of the Bourdic catchment is represented in a hillshade view, with an azimuth to the light equal to 315°. The inclusion of the agricultural ditch drainage network greatly expanded the drainage network that was mapped in hydrographic databases. 76

4.3 Conceptual diagram of the methodology: coupling of a stochastic vector drainage algorithm with distributed hydrological modelling to study the impact of the network structure of agricultural ditch drainage on surface runoff. 77

4.4 Space discretization used to compute an overland flow indicator value. Hillslopes were delineated in each cell of the grid applied on the catchment. Then, the overland flow indicator of a cell was calculated as the mean of the maximum field unit (j) overland flow of all the hillslopes (i) inside the cell (equations 4.1 and 4.2) 80

4.5 Variability of the spatial configuration and length of the drainage networks. Both small and very dense networks were simulated. We also observed variability in the delineation of subcatchments. 81

4.6 Coefficient of variation (CV) for the drainage area along the northern main invariant segment of the network (Fig. 5). The CV was calculated based on 1001 realizations of the ditch network. The dotted lines indicate the main drainage area at points A, B and C. 82

4.7 Hydrographs along the invariant main downstream network. The variability among hydrographs was high, although the shape of the actual hydrograph was well simulated. 83

4.8 Relationship between runoff metrics and network lengths. The runoff metrics were correlated with the drainage network length at both the subcatchment and at the catchment scales. The variabilities in network metrics were higher at the subcatchment scale. 84

4.9 Relationship between peak discharge and network length for three different rain events. 85

4.10 Relationship between the overland flow indicator value and the network length for a given cell. 86

4.11	Efficiency of the actual network compared with simulated networks. The boxes represent the interquartile range. The whiskers extend to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box. In comparison to the simulated networks, the lag time was lower and the total volume and peak discharge were higher for the actual network. The overland flow indicator was lower for the actual network.	88
5.1	Association d'un fossé et d'un talus dans les paysages viticoles de l'Hérault. La terrasse atténue la pente tandis que le ruissellement est intercepté par le fossé. .	92
5.2	Observation à Roujan d'un versant aménagé en terrasses associées à des fossés lors de l'épisode pluvieux de mars 2011 (103 mm en un jour, 208 mm en 4 jours) et un mois et demi plus tard. Photographie 1 : le fossé comblé ne stoppe pas le ruissellement de la terrasse supérieure. Photographie 2 : le ruissellement dévale sur la terrasse inférieure et se concentre. Photographie 3 : formation de ravines à l'aval de la terrasse. Photographies 4 et 5 : un mois et demi après l'événement pluvieux, le fossé a été curé et assure à nouveau l'interception du ruissellement de surface en amont de la parcelle.	93
5.3	Calcul du SPI sur un versant avec ou sans incrustation du réseau de fossés dans le MNT.	96
5.4	Schéma d'agrégation utilisé pour la spatialisation du stream power index.	97
5.5	Distribution des valeurs de SPI moyen par maille de la grille avec un pas de 250 m selon que l'on incruste ou non le réseau de fossés réel dans le MNT lors du calcul du SPI (462 mailles). Les valeurs correspondantes aux quatre bassins tests sont également positionnées sur le graphique.	99
5.6	Spatialisation du SPI moyen sur le bassin versant de la Payne suivant un maillage de 250 m, selon que l'on considère ou non le réseau de fossés lors du calcul du SPI moyen.	100
5.7	Relation entre le stream power index moyen et la longueur du réseau de fossés selon l'algorithme de simulation de réseau utilisé, pour les bassins versants de Roujan, de la Tarrale, des Croix et du Travers. En haut, les nuages de points, en bas, les courbes de tendance exponentielle ajustées par un algorithme d'ajustement non linéaire. Les ajustements représentent entre 87 % et 99 % de la variabilité des nuages de points mais représentent mal les valeurs de SPI pour les valeurs extrêmes de longueur de réseau.	102
5.8	Pourcentage de longueur concordante avec le vrai réseau pour des réseaux simulés de même longueur que le vrai réseau, selon la version de l'algorithme, pour les quatre sous-bassins versant tests. Les pourcentages correspondent à des valeurs ajustées par polynômes locaux pour des réseaux de même longueur que les vrais réseaux.	103

TABLE DES FIGURES

6.1	Pourcentage de fossés qui sont entretenus par une opération d'entretien donnée, quelque soit la fréquence temporelle de cet entretien. Un fossé peut être entretenu selon une combinaison de plusieurs opérations d'entretien.	113
6.2	Fréquence annuelle d'entretien pour chaque opération individuelle d'entretien et pour toutes les opérations prises ensemble, pour les fossés entretenus par ces opérations.	114
6.3	Variabilité des pourcentages de couverture en végétation vivante et en litière au fond des fossés et en végétation vivante sur les parois des fossés, selon les dates de relevés.	115
6.4	Raisons de non mise en œuvre d'une pratique d'entretien donnée pour les fossés entretenus d'après les résultats d'enquêtes	116
6.5	Résultats des modèles d'ANCOVA avec sélection de variables pour l'explication de la variabilité des pourcentages de végétation dans les fossés.	118
7.1	Study area. Left: the Payne catchment in southern France. Right: detail of an area of the Payne catchment showing its ditch network.	126
7.2	Percentage of ditches that are managed by a considered operation, whatever its frequency. A ditch can undergo a combination of several management operations, and these categories are not mutually exclusive.	131
7.3	Annual frequency of each operation and of all operations taken together for ditches exposed to these operations. Horizontal lines within the boxes represent the medians, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers indicate the range of the data spread, which is no more than 1.5 times the interquartile range from the nearest box edge on either side.	131
7.4	Probability of occurrence of each management regime for a given year and the percentage of corresponding observations from May 2011 to March 2012.	132
7.5	Calendar of the different operations of ditch management employed in the catchment area based on the farmers' survey, annual schedule of pesticide application in the fields and average monthly precipitation (Roujan rain gauge, 1992-2011).	133
7.6	Example of simulated maps of ditch management regimes for three different scenario.	135
7.7	Illustration of the effects of each management operation.	137
7.8	Seasonal variation in ditch vegetation covers from May 2011 to March 2012 classified by ditch management regime. Horizontal lines within the boxes represent the medians, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers indicate the range of the data spread, which is no more than 1.5 times the interquartile range from the nearest box edge on either side.	138
7.9	Evolution of the mean Pesticide-Retention Power values from May 2011 to March 2012, classified by management regime.	139

7.10 Fluctuations in the distribution of the Pesticide-Retention Power (PRP) (left), the classes of the Effective Reach Pesticide Retention Capacity (ERPRC) (middle) and in the classes of the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT (right), from May 2011 to March 2012, from one hundred simulations of the reference (actual) scenario. 139

7.11 Proportion of ditches in each class relative to the proportion of burned ditches and location of burning. Class A ditches received a small potential volume of pesticides, regardless of their retention capacity, class B ditches received a high potential volume of pesticides and had a low retention capacity, class C ditches received a high potential volume of pesticides and had a high retention capacity. 140

Liste des tableaux

1.1	Zone d'étude considérée selon les chapitres de la thèse	38
2.1	Principales données pré-existantes collectées durant la thèse	48
3.1	Survey areas characteristics	56
3.2	Description of the selected explanatory variables and their assumed effect on the man-made drainage density	60
3.3	Available spatial data	60
3.4	Results of the multiple linear regression.	66
3.5	Results of the partial multiple linear regression models.	66
5.1	Caractéristiques des quatre sous-bassins versants étudiés	94
6.1	Variables candidates testées dans l'ANCOVA pour expliquer l'entretien des fossés	111
6.2	Variables candidates testées dans l'ANCOVA pour expliquer la couverture végé- tale des fossés	112
6.3	Synthèse des résultats des modèles explicatifs de l'entretien des fossés	117

Introduction générale - Positionnement scientifique

Introduction générale - Positionnement scientifique

Le contexte de l'hydrologie des milieux cultivés

L'agriculture a de nombreux effets directs et indirects dans les processus de régulation des crues et d'érosion des sols ou encore sur la qualité de l'eau et des sols. La pollution des eaux de surface et des eaux souterraines par des polluants agricoles, notamment les pesticides, est une problématique généralisée en Europe (European Environment Agency, 2011). L'érosion des sols cultivés menace des surfaces importantes, particulièrement dans les zones méditerranéennes (Zalidis et al., 2002). Enfin, en favorisant le ruissellement à des échelles locales, l'agriculture est suspectée d'avoir un impact sur les crues, même si cet impact à l'échelle des bassins versants de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de kilomètres carrés est encore controversé (O'Connell et al., 2007; Hess et al., 2010). Ces impacts de l'agriculture mettent en péril la provision de services écosystémiques rendus par les paysages cultivés (Commission Européenne, 2010), notamment les services d'approvisionnement (eau, nourriture, etc.), de régulation (régulation des inondations, etc.), culturels (beauté des paysages, etc.) ou de support (formation du sol, etc.).

En Europe, l'agriculture représente environ 44 % des terres émergées, en considérant l'ensemble des cultures et prairies (Eurostat, 2009). En tant que principale utilisation des sols, la gestion de son impact sur l'environnement, que ce soit sur la biodiversité ou la qualité des eaux et des sols, est donc devenue l'enjeu de nombreuses politiques (Stoate et al., 2009). Différentes actions sont alors possibles selon l'objectif considéré, du changement de pratiques (par exemple la conversion à l'agriculture biologique) aux aménagements fonciers qui peuvent en partie atténuer certains impacts de l'agriculture. Parmi ces aménagements fonciers figurent les réseaux de fossés.

Les fossés dans les paysages cultivés

Définition et variabilité des fossés dans les paysages cultivés

Les fossés correspondent à des excavations du sol, destinées à conduire les eaux en dehors des parcelles. Leur présence dans les paysages agricoles est attestée depuis plusieurs siècles à plusieurs millénaires (Berger, 2000; Roose and Sabir, 2002), avec néanmoins des phases de développements

et de régressions selon les périodes (Berger, 2000). L'aménagement du territoire qui a donné naissance à ces éléments peut être issu d'une somme de décisions individuelles d'agriculteurs ou de politiques plus générales, comme sous l'époque romaine (Berger, 2000). Certaines de ces politiques d'aménagement ont pu donner naissance localement à des paysages particuliers, comme c'est le cas pour les anciens étangs du Languedoc asséchés par des réseaux de fossés (figure 1).



Figure 1 – Ancien étang de Montady asséché au Moyen-Âge grâce au creusement de fossés.

Les fossés sont majoritairement connectés entre eux d'un point de vue hydraulique et s'organisent donc en réseau dans les paysages agricoles. Ces réseaux de fossés comprennent à la fois des fossés agricoles, éléments centraux de ce que l'on appelle l'assainissement agricole, mais aussi des fossés de bord de route (assainissement routier). Ces réseaux peuvent aussi être complétés par des chemins creux et entrecoupés de buses enterrées. Pour des raisons de simplification, ces réseaux seront nommés « réseaux de fossés » dans la thèse même s'ils peuvent inclure d'autres éléments que des fossés stricto sensu. Les fossés sont présents dans tous les paysages agricoles avec cependant une abondance variable (Lagacherie et al., 2006; Crabit, 2010; Hirt et al., 2011). Ils sont par ailleurs toujours en évolution dans les paysages agricoles actuels, même si cette évolution se fait sur des pas de temps longs (supérieurs à la décennie). Ainsi, on observe encore des créations de fossés. À l'inverse, des fossés sont aussi supprimés lors de remembrements, ou tout simplement pour gagner de la surface cultivable. La configuration spatiale des réseaux de fossés (la manière dont les réseaux s'organisent dans l'espace), et notamment leur densité, apparaît donc comme une caractéristique variable de ces réseaux.

Les fossés se caractérisent également par leurs propriétés « locales », telles que leur gabarit, leur substrat ou leur végétation. Ces propriétés peuvent également être spatialement variables dans les paysages cultivés (Bouldin et al., 2004; Bailly et al., 2006; Lagacherie et al., 2006; Crabit, 2010). Les fossés sont susceptibles d'être entretenus par les agriculteurs (Milsom et al., 2004; Bassa et al., 2012), mais aussi par les collectivités locales pour les fossés de bord de route. Leurs propriétés (gabarit, végétation, etc.) sont donc a priori également sujettes à des évolutions au cours du temps. Lagacherie et al. (2006) ont d'ailleurs pu observer une variabilité dans les couvertures végétales des fossés à un an d'intervalle.

La variabilité des réseaux de fossés dans le paysage peut donc être vue au travers de leur configuration spatiale, notamment leur densité, ou de leurs propriétés, notamment leur végétation. Sur une échelle de temps court (de l'ordre de quelques années) et au vu des quelques références de la bibliographie, ces caractéristiques sont supposées être significativement variables dans les paysages cultivés, d'un point de vue spatial pour la configuration spatiale, d'un point de vue spatial et temporel pour les propriétés telles que la végétation. Ces deux points de vue seront considérés dans ce travail de thèse.

Fonctions et impacts des réseaux de fossés

Les réseaux de fossés peuvent avoir une fonction de drainage des sols (Adamiade, 2004; Carluer and Marsily, 2004; Holden et al., 2006; Krause et al., 2007; Needelman et al., 2007a), une fonction d'interception du ruissellement de surface sur les versants et sur les bords de route (Ramos and Porta, 1997; Adamiade, 2004; Carluer and Marsily, 2004; Holden et al., 2006; Buchanan et al., 2012), en plus d'une fonction de transport des eaux captées. Dans les zones où le drainage des sols est primordial, les fossés peuvent également servir de collecteur pour les réseaux de drains enterrés (Carluer and Marsily, 2004; Needelman et al., 2007a). En zone méditerranéenne, la fonction d'interception du ruissellement de surface devient primordiale afin d'éviter le ravinement des parcelles agricoles (Ramos and Porta, 1997; Roose and Sabir, 2002); les fossés deviennent donc un aménagement anti-érosif. Souvent associés à des terrasses qui limitent la pente des versants en zone méditerranéenne, les fossés sont alors considérés indispensables à la stabilité du versant cultivé et du système de terrasses en gradin (Stanchi et al., 2012).

En relation avec les différentes fonctions des fossés à l'échelle parcellaire, de nombreux impacts sur l'hydrologie des bassins versants sont induits. Bien que ces réseaux de fossés n'aient été considérés que récemment en hydrologie, leur impact dans la modification des chemins de l'eau est maintenant largement admis (Duke et al., 2006; Gascuel-Oudoux et al., 2011; Buchanan et al., 2012). Selon les cas, ils peuvent forcer le ruissellement à ne pas suivre la plus grande pente, ou au contraire concentrer le ruissellement. En réponse à cette modification des chemins de l'eau, les crues des bassins versants drainés par des fossés en zone méditerranéenne apparaissent plus rapides et plus fortes en comparaison à ce qu'on observerait avec un hypothétique réseau de drainage naturel (Moussa et al., 2002). En zone tempérée plus humide, les réseaux de fossés contribuent également à une intensification des crues (Buchanan et al., 2012). Cet impact des fossés semble cependant plus variable et peut évoluer sur le long terme après la création du réseau de fossés dans des zones très humides (Holden et al., 2006). L'impact des fossés dans les échanges avec les nappes peut être également important. Par exemple, Dages et al. (2009) ont montré qu'environ 50 % de la recharge automnale des nappes pouvaient se faire via l'infiltration dans le réseau de fossés en zone méditerranéenne. De ce fait, ils peuvent influencer sur la redistribution spatiale des ressources en eau de sub-surface dans les milieux à déficit hydrique saisonnier. En zone tempérée plus continentale, Krause et al. (2007) ont montré que les échanges avec la nappe (à la fois recharge et drainage) étaient atténués dans le cas où la densité des réseaux de fossés serait réduite. Finalement, de par leur impact sur les chemins de l'eau, les réseaux de

fossés sont une composante essentielle à prendre en compte dans l'évaluation de la connectivité hydrologique structurelle des bassins versants (Bracken and Croke, 2007; Lexartza-Artza and Wainwright, 2009; Fiener et al., 2011).

Du fait de leur impact sur la connectivité hydrologique des bassins versants, les réseaux de fossés ont également un impact dans la collecte et le transfert des pesticides (Needelman et al., 2007a). Ainsi, les fossés vont avoir tendance à favoriser le transfert de pesticides vers les zones plus aval (Colin et al., 2000; Louchart et al., 2001) en connectant des zones traitées aux masses d'eaux de surface permanentes. Cette augmentation de la connectivité du bassin peut également rendre inopérante des zones tampons situées près des ruisseaux et rivières plus en aval qui sont destinées à limiter les transferts de sédiments et de polluants agricoles (Wigington Jr et al., 2005; Hösl et al., 2011). En parallèle à cet impact négatif des fossés sur les transferts de pesticides, les fossés comme les autres dispositifs enherbés recevant des eaux de ruissellement peuvent limiter la contamination des eaux de surface si l'infiltration, la rétention des pesticides et la sédimentation y sont favorisés (CORPEN, 2007). Cette capacité d'atténuation du transfert de pesticides vers les eaux de surface est par ailleurs grandement dépendante du niveau de végétalisation du fossé (Margoum et al., 2003; Moore et al., 2008).

En résumé de ce qui précède, il s'avère que (i) les réseaux de fossés sont variables dans l'espace et dans le temps, tant du point de vue de leur configuration spatiale et de leurs propriétés et que (ii) les impacts hydrologiques multiples de ces réseaux de fossés ont pu être mis en évidence. À partir de ces deux constats, l'objectif général de ce travail de thèse est d'étudier de façon approfondie et générique, les relations entre la configuration spatiale et les propriétés (végétation) des réseaux de fossés d'une part, et le fonctionnement hydrologique qu'ils peuvent induire d'autre part. Ces relations peuvent être étudiées sur des cas réels et basées sur des observations intensives de la variabilité du paysage et des flux hydrologiques. Cette approche est souvent la première envisagée, ne serait-ce que pour mesurer et calibrer les niveaux de variabilité des propriétés du paysage, lesquels sont peu connus. Cependant, cette approche est lourde à mettre en place et est donc limitée à des échelles locales. Elle ne permet aussi que difficilement de tester l'impact de scénarios d'aménagement. On peut alors étudier les relations entre structure et fonctionnement du paysage sur des situations virtuelles, par simulation numérique pour étendre la gamme de variabilité des propriétés du paysage tout en respectant certaines propriétés observées sur le terrain jugées contraignantes sur l'ensemble des possibles. L'enjeu sociétal final est d'explorer de nouveaux leviers d'aménagement que constituent des meilleures conception et gestion de ces réseaux de fossés en vue d'optimiser la provision de services paysagers écosystémiques rendus par les bassins versants cultivés (Termorshuizen and Opdam, 2009).

Relation entre structure et fonctionnement du paysage

L'objectif général exposé ci-dessus revient à étudier la relation entre la structure du paysage et son fonctionnement, ici les réseaux de fossés et le fonctionnement hydrologique des milieux

cultivés. Pour aborder cette étude, une approche classiquement utilisée en sciences de l'environnement est l'utilisation intensive et chaînée de simulations stochastiques de paysages avec un modèle de fonctionnement. Le Ber et al. (2009) citent plusieurs intérêts à cette méthode : (i) se détacher de la spécificité de la zone d'étude pour permettre la généralisation des résultats, (ii) tester et optimiser des nouvelles configurations de paysages et (iii) réaliser des analyses de sensibilité de modèles de processus spatialement explicites à la configuration spatiale des paysages. Différents algorithmes de simulations paysagères ont donc été développés ces dernières années en parallèle au développement des modèles de fonctionnement du paysage, ce qui a permis ce chaînage. Ces modèles sont le plus souvent orientés sur la mosaïque paysagère (pavage de l'espace), assez peu sur les structures linéaires en réseau.

La simulation paysagère explicite pour explorer le fonctionnement des paysages

La simulation paysagère spatialement explicite (qui représente explicitement la configuration spatiale du paysage simulé) est largement développée en écologie du paysage avec l'utilisation des modèles neutres. Ces modèles neutres peuvent être vus comme des modèles paysagers peu conditionnés, qui produisent des simulations où les motifs paysagers obtenus ne dépendent pas des processus qui influent normalement dans la formation des paysages réels (comme ceux liés à la topographie) (Gardner et al., 1987). Par exemple, Gaucherel (2008) et Le Ber et al. (2009) utilisent un modèle neutre pour simuler des parcellaires aléatoires. Le Ber et al. (2009) se servent alors de ces parcellaires simulés pour tester la relation entre structure du parcellaire et dissémination de pollens transgéniques. À côté de ces modèles neutres, on distingue des modèles paysagers stochastiques qui sont plus contraints que des modèles neutres. Par exemple, concernant les réseaux de fossés, Bailly et al. (2011) ont développé un algorithme de simulation spatialement explicite de réseaux de fossés. Cette algorithme se base sur le treillis parcellaire orienté par la topographie et permet de simuler de nombreux réseaux stochastiques. Le chaînage avec un modèle de fonctionnement hydrologique n'a cependant pas encore été réalisé. En hydrologie, différentes études ont utilisé des modèles neutres, ou simplement des modèles paysagers stochastiques. Par exemple, Van Nieuwenhuysse et al. (2011) ont utilisé un modèle paysager neutre dans un cadre complètement virtuel afin de tester la sensibilité de fonctions hydrologiques de surface à plusieurs métriques paysagères. Gumiere (2009) a testé la sensibilité d'un modèle d'érosion à la répartition spatiale des bandes enherbées, grâce à un simulateur spatial de ces bandes enherbées. Colin et al. (2011) utilisent également des simulations paysagères pour tester la sensibilité du coefficient de ruissellement à différentes variables descriptives : la proportion de zones non agricoles, la proportion de zones désherbées chimiquement, la configuration spatiale des pratiques d'entretien du sol et la teneur en eau initiale du sol. Toujours en utilisant des simulations paysagères stochastiques, Viaud et al. (2005) ont testé la sensibilité de l'hydrologie d'un bassin versant cultivé et plus particulièrement de son évapotranspiration à la densité et à la répartition spatiale du réseau de haies. On peut synthétiser la démarche de chaînage d'un simulateur paysager et d'un

modèle de fonctionnement biophysique du paysage de l'ensemble de ces études par la figure 2. Le simulateur paysager reçoit différents paramètres et données d'entrée et produit des simulations paysagères. Ces simulations paysagères font office de données d'entrée pour les modèles de fonctionnement biophysique du paysage et correspondent majoritairement à des variables de forçage anthropique (parcellaire, réseau de fossés, itinéraire technique, etc.). Le modèle de fonctionnement reçoit également d'autres variables de forçage (climatiques par exemple) et des paramètres et produit finalement différentes variables de sortie. En analysant conjointement les simulations paysagères, décrites par des descripteurs synthétiques, et les variables de sortie du modèle de fonctionnement, on peut alors tester l'impact de scénarios d'aménagement, réaliser une analyse de sensibilité du modèle de fonctionnement à la configuration spatiale du paysage ou encore chercher, à l'inverse, à optimiser cette configuration spatiale.

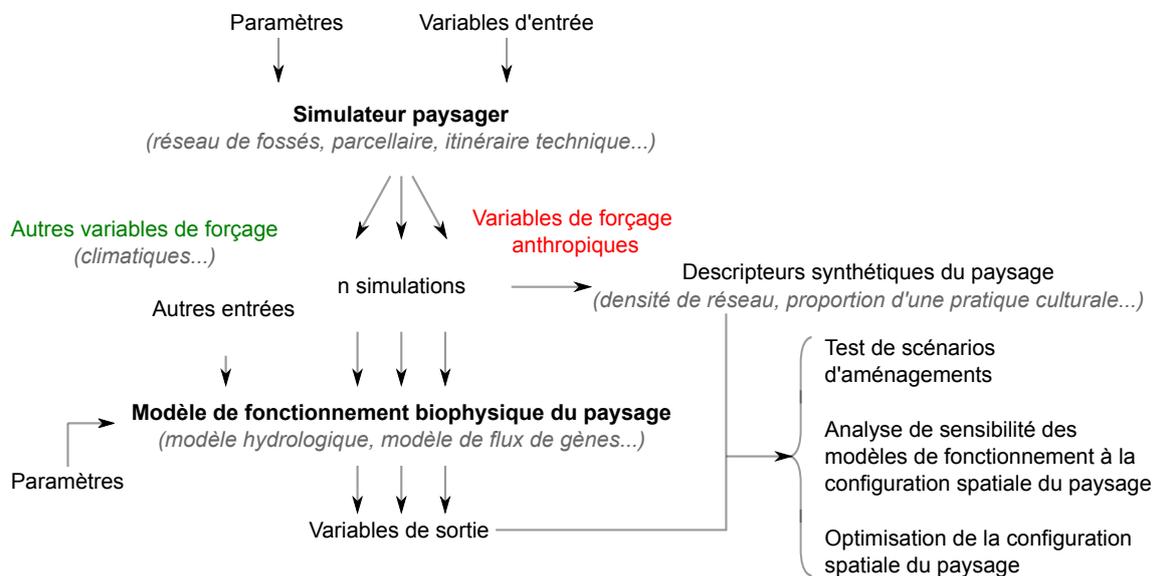


Figure 2 – Schéma conceptuel de la démarche d'exploration de la relation entre structure et fonction du paysage.

Les simulations paysagères spatialement explicites semblent donc être un outil adapté pour explorer la relation entre structure et fonctionnement intégré du paysage, que ce soit en hydrologie ou dans d'autres sciences de l'environnement.

La représentation du fonctionnement hydrologique des paysages

Les modèles hydrologiques

Afin de représenter le fonctionnement hydrologique des paysages d'une manière quantitative, différents modèles hydrologiques ont été développés depuis de nombreuses années. On distingue classiquement les modèles hydrologiques selon la façon dont ils représentent l'espace et les processus hydrologiques (Abbott and Refsgaard, 1996). Ainsi, les modèles globaux considèrent le bassin comme une entité unique tandis que les modèles spatialisés (distribués) représentent

explicitement la configuration spatiale des différents éléments constitutifs du bassin. La représentation des processus hydrologiques dans les modèles est soit conceptuelle soit à base physique (qui utilise des équations de la physique des écoulements). La distinction entre les différentes classes de modèle n'est cependant pas toujours nette. Par ailleurs, les modèles conceptuels sont souvent globaux et les modèles à base physique souvent spatialisés. Les modèles globaux conceptuels apportent en général des résultats satisfaisants dans la prédiction des débits à l'exutoire d'un bassin versant donné quand on dispose de suffisamment de séries hydrologiques (Abbott and Refsgaard, 1996). Cependant, dans le but de tester l'impact de scénarios d'aménagements à l'échelle du bassin versant, la modélisation hydrologique à base physique et spatialement explicite est indispensable. L'utilisation de modèles hydrologiques à base physique et spatialement explicites va permettre de prendre en compte directement en entrée du modèle la configuration spatiale des aménagements considérés et d'évaluer leur effet sur les processus hydrologiques en différents points du bassin. Des scénarios d'aménagements peuvent alors être testés et évalués dans le modèle. L'intérêt du modèle à base physique spatialement explicite prend tout son sens ici, car cette évaluation de scénarios à l'échelle du bassin est quasi-impossible à mener dans la réalité et avec des modèles globaux (Abbott et al., 1986).

Plusieurs modèles hydrologiques à base physique et spatialement explicites ont donc été développés ces dernières années et peuvent considérer des représentations spatiales de différents linéaires paysagers, dont les fossés. On peut citer notamment Dunn and Mackay (1996) qui ont utilisé le modèle SHERATAN (un dérivé du modèle Système Hydrologique Européen) pour tester l'impact du drainage par fossés sur un versant d'une région du Royaume-Uni. Carlier and Marsily (2004) ont modifié le modèle TOPOG afin de considérer les linéaires paysagers. Ils ont ainsi pu montrer que les réseaux de drainage anthropiques (fossés et drainage enterré dans ce cas) en conditions climatiques tempérées océaniques entraînent des temps de réponse de crue plus faibles, une récession plus courte et une proportion moindre de ruissellement de surface. Branger (2007) a également développé différents modules dans le cadre de la plate-forme de modélisation LIQUID ® qui permettent de considérer l'impact des fossés et des haies sur l'hydrologie des bassins versants agricoles. En zone méditerranéenne, Moussa et al. (2002) ont développé et utilisé le modèle MHYDAS (Modèle HYdrologique Des AgroSystèmes) pour montrer que le réseau de fossés accélère la crue à l'échelle du bassin versant, en raison de la concentration des écoulements qu'il opère. Par la suite, le développement de MHYDAS s'est poursuivi, pour considérer d'autres linéaires, comme par exemple les bandes enherbées et leur impact sur l'érosion (Gumiere et al., 2011).

Les approches par indicateurs

En parallèle du développement des modèles hydrologiques, des indicateurs ont été développés afin de représenter le fonctionnement hydrologique des bassins versants d'une façon plus simplifiée, tout en facilitant la mise en œuvre de démarches de diagnostic. Les indicateurs sont un compromis entre les connaissances scientifiques, le besoin de concision, la simplicité d'utilisation et la disponibilité des données (Girardin et al., 1999). Ils doivent être sensibles aux variations du

système étudié afin d'aider au diagnostic de phénomènes complexes et à la prise de décision des utilisateurs. Comme pour les modèles, ces indicateurs permettent de prendre en compte selon les cas l'organisation spatiale du paysage de façon explicite ou non, ce qui permet le cas échéant de tester des scénarios d'aménagement.

Ainsi, de nombreux indicateurs ont été développés dans le contexte de l'analyse du transfert des pollutions diffuses qui restent un phénomène complexe à modéliser. Wohlfahrt et al. (2010) ont par exemple développé un indicateur de connectivité des parcelles au réseau hydrographique afin de caractériser les apports potentiels de chaque parcelle en pollutions diffuses à l'échelle du bassin versant. Schriever et al. (2007) utilisent un indicateur de ruissellement basé sur des caractéristiques paysagères (topographie, occupation du sol, etc.) afin d'estimer la contamination en pesticides des rivières à l'échelle régionale. À l'échelle d'un réseau de fossés, Kao et al. (2002) et Lagacherie et al. (2006) ont de leur côté développé un indicateur qui décrit la susceptibilité des différents fossés du réseau à faciliter ou non le transfert des pesticides. Plusieurs indicateurs ont aussi été développés dans le but d'évaluer le risque d'érosion des sols (Gobin et al., 2004).

Le développement de certains de ces modèles et indicateurs a donc permis de prendre en compte les réseaux de fossés et leurs impacts dans le fonctionnement hydrologique des paysages, ainsi que l'effet de quelques scénarios d'aménagements. Cependant, les scénarios testés restent souvent simples, extrêmes ou caricaturaux, comme la suppression du réseau de fossés par exemple (Moussa et al., 2002; Carluer and Marsily, 2004; Krause et al., 2007), ce qui souligne encore une fois la nécessité d'allier des méthodes de simulation paysagère avec des modèles de fonctionnement du paysage afin de mieux représenter la relation entre la structure et le fonctionnement du paysage.

Objectifs et plan de la thèse

Ce travail de thèse se propose de participer à la caractérisation de la relation entre la structure spatio-temporelle des réseaux de fossés et le fonctionnement hydrologique des bassins versants cultivés méditerranéens, en se basant sur des simulations paysagères. De cet objectif principal découle trois objectifs secondaires :

1. caractériser, c'est-à-dire, mesurer, synthétiser et expliquer la variabilité spatio-temporelle des réseaux de fossés et de leurs propriétés liée à d'autres variables paysagères et aux déterminants humains,
2. simuler la distribution spatio-temporelle des réseaux de fossés et de leurs propriétés à impact hydrologique,
3. évaluer l'impact de la variabilité des réseaux de fossés et de leurs propriétés sur les flux hydrologiques.

Ces objectifs seront déclinés avec deux points de vue spécifiques et complémentaires :

1. la relation entre la variabilité spatiale de la densité des réseaux de fossés et l'hydrologie de surface des bassins versants cultivés (écoulements de surface et risque d'érosion des sols),
2. la relation entre la variabilité spatio-temporelle de la végétation des fossés et le transfert de pesticides dans les bassins versants cultivés.

Dans la première partie sans développement scientifique, la zone d'étude est présentée (chapitre 1) ainsi que les données nécessaires à la réalisation de ce travail de thèse (chapitre 2).

La seconde partie se concentre sur la relation entre la densité des réseaux de fossés et le fonctionnement hydrologique de surface des bassins versants cultivés. Dans cette partie, on commence par caractériser la variabilité spatiale de la densité des réseaux de fossés, puis par analyser à quel point elle est conditionnée par les propriétés du paysage (chapitre 3). Ensuite, des réseaux de fossés sont simulés pour tester l'impact de la variabilité de leur densité sur les écoulements de surface (ruissellement sur versants et débits dans le réseau) d'un petit bassin versant (chapitre 4). Pour cela, un simulateur de réseaux et un modèle hydrologique spatialement explicite sont chaînés. En lien avec l'effet sur le ruissellement de surface des réseaux de fossés, le diagnostic à méso-échelle (bassin de 40 km²) de la capacité des réseaux de fossés à limiter le risque d'érosion des sols des parcelles est réalisé (chapitre 5). Ce travail est basé sur le calcul d'indices géomorphologiques. On recherche également si cette capacité peut être améliorée en comparant les réseaux actuels à des simulations issues d'une version modifiée du simulateur de réseaux.

La troisième partie est consacrée à la relation entre végétation des fossés et transfert de pesticides. On commence par caractériser la variabilité des pratiques d'entretien des fossés et de leur végétation résultante, et quelques éléments sur les déterminants de ces pratiques et de la végétation sont apportés (chapitre 6). Ces résultats sur la variabilité des pratiques d'entretien des fossés et de leur végétation résultante sont ensuite repris et complétés et des simulations paysagères de cette variabilité sont réalisées (chapitre 7). Ces simulations sont chaînées avec le calcul d'indicateurs relatifs à la rétention et au transfert de pesticides, ce qui permet d'évaluer la relation entre les pratiques d'entretien des fossés et les transferts de pesticides.

Finalement, la conclusion générale rappelle les principaux résultats de la thèse et indique quelques perspectives.

Ce manuscrit de thèse est en partie basé sur trois articles publiés ou soumis dans différentes revues scientifiques (chapitre 3, 4, 7). Les références de ces trois articles mais aussi de l'ensemble des travaux qui sont issus de cette thèse ou auxquels cette thèse a contribué sont listées en annexe A.

Première partie

Zone d'étude et données

Dans cette partie, les particularités de la zone d'étude et ses problématiques environnementales auxquelles la thèse s'intéresse sont synthétisées dans un premier chapitre.

Dans un second chapitre, la base de données qui a été constituée pendant la thèse et qui a été indispensable à son bon déroulement est présentée. Cette base de données comporte à la fois des données acquises sur le terrain et des données collectées auprès de diverses sources. Elle comporte notamment de nombreuses couches d'information géographique.

Chapitre 1

La zone d'étude

1.1 Introduction

La zone d'étude se situe dans le département de l'Hérault, département situé dans le sud de la France métropolitaine, dans la région Languedoc-Roussillon (figure 1.1). On s'intéresse plus particulièrement aux parties cultivées des bassins versants des trois fleuves côtiers, l'Hérault, l'Orb et le Libron. Ainsi, les garrigues et les parties très urbanisées de l'ouest du département, ainsi que les causses et les montagnes du nord sont exclus de la zone d'étude. Finalement, la zone d'étude correspond majoritairement à ce qu'on appelle la plaine du bas-Languedoc. Cependant la zone d'étude a été élargie avec une partie des vignobles des serres et collines de type cévenol au nord-ouest et des collines du bassin de Villeveyrac à l'est et du chaînon de Saint-Chinian à l'ouest. Ces ajouts ont eu pour but de diversifier les caractéristiques de la zone d'étude, même si celle-ci reste centrée sur la plaine viticole. La zone d'étude représente environ 1500 km² et se caractérise par une agriculture, un climat et des problématiques environnementales communes, tandis que les pédopaysages peuvent y être variés.

Les différents travaux qui se sont succédés dans la thèse ne se sont pas forcément intéressés à l'ensemble de la zone d'étude (tableau 1.1). Ainsi, on a pu être amené à focaliser sur le bassin versant de la Peyne (figure 1.1). La Peyne est un des principaux affluents de l'Hérault, en rive droite. La confluence s'opère à Pézenas. Le bassin versant de la Peyne a une surface de 120 km². Cependant, seulement les parties aval cultivées du bassin et celles où l'urbanisation reste limitée ont été étudiées, ce qui représente une surface de 40 km² environ qu'on appelle basse vallée de la Peyne. Finalement, certains travaux ont été réalisés à une échelle encore plus fine, c'est-à-dire celle du bassin versant du Bourdic (figure 1.1), affluent de la Peyne. Ce bassin représente une surface de 6,4 km². Ce bassin englobe lui-même le bassin versant de Roujan (0,9 km²), constituant de l'observatoire de recherche en environnement OMERE, sur lequel de nombreuses études de l'UMR LISAH portent depuis 20 ans. Les bassins versants du Bourdic et de la Peyne seront présentés plus en détail dans les chapitres concernés.

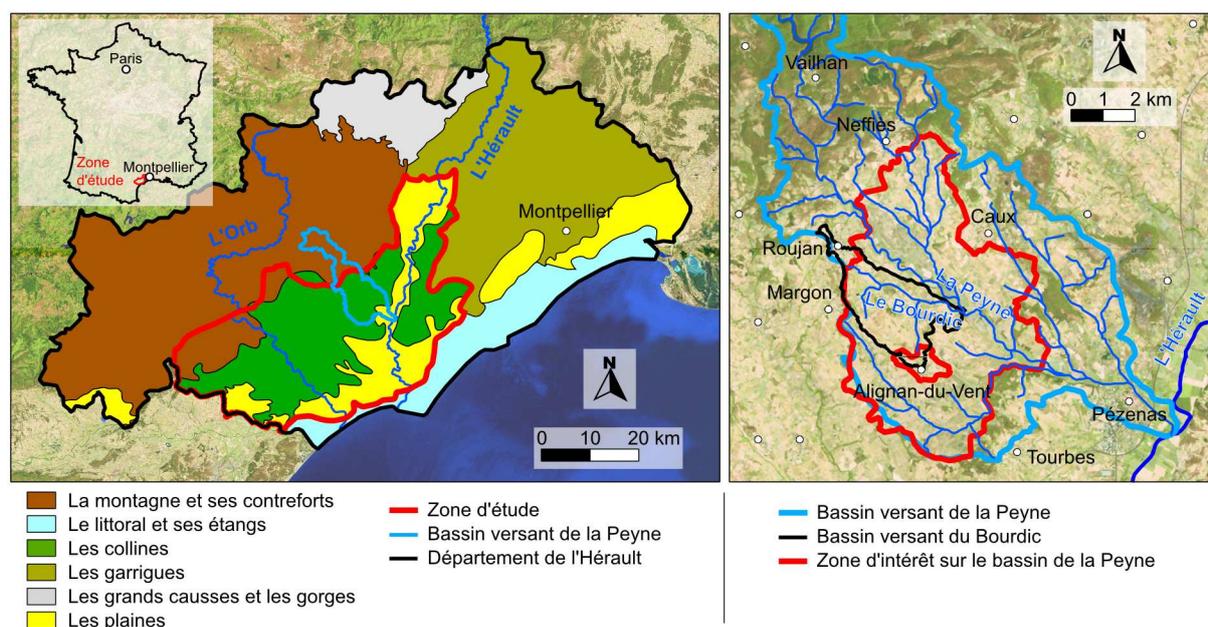


Figure 1.1 – Cartes de situation de la zone d'étude en France et dans l'Hérault. Gauche : classification des paysages selon la Direction Régionale de l'Environnement et de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Languedoc-Roussillon. Droite : détail du bassin versant de la Peyne.

Tableau 1.1 – Zone d'étude considérée selon les chapitres de la thèse

Zone d'étude	Surface	Chapitre
Parties cultivées des bassins versants de l'Orb, de l'Hérault et du Libron	1500 km ²	Chapitre 3
Basse vallée de la Peyne	40 km ²	Chapitres 5, 6, 7
Bassin versant du Bourdic	6,4 km ²	Chapitre 4

1.2 Les paysages et les sols (Bonfils, 1993; Barthès et al., 1999)

La plaine du bas-Languedoc a été formée au quaternaire par les fleuves côtiers (majoritairement Orb et Hérault dans la zone) qui ont creusé dans les molasses miocènes. Au sein de cette plaine, on distingue les plaines alluviales récentes des terrasses d'alluvions anciennes. Les plaines alluviales récentes présentent des sols très hétérogènes (organisation, distribution, texture, etc.), avec des nappes très fluctuantes. Les terrasses d'alluvions anciennes s'organisent depuis les plaines alluviales récentes jusqu'aux niveaux les plus vieux et les plus élevés (Pliocène et Villafranchien). Les dépôts du Pliocène forment des glacis fortement érodés. Ces formations peuvent être plus ou moins recouvertes par des colluvions. De part en part de la plaine se rencontrent des coulées basaltiques, datées d'âges différents (de 0.7 Ma à 2 Ma). Ces coulées peuvent se retrouver en position haute dans le paysage de nos jours, suite à un processus d'inversion de relief par érosion

différentielle. Les sols s'y organisent selon la toposéquence d'andosols à des lithosols en passant par des brunisols. Ces zones ne concernent cependant que des surfaces limitées.

Le bassin de Villeveyrac et le chaînon de Saint-Chinian présentent un relief collinaire où les axes de drainage sont orientés selon des arcs façonnés par la tectonique (épisodes tectoniques de la chaîne pyrénéo-provençale). Les sols sont soit des lithosols quand le matériau mère est un calcaire dur ou des régosols sur les marnes.

Le dernier type de pédopaysage rencontré sur la zone d'étude est développé sur les schistes cévenols. Il correspond à une alternance de vallées encaissées (les valats) et de crêtes étroites avec des pentes escarpées et ravinées (les serres). L'organisation des sols s'expliquent par le pendage des schistes et l'action de l'homme qui a façonné ces paysages en terrassettes. Les sols dominants sont des lithosols et des sols bruns acides.

1.3 L'agriculture

À l'échelle du département, la viticulture représente la principale occupation du sol, avec environ 50 % de la surface agricole utile (SAU). Cependant, un tiers du vignoble a été arraché depuis vingt ans en raison de la crise viticole et des primes à l'arrachage (DDTM34, 2011), même si des plantations nouvelles compensent cet arrachage. L'urbanisation importante du département réduit également les surfaces agricoles en bordure des villes. La céréaliculture représente environ 10 % de la SAU et se concentre majoritairement dans les zones de plaine. Finalement, si l'on se restreint à notre zone d'étude, la proportion du vignoble dans la SAU est encore plus élevée, de l'ordre de 75 %. Concernant les types d'exploitations rencontrées dans le département, les petites exploitations sont majoritaires, avec une surface moyenne de 13 ha selon le recensement agricole réalisé en 2000 (source : Agreste). Caractéristique des zones viticoles, les parcelles sont de petite taille, souvent inférieure à 0,5 ha. La vigne constitue donc la principale culture de la zone d'étude. De ce constat découlent deux faits importants pour l'hydrologie et l'environnement :

- la majeure partie du sol est non couverte (Paré, 2011), la vigne étant une culture cultivée en rangs et l'enherbement des inter-rangs étant limité dans la zone,
- les pesticides sont apportés régulièrement et en quantités importantes, le vignoble consommant 20 % des pesticides en masse pour seulement 3 % de la SAU en France (source : Observatoire des Résidus de Pesticides).

1.4 Le climat

Le climat de la zone d'étude est de type méditerranéen sub-humide à saison sèche prolongée. La pluviométrie annuelle moyenne varie de 600 à 800 mm (source : Association Climatique de l'Hérault) avec un gradient nord-sud décroissant. D'après les données sur la période 1993-2011 de la station pluviométrique de Roujan (au centre de la zone), la variabilité inter-annuelle des précipitations annuelles est forte, avec des extrêmes sur cette période de 312 mm en 1998 et

1586 mm en 1996. En se référant toujours aux données de Roujan (figure 1.2), on observe un régime pluviométrique avec deux saisons des pluies, la principale en automne et en début d'hiver, et la seconde au printemps. La variabilité inter-annuelle des précipitations mensuelles est forte également, mais est plus faible en été. Les intensités de pluie peuvent être importantes, particulièrement en été (Chahinian, 2004). L'évapotranspiration potentielle annuelle est de l'ordre de 1100 mm avec une forte variabilité saisonnière qui fait apparaître un déficit important en été. La température moyenne annuelle est de l'ordre de 14 °C (données de Roujan).

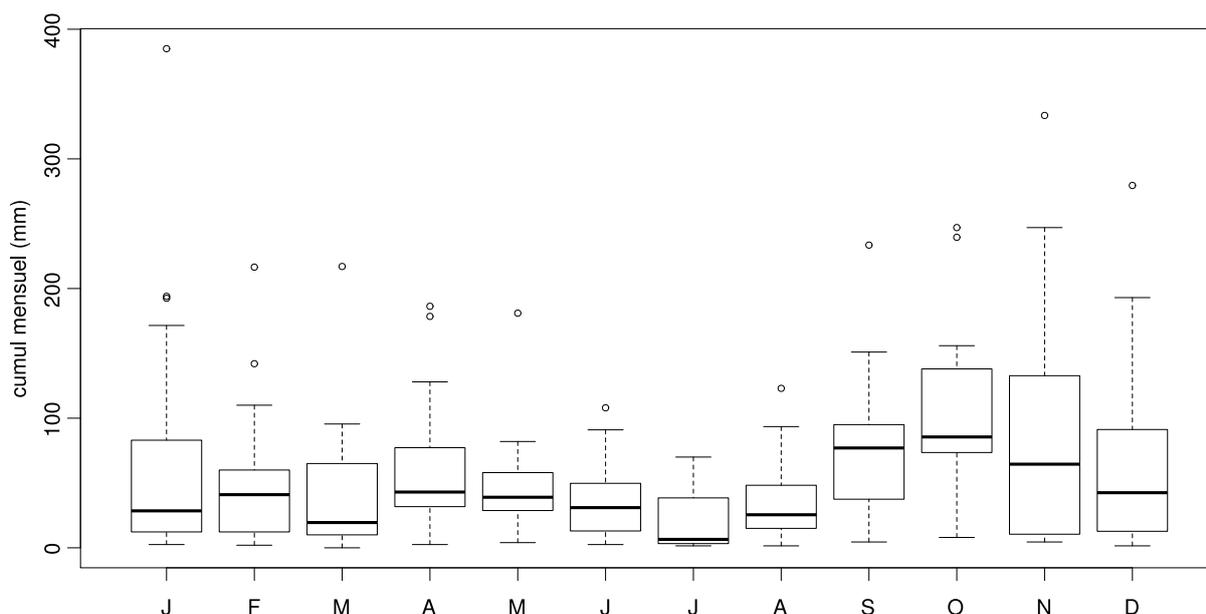


Figure 1.2 – Régime pluviométrique du bassin versant de Roujan situé au centre de la zone d'étude. Données 1993-2011 (source ORE OMERE)

1.5 Les fossés dans la zone d'étude

Les fossés sont des aménagements courants dans la zone d'étude. Sur le site du bassin versant de Roujan, site étudié depuis de nombreuses années à l'UMR LISAH, la densité du réseau de fossés était de 137 m/ha en 2000 (Lagacherie et al., 2006). Quelques éléments laissent penser que cette densité varie à l'échelle de la zone d'étude. Par exemple, Crabit (2010) a étudié onze petits bassins versants répartis sur la zone d'étude. Les densités des réseaux rencontrés variaient entre 35 m/ha et 128 m/ha.

En parallèle, la végétation des fossés est spatialement variable dans la zone d'étude (Lagacherie et al., 2006; Crabit, 2010). En plus de cette variabilité spatiale établie, une variabilité temporelle est suspectée. Lagacherie et al. (2006) ont montré par exemple une variabilité du pourcentage de végétation vivante dans le fossé entre deux périodes de relevés. Cette variabilité

reste néanmoins faible, ces relevés ayant été conduits à la même époque de l'année avec un an d'intervalle.

1.6 Les problématiques environnementales liées à l'hydrologie

En lien avec les particularités du milieu physique, du climat et de l'agriculture, plusieurs problématiques environnementales concernent la zone d'étude, à savoir les inondations, la pollution des eaux par les pesticides et l'érosion des sols.

Les inondations sont un risque important dans l'Hérault, en raison des fortes intensités de pluie. Les inondations se répètent régulièrement, que ce soit en milieu urbain ou en milieu rural, en plaines ou dans les zones plus amont des bassins versants. Les crues concernent notamment les fleuves principaux comme l'Hérault, mais aussi les petites rivières qui peuvent causer des dégâts importants localement.

La pollution des eaux de surface par les pesticides est généralisée dans la zone d'étude (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Fleuve Hérault, 2005). La majeure partie des pollutions concernent les herbicides, avec par exemple des concentrations en AMPA (métabolite du glyphosate, un herbicide) atteignant $13 \mu\text{g}/\text{l}$ dans la Thongue (affluent de l'Hérault). Les eaux souterraines sont également touchées par ces pollutions aux herbicides. Les eaux de la vallée du Libron (voisine de l'Hérault) sont par exemple devenues impropres à la consommation (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Fleuve Hérault, 2005).

Du fait des fortes intensités de pluie en automne, de la faible couverture du sol par la vigne, des pentes qui peuvent être importantes sur les versants de la zone d'étude et de l'érodibilité des sols, l'érosion des sols est une problématique importante dans la zone d'étude. Ainsi, l'aléa d'érosion des sols en automne y est considéré comme fort à très fort (Le Bissonnais et al., 2002). Sur le bassin versant de la Peyne, l'érosion des sols sur les parcelles atteint $10,5 \text{ t}/\text{ha}/\text{an}$ en moyenne, avec des fortes variabilités spatiales (Paroissien et al., 2010). Pour pallier en partie ce risque d'érosion des sols, les versants ont depuis longtemps été aménagés en terrassettes couplées à un réseau de fossés.

En raison de ces différentes problématiques et de la présence de réseaux de fossés dans la zone d'étude, la modulation des processus hydrologiques par les fossés peut être une opportunité pour cette zone. L'étude de la relation entre la variabilité des réseaux de fossés et de leurs propriétés avec le fonctionnement hydrologique se justifie donc dans cette zone d'étude.

Chapitre 2

Présentation de la base de données réalisée pendant la thèse

Le premier objectif de la thèse est de caractériser (c'est-à-dire, mesurer, synthétiser et tenter d'expliquer) la variabilité spatio-temporelle des réseaux de fossés. Cette caractérisation passe nécessairement par l'acquisition de données de terrain, vu que la télédétection ne peut pas encore fournir de données suffisamment exhaustives et précises pour les objectifs de la thèse. Ensuite, afin de simuler la distribution spatio-temporelle des réseaux de fossés et leurs propriétés, des données d'entrée aux procédures de simulation sont nécessaires. Finalement, pour évaluer l'impact de la variabilité des réseaux de fossés sur les flux hydrologiques, des modèles sont utilisés, modèles qui nécessitent également de nombreuses données d'entrée. Devant l'importance et la quantité de l'ensemble de ces données et parce que la plupart de ces données ont servi dans différentes parties de la thèse, il est nécessaire d'en faire une présentation préalable. Ce chapitre présente donc les données générées et collectées pendant la thèse. On distingue trois types de données :

- les données sur la configuration spatiale des réseaux de fossés acquises sur le terrain,
- les données sur l'état de végétation et les pratiques d'entretien des fossés, également acquises sur le terrain,
- les autres données collectées ou produites pendant la thèse, nécessaires à l'analyse des fossés dans leur contexte paysager et à l'alimentation des différents modèles et algorithmes de simulation utilisés.

2.1 Acquisition de données sur la configuration spatiale des réseaux de fossés

Les données sur la configuration spatiale des réseaux de fossés ont été acquises du printemps à l'été 2010, sur neuf échantillons du paysages de 1 km² et un de 40 km² répartis dans les parties

cultivées des bassins de l'Hérault, de l'Orb et du Libron. Le plan d'échantillonnage est explicité dans le chapitre où ces données sont mobilisées (chapitre 3). Des photographies aériennes à 50 cm de résolution spatiale et imprimées à une échelle de 1 : 5000 ont été utilisées pour localiser les fossés sur le terrain. Les réseaux de fossés considérés comprenaient à la fois des fossés agricoles, des fossés de bord de route, des buses, des ruisseaux canalisés, mais aussi des chemins creux et routes creuses identifiés comme chemins de l'eau et qui connectaient le plus souvent des fossés entre eux ou des fossés à des ruisseaux. Environ de 1,5 km² à 3 km² étaient couverts par jour et par personne, en fonction de la difficulté du terrain. Ces données ont ensuite été digitalisées et géoréférencées sur SIG. La précision géométrique estimée est de l'ordre du mètre, avec néanmoins une précision de positionnement des sources du réseau moindre, de l'ordre de 5 m, en raison de la difficulté d'estimer cette position sur le terrain même. Une couche d'information géographique a été créée par zones de relevés ; les métadonnées pour la couche de la Peyne sont données pour exemple en annexe B. La figure 2.1 présente l'ensemble des relevés réalisés dans les différentes zones d'études. Un premier examen visuel rapide permet de remarquer la variabilité importante en terme d'abondance des fossés entre les différentes zones, mais aussi au sein de chaque zone. Enfin, l'acquisition de données de terrain sur la configuration spatiale de ces réseaux sur une aussi grande étendue (quasiment 50 km²) semble assez inédite.

2.2 Acquisition de données sur l'entretien et la couverture végétale des fossés

La première phase de cette acquisition de données a été la réalisation de pré-enquêtes (structure de la fiche d'entretien en annexe C). Sept agriculteurs contactés au hasard ont été enquêtés sur les pratiques d'entretien des fossés lors d'un entretien ouvert. Ces entretiens préalables avaient pour but de définir les raisons de mise en œuvre de l'entretien, les pratiques d'entretien possibles, le type de matériel, les fréquences moyennes d'entretien et d'orienter la construction d'un questionnaire plus fermé. Suite à ces pré-enquêtes, un questionnaire a été élaboré (Annexe D). Ce questionnaire se focalisait sur un fossé uniquement, pour lequel l'enquêteur caractérisait son état de végétation (fond du fossé et paroi du côté de l'enquêté), sa dimension, sa position et en prenait une photographie. L'agriculteur était alors enquêté sur la fonction perçue du fossé, sur les types d'entretien réalisés (raison de mise en œuvre ou de non mise en œuvre, matériel, fréquence, période, etc.). Enfin, quelques renseignements sur la parcelle associée au fossé (présence de drainage enterré, type d'entretien du sol, etc.) et sur l'exploitation (année d'installation, engagement environnemental, etc.) étaient demandés. Afin de maximiser le nombre d'agriculteurs enquêtés en un minimum de temps, la stratégie adoptée a été de partir directement à la rencontre des agriculteurs dans leurs parcelles, plutôt que de tenter d'obtenir des rendez-vous chez eux. Cette enquête s'est déroulée au mois de mai 2011. Environ une dizaine de fossés par jour était enquêtée. Au vu de l'investissement nécessaire à la mise en œuvre de l'enquête, il a été choisi de se concentrer uniquement sur le bassin versant de la Peyne. Finalement, 111 fossés ont été enquêtés. Après exclusion de questionnaires avec trop de données manquantes, ou de question-

naires où l'enquêté n'exploitait la parcelle que depuis trop peu de temps, 101 questionnaires ont été conservés, ce qui correspondait à 61 exploitants. Des exploitants ont été rencontrés plusieurs fois et plusieurs fossés ont parfois été enquêtés à la fois.

Suite à ces enquêtes où les régimes d'entretien ont pu être définis, le suivi régulier de la végétation de ces 101 fossés a été entrepris, avec six périodes de relevés en mai 2011, août 2011, novembre 2011, janvier 2012, mars 2012 et mai 2012 (format de la fiche de relevés en annexe F). Les pourcentages de végétation vivante et morte sur les parois (du côté de l'enquêté) et le fond du fossé étaient notés à chaque passage, ainsi que la présence d'un entretien passé depuis le précédent passage (sur le côté de l'enquêté). La précision sur les pourcentages de couverture végétale a été estimée à 20 % (estimation sur des fossés semblant ne pas avoir évolué d'une période à l'autre). Ce suivi régulier a permis de comparer les entretiens déclarés pendant l'enquête aux observations, et de mettre en relation les pratiques d'entretien avec les évolutions de végétation observées. La figure 2.2 illustre l'exemple des changements qui ont pu être observés pour un fossé donné.

Finalement, en parallèle à ces enquêtes d'agriculteurs, une enquête de deux collectivités locales a révélé leur stratégie globale d'entretien des fossés de bord de route (structure de la fiche d'entretien en annexe E). Les deux collectivités concernées étaient le conseil général de l'Hérault (antenne de Pézenas) pour l'entretien des fossés bordant les routes départementales et la commune de Roujan pour l'entretien des fossés bordant les routes communales. À l'inverse des enquêtes agriculteurs, ces deux enquêtes n'étaient pas focalisées sur un fossé donné, mais plutôt sur la stratégie globale d'entretien des fossés. En effet, les collectivités appliquent à peu près la même stratégie quels que soient les fossés considérés.

2.3 Collecte de données sur les milieux étudiés

Les principales données pré-existantes collectées pendant la thèse sont référencées dans le tableau 2.1. Elles correspondent principalement à des données géographiques, complétées par quelques données nécessaires à la modélisation hydrologique. Les modèles numériques de terrain (MNT) constituent une part importante de ces données et ont été mobilisés tout au long de la thèse, que ce soit pour la caractérisation des milieux ou en entrée des modèles et algorithmes de simulation.

En complément de ces données pré-existantes, les limites parcellaires et l'occupation du sol ont été digitalisées sur les neufs zones de 1 km² et sur le bassin versant de la Peyne (40 km²) à partir des ortho-photographies aériennes de 2009.

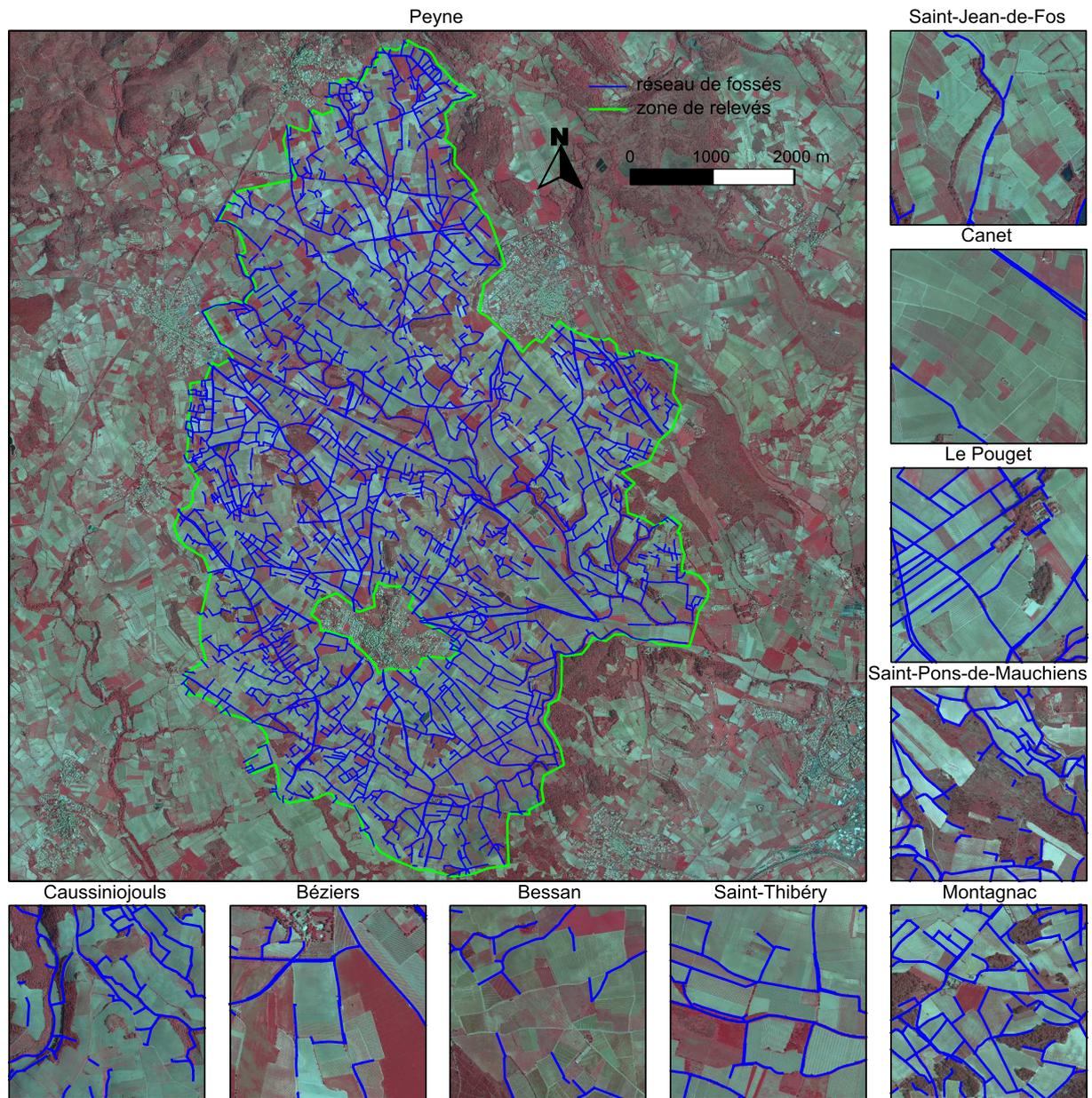


Figure 2.1 – Relevés des réseaux de fossés sur le bassin versant de la Peyne et les neuf autres zones de 1 km sur 1 km chacune.



Figure 2.2 – Photographies d’un fossé de mai 2011 à mai 2012.

Tableau 2.1 – Principales données pré-existantes collectées durant la thèse

Descriptif	Zone	Année	Type	Producteur	Principales utilisations
MNT LIDAR à 1 m de résolution spatiale ($\sigma_z < 1m$)	Peyne (en partie)	2002	SIG (raster)	INSU	Analyses locales
MNT obtenue par stéréo-photogrammétrie à 5 m de résolution spatiale ($\sigma_z < 1m$)	Hérault	2005	SIG (raster)	GAIA Mapping (pour le Conseil Général de l'Hérault)	Donnée d'entrée des modèles hydrologiques et de spatialisation
MNT obtenu par interpolation de courbes de niveau à 50 m de résolution spatiale	Hérault	1998	SIG (raster)	UMR LISAH	Analyses à petite échelle (sélection des zones d'étude...)
Ortho-photographies aériennes à 50 cm de résolution spatiale (BD ORTHO ®)	Hérault	2009	SIG (raster)	IGN	Localisation des fossés sur le terrain, digitalisation de divers éléments, fonds de carte
Cartes topographiques au 1 : 25000 (SCAN 25 ®)	Hérault	2006	SIG (raster)	IGN	Localisation et digitalisation de certains éléments paysagers, fonds de carte
Parcellaire cadastral	Bassin versant de la Peyne	1997	SIG (vecteur)	Direction Générale des Impôts	Donnée d'entrée des modèles de spatialisation
Occupation du sol	Hérault	2006	SIG (vecteur)	OPSIGAIA (pour SIG LR)	Analyses à petite échelle (sélection des zones d'étude...)
Limites administratives (GéoFla ®)	Hérault	-	SIG (vecteur)	IGN	Donnée d'entrée des modèles de spatialisation
Carte pédologique au 1 : 25000	Peyne	2008	SIG (vecteur)	UMR LISAH	Donnée d'entrée des modèles de spatialisation
Carte pédologique au 1 : 100000	Hérault (en partie)	1993	SIG (vecteur)	UMR LISAH	Donnée d'entrée des modèles de spatialisation, sélection des zones d'étude
Carte des pédo-paysages au 1 : 250000	Hérault	1999	SIG (vecteur)	UMR LISAH	Donnée d'entrée des modèles de spatialisation, sélection des zones d'étude
Données météorologiques et climatiques	Bassin versant de Roujan	Varié	Tables	ORE OMERE	Caractérisation du milieu, donnée d'entrée du modèle hydrologique
Données de paramétrage et de calibration du modèle hydrologique MHYDAS	Bassin versant de Roujan	2009	Tables	UMR LISAH	Paramétrisation du modèle MHYDAS

Deuxième partie

Configuration spatiale des réseaux de fossés et hydrologie de surface des bassins agricoles

Dans cette partie, on analyse dans un premier chapitre la variabilité spatiale de la densité des réseaux de fossés dans les paysages agricoles de l'Hérault et à quel point cette variabilité est conditionnée par les propriétés du paysage (topographie, sols, etc.). Pour cela, un modèle de régression-krigeage de la densité des réseaux de fossés est développé. La variabilité de la densité des réseaux est expliquée à 61 % par un modèle basé sur la topographie, le sol, la densité des routes et des limites de parcelles culturales. On fait l'hypothèse que la majeure partie de variabilité non expliquée correspond à des facteurs socio-économiques, et donc à des leviers d'action pour l'aménagement des paysages cultivés.

On montre ensuite dans le chapitre 4 que la variabilité de la densité des réseaux de fossés a un impact important sur les écoulements de surface à l'échelle du bassin versant du Bourdic (6,4 km²). Pour ce faire, le chaînage d'un algorithme de simulation de réseaux avec un modèle hydrologique à base physique et spatialement explicite est réalisé. On montre que (i) le débit dans le réseau et le ruissellement sur les versants est directement conditionné par la densité des réseaux et (ii) que le réseau actuel semble permettre de limiter quasiment au minimum le ruissellement sur les versants. L'efficacité du réseau actuel à intercepter le ruissellement est par ailleurs plus grande que celle des réseaux simulés.

Afin d'explorer plus intensivement l'effet des réseaux dans l'interception du ruissellement, le diagnostic de l'efficacité des réseaux actuels à limiter le risque d'érosion des sols des parcelles (directement relié au ruissellement) est réalisé à l'échelle du bassin versant de la Peyne dans le chapitre 5. Cette efficacité est évaluée suivant des indices géomorphologiques. On cherche par ailleurs à mieux évaluer l'efficacité des réseaux actuels, en les comparant avec des simulations de réseaux qui cherchent à minimiser le ruissellement sur les parcelles. Finalement, on montre que l'efficacité des réseaux de fossés à limiter le risque d'érosion est distribuée de manière homogène dans les paysages agricoles de la Peyne et est proche de l'efficacité maximale. Cette efficacité dépend principalement de la densité des réseaux. Toutefois, afin de limiter le risque d'érosion à un seuil donné, des gains significatifs en longueur de réseau sont possibles en modifiant la topologie de ces réseaux.

Chapitre 3

Modélisation spatiale de la densité des réseaux de fossés dans les paysages cultivés

3.1 Résumé

Dans les paysages cultivés, les réseaux hydrographiques peuvent être grandement étendus et modifiés par les linéaires paysagers anthropiques, tels que les fossés agricoles et les fossés de bord de route. Ces réseaux de fossés ont un impact sur les processus hydrologiques et d'érosion des sols. Ils ont ainsi un impact sur la redistribution des sols et contribuent à la stabilité des versants aménagés en terrasses dans les zones méditerranéennes. Modifier la densité de ces réseaux peut alors être une opportunité de moduler les processus hydrologiques et d'érosion des sols. L'objectif de cet article est de déterminer comment varie la densité des réseaux de fossés dans les paysages cultivés et à quel point cette densité dépend des propriétés du paysage. On réalise pour cela des relevés terrain de ces réseaux de fossés sur une large étendue (49 km²) et une approche en quatre étapes est adoptée : (i) la sélection d'un support géographique adapté pour le calcul de la densité des réseaux de fossés, (ii) la sélection d'un modèle spatial explicatif, (iii) l'identification de potentielles variables explicatives de la densité des réseaux de fossés reliées aux attributs du paysage et (iv) la validation du modèle explicatif. Le modèle estime la densité des réseaux de fossés à une résolution de 250 m × 250 m en faisant appel à la régression linéaire multiple et à la régression krigage. Les variables explicatives sont reliées à la topographie, au type de sol, à la densité des routes et à la densité des limites parcellaires. Ces variables explicatives prennent en compte 55 % de la variabilité des réseaux de fossés. Les 45 % restants de cette variabilité sont supposés être principalement reliés à des facteurs socio-économiques et représentent ainsi les marges de manœuvre existantes sur la modification de ces réseaux.

Spatial modeling of man-made drainage density of agricultural landscapes.

Levavasseur F., Lagacherie P., Bailly J.S., Biarnès A., Colin F.

(article submitted in *Earth Surface Processes and Landforms*)

Abstract

In agricultural landscapes, drainage networks can be greatly extended and modified by man-made linear features, such as agricultural ditches and roadside ditches. These man-made drainage networks impact hydrological and erosion processes. They consequently impact soil redistribution and contribute to the stability of terraced hillslopes in Mediterranean areas. Modifying the density of these man-made drainage networks can thus be a valuable tool to modulate hydrological and erosion processes. The objective of this paper is to determine how vary the density of man-made drainage networks in agricultural landscapes and to quantify the extent to which this man-made drainage density depends on the landscape attributes. We performed field surveys of man-made drainage networks on a large area (49 km²) and then adopted a four-step approach to: (i) select a suitable geographical support to compute drainage density, (ii) select a spatial explanatory model, (iii) identify potential explanatory variables of man-made drainage densities relative to landscape attributes and (iv) validate the explanatory model. The model estimated the drainage density at a resolution of 250 m × 250 m by employing multiple linear regression and residual kriging. The explanatory variables were related to the topography, the soil type, the density of roads and the density of the field boundaries. These explanatory variables accounted for 55 % of the variability in the man-made drainage density. The remaining 45 % of the variability were assumed to be mainly related to socio-economic factors, and thus represent the latitude in modifying these networks.

3.2 Introduction

Drainage density was defined by Horton (1932) as the ratio between the total length of the streams in a watershed and the area of the watershed. Drainage density is assumed to be related to hillslope processes, including erosion, runoff generation and slope stability (Tucker and Bras, 1998). Drainage density has been shown to impact flow characteristics (Gregory and Walling, 1968; Post and Jakeman, 1996; Pallard et al., 2009; Kileshye Onema and Taigbenu, 2011). Therefore, drainage density is a variable that should be considered while classifying catchments and determining the hydrologic similarity between catchments (Wagener et al., 2007). Moreover, drainage density can be used for the regionalization of hydrological model parameters when predicting runoff in ungauged catchments (Humbert, 1990; Post and Jakeman, 1999; Berger and Entekhabi, 2001; Kay et al., 2006).

The spatial variability in the drainage density of a landscape is thus an important feature in hydrology and geomorphology (Tucker et al., 2001). To study this variability, channels networks are usually extracted from Digital Terrain Models (DTM) (O'Callaghan and Mark, 1984;

Tarboton, 1997) or from topographical maps. Drainage density has been shown to vary with various landscape characteristics, such as climate, relief, land-cover, soil and lithology (Tucker et al., 2001; Luoto, 2007).

In agricultural landscapes, drainage networks can be greatly extended and modified by man-made linear features, such as roads, roadside ditches or agricultural drainage ditches (Wemple et al., 1996; Duke et al., 2006). Man-made drainage networks are particularly common in every agricultural landscapes, such as temperate and boreal landscapes (Dunn and Mackay, 1996; Carluer and Marsily, 2004; Herzon and Helenius, 2008; Procopio and Bunnell, 2008), tropical landscapes (Gardner and Gerrard, 2003) and Mediterranean landscapes (Ramos and Porta, 1997; Moussa et al., 2002; Roose and Sabir, 2002; Pita et al., 2006; Warner, 2006) (Fig.3.1).



Figure 3.1: Four examples of man-made drainage features in the Hérault département in the south of France: (A) a small ditch conveying runoff at the bottom of a terrace front on a hilly landscape, (B) a ditch in a flat area, (C) a roadside ditch and (D) a sunken path that also acts as a drainage ditch.

These man-made drainage networks impact runoff and groundwater dynamics (Moussa et al., 2002; Carluer and Marsily, 2004; Dages et al., 2009) and also erosional processes (Ramos and Porta, 1997; Gardner and Gerrard, 2003; Paroissien et al., 2010) by intercepting surface runoff and conveying it out of the fields. Often associated with terrace fronts, these networks thus contribute to the stability of terraced hillslopes in Mediterranean areas (Stanchi et al., 2012). The same way as for the natural drainage networks, the man-made drainage density, i.e., the density of man-made drainage networks, has been shown to be a key factor influencing the control of these aforementioned physical processes (Dunn and Mackay, 1996; Finke et al., 2004; Krause et al., 2007). Man-made drainage density seems to be a key parameter especially for controlling surface runoff (chapter 4) and the associated soil erosion. Moreover, man-made drainage networks are often dense enough to significantly increase the hydrological connectivity of a catchment. These man-made linear features are thus important to consider when studying the runoff and erosion processes of small, cultivated catchments. Some studies revealed that man-made drainage densities can be highly variable in space (Lagacherie et al., 2006; Procopio and Bunnell, 2008). Modifying the density of these networks could thus be a way to modulate runoff and thus erosion processes in agricultural landscapes. However, we need to know how this density is variable and the extent to which it depends on the physical landscape before being able to propose some modifications of this density.

Methods for modeling the variability of man-made drainage density that rely on correlations with auxiliary data can be proposed. Such methods are commonly used for digital soil mapping and other environmental sciences applications. According to the methodology proposed by Hengl (2009), methods that combine regressions and geostatistical modeling can be used to model and estimate drainage densities, depending on whether the drainage density exhibits a spatial structure.

The main objective of this study was to model the spatial variability of man-made drainage density in agricultural landscapes, to understand its variability and the extent to which it depends on the landscapes attributes. We only focused on open-channel drainage and not on tile drainage. This approach included the prior determination of the optimal resolution at which the drainage density was computed. We then used statistical regressions from auxiliary environmental data and geostatistical models that exploited spatial structures. Finally, we validated our results.

3.3 Study area

3.3.1 General description

The study area is the cultivated portion of the Hérault French département of the Languedoc-Roussillon région, in the south of France. We did not consider the northern mountainous region, where cultivation is limited, or the eastern part, where urbanization is high (Fig.3.2). At the département scale, the land-cover is mainly vineyards, comprising 50 % of the utilized agricultural area. However, a third of the vineyards have been grubbed up for twenty years because of the wine crisis (DDTM34, 2011). Nearly 10 % of the utilized agricultural area is planted with cereal fields. In the southern and western cultivated areas of the département that we studied, the proportion of vineyards is even higher (approximately 75 %). In 2000, small farms predominated with an average farm area of 13 ha according to the data from the agricultural census conducted by the Regional Direction of Agriculture and Forest.

The climate is Mediterranean with 600 mm to 800 mm of precipitation per year and two short but intense rainy seasons in the autumn and spring. This climate combined with the intensive vine cultivation, causes the area to be sensitive to flash flooding, erosion and pesticide contamination. For example, the mean erosion rate in the study area is $10.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ but the spatial variability of the intensity of erosion is high (Paroissien et al., 2010).

The altitude varies between approximately 0 m and 350 m in the southern portion of the département. From a geomorphologically point of view, we can distinguish four main areas: (i) the alluvial and coastal plains and low terraces of the main rivers, (ii) the hilly landscapes that are mostly calcareous but also contain marls, (iii) the hilly landscapes on shales in the western portion of the area and (iv) the mountains in the northern part of the département (outside of our study area). Two main catchments cover our study area, the catchments of the Hérault and Orb rivers.

3.3 Study area

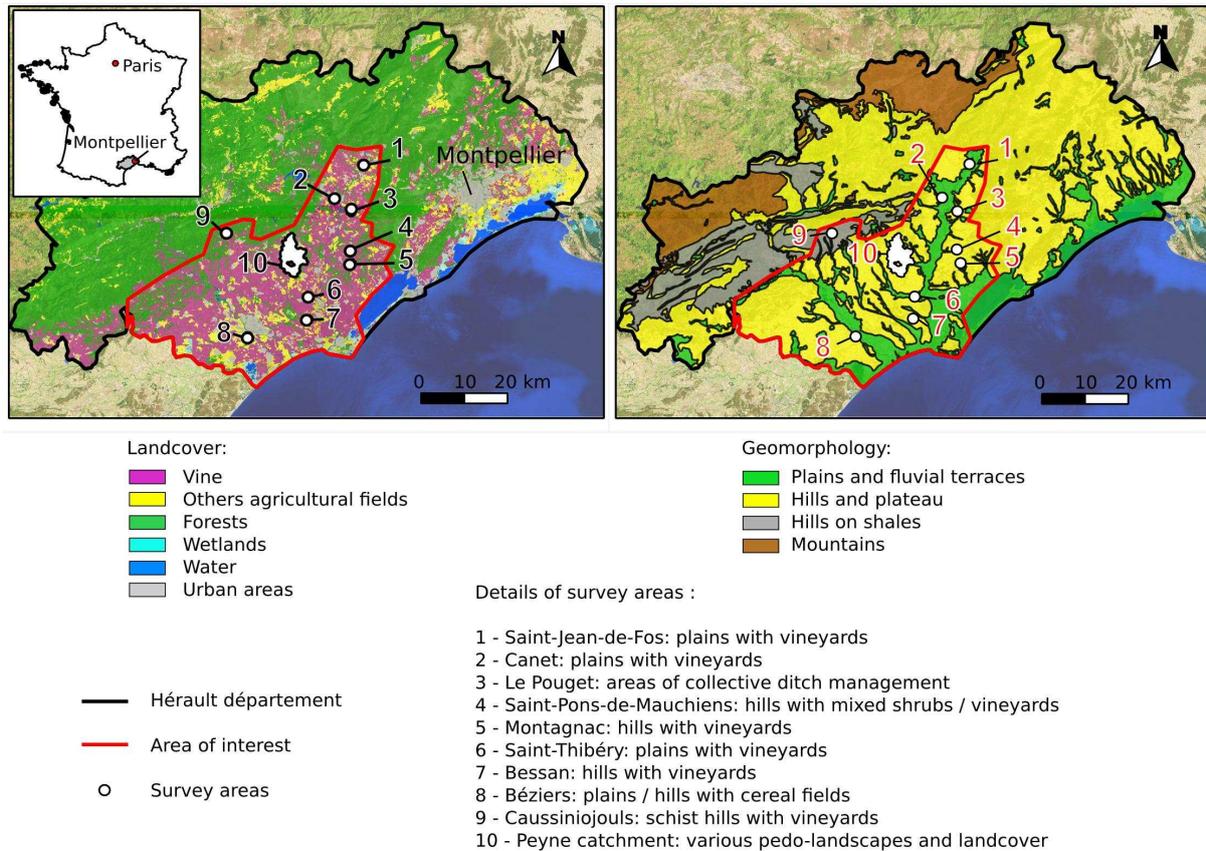


Figure 3.2: Study area. The ten survey areas are distributed through the vineyards area of the Hérault département and the three main cultivated pedo-landscapes.

3.3.2 Field data

Spatial sampling of contrasting landscapes located in the study area

All of the man-made drainage networks throughout the entire study area could not be surveyed in the field. Thus, a stratified sampling strategy based on landscape characteristics was performed. The landscape characteristics used to define the sampling strategy were the pedo-landscapes given by soil map 2 (Table 3.3), the main type of land-cover and the topography (Fig.3.2). All of these characteristics were assumed to have an influence on the man-made drainage density of the landscape. Consequently, nine 1 km² square areas and one larger area (40 km²) were selected (Table 3.1) for exhaustive field surveys. The goal of selecting the large survey area (the Peyne subcatchment) was to allow us to analyze the spatial variability of drainage densities for multiple geographical supports.

Data acquisition

In contrast to natural stream networks, man-made drainage networks are almost never mapped on topographical maps. Their remote sensing is not yet accurate enough to create such maps

Table 3.1: Survey areas characteristics

Survey area name	Size	Pedo-landscape	Land-cover
1 - Saint-Jean-de-Fos	1 km ²	Fluvial terrace, flat area	Vineyards / orchards
2 - Canet	1 km ²	Fluvial terrace, very flat area	Vineyards
3 - Le Pouget	1 km ²	Plateaux, former pond drained by ditches	Vineyards
4 - Saint-Pons-de-Mauchiens	1 km ²	Hills	Vineyards, shrubs
5 - Montagnac	1 km ²	Hills	Vineyards
6 - Saint-Thibéry	1 km ²	Alluvial plain, flat area	Vineyards
7 - Bessan	1 km ²	Plateaux, upslope position	Vineyards
8 - Béziers	1 km ²	Plains and hills	Cereal fields
9 - Caussiniojous	1 km ²	Hills on shales	Vineyards
10 - Peyne subcatchment	40 km ²	Plains and hills	Vineyards, cereal fields, shrubs

(Bailly et al., 2008). Indeed, man-made drainage ditches may be very narrow (widths and depths of less than 1 m) and densely covered with vegetation. Moreover, only features with horizontal dimensions of the same order of magnitude as the ground resolution of remotely sensed data can be detected (Notebaert et al., 2009). This limits the usability of remote sensing at a regional scale because very high resolution data are not available at this scale (Notebaert et al., 2009). Therefore, drainage density cannot be accurately inferred from the delineations provided by geodatabases or remote sensing data. We thus conducted field surveys of these man-made drainage networks in the spring and summer of 2010 at an average speed of 1.5 to 3 km² per day and per person according to the difficulty of the terrain. The man-made drainage networks mainly consisted of agricultural ditches, roadside ditches, culverts, canalized streams and sunken paths and roads. The width and depth of these elements varied from approximately 50 cm to several meters. 50 cm aerial photographs were used at a scale of 1:5,000 to locate the elements of the drainage networks in the fields. The man-made drainage networks were then digitalized and georeferenced using the Quantum GIS (QGIS) software (Quantum GIS Development Team, 2011).

3.4 Methods

The methodology of the proposed modeling process includes four steps:

1. the selection of a geographical support to model the drainage density;
2. the selection and calibration of a spatial explanatory model;
3. the identification of the potential landscape explanatory variables of the man-made drainage density;
4. the assessment of the performance of the explanatory model.

3.4.1 Selecting a geographical support

Square grid-based analysis

To model the drainage density, we used a square grid for which the cumulated length of the drainage network divided by the grid cell area was attributed to each grid cell. A grid-based analysis was used for various reasons. Square grids allowed us to model the drainage density throughout the landscape with the same geographical support. This would not be possible if either individual drainage features (e.g., a ditch) or catchments were used as the spatial scale of the analysis. Moreover, a square grid-based analysis allowed us to link the spatial variability of the drainage density with landscape explanatory variables. We could have used kernel estimators instead, but we chose a square grid-based analysis because of its simplicity and the absence of edge effects. Furthermore, the use of a square grid allowed us to maintain the maximal spatial variability of the drainage densities. For all of these reasons, grid-based analyses have been used in various studies to compute the densities of linear elements of landscapes, such as streams (Oguchi, 1997; Luoto, 2007), hedgerows (Burel and Baudry, 1990; Deckers et al., 2005), roads (Hawbaker et al., 2005) or lineaments (Casas et al., 2000). Nevertheless, the use of a square grid creates an issue with the selection of the grid cell size Borruco (2003). To deal with this issue, we proposed a method to define empirically the optimal grid cell size in our study

Selection of the grid cell size for the spatial modeling of man-made drainage density

Numerous studies have dealt with the selection of the grid cell size (Obeysekera and Rutchey, 1997; Hengl, 2006; Duveiller and Defourny, 2010). However, none of these studies have considered the case of making density maps from maps of linear features, though these studies have considered the use of different criteria to optimize the cell resolution (e.g., object detection in images). Moreover, all of these studies dealt with the case of a variable fully defined in space, such as elevation or land-cover. In studies concerned with the densities of linear features, the selection of the scale was often arbitrary (Hawbaker et al., 2005) or related to farms or fields characteristics (Burel and Baudry, 1990; Deckers et al., 2005). Nevertheless Casas et al. (2000) suggested that the best choice of grid cell size to study the densities of lineaments would be the one that respected the average spacing between the lineament under examination. Using a grid that respects the line spacing allows for the minimization of the number of cells that do not contain any lines.

To take into account the line spacing, we proposed to directly determine the grid cell size for which no bi-modality in the distribution of the resulting drainage densities was observed. The test for unimodality was performed using the dip-test (Hartigan and Hartigan, 1985) in the GNU-R software (R Development Core Team, 2010). The dip statistics were computed for the drainage density distributions from the samples with grid cell sizes of 50 m, 100 m, 166 m, 200 m, 250 m, 333 m, 500 m and 1000 m; each value is approximately a divisor of the size of most of the survey areas (1000 m \times 1000 m). The values of the dip statistics were then compared with the values of the dip statistic for 100,000 uniform distributions. We could reject the null

hypothesis of uni-modality with an error probability of less than 1% (arbitrary threshold) if the dip statistic for the tested sample was higher than the 99-th quantile of the distribution of the dip statistics for the uniform distribution.

However, we searched for a coefficient of variation of drainage densities that remained high because we also wanted to maintain a high variability of drainage densities. The best cell size for this study should therefore be a compromise between the line spacing and the variability of the resulting drainage densities.

3.4.2 Spatial explanatory model of man-made drainage density

To select a spatial explanatory model, Hengl (2009) proposed a general decision tree. Using this framework, we chose a regression-kriging model. Regression-kriging combines a regression of the dependent variable on the auxiliary variables with the simple kriging of the regression residuals (residual kriging). This method allows the user to separately interpret the power of the regression model, the deterministic part, and that of the kriging interpolation, the stochastic part, i.e., the non explained part of the variability (Hengl et al., 2007). An advantage is thus to measure the spatial correlation in randomness that can drive to consider other processes. Hence, this method has been used in many studies because of its simplicity and its ability to consider both a deterministic component and a spatial dependence structure to model a variable, e.g., for the prediction of meteorological data (Alsamamra et al., 2009) or soils properties (Hengl et al., 2007).

For the regression model, we chose a multiple linear regression (MLR) model. From the residuals of the MLR model, we computed an empirical semivariogram (Matheron, 1962), which plots the semivariance, i.e., the expected squared increment of the residuals distant from a given distance h against the distance h . From the empirical semivariogram, a semivariogram was modeled and used for the modeling of the residuals in the unsampled areas by kriging interpolation. Thus, the target variable, i.e., the drainage density, could be expressed for an unsampled location s_0 as the sum of the deterministic and stochastic components Hengl (2009):

$$\hat{z}(s_0) = \hat{m}(s_0) + \hat{e}(s_0) \quad (3.1)$$

$$\hat{z}(s_0) = \sum_{k=0}^p \hat{\beta}_k \times q_k(s_0) + \sum_{i=1}^n \lambda_i \times e(s_i) \quad (3.2)$$

where $\hat{m}(s_0) = \sum_{k=0}^p \hat{\beta}_k \times q_k(s_0)$ is the fitted deterministic component, i.e., the MLR model; $\hat{e}(s_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i \times e(s_i)$ is the interpolated residual; p is the number of explanatory variables of the MLR model; n is the number of observations; $\hat{\beta}_k$ are the estimated MLR model coefficients ($\hat{\beta}_0$ is the estimated intercept); $q_k(s_0)$ are the values of the explanatory variables at location s_0 ; λ_i are the kriging weights depending on the spatial dependence structure of the MLR residuals and $e(s_i)$ is the residual at location s_i . The MLR coefficients $\hat{\beta}_k$ were estimated from the training sample by the ordinary least squares (OLS) method.

We used the geoR library in the GNU-R software to perform the regression-kriging.

3.4.3 Identification of potential explanatory variables of man-made drainage densities

To identify potential explanatory variables of man-made drainage densities relative to landscape attributes, we considered the role of these man-made drainage networks. According to the literature, the roles of man-made drainage networks are the interception of runoff from hillslopes and roads, the lowering of the water table via the drainage of groundwater and the conveyance of water towards downstream areas (Dunn and Mackay, 1996; Ramos and Porta, 1997; Adamiade, 2004; Carluer and Marsily, 2004; Duke et al., 2006).

We first considered the influence of topography on runoff production and accumulation. We computed two topographic indices: the convergence index with a search radius of 250 m (Kothe and Lehmeier, 1996) and the slope derived from the 5 m DTM (Table 3.3). They were both computed using SAGA GIS (<http://saga-gis.org>). Low values of the convergence index corresponded to areas where water converges; thus high convergence index values were assumed to indicate a low drainage density.

The type of soil in an area affects the runoff production and the possibility of waterlogging. Hence, we classified the different soil units based on three characteristics. Type 1 soils limited the production of runoff and were thus assumed to disfavor high man-made drainage densities. Type 2 soils favored waterlogging and were thus assumed to favor high man-made drainage densities. Type 3 soils had no particular impact on runoff and were assumed to be neutral concerning their impact on man-made drainage density. Many parameters control the soil infiltration capacity (Wassenaar et al., 2005; Paré, 2011) and consequently the production of Hortonian runoff which is the prevalent runoff in Mediterranean areas. The effect of soil tillage or the amount of grass cover, for instance, can be very important in reducing runoff, but these factors are not constant in time and thus not easy enough to map to be considered here. However, the presence of stones on the surface was also recognized as a key parameter that can increase the soil infiltration capacity (Poesen et al., 1990; Wassenaar et al., 2005). In our study, the soils with numerous and not embedded stones on the surface were thus classified as type 1 soils. For instance, the soils of the Bessan survey area were considered to be type 1 soils. Concerning waterlogging, the soils that had a deep heavy horizon were classified as type 2 soils; the best example of this was the soils of the survey area of Montagnac. All the other types of soils were classified as type 3. Thus, the two explanatory variables selected concerning soil type were the percentage of type 1 soils and the percentage of type 2 soils within a grid cell.

To take into account the impacts of roadside ditches, two explanatory variables were chosen: the density of the main and secondary roads (d.roads.1) considered to be regularly maintained on the Institut Géographique National (IGN) maps (Table 3.3) and the density of other roads (d.roads.2) also considered to be regularly maintained. The roads were digitized on the maps of the landscapes structural elements (Table 3.3).

The density of field unit boundaries was added as another possible explanatory variable of man-made drainage density. Agricultural ditches were the most frequent features of these

networks and were always located along field unit boundaries. For instance, we surveyed a few agricultural ditches in the Béziers area which is covered by large cereal fields.

Natural areas were not considered in our study, although they certainly decreased surface runoff. First, few natural areas were present in our survey areas (except in Saint-Pons-de-Mauchiens). Secondly, when a large patch of natural area was present, the density of the field unit boundaries accounted for the expected effect of the decreased drainage density caused by the presence of natural areas because we only considered boundaries of cultivated field units.

Finally, we included seven potential explanatory variable relative to landscapes attributes to model man-made drainage density, all represented by quantitative variables (Table 3.2). These explanatory variables may be considered orthogonal (maximum coefficient of correlation $\rho=0.25$). We gathered various maps (Table 3.3) to compute these variables. Two soil maps were needed because the most detailed soil map did not cover the entire study area.

Table 3.2: Description of the selected explanatory variables and their assumed effect on the man-made drainage density

Explanatory variable	Notation	Assumed effect	Source data (Table 3.3)
Convergence index	CI	decreasing drainage density	5 m Digital Terrain Model (DTM)
Mean slope	slope	Increasing drainage density	5 m Digital Terrain Model (DTM)
Road density 1	d.road.1	Increasing drainage density	Maps of landscape structural elements
Road density 2	d.road.2	Increasing drainage density	Maps of landscape structural elements
Field unit boundary density	d.bound	Increasing drainage density	Land registry map and aerial photographs
Percentage of type of soil 1	%soil.1	Decreasing drainage density	Soil map 1 and soil map 2
Percentage of type of soil 2	%soil.2	Increasing drainage density	Soil map 1 and soil map 2

Table 3.3: Available spatial data

Description	Year	Type	Scale / Resolution	Producer / owner
Aerial photographs (BD ORTHO ®)	2009	Raster	50 cm	Institut Géographique National (IGN)
Maps of landscape structural elements (SCAN 25 ®)	2006	Raster	2.5 m	IGN
Digital Terrain Model (DTM)	2005	Raster	5 m	Conseil Général de l'Hérault
Soil map 1	1993	Vector	1:100,000	Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)
Soil map 2	1999	Vector	1:250,000	INRA
Land registry map of the Peyne subcatchment	1997	Vector	1:2,500	Direction Générale des Impôts (DGI)

3.4.4 Assessment of the performances of the explanatory model

We assessed the performances of the multiple linear regression alone and multiple linear regression coupled with residual kriging. We used V-fold cross-validation with a hundred repetitions. The sample was randomly divided into ten different sub-samples. Nine sub-samples were used for training, i.e., for calibrating the multiple linear regression and for estimating the semivariogram parameters of the residuals. The tenth was used for validation: the drainage density was modeled by using the multiple linear regression calibrated on the nine sub-samples, alone or coupled with residual kriging. We first repeated this operation ten times by changing the validation sub-sample each time, and we then repeated these ten operations a hundred times by changing the random division of the sample to avoid any sampling effects in the results. To assess the performances of the spatial model, we analyzed the distribution of the coefficient of determination (R^2) and the root mean squared error (RMSE) in both the training samples and the validation samples. We also compared the explanatory performances of the model with those of the drainage density computed from usual hydrographic databases. Then, we analyzed the estimates of the regression coefficients to compare the effect of each explanatory variable.

3.5 Results

3.5.1 Selection of the grid cell size for the spatial modeling of man-made drainage density

We could reject the null hypothesis of unimodality with an error probability of less than 1 % for a cell size inferior to 250 m (Fig.3.3, left). Thus, 250 m was the minimum cell size considered. The coefficient of variation of the drainage densities decreased exponentially with the grid cell size (Fig.3.3, right); therefore, we chose the minimum grid cell size of 250 m to maintain the maximum variability.

We took six grid cells in the Payne subcatchment as an example of the drainage density computation with a cell size of 250 m (Fig.3.4). There was a clear difference in drainage density between the northwestern cell where the drainage density was higher than 200 m/ha in comparison with the southeastern cells where the density was near zero (there were almost no man-made drainage networks present). Finally, with a grid cell size of 250 m \times 250 m, we obtained a total of six hundred and sixty three grid cells: sixteen grid cells for each of the nine survey areas of 1 km² (which represented a hundred and forty four grid cells) and five hundred and nineteen grid cells for the Payne subcatchment. The equivalent grid cell area was 62,500 m². This cell area was much greater than the average field unit area (6,500 m²) in our survey areas.

3.5.2 Variability of drainage densities among and inside survey areas

The ten survey areas exhibited a large amount of variability in man-made drainage density (Fig.3.5). The survey area with the lowest median drainage density was Canet, a very flat area on the terrace of the Hérault River. The other survey areas in plains also had low median

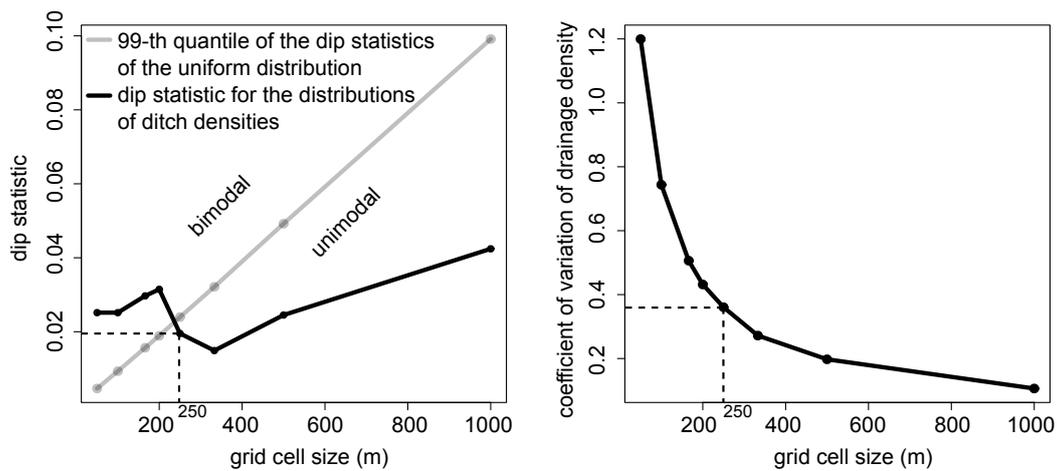


Figure 3.3: Selection of the grid cell size. Left: dip statistics of the unimodality test as a function of the grid cell size. Right: coefficient of variation of drainage density as a function of the grid cell size.

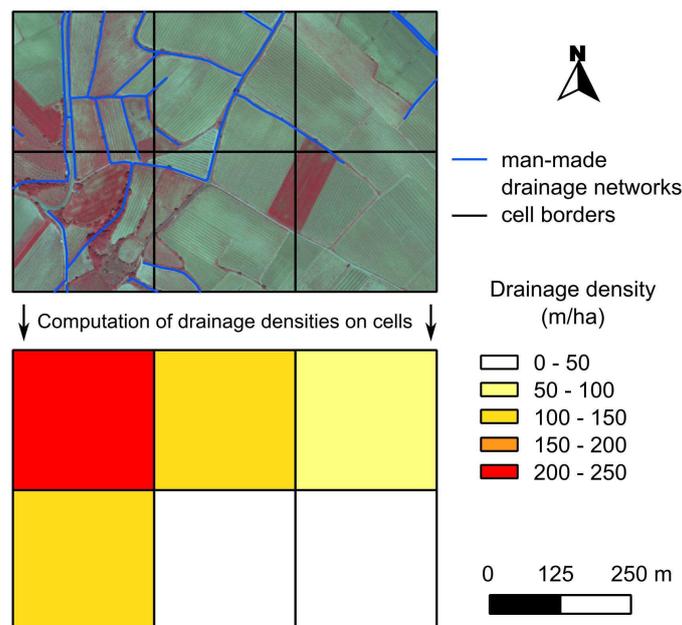


Figure 3.4: Example of the computation of the drainage density of six contrasted grid cells in the Payne subcatchment at a resolution of 250 m × 250 m.

drainage densities (Saint-Jean-de-Fos, Béziers, Saint-Thibéry), as did as the survey area of Bessan, which was expected due to its particularly well-drained soil and its upslope location in the landscape. The hilly landscapes had higher median drainage densities, with a maximum median drainage density equal to 129 m/ha for Montagnac. For all of the survey areas, the minimal drainage density was less than 10 m/ha, except for Caussinjoouls (14 m/ha) and Montagnac (84 m/ha). The maximum drainage density was greater than 200 m/ha for Le

Pouget (205 m/ha), Montagnac (206 m/ha) and the Peyne subcatchment (231 m/ha).

We also noticed a high variability in the drainage densities within each survey area (Fig.3.5). This finding is especially true for Caussiniojous, Saint-Pons-de-Mauchiens, Le Pouget and the Peyne survey areas, with ranges in drainage density equal to 161 m/ha, 167 m/ha, 201 m/ha and 231 m/ha, respectively. However, in the case of the Peyne subcatchment, the number of cells was much greater (five hundred and nineteen grid cells versus sixteen for each of the other nine survey areas). Thus, we had to explain two kinds of variability: the variability among survey areas and the variability inside each survey area. Finally, this high spatial variability in man-made drainage density reinforced the interest in modeling man-made drainage densities.

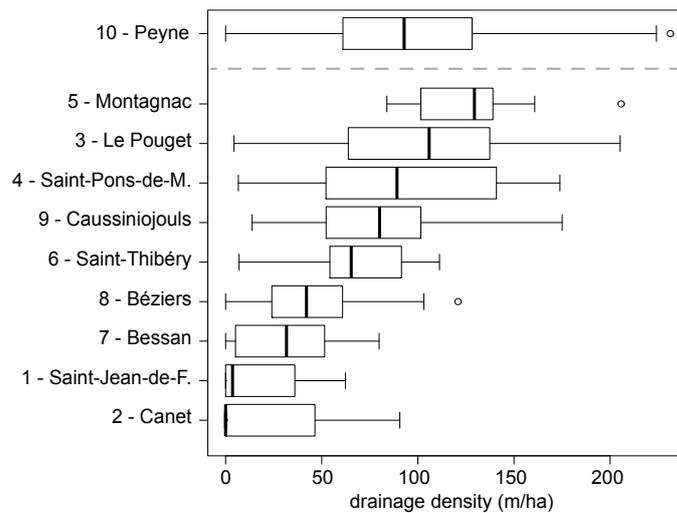


Figure 3.5: Distributions of drainage density by survey area. All of the plots represent 16 grid cells of $250 \text{ m} \times 250 \text{ m}$, except for the Peyne subcatchment (519 grid cells). The line within the box represents the median, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers extend to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box.

3.5.3 Spatial modeling of drainage densities

Results of the Multiple Linear Regression (MLR) model

Performances of the MLR model We first verified the hypothesis of the linear model. The normality of the residuals of the model was confirmed with a Shapiro test. No heteroscedasticity (heterogeneity of the variance of the residuals) was observed for the residuals.

The distributions of the coefficient of determination (R^2) were computed for the training sample and for the validation sample, as well as the distributions of the root mean squared error (RMSE) (Fig.3.6). The median R^2 indicated that the MLR model explained 55 % of the variability in the validation sample. Moreover, three-quarters of the validation samples produced an R^2 between 0.51 and 0.61. The median error was almost zero in the validation sample (6×10^{-3} m/ha). The median RMSE for the validation samples was 36 m/ha (33 m/ha for the training

sample), which represented 41 % of the mean drainage density. Finally, no significant effect of over-fitting was observed for the training sample, which had a median adjusted R^2 of 0.560 in comparison to the median R^2 of 0.565.

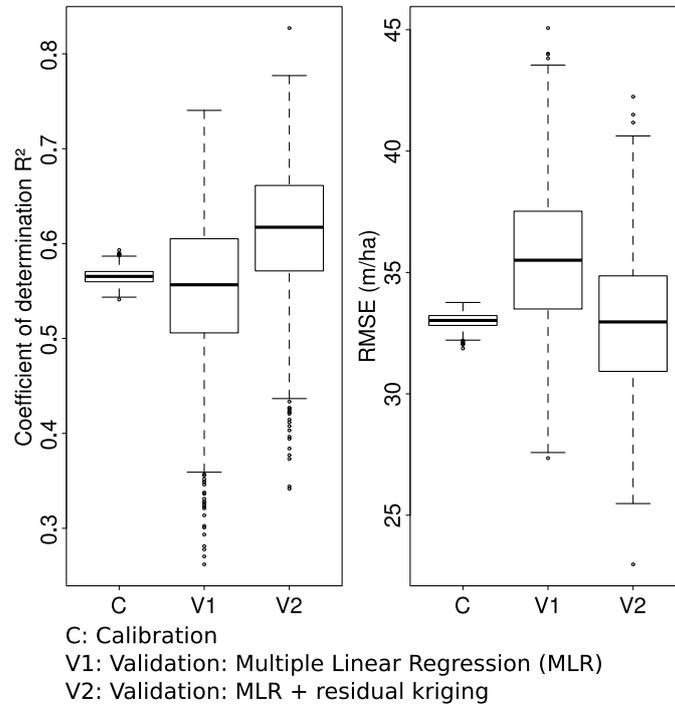


Figure 3.6: Model quality. Left: coefficient of determination. Right: root mean squared error. The line within the box represents the median, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers extend to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box.

We compared the maps of the actual and modeled drainage densities with the MLR model for the Payne subcatchment (Fig.3.7). Our model allowed to distinguish between areas with high drainage density and areas with low drainage density. The pattern of the variation in the drainage density was well simulated. However, the modeled map appeared more smoothed than the actual map.

Our model was also able to explain much more variability in man-made drainage density than drainage density computed from usual hydrographic databases. Indeed, the percentages of explained variability (i.e., the coefficient of determination) with the drainage density extracted from hydrographic databases (BD TOPO ®, BD Carthage ®, Institut Géographique National) was equal to 14 % for the cell size of 250 m. Moreover, we noticed that only 22 % of the network length surveyed in the fields were represented in the hydrographic databases, and this percentage varied greatly (between 0 % and 77 %) depending on the survey area. We also tried to explain the drainage density with the density of channels extracted from Digital Terrain Models. We used the classical D8-algorithm (O’Callaghan and Mark, 1984) with a 5 m DTM and various

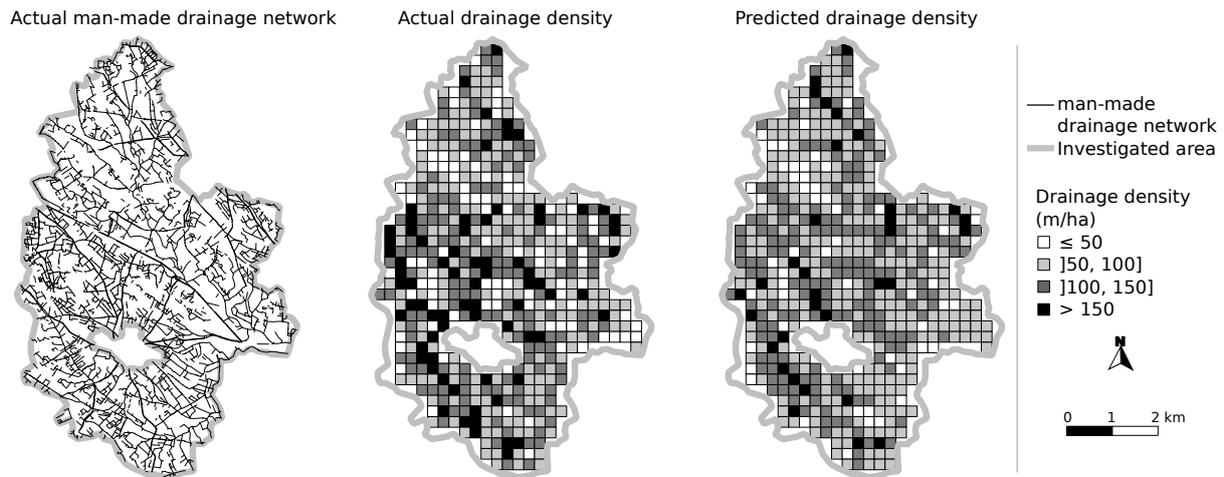


Figure 3.7: Maps of man-made drainage networks and of the actual and the modeled man-made drainage densities for the Peyne subcatchment.

initiation thresholds (from 1,000 m² to 500,000 m²). Regardless of the initiation threshold, the amount of variability explained was very low in comparison with our model, from 0 % to 15 %.

Importance of each explanatory variable Before analyzing the estimations of the regression coefficients, we first verified that the estimations of the regression coefficients were not too dependent on the training sample. For this purpose, we assessed the variability in the estimates of the regression coefficients following the cross-validation process. The coefficients of variation of the coefficient estimates of the cross-validation process were lower than 10 %. Therefore, we used the model calibrated on the entire sample to analyze the importance of each explanatory variable.

Table 3.4 presents the importance of each explanatory variable. First, all the variables were considered highly significant (all with p-values of t-tests less than 0.001). The expected effects were verified for all the variables: the slope, road density 1, road density 2, the percentage of type 2 soils and the density of field unit boundaries increased the drainage density, whereas the convergence index and the percentage of type 1 soils decreased the drainage density.

When looking at the standardized regression coefficients (Table 3.4), the most influential variables in decreasing order were: the convergence index, road density 1, the slope (or rather the log of slope), the percentage of type 1 soils, the field unit boundary density (or rather its log), road density 2 and percentage of type 2 soils.

According to the relative importance of each explanatory variable, we built new multiple linear regression models by progressively adding a variable at each step in order of importance (Table 3.5). Two variables increased the amount of variability in drainage density explained by the model by more than 10 % (the convergence index and the density of roads 1). Two others variables caused a 5 % increase or greater (the log of slope and the percentage of type 1 soils),

Table 3.4: Results of the multiple linear regression.

Variable	Estimate	Standard deviation	Standardized regression coefficient	p-value
Intercept (k)	71.56	22.36		1×10^{-3}
CI	-1.632	0.09671	-0.4506	2×10^{-53}
log(slope)	20.70	2.171	0.2523	3×10^{-20}
d.road.1	1.305	0.08222	0.4199	3×10^{-48}
d.road.2	0.3672	0.06111	0.1625	3×10^{-9}
%soil.1	-0.3765	0.03983	-0.2513	6×10^{-20}
%soil.2	0.3540	0.09291	0.09915	1×10^{-4}
log(d.bound)	23.33	3.578	0.1739	1×10^{-10}

and the last three variables only resulted in a 4 %, 3 % and 1 % increase, for the density of field unit boundaries, the density of roads 2 and the percentage of type 2 soils, respectively.

Table 3.5: Results of the partial multiple linear regression models.

Model	Adjusted R ²	Additional variability explained
k+CI	0.21	21 %
k+CI+d.roads.1	0.34	13 %
k+CI+d.roads.1+log(slope)	0.42	8 %
k+CI+d.roads.1+log(slope)+%soil.1	0.48	6 %
k+CI+d.roads.1+log(slope)+%soil.1+d.bound	0.53	4 %
k+CI+d.roads.1+log(slope)+%soil.1+d.bound+d.roads.2	0.55	3 %
k+CI+d.roads.1+log(slope)+%soil.1+d.bound+d.roads.2+%soil.2	0.56	1 %

Results of the regression-kriging model

Variogram of the residuals of the MLR model We looked at the variogram of the residuals of the MLR model computed using the entire sample (Fig.3.8). The spatial structure was low. Indeed, the nugget effect was predominant, and the spatial structure was only significant from 250 m to 500 m. We could thus hypothesize that the improvement brought by residual kriging would be limited.

Performances of the regression-kriging model When adding residual kriging to the multiple linear regression results, the median R² was equal to 61 %, which represented an improvement of 6 % in comparison with the MLR model alone (Fig.3.6). Three-quarters of the validation samples produced an R² between 0.57 and 0.66. The median error was still almost zero (0.02 m/ha), and the RMSE was 33 m/ha, which represented 38 % of the mean drainage density. The regression kriging model was thus able to explain more than half of the variability in the man-made drainage density, but the deterministic part of the model was able to better explain this variability than the stochastic part (residual kriging).

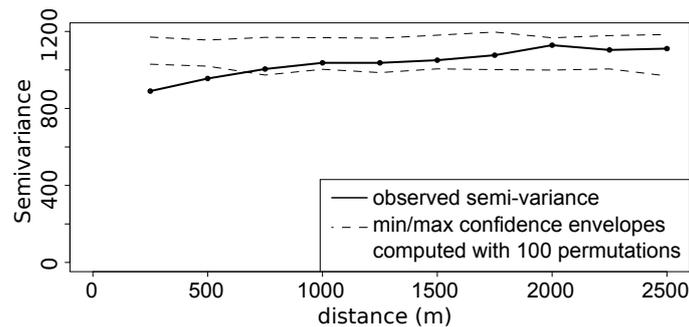


Figure 3.8: Semivariogram of the residuals of the multiple linear regression model for the entire sample.

3.6 Discussion

3.6.1 Variability and explanation of the man-made drainage density throughout agricultural landscapes

Man-made drainage networks were ubiquitous in the surveyed Mediterranean vineyard landscapes of the Hérault département. The drainage density modeling at an optimized grid cell size revealed a high variability in the man-made drainage density. This variability was observed at two scales, among the survey areas (greater than or equal to 1 km^2) and inside each survey area (less than 1 km^2). The man-made drainage densities varied from 0 m/ha to 231 m/ha at the selected resolution of $250 \text{ m} \times 250 \text{ m}$. This variability was successfully explained by seven easily available explanatory variables and residual kriging, with 61 % of the variability explained and a RMSE of 33 m/ha . Moreover, our model was able to explain much more variability in man-made drainage density than drainage density computed from usual hydrographic databases or from DTMs. Therefore, the model results allowed us to distinguish between areas with high drainage densities and areas with low drainage densities.

3.6.2 Spatial explanatory model

Regression-kriging explained 61 % of the variability of the man-made drainage densities. Multiple linear regression was able to explain most of this variability without residual kriging. Residual kriging only increased the amount of variability explained by 6 %. Moreover, this improvement by residual kriging was mainly virtual because it relied on a sampling strategy of 90 %. However, according to the semivariogram of the residuals of the MLR model, in which the range was less than 750 m, a dense sampling strategy was compulsory to consider the low spatial dependence structure of the residuals.

One of the interesting aspects of regression kriging is its ability to consider explanatory models other than linear regression (Hengl et al., 2007). Hence, we also tested regression trees, which provided similar performances, but we selected MLR because we found it easier to interpret.

3.6.3 Discussion of the effect of each explanatory variable

The topography and the soil type were found to be important explanatory variables of the man-made drainage density. The areas where water converged were found to favor higher drainage densities, as well as steep areas where runoff could cause greater soil loss without ditches. In fact, the convergence index was found to be the most important parameter for modeling the man-made drainage density. The type of soil modulated the effect of topography: soils with high stone contents (type 1 soils) disfavored surface runoff and high drainage densities, whereas soils with a deep heavy horizon (type 2 soil) favored water-logging and high drainage densities. Nevertheless, the importance of the percentage of type 2 soils was very limited (explaining only an additional 1 % of the variability in drainage density). This result could be explained by the fact that this type of soil occurred in only a few grid cells (only fifteen, mainly in Montagnac). If we had sampled more in areas with this type of soil, this variable would have likely been more significant.

The density of roads explained the high number of roadside ditches and was thus one of the most important explanatory variables (the density of primary and secondary roads). Furthermore, a clear distinction was made between main and secondary roads, which were often bordered by ditches on both sides (1.31 m of ditch for every 1 m of roads), and other roads, which were not necessary bordered by ditches (0.37 m of ditch for every 1 m of roads).

The last variable, the density of field unit boundaries (related to the mean field unit area), explained only a small amount of the variability in the drainage density. This result is in contrast with studies on the density of hedgerows (Kantelhardt et al., 2003). Except for rare areas where the field units were very large (which explained the low drainage density), field units were small- to medium-sized in the majority of the areas and corresponded to contrasted situations of drainage densities. For instance, if no land consolidation had occurred in the past, the field units may have remained small in areas where man-made drainage was not useful (flat area or at the top of a hill-slope for instance). Land consolidation was indeed limited in the study area. However, farmers also maintained small field units because the removal of field unit boundaries and their associated man-made drainage networks would have increased the amounts of surface runoff and soil loss. In fact, we met some farmers who claimed to have preserved a boundary and its associated ditch between two of their field units to limit surface runoff.

3.6.4 Transferability of the methodology

The methodology presented in this paper is transferable to other study areas. The selection of the grid cell size should be adapted to the data, by using the method proposed here. The regression kriging model can be applied for any dataset of drainage densities and explanatory variables relative to landscape attributes. Concerning the explanatory variables, they were all selected according to the hypothesized hydrological functioning of cultivated landscapes. These variables should thus be relevant in any study area, even if the estimated coefficients would obviously vary. For example, whether the ditches are mainly created to limit soil erosion (Ramos and Porta,

1997) or to drain groundwater (Finke et al., 2004; Krause et al., 2007) should have an impact on the coefficients estimates. Different climate, soils and agricultural history should thus be taken into account. Finally, in addition to the variables chosen in this study, any other explanatory variables could be integrated in the regression kriging model according to the local knowledge of the study area.

3.6.5 From where did the unexplained variability come ?

Inappropriate explanatory variables

First, it is possible that several determinants were poorly mapped by our selected explanatory variables. For instance, accounting for the role of soil in modulating the drainage density was strongly hampered by the precision of the available soil maps. The lack of a better consideration of soil data could possibly explain why the Saint-Jean-de-Fos area was poorly modeled, as the soils in this area were very stony in comparison with those in other survey areas. Directly considering the sensitivity of soils to erosion could allow to better account for the role of ditches in preventing soil erosion in Mediterranean areas (Ramos and Porta, 1997; Stanchi et al., 2012) and finally to better model man-made drainage density. The global morphology was also perhaps poorly considered. For example, the Saint-Jean-de-Fos and Canet areas were located in very wide and flat valleys and exhibited very low drainage densities, which was not reflected in our local topographic indices. We tried, however, to take into account the topography at various scales without success. For example, we tested the multi resolution valley bottom flatness index (Gallant and Dowling, 2003), which allows to discriminate valleys at multiple scales, as an explanatory variable.

Unmapped determinants

In parallel with studies conducted on the density of hedgerow networks (Thenail, 2002; Kantelhardt et al., 2003; Llausàs et al., 2009), we hypothesized that some techno-economic factors, such as the productivity, the technical means and the quality approach of the farms could certainly explain why farmers choose whether or not to preserve man-made drainage networks. However, we were unable to map these potential determinants by adapted explanatory variables in our area at our study scale.

Another driver that was also not thoroughly considered was the presence of tile drainage in field units. Indeed, tile drainage was necessarily associated with a ditch to convey the drained water. Tile drainage was used mainly in areas of water convergence and where soils favored waterlogging, and thus, the convergence index and the percentage of type of soil 2 partly considered tile drainage. Nevertheless, the topography was not the only driver of tile drainage, as there were other factors that depended on the farms and on the farmers' individual decisions. Interactions between surface drainage and tile drainage could thus be taken into account. For example, Hirt et al. (2005) proposed a method to map the proportion of tile drainage areas for

a large catchment. Tile drainage was however limited in our study area and not taking it into account should not impact a lot our results.

In the Béziers area, where the man-made drainage densities were low and the land was formerly used as vineyards but almost entirely covered by cereal fields in 2010, we hypothesized that farmers no longer preserved man-made drainage networks and that these networks had been filled in by soil tillage. To test this hypothesis, another area that is newly cultivated with cereals should be surveyed.

The current man-made drainage networks are the result of individual farmers' decisions to dig a ditch and to various more global drainage policies (like in Le Pouget area) during the last two thousand years (Berger, 2000) and are presently still evolving. During our field surveys, we noticed some new ditches being dug while others were being removed. We also surveyed ditches in areas where vineyards were grubbed up and shrubs were growing; these ditches will most likely disappear in the next few years without further management. Thus, there was some degree of randomness in the man-made drainage density we observed that we could not hope to explain.

Finally, we assumed that these unmapped determinants represent techno-economic factors which account for the main part of variability not explained by our model. This assumption was reinforced by the almost absence of spatial structure in the residuals of the MLR model. This part of the variability illustrate that man-made drainage density does not depend only on the landscape attributes and that it remains some latitude to modify the man-made drainage networks. Encouraging farmers to increase or decrease locally the density of these man-made drainage networks, according to the objective of the catchment managers, could thus help to modulate erosion and hydrological processes.

3.7 Conclusion

We built an explanatory model of man-made drainage density by incorporating explanatory variables relative to landscape attributes. The multiple linear regression model coupled with residual kriging explained 61 % of the variability in the man-made drainage density by using the topography, the density of roads, the soil type and the density of field unit boundaries as explanatory variables. This study revealed that man-made drainage density did not depend only on landscape attributes and that latitude remains for catchment managers in order to modify these networks and preventing soil erosion or flash floods.

Acknowledgement

This work was partly supported by the French Languedoc-Roussillon région, via a PhD thesis grant. Field surveys were partly realized within the framework of the CNES-ORFEO program. The authors also thank Adeline Bellet, an MSc student, who helped with the field surveys.

Chapter 4

Simulation des effets de la configuration spatiale des réseaux de fossés sur les écoulements de surface des bassins versants cultivés

4.1 Résumé

Les écoulements de surface sont fortement liés aux problématiques de crue, d'érosion et de pollutions diffuses. Leur étude revêt donc une importance cruciale. Dans les bassins versants cultivés, les réseaux de fossés sont connus pour avoir une influence sur les écoulements de surface, à la fois sur le ruissellement des versants et le débit des réseaux hydrographiques. En tant qu'éléments anthropiques, les réseaux de fossés peuvent ainsi être modifiés afin de contrôler les écoulements de surface dans les bassins versants cultivés. Cependant, cette relation entre la configuration spatiale, c'est-à-dire la densité et la topologie, des réseaux de fossés et les écoulements de surface dans les bassins versants cultivés est mal comprise. Nous avons étudié cette relation en utilisant un simulateur de réseaux aléatoires chaîné à un modèle hydrologique distribué. Les simulations explorent une large gamme de configurations spatiales correspondant à un millier de réseaux de fossés aléatoires sur un bassin versant méditerranéen de 6,4 km². Ensuite, plusieurs fonctions hydrologiques distribuées ont été utilisées pour calculer les chemins de l'eau et les écoulements de surface pour chaque simulation. Les résultats montrent que (i) des réseaux plus denses augmentent le volume drainé ainsi que le pic de crue dans le réseau et diminuent le ruissellement sur les versants, (ii) à partir d'un certain seuil, l'augmentation de la densité des réseaux ne génèrent plus d'effet sur les écoulements de surface, (iii) la corrélation entre la densité du réseau et les écoulements de surface est plus faible pour des petits sous-bassins versants (< 2 km²) où la variabilité de la surface drainée résultant des changements dans les réseaux de fossés augmente la variabilité des écoulements de surface et (iv) le réseau de fossés actuel semble être bien optimisé pour la gestion des crues en comparaison aux réseaux simulés.

Finalement, nos résultats soulignent la fonction des réseaux de fossés dans l'interception et la diminution du ruissellement de surface sur les versants et dans l'augmentation des débits dans les réseaux eux-mêmes.

Simulating the effects of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks on surface runoff from agricultural catchments

Levavasseur F., Bailly J.S., Lagacherie P., Colin F., Rabotin M.

(published article in Hydrological Processes)

Abstract

The study of runoff is a crucial issue because it is closely related to flooding, water quality and erosion. In cultivated catchments, agricultural ditch drainage networks are known to influence runoff. As anthropogenic elements, agricultural ditch drainage networks can therefore be altered to better manage surface runoff in cultivated catchments. However, the relationship between the spatial configuration, i.e., the density and the topology, of agricultural ditch drainage networks and surface runoff in cultivated catchments is not understood. We studied this relationship by using a random network simulator that was coupled to a distributed hydrological model. The simulations explored a large variety of spatial configurations corresponding to a thousand stochastic agricultural ditch drainage networks on a 6.4 km² Mediterranean cultivated catchment. Next, several distributed hydrological functions were used to compute water flow-paths and runoff for each simulation. The results showed that (i) denser networks increased the drained volume and the peak discharge and decreased hillslopes runoff, (ii) greater network density did not affect the surface runoff any further above a given network density, (iii) the correlation between network density and runoff was weaker for small subcatchments (< 2 km²) where the variability in the drained area that resulted from changes in agricultural ditch drainage networks increased the variability of runoff and (iv) the actual agricultural ditch drainage network appeared to be well optimized for managing runoff as compared with the simulated networks. Finally, our results highlighted the role of agricultural ditch drainage networks in intercepting and decreasing overland flow on hillslopes and increasing runoff in drainage networks.

4.2 Introduction

Hedges, ditches, terrace fronts, embankments, grass strips and roads are common linear features of cultivated landscapes (figure 4.1).

The functional importance of these features has been emphasized in various contexts and biophysical processes. In ecology, they provide valuable habitats, enhance connectivity within landscapes and can serve as habitats for rare species (Forman and Baudry, 1984; Watson and

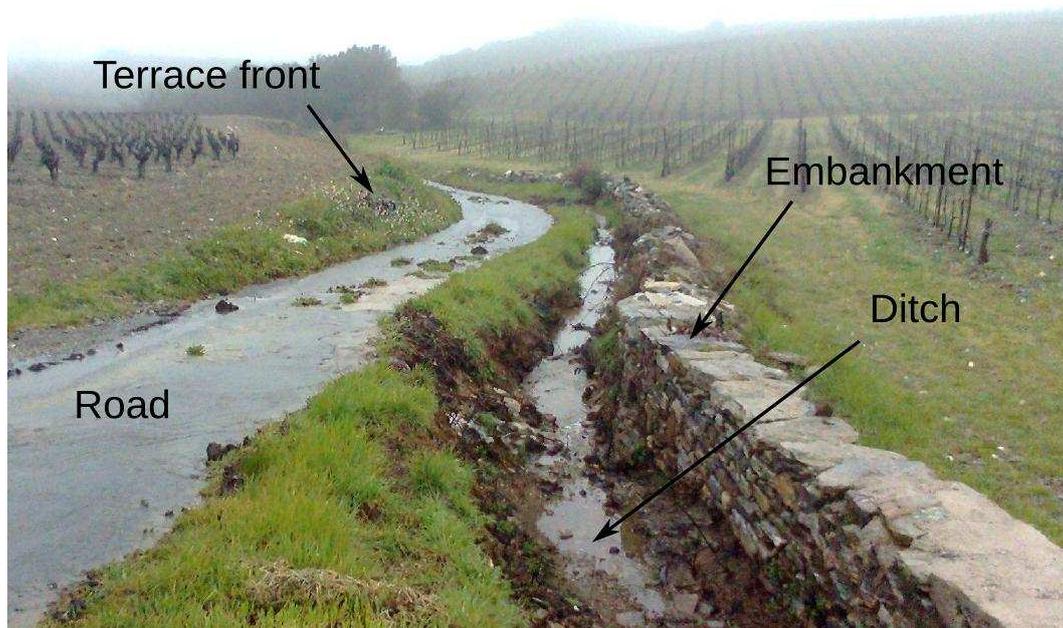


Figure 4.1: Linear features in cultivated landscapes. Ditches and roads channel water, whereas embankments act as barriers to water flow.

Ormerod, 2004; Pita et al., 2006; Herzon and Helenius, 2008). Linear features affect soil redistribution as well, especially terraces that attenuate slopes, facilitate agriculture and limit long-term soil loss (Paroissien et al., 2010; Bevan and Conolly, 2011). By favoring water infiltration, they play a role in groundwater hydrology (Dages et al., 2009). Linear features also alter overland flow paths (Duke et al., 2006; Gascuel-Oudoux et al., 2011). They can force water to not follow the steepest slope, but they can also concentrate runoff along the steepest slope.

When focusing on the impacts of agricultural ditch drainage networks, four roles are commonly considered: the interception of overland flow on hillslopes, the drainage of groundwater and exfiltration to ditch networks by lowering the water table, infiltration from the ditch towards the groundwater and conveyance of water towards downstream areas (Dunn and Mackay, 1996; Adamiade, 2004; Carluer and Marsily, 2004). A role will be predominant or will not, depending on various factors, including climate, soil, direction to the steepest slope and the location of the network within a catchment.

In Mediterranean catchments, where short but intense storms predominate, Hortonian runoff is much more important than subsurface flow (Moussa et al., 2002). Hence, considering surface runoff is crucial because it is closely related to flooding, water quality and erosion (Fiener et al., 2011).

To control runoff in agricultural catchments, we can work with many anthropogenic elements, such as land use and the tillage practices (Takken et al., 2001; Colin et al., 2012; Souchère et al.,

2005) or the use of grassed waterways (Fiener and Auerswald, 2003). Agricultural ditch drainage networks are also one of the few structural landscape elements that control runoff and that can be changed without consuming or drastically modifying the agricultural area. Therefore, the relationship between agricultural ditch drainage networks and runoff is a crucial landscape structure-function question that is worth investigating. In addition to this relationship, the optimization of agricultural ditch drainage networks is of interest to agricultural landscape managers, for example, in minimizing floods or the fate of pesticides (Direction générale de la forêt et des affaires rurales, 2008). Consequently, such an investigation of the relationship between agricultural ditch drainage network spatial configurations and runoff will permit an assessment of the hydrological benefits that we could expect through modifying these networks.

Because of the emphasized role of ditches in cultivated landscape hydrology, an increasing number of spatially distributed models have explicitly considered ditch networks and their spatial configurations in landscapes, which have always been considered to be directed tree structures (Al-Khudhairy et al., 1999; Dunn and Mackay, 1996; Moussa et al., 2002; Carlier and Marsily, 2004; Branger, 2007). Consequently, these models allow for the assessment of the hydrological impact of agricultural ditch drainage networks. These models can also be used to test certain scenarios concerning possible evolutions of these networks. For example, Krause et al. (2007) modeled the effect of removing part of an agricultural ditch drainage network on the hydrology of a lowland floodplain in northeast Germany and showed that groundwater recharge was altered. In the Mediterranean area, Moussa et al. (2002) found that the substitution of a ditch network by a hypothetical natural drainage network that followed the steepest slopes could affect runoff by decreasing peak discharge and increasing lag time. However, these latter studies only considered a few scenarios, such as the suppression of the agricultural parts of the drainage network.

Because these studies only considered a limited variability of the ditch network, they could not determine, even for a given catchment, the relationship between the agricultural ditch drainage network spatial configuration, i.e., network density and topology, a landscape structural property, and surface runoff, a landscape functioning property. To explore the relationship between the structure and the function of a landscape, the usual way to proceed in environmental sciences is to couple stochastic landscape structure simulations to a landscape functioning model (Viaud et al., 2005; Gumiere, 2009; Le Ber et al., 2009; Colin et al., 2011; Van Nieuwenhuysse et al., 2011). To date, there has not been an equivalent study of the impacts of agricultural ditch drainage networks on runoff.

In this study, the objective was to analyze the extent to which the spatial configuration and especially the density of an agricultural ditch drainage network could control the surface runoff of a given cultivated catchment. The investigated case study was the 6.4 km² Bourdic catchment, which is located in the Languedoc vineyards in southern France, where previous hydrological modeling studies could be used as source of data for the hydrological parameterization. We performed this investigation by coupling a ditch network simulator (Bailly et al., 2011) to the surface runoff functions of the MHYDAS model. We focused on the hydrological response both at the catchment and subcatchment outlets and over hillslopes to investigate the influence of the

agricultural ditch drainage network spatial configuration, i.e., density and topology, on surface runoff at various spatial scales.

4.3 Material and Methods

4.3.1 Study area

The study area was the 6.4 km² Mediterranean Bourdic catchment (figure 4.2). It is located 50 km west of Montpellier in southern France. The altitude varies between 45 m at the outlet to 128 m westwards. The southern part of the catchment is compounded by rather well delineated small subcatchments with gentle hillslopes whereas the northern part is relatively flat. The land cover consists of mainly vineyards, with a small amount of cereal fields and shrubs. The actual agricultural ditch drainage network is 72 km long and covers all of the catchment except for the limestone uplands (cuesta) located in the center of the catchment. In addition to the drainage networks that are mapped in hydrographic databases (BD TOPO ®, BD CARTHAGE ®), the ditches highly extend past the drainage network (72 km by 10.8 km). The actual ditch drainage network was surveyed during the summer 2010 at an average rate of 1.5 to 3 km² per day per person, depending on the difficulty of the terrain. Fifty-centimeter resolution aerial photographs from IGN (Insitut Géographique National) were used to locate the ditches. Agricultural ditch drainage networks are rarely represented in hydrographic databases. An exhaustive survey of the ditch sizes in a sub-catchment of 1 km² revealed that 75 % of the ditches had an upper width between 50 and 120 cm and a depth between 30 and 80 cm.

The Bourdic catchment contains the Roujan subcatchment (approximately 1 km²), where numerous studies have been conducted for twenty years on soil and water resources. Because it is in the Mediterranean area, high-intensity and short-duration storms are frequent and Hortonian overland flow dominates subsurface flow (Moussa et al., 2002). This latter fact motivated the choice of this catchment for studying the impact of agricultural ditch drainage networks on runoff.

4.3.2 Summary of the methods

The general methodology of the paper relied on the coupling of a landscape simulator with a distributed hydrological model (figure 4.3).

Stochastic simulations of ditch drainage networks

The ditch network simulator has previously been described in detail in Bailly et al. (2011), and only the main principles are described below. It uses as its inputs the lattice of the field units' boundaries and a Digital Terrain Model (DTM). Each segment of this lattice determines a potential location for a ditch. The role of the algorithm is to select whether each potential location is a ditch or not according to a stochastic drainage process and DTM uncertainties.

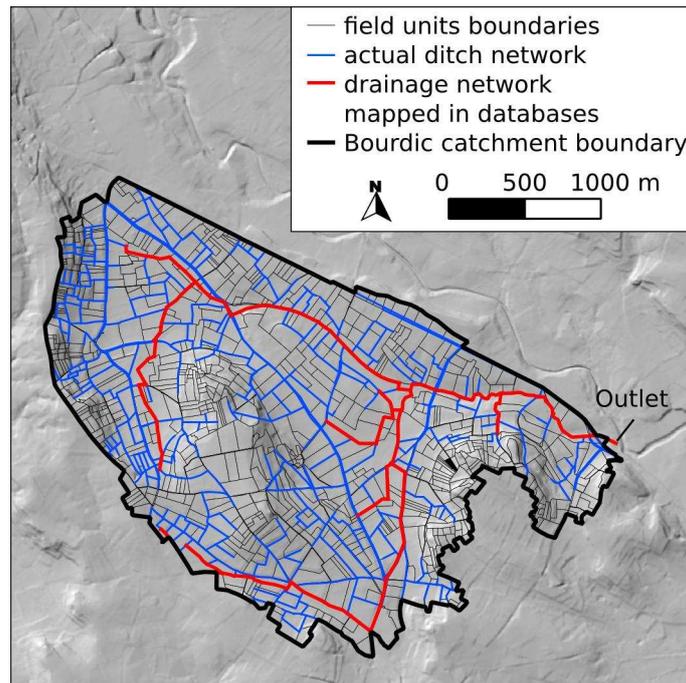


Figure 4.2: Study area. Drainage network of the Bourdic catchment is represented in a hillshade view, with an azimuth to the light equal to 315° . The inclusion of the agricultural ditch drainage network greatly expanded the drainage network that was mapped in hydrographic databases.

Start and end nodes of each segment of the lattice have an elevation value that is extracted from the DTM. This lattice is partially directed by providing a unique direction to the lattice segments that have start node and end nodes with significant differences in elevation, i.e., that exceed a parameter of elevation uncertainty. For these segments, the slope is calculated as the difference between the start node and the end node altitudes, divided by the length of the segment. If the difference in the nodes' altitudes does not exceed the elevation uncertainty, the direction of the segment is not fixed and may be different for different simulations. The segments of the lattice that correspond to the main downstream parts of the network are considered invariant and are simulated as ditches for all of the ditch network simulations. They define the invariant main downstream network.

The method of network generation consists of a stochastic drainage-like algorithm. It generates directed tree network structures corresponding to connected sub-graphs of the directed lattice of the agricultural field units' boundaries. The method is based on (i) directed random walks throughout the directed lattice of the field units that connect randomly selected segments to the invariant main downstream segments and (ii) a random branching/pruning process enabling the convergence to a targeted network length. The only parameters of this algorithm include the target network length, the tolerance parameter and the elevation uncertainty parameter. Once the simulation process leads to a simulated network with a network length that is equal to the target network length greater than or less than the tolerance parameter, the

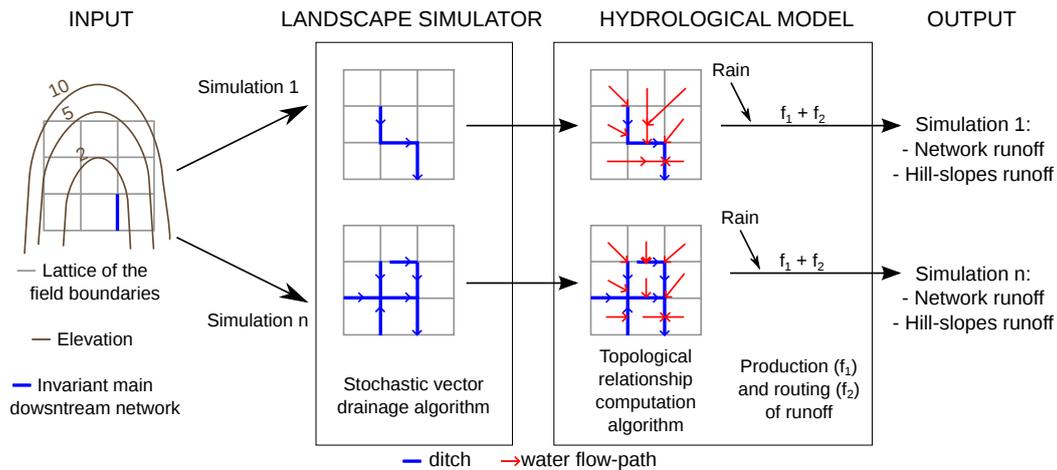


Figure 4.3: Conceptual diagram of the methodology: coupling of a stochastic vector drainage algorithm with distributed hydrological modelling to study the impact of the network structure of agricultural ditch drainage on surface runoff.

simulation process stops and the simulated network is saved. With this stochastic simulation process, each field unit boundary can be a ditch in a given simulation. Numerous networks can thus be simulated to represent a wide variability of spatial configurations, i.e., density and topology.

In our case study, the invariant main downstream segments came from the French national databases on hydrography (BD TOPO ®, BD CARTHAGE ®), representing in total 10.8 km of segments (figure 4.2). In fact, these segments mainly corresponded to actual channelized streams and not to ditches. However, for purposes of simplification, we called agricultural ditch drainage networks (or ditch networks) our simulated networks even if they contained these streams. A 5 m resolution photogrammetric DTM was used for the network simulation process. The elevation uncertainty parameter was fixed to 1 m according to the accuracy of the DTM. In contrast to the study of Bailly et al. (2011), the total network length that governed the simulation process was not fixed. A thousand networks were simulated, and for each one, the targeted total network length was selected randomly and uniformly between a minimal value that corresponded to the total length of the invariant main downstream network, i.e., 10.8 km, and a maximal value that corresponded to the total cumulative length of the field units' boundaries, i.e. 220 km.

Hydrological modelling

The catchment hydrological behavior was simulated at the rainfall event scale using the physically based rainfall runoff MHYDAS model (Modélisation Hydrologique Distribuée des Agrosystèmes—Distributed Hydrological Modeling of Agrosystems). This is a distributed model that considers the catchment as a series of interconnected geographical units by which infiltration/runoff partition and runoff routing are performed. Full details of the MHYDAS model description are available in Moussa et al. (1999) and Moussa et al. (2002). The MHYDAS model

has mainly been used in the context of farming (Moussa et al., 2002; Chahinian, 2004; Charlier, 2007; Tiemeyer et al., 2007; Gumiere et al., 2011; Hallema, 2011) and is available within the modeling platform Openfluid ®(Fabre et al., 2010).

Landscape representation We used the landscape representation of the MHYDAS hydrological model. The interconnected geographical units considered here were the field units (surface units) and the ditch network (linear unit), which was located on the boundaries of field units. The Geo-MHYDAS algorithm, running under GRASS GIS, was used to build a deterministic oriented tree topology between these irregularly shaped surface units and linear units, which allows the routing of simulated water flows across the landscape (Lagacherie et al., 2010). The Geo-MHYDAS algorithm uses as its inputs a DTM and the GIS layers of the ditch network and the field units. For each unit, the neighbor with the steepest slope is defined as its downstream unit.

In our case study, we used Geo-MHYDAS with the same 5 m DTM as the one used for network simulation. Geo-MHYDAS was thus used to define water flow paths of the surface units for each simulated network and for the actual network. The topological relationship between the field units and between the field units and the agricultural ditch drainage network were then computed for each simulated network and resulted in different topological configurations. In this process, water flow paths over the catchment (hillslopes and channels) were only modified by the ditch network spatial configuration.

Modeled hydrological processes Over each surface (areal) unit, MHYDAS simulated the infiltration-runoff partition as a Hortonian process, while saturated runoff was neglected. The determination of the infiltration rate was based on equations from Green and Ampt (1911) and Mein and Larson (1973) that were adapted by Morel-Seytoux (1978) and allowed the calculation of the rainfall excess under variable rain conditions. It depended on the saturated hydraulic conductivity, which was a function of soil surface features that could vary in space and time. It also depended on the mean initial water content at the soil surface. The other parameters were the hydraulic properties of the hydrological units, such as the water content at saturation and the residual water content.

The rainfall excess function for each unit was converted to a surface runoff hydrograph by routing it to the proper outlet of the unit. The operation of converting excess rainfall into surface outflow was performed by a numerical convolution involving a unit hydrograph that was derived as a Hayami response function (Hayami, 1951; Moussa and Bocquillon, 1996). This procedure was a function of the mean distances between the centers of gravity of adjacent hydrological units or between centers of gravity and the ditch network, the mean slope of the units and the roughness. If runoff was routed downstream via other surface units, it could be reinfiltred to these surface units.

Once in the network that was considered as a set of linear reaches, water was routed to the catchment outlet using a diffusive wave equation. Over each reach, the parameters of the

diffusive wave model were calculated using the length of the reach, its slope, the coefficient of roughness and the cross-sectional shape.

Groundwater was considered a compartment that received water that was infiltrated from surface units. Water could also be exchanged between the ditch network and groundwater according to the differences in water levels that were computed inside these compartments.

Parameterization strategy and simulation plan Because our focus was the hydrological impact of the spatial configuration of the agricultural ditch drainage network, we considered a scenario in which the other sources of hydrological variability were deliberately removed. For this scenario, the corresponding parameters for the surface units (saturated hydraulic conductivity, water content at saturation, residual water content and roughness) and for the linear units (coefficient of roughness and cross-sectional size) were made invariant in the catchment. However, the values given to these parameters were selected so as to be coherent with the values that were calibrated in the previously mentioned studies of the same study area. They were also selected to simulate a coherent flood at the catchment outlet in comparison to the available outlet discharge data.

Rainfall was taken to be spatially homogeneous and was represented by a simple triangular rainfall of 50 mm in 4 hours to symbolize high and frequent rain events. Two other rainfall events, 30 mm in 2 hours and 60 mm in 4 hours, were used to test the sensitivity of the simulations to the rain. This set of three rain events represented events with a return period from one to two years in the area.

No interaction between surface and groundwater was introduced in the modeling because we focused on surface runoff and on the fast hydrological response of the catchment and interaction between the ditches and groundwater was a slower process. Moreover, during heavy rain events such as the one studied here, surface runoff was assumed to be the major component of runoff.

These simplified landscape and meteorological conditions allowed us to solely test the hydrological impact of the variability in the partitioning between diffuse and channelized flow paths and in the associated topographic parameters. Moreover, even if we did not aim to provide a validated case study, we used the model with a range of parameters and for a type of rain events in which the model has been calibrated and validated several times.

4.3.3 Evaluation of ditch network effects on hydrology

Classical indices

To compare simulated networks with the real network and to relate network runoff variability with network variability, we evaluated runoff indices (lag time, peak discharge and runoff volume) at three invariant locations within the catchment (points A-C, figure 4.5). At the same three invariant locations, the total cumulative network length and the drained area were computed.

Need for new indices

To evaluate the variability in the runoff on the hillslopes (the overland flow), we defined an adequate geographical support at which the runoff could be computed. A 500 m × 500 m square grid was applied over the study area. Each cell of this grid was sufficiently large to include a piece of the landscape (individual fields were not) and could be also held invariant across simulations (subcatchments could not).

Inside a cell of this 500 m × 500 m grid, different hillslopes that were compounded of several field units were delineated during hydrological simulations. A hillslope was defined as a succession of field units whose overland flow exited the cell or entered the ditch network (figure 4.4). The overland flow indicator of the cell was calculated as the mean of the maximum field unit (j) overland flow of all of the n hillslopes (i) inside the cell. For each cell, the cumulative network length was also computed.

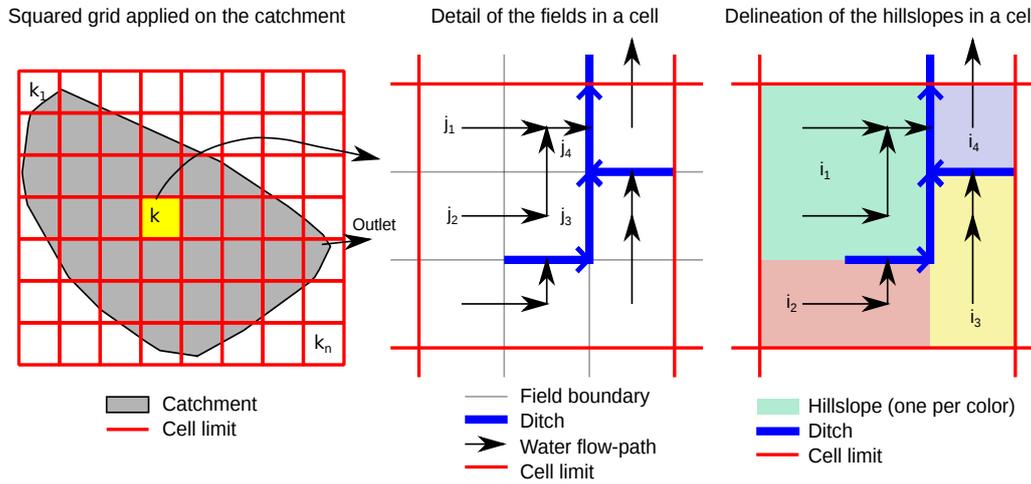


Figure 4.4: Space discretization used to compute an overland flow indicator value. Hillslopes were delineated in each cell of the grid applied on the catchment. Then, the overland flow indicator of a cell was calculated as the mean of the maximum field unit (j) overland flow of all the hillslopes (i) inside the cell (equations 4.1 and 4.2)

$$Qmax_{hillslope\ i} = \max_{field\ j \in hillslope\ i} (Qmax_{field\ j}) \quad (4.1)$$

where $j \in [1, number\ of\ fields\ inside\ hillslope\ i]$
and $i \in [1, number\ of\ hillslopes\ inside\ the\ cell\ k]$

$$Overland\ flow\ indicator_{cell\ k} = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n Qmax_{hillslope\ i} \quad hillslope\ i \in cell\ k \quad (4.2)$$

where $k \in [1, number\ of\ cells\ inside\ the\ catchment]$

4.4 Results

4.4.1 Agricultural ditch drainage network and water flow path variability

We simulated a thousand networks, which allowed us to explore the full range of potential cumulative network lengths (figure 4.5). The invariant main downstream segments were conserved in both the actual network and simulated networks. Because of the simulation process, the mean length over the set of simulated networks was higher than the actual network, which was approximately half of the cumulative field boundary length. Some very different networks were obtained, including some that were very dense (figure 4.5, IV) and others that were not very dense (figure 4.5, II).

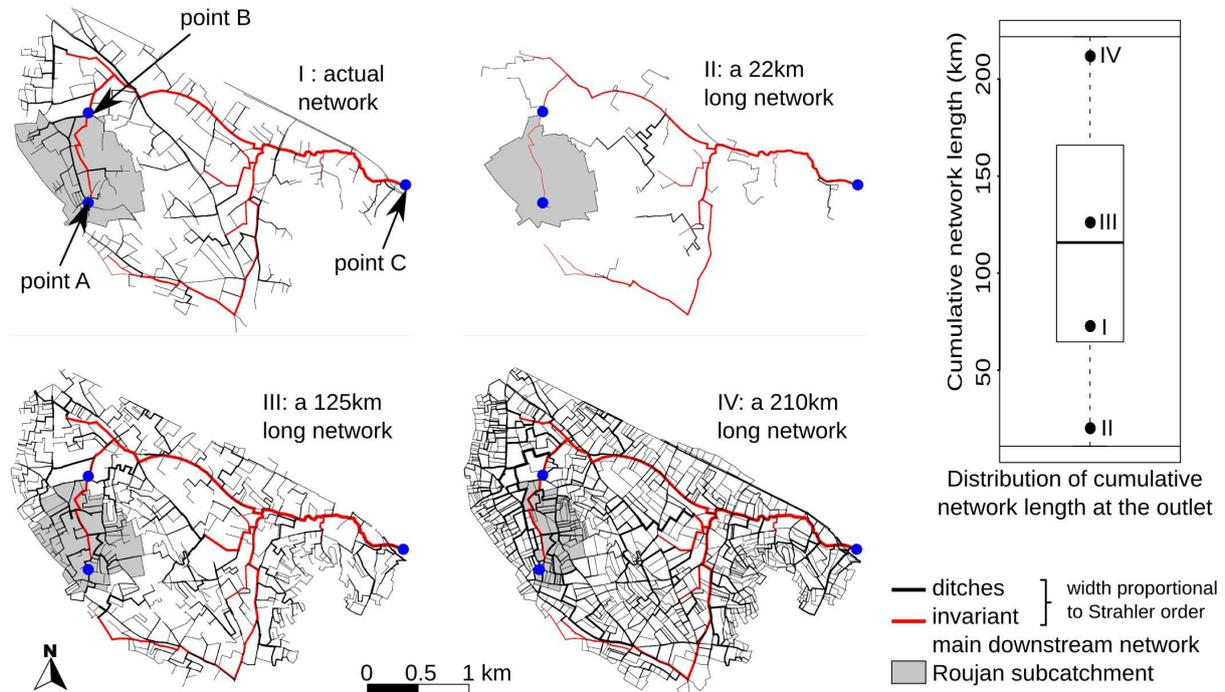


Figure 4.5: Variability of the spatial configuration and length of the drainage networks. Both small and very dense networks were simulated. We also observed variability in the delineation of subcatchments.

The modification of water flow paths by ditch networks implied modifications in subcatchment delineation and consequently the drained area (see the Roujan subcatchment defined at point B in figure 4.5). To investigate this effect, we took as an example the evolution of the variability in the simulated drained area along the northern main invariant segment of the network (figure 4.5, from point A to point C). At the start of the northern main invariant segment, the coefficient of variation of the simulated drained area was higher than 100 % (figure 4.6). The coefficient of variation decreased rapidly with an increase in the mean simulated drained area. However, it was still high at point B (Roujan subcatchment) (20 %). The coefficient of

variation rapidly decreased to 5 % for a mean simulated drained area of 1.7 km². This high variability of the drained area emphasized the role of the ditch drainage network in modifying water flow paths. After the confluence with the southern main invariant segment, the coefficient of variation was low (decreasing to 2 %). The decreasing variability of the drained area along the main invariant segment could be explained by (i) the simulated drained area that became increasingly constrained by the catchment morphology and the invariant main segments near the outlet and (ii) the whole catchment boundary that was fixed for all of the simulations.

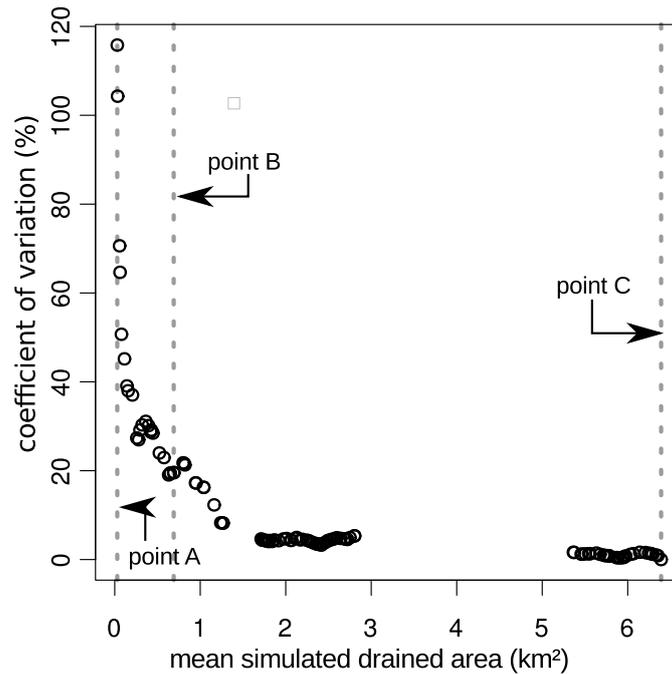


Figure 4.6: Coefficient of variation (CV) for the drainage area along the northern main invariant segment of the network (Fig. 5). The CV was calculated based on 1001 realizations of the ditch network. The dotted lines indicate the main drainage area at points A, B and C.

4.4.2 Discharge variability and scaling

We computed the hydrographs at three points along the northern main downstream segment of the network (figure 4.7), including the starting point of the invariant main downstream network (figure 4.5, point A), at 1000 m downstream (figure 4.5, point B, corresponding to the Roujan subcatchment) and at the outlet, 5000 m downstream (figure 4.5, point C, corresponding to the Bourdic catchment). The hydrographs exhibited a high variability in amplitude, but the shapes of the actual hydrographs were preserved across the simulated networks. For point A, the high variability that was observed was mainly related to the very high variability in the area that was drained at this point (figure 4.6). In some cases, this point corresponded to a source, as no ditch was present upstream and it did not drain any field unit. On the contrary, an upstream ditch network that drained several field units, could be branched upstream of this point for other

simulations. For the two other points, the Roujan subcatchment and the Bourdic catchment, the variability in hydrographs remained high despite the smaller variability in the drained area. We hypothesized this property to be related to other network characteristics, especially network density.

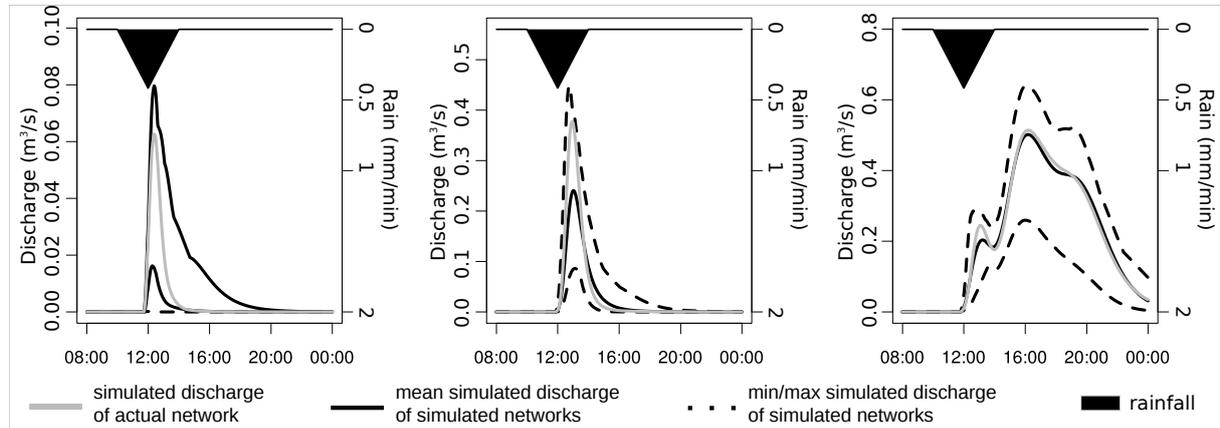


Figure 4.7: Hydrographs along the invariant main downstream network. The variability among hydrographs was high, although the shape of the actual hydrograph was well simulated.

We calculated lag times, peak discharges and total volumes from the 1,001 hydrographs. We focused on the sensitivity of these runoff indices to the variation in network lengths at two specific locations (figure 4.8): at the outlet of a small upstream watershed, the Roujan subcatchment (the second hydrograph on figure 4.7, point B on figure 4.5) and at the outlet of the whole Bourdic catchment (the third hydrograph on figure 4.7, point C on figure 4.5). At the Bourdic catchment outlet, the range in peak discharge was -50 to $+24$ % compared with the value that was simulated for the actual network. The range in total volume was -55 to $+14$ %. Furthermore, the peak discharge and total volume quickly increased with the network length and then reached a plateau. This plateau corresponded to a situation in which all of the field units were connected to a ditch. Indeed, the denser the network, the greater the connectivity between the field units and the ditch network, which limited the re-infiltration to the fields. The lag time exhibited a more complicated trend and less relative variability (-15 to $+12$ % in comparison with the value simulated for the actual network). First, there was a quick increase and then a slow decrease as the network length increased. We hypothesized that for short networks, only the runoff of the closest area to the outlet contributed to the flood and that the runoff of the more distant areas was re-infiltrated before reaching the network. For dense networks, distant areas contributed to the flood and thus the lag time was higher because of longer average flow paths. Then, when all areas contributed runoff and the network grew again, flow paths were increasingly channelized in the networks, which decreased the lag time because the mean celerity was higher in the network than in the field (Moussa et al., 2002). Even if the catchment area was constant at the outlet, there was a variability in runoff for a given network length. This

variability may have been caused by variability in the topographic parameters or the topology of the ditch networks.

The variability was more significant for the Roujan subcatchment scale. The lag time, peak discharge and total volume ranged from -18 to $+90$ %, -96 to $+19$ % and -71 to $+29$ %, respectively, in comparison with the simulated value for the actual network. An obvious reason was the fact that the drained area varied for the Roujan subcatchment outlet, but not at the Bourdic catchment outlet (figure 4.6). However, there was also a clear trend for the peak discharge and total volume at the Roujan outlet: these variables increased as the network length increased. A trend was more difficult to identify for the lag time, but we observed a decrease with increasing network length.

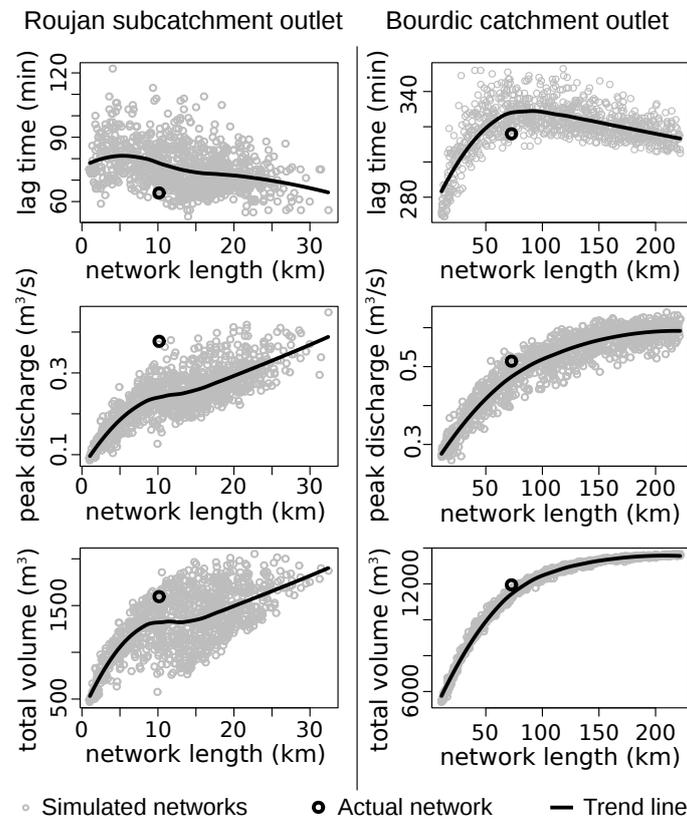


Figure 4.8: Relationship between runoff metrics and network lengths. The runoff metrics were correlated with the drainage network length at both the subcatchment and at the catchment scales. The variabilities in network metrics were higher at the subcatchment scale.

Finally, we also investigated whether the relationship between the runoff metrics and the length of the ditch drainage network was dependent on the rain event. With two other triangular rain events, i.e., 30 mm in 2 hours and 60 mm in 4 hours, the type of relationship was not changed. An example of the peak discharge as a function of the ditch network length is shown in figure 4.9.

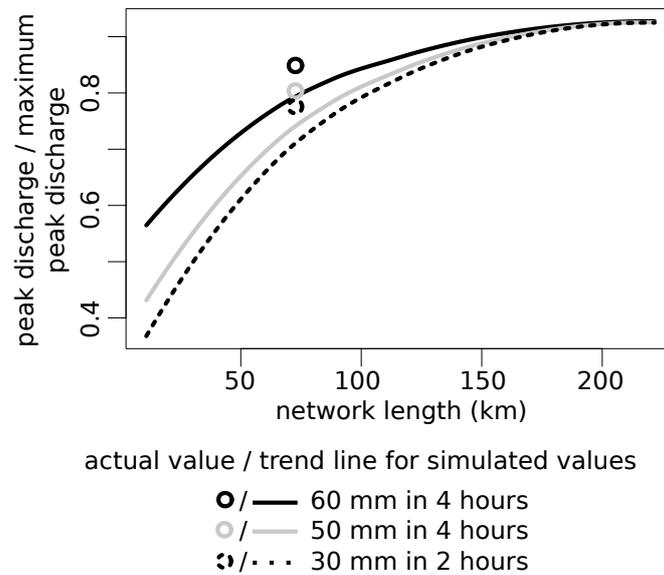


Figure 4.9: Relationship between peak discharge and network length for three different rain events.

4.4.3 Hillslope overland flow variability

Using the squared grid and the method described above (figure 4.4), we observed how the overland flow indicator varied inside every cell grid on the catchment. Figure 4.10 shows an example of a cell that was located in the western part of the catchment, mainly in a zone with slopes greater than 10 %. The overland flow indicator decreased exponentially as the cumulative ditch network length increased and trended toward an asymptote across the highest drainage densities. Approximately 25 % of the maximum drainage density (approximately 2150 m in this cell) corresponded to a third of the maximum overland flow (6.9 l.s^{-1} against 21 l.s^{-1}). For a given network length within a cell, a small amount of variability remained, which corresponded to the efficiency of the network to intercept overland flow. For example, if 2000 m of ditches were grouped into a small part of a cell or were parallel to the highest slope, they intercepted less overland flow than if they were well distributed throughout the cell and were perpendicular to the highest slope. We also noticed the position of the actual network, in that simulated networks with similar lengths produced more overland flow in the cell than the actual network.

As for the example cell in figure 4.10, a trend line could be fitted for each cell. To represent the exponential decrease of the overland flow indicator as a function of network length, a model in the form of $overland.flow = a + b \times \exp(-c \times network.length)$ was fitted. We used a non-linear least-squares algorithm for the estimation of the a, b and c parameters. The median coefficient of determination (R^2) between the fitted and actual values of the overland flow indicator was equal to 0.96, which indicated a very good fit and an overland flow indicator that was closely dependent on the drainage density. The exponential decrease revealed that few ditches were efficient in greatly limiting overland flow and that more and more ditches were needed to further

reduce the overland flow.

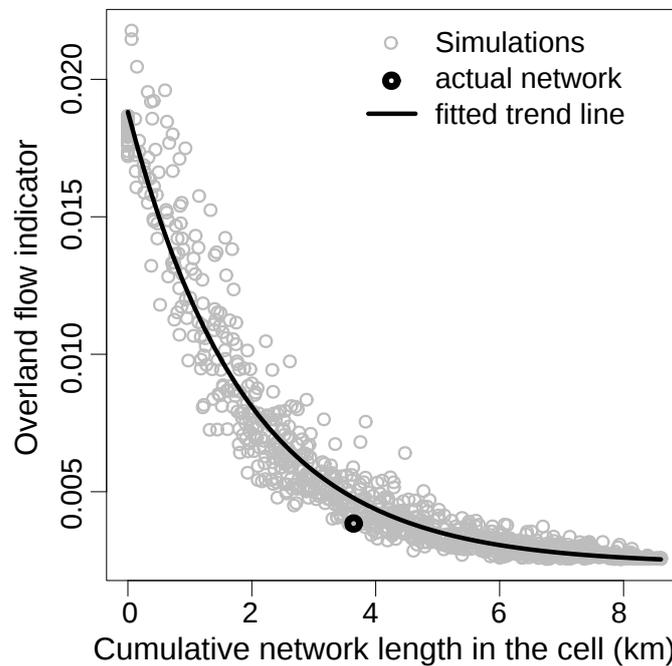


Figure 4.10: Relationship between the overland flow indicator value and the network length for a given cell.

4.5 Discussion

4.5.1 Importance of the agricultural ditch drainage network on the hydrology of a small, cultivated catchment

Agricultural ditch drainage networks are known to influence the runoff of small, cultivated catchments (Moussa et al., 2002; Carlier and Marsily, 2004). However, the nature of this statement is dependent on the studied area and its actual network and is generally made through a comparison with a hypothetical natural network that is extracted from a DTM. In this study, the importance of ditch networks was confirmed in a more general context, even though it was still dependent on the catchment morphology and field geometry. Among the set of simulated networks, the variability in the area drained was very high, which reinforced the evidence that linear features alter overland flow-paths (Duke et al., 2006; Gascuel-Oudoux et al., 2011). Therefore, our study revealed how agricultural ditch drainage networks can modify delivery pathways, which is a major component of the hydrological connectivity of a catchment (Bracken and Croke, 2007).

The runoff variability was very high, both on the scale of the whole Bourdic catchment and the Roujan subcatchment. The peak discharge and total volume clearly increased with network density, but they also depended on other induced changes (e.g. topology and slope of the networks), which should be better quantified in the future. These results agreed with

the study of Moussa et al. (2002), which concluded that agricultural ditch drainage networks accelerated runoff. However, we showed that this statement clearly depended on the drainage density. Concerning runoff on the hillslopes, we showed that the ditches that were present on hillslopes intercepted the diffuse water flow paths and rapidly decreased the overland flow. However, above a certain network density, adding new ditches became less and less efficient for decreasing overland flow.

Our study also confirmed the predominant role of ditches in intercepting overland flow on the hillslopes in Mediterranean areas (Martínez-Casasnovas et al., 2002) and enabled the better quantification of the relationship between the density of the ditch network and the overland flow. This interception of overland flow thus explained the statistical effects of ditches in reducing erosion that was observed in the study by Paroissien et al. (2010).

Finally, these results showed the effects of removing or adding ditches to a drainage network when no other field borders were considered when removing ditches. Conversely, in Verstraeten et al. (2002), replacing the ditches with grassed waterways was considered and was shown to reduce sediment delivery. Such an investigation was not considered here, and no obstacle to the runoff were considered between two given field units after removing a ditch.

4.5.2 Catchment extent effect

All of these findings were dependent on the extent of catchments. At any point of the catchment, a high variability in the network induced a high variability in runoff, but the variability in runoff was higher at the Roujan subcatchment scale than at the whole Bourdic catchment scale at any given network density. This fact was explained by the high variability in the area that was drained in the upstream part of the network, whereas the low variability in the area that was drained, the morphology of the catchment and the invariant main downstream network constrained the routing of the runoff and all served to limit the downstream variability (from approximately 2 km²).

Concerning the hillslope overland flow, the effect of scale was not investigated in this study. However, the extent effect was considered to become significant with a decreasing cell size that would increase the overland flow indicator variability. A 500 m × 500 m square grid seemed to be appropriate because, in contrast to individual field units, it was sufficiently large to include a piece of the landscape (which individual field units were not) and was sufficiently fine to enable the spatialization of overland flow in a small cultivated catchment with sufficient detail.

4.5.3 Hydrological efficiency

The actual ditch network seemed to be quite efficient in comparison with the simulated networks for draining floods (figure 4.8) and limiting overland flow on the hillslopes (figure 4.10). For instance, when looking at the peak discharge and the total volume of all of the points of the main invariant segments of the networks, the drainage that was provided by the actual network was almost always greater than the fitted value for the simulations, and the lag time was shorter

(figure 4.11). The actual network drained more water and accomplished that more rapidly. For the overland flow on the hillslopes, the overland flow indicator was almost always lower than that of the simulated networks; therefore, for a given length, the actual network intercepted more overland flow than the simulated networks. However, an optimum network should be not only more efficient than a network of similar length, but also a compromise between the network length and the hydrological efficiency because the maintenance of the ditch network requires a tremendous amount of work from farmers. To define such an optimum network, we must take into account the local conditions that influence the overland flow, such as land cover and soil properties. Therefore, we could not accomplish this task here. Finally, we question whether the actual agricultural ditch drainage network is optimal in all agricultural catchments or if this was the case in the Bourdic catchment only.

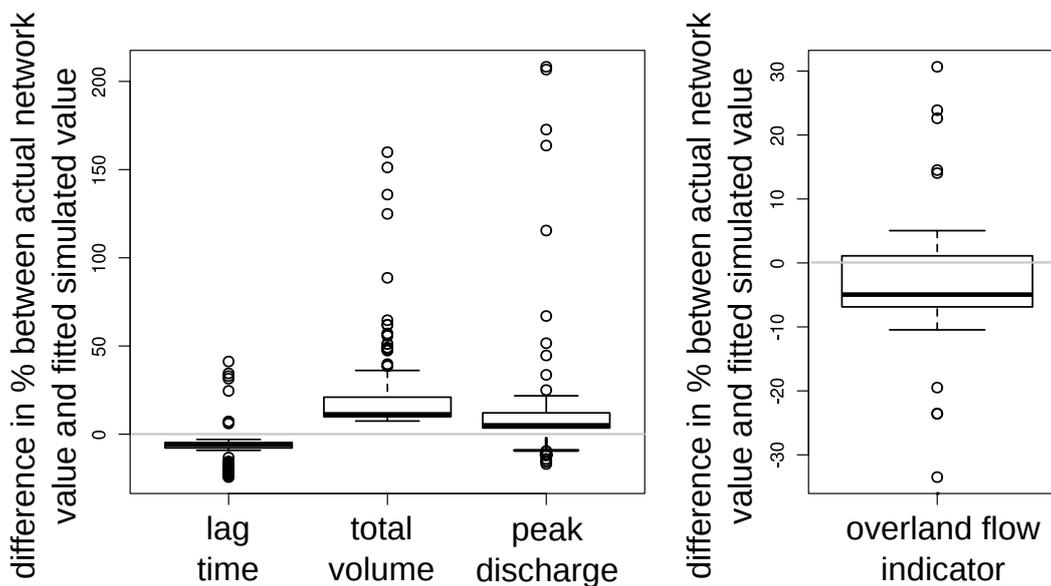


Figure 4.11: Efficiency of the actual network compared with simulated networks. The boxes represent the interquartile range. The whiskers extend to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box. In comparison to the simulated networks, the lag time was lower and the total volume and peak discharge were higher for the actual network. The overland flow indicator was lower for the actual network.

Current agricultural ditch drainage networks are the results of a sum of individual ditch digging efforts of hundreds of farmers over the last two thousand years (Berger, 2000), and they continue to evolve. Therefore, we may wonder how this optimum can emerge from a sum of individual decisions. A survey of farmers would be useful to understand this finding and would perhaps highlight some guidelines for the creation of ditch drainage networks and cooperation between farmers, which could be further implemented in the simulation algorithm.

4.5.4 Limitations and uncertainties in results

This modeling study revealed the effects of modifications in the spatial configurations of ditch networks in an agricultural catchment, which can not be tested in the real world. However, even if the model was previously used and validated in this area, we used this model in virtual conditions and outside its tested bounds (concerning drainage density). Therefore, like in all studies testing scenarios, we must carefully interpret the results (Silberstein, 2006).

The results of this study should thus not be taken as universal, but the trends deserve consideration. In addition to these first limitations, the simplified hydrological case studied here does not allow for confidence in absolute values. Thus, this type of study should be extended to more complicated cases with various actual rain events and a realistically distributed land cover. Indeed, in our case study, each field unit generated the same amount of runoff, which would obviously be inaccurate in a real landscape. The consideration of patterns of runoff generation would probably modify the effect of the ditch networks. This effect would most likely be reinforced in areas with a high production of runoff and lessened in other areas. Ditch networks could thus modify the delimitation of contributing areas (Ambroise, 2004), for example, by avoiding the runoff that is produced in a low-permeability area to be reinfiltrated to a permeable area that is located downslope.

Another limitation concerns the parameterization of the ditch. First, neither infiltration into the ditch network nor ex-filtration were considered in this study, whereas groundwater recharge by channel infiltration may be important in Mediterranean and semi-arid areas (Ponce et al., 1999; Dages et al., 2009). If such an interaction was modeled, the network hydrology would probably have been much more complex, with patterns of infiltration and ex-filtration along the network, and the relation between network density and runoff may have been modified. Accordingly, we decided to focus on surface runoff in this study. Moreover, the calibration of the exchange function between a ditch network and groundwater is very delicate, especially with a variable network. Therefore, the interactions between surface and ground water in the ditches should be considered in future works, especially when studying rain events with lower intensities. The second limitation concerning the parameterization of the ditches involved their cross-sectional size and roughness which were considered invariant in our study. These parameters greatly affect surface runoff (Nédélec et al., 2004) and are known to be highly spatially variable, both in natural streams (O'Hare et al., 2010) and in small agricultural ditches (Bouldin et al., 2004; Crabit et al., 2011). These limitations should therefore be addressed in future works, with the use of spatial models of these ditch parameters, as it exists for ditch cross-sectional sizes (Bailly et al., 2006).

To summarize, the results concerning the hydrological response of the network should thus be carefully interpreted. The results on overland flow in the fields seemed more robust because they were not affected by the simplification of the parameterization of the ditches.

Finally, the high variability that was observed here was predominantly a result of the high variability in the drainage density. However, some of this variability was improbable, especially

the variability that resulted from including the very high drainage densities. However, their inclusion provided the advantage of defining what was possible. Compared with the large survey that was realized in the Hérault French département (chapter 3), the drainage density observed in the Bourdic catchment was one of the highest densities that has been observed. Therefore, the most interesting part of this study concerned low drainage densities for which hydrological sensitivity appeared to be the highest.

The coupling of a ditch network simulator with a hydrological model provided several interesting results and offered new prospects. Here, we used this method to investigate the impact of the spatial configuration of agricultural ditch drainage networks on the hydrology of a small catchment. We could imagine that this type of method could also be used to test certain scenarios of landscape arrangements or to optimize an existing network, as it has been done with land use patterns (Seppelt and Voinov, 2002; Newbold, 2005). For example, the minimization of the peak discharge at the outlet combined with the minimization of overland flow on hillslopes could be accomplished by branching or pruning the existing network. The optimization of the network could also concern reductions in erosion or pesticides impacts by coupling with appropriate models (Gumiere et al., 2011).

4.6 Conclusions

A ditch network simulator coupled with a distributed hydrological model allowed for a study of how runoff is related to the densities of an agricultural ditch drainage network in cultivated landscapes. New hydrological and network parameters were defined to deal with the variations in hillslope and subcatchment delineations that were induced by variations in the ditch drainage networks.

The importance of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks in the alteration of water flow paths and in the control of runoff was highlighted, both in channelized flow-paths and on hillslopes. From our case study, we observed that variability of the spatial configuration and especially an increase of the ditch network density strongly influenced the subcatchment delineation and area, increased the drained volume and the peak discharge and decreased overland flow on hillslopes. However, these hydrological behaviors were only sensitive to network density for drainage networks with densities that did not exceed a certain threshold. This study also highlighted the efficiency of the actual network in comparison with the networks that were simulated by the ditch network simulator, which suggest an anthropogenic optimization process that should be further explored.

Acknowledgement

This work was partly supported by the French Languedoc-Roussillon région, via a Ph.D. thesis grant. The authors also thank Adeline Bellet, an M.Sc. student, who helped with field surveys.

Chapitre 5

Diagnostic de l'efficacité des réseaux de fossés à limiter le risque d'érosion hydrique des sols

5.1 Introduction

L'érosion hydrique des sols cultivés est un problème majeur qui met en péril la durabilité des systèmes de culture (Le Bissonnais et al., 2002). L'érosion hydrique des sols touchent particulièrement les zones méditerranéennes, du fait notamment des fortes intensités de pluie et d'un relief jeune avec de fortes pentes (Roose and Sabir, 2002). Pour faire face à ce problème, les agriculteurs des zones méditerranéennes ont depuis longtemps adopté des systèmes de conservation des eaux et des sols (CES) (Roose and Sabir, 2002). Parmi ceux-ci, on distingue les terrasses en gradin pour dissiper l'énergie du ruissellement (Ramos and Porta, 1997; Roose and Sabir, 2002; Bevan and Conolly, 2011; Stanchi et al., 2012), les fossés pour drainer les eaux excédentaires en dehors de la parcelle (Ramos and Porta, 1997; Roose and Sabir, 2002), ou encore les banquettes (Nasri, 2007). De plus, les terrasses et les fossés sont souvent associés dans les paysages (Ramos and Porta, 1997; Stanchi et al., 2012). C'est notamment le cas dans la plaine viticole héraultaise, où plus de 40 % du linéaire total des fossés correspondent à des fossés situés au pied d'un front de terrasse (Bellet, 2010). Le maintien des réseaux de fossés est d'ailleurs considéré indispensable au maintien de la stabilité des terrasses (Stanchi et al., 2012). On observe ainsi que lorsqu'un fossé est présent à la base de la terrasse (figure 5.1), il intercepte et évacue le ruissellement en provenance de la terrasse supérieure. À l'inverse, quand le fossé au pied de la terrasse a été comblé, le ruissellement dévale d'une terrasse à l'autre en suivant la plus grande pente sans être stoppé (figure 5.2), ce qui engendre un ravinement à l'aval. Les fossés sont alors en général recreusés suite à de tels événements (figure 5.2). Cette fonction anti-érosive des fossés a d'ailleurs largement été mise en avant par les agriculteurs lors d'enquêtes sur le sujet (chapitre 6).

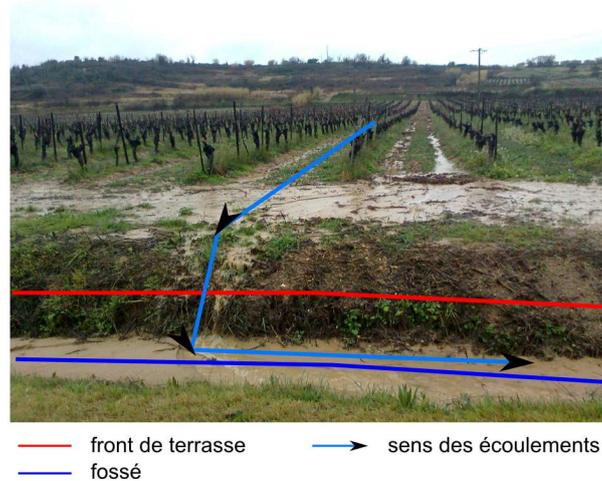


Figure 5.1 – Association d'un fossé et d'un talus dans les paysages viticoles de l'Hérault. La terrasse atténue la pente tandis que le ruissellement est intercepté par le fossé.

Il a été montré au chapitre 4 que le ruissellement sur les versants est directement conditionné par la densité du réseau de fossés, la quantité de ruissellement étant par ailleurs liée au risque d'érosion des sols des parcelles (Gerits et al., 1990). De plus, le réseau actuel a semblé être en mesure de limiter le ruissellement quasiment au minimum possible (le ruissellement obtenu avec un réseau le plus dense possible). Enfin, toujours dans le chapitre 4, le réseau actuel est apparu plus efficace à limiter ce ruissellement que les simulations stochastiques de réseaux utilisées en comparaison. Toutefois, ces observations ont été faites à l'échelle d'un petit bassin versant. On peut donc se demander comment varie l'efficacité de ces aménagements à limiter l'érosion dans l'espace, si elle est homogène ou au contraire, si des zones paraissent moins bien aménagées que d'autres. La question de l'optimisation de ces aménagements se pose également (Stanchi et al., 2012). En effet, dans un contexte économique difficile pour l'agriculture, l'entretien de ces aménagements est parfois délaissé en raison de son coût élevé (Martínez-Casasnovas and Ramos, 2006). Cet entretien doit donc se concentrer sur des aménagements à l'efficacité optimale. Il est donc nécessaire de savoir si un réseau de fossés organisé de manière différente dans l'espace ou plus ou moins dense pourrait être plus efficace.

L'objectif de cette étude est donc de faire le diagnostic à méso-échelle (bassin versant de 40 km²) de l'efficacité des réseaux de fossés actuels à limiter le risque d'érosion des sols des parcelles. Pour cela, on spatialise dans un premier temps cette efficacité des réseaux afin de vérifier son caractère homogène ou non dans les paysages. Dans un second temps, on compare cette efficacité des réseaux actuels à celle de simulations de réseaux qui visent à minimiser le ruissellement sur les parcelles. Le but est alors d'identifier les marges de manœuvre possibles en terme d'efficience et de gain potentiel dans la limitation du risque d'érosion. Cette analyse à l'échelle d'un paysage ne concerne que la conservation des sols des parcelles, l'érosion dans le réseau de fossés lui-même n'est pas abordée ici.

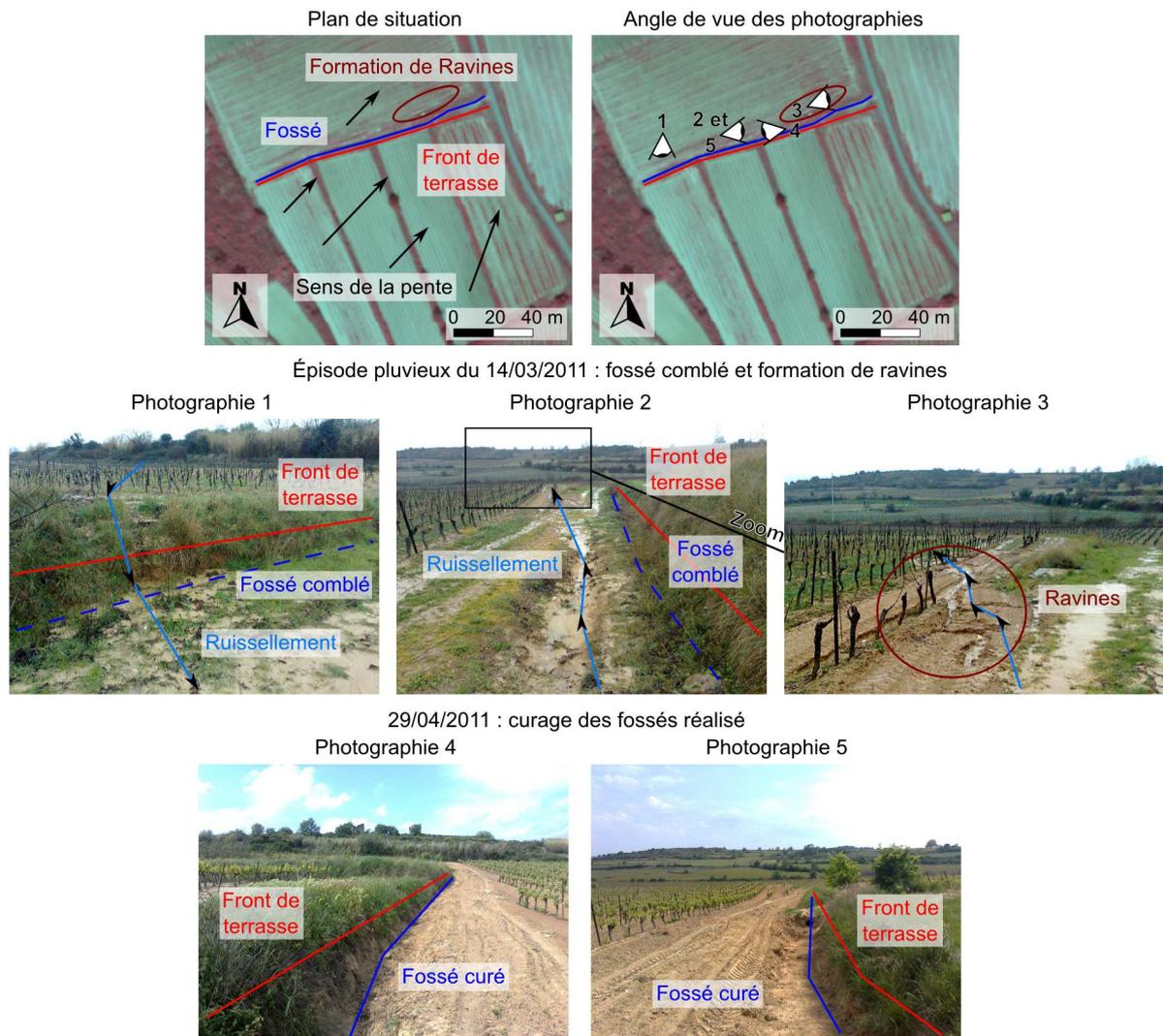


Figure 5.2 – Observation à Roujan d'un versant aménagé en terrasses associées à des fossés lors de l'épisode pluvieux de mars 2011 (103 mm en un jour, 208 mm en 4 jours) et un mois et demi plus tard. Photographie 1 : le fossé comblé ne stoppe pas le ruissellement de la terrasse supérieure. Photographie 2 : le ruissellement dévale sur la terrasse inférieure et se concentre. Photographie 3 : formation de ravines à l'aval de la terrasse. Photographies 4 et 5 : un mois et demi après l'événement pluvieux, le fossé a été curé et assure à nouveau l'interception du ruissellement de surface en amont de la parcelle.

5.2 Zone d'étude

La zone d'étude est la partie aval du bassin versant de la Peyne, affluent du fleuve l'Hérault et est située dans le sud de la France à une cinquantaine de kilomètres à l'ouest de la ville de Montpellier. La zone représente environ 40 km². L'occupation du sol majoritaire est la vigne. La céréaliculture et les friches occupent le reste du bassin. Les parcelles sont majoritairement de petites tailles (souvent inférieures à 0,5 ha).

Le climat est de type méditerranéen sub-humide à saison sèche prolongée. Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 700 mm avec une forte variabilité inter-annuelle. On observe deux saisons des pluies, la principale à l'automne et la seconde au printemps. Les événements pluvieux sont généralement de courte durée mais intenses. L'altitude varie entre 28 m et 128 m. On distingue trois unités géomorphologiques principales, des plateaux dans le sud et le nord-ouest de la zone, des versants avec des pentes de plus de 10 % dans le centre de la zone et la plaine alluviale. Les sols sont développés sur des dépôts sédimentaires du Néogène (Miocène, Pliocène) et quaternaires, au sud de reliefs érodés et plissés du primaire (Coulomma, 2008). En raison des caractéristiques du milieu (climat, pentes, sols peu couverts par la vigne), l'érosion des sols sur les parcelles du bassin peut être importante (moyenne de 10,5 t/ha/an) avec néanmoins des fortes variabilités spatiales (Paroissien et al., 2010).

D'un point de vue des éléments de CES, les terrasses et fossés sont omniprésents sur le bassin (Bailly and Levavasseur, 2012) (chapitre 3). La densité moyenne de fossés atteint 96 m/ha.

On s'intéressera dans un second temps à quatre sous-bassins de la zone d'étude en particulier pour comparer l'efficacité des réseaux de fossés actuels à celle de réseaux simulés qui cherchent à minimiser le ruissellement sur les parcelles. Les caractéristiques de ces quatre sous-bassins sont synthétisées dans le tableau 5.1. Ces quatre sous-bassins ont été choisis car ce sont des bassins de tête et qu'ils présentent des surfaces, des proportions de zones naturelles, des pentes moyennes et des densités de réseaux de fossés variées.

Tableau 5.1 – Caractéristiques des quatre sous-bassins versants étudiés

Nom	Surface (ha)	Pente moyenne extraite du MNT à 5 m (%)	Occupation du sol	Densité du réseau de fossés (m/ha)
Roujan	91	8	Cultures : 83,7 % Zones naturelles : 13,9 % Routes : 1,4 % Chemin : 1,0 %	110
La Tarrale	55	4	Cultures : 94,6 % Zones naturelles : 3,5 % Routes : 1,7 % Chemin : 0,3 %	126
Les Croix	24	7	Cultures : 97,5 % Zones naturelles : 1,1 % Routes : 1,1 % Chemin : 0,4 %	119
Le Travers	18	5	Cultures : 91,3 % Zones naturelles : 4,2 % Routes : 1,2 % Chemin : 1,3 % Bâties : 2,0 %	87

5.3 Méthodes

5.3.1 Relevés terrain des réseaux de fossés

Les relevés de fossés utilisés dans ce chapitre sont ceux présentés aux chapitre 2 et 3 sur le bassin versant de la Peyne. Les réseaux de fossés ainsi relevés ne correspondent donc pas qu'à des aménagements de prévention de l'érosion, mais aussi à des fossés de drainage des sols, à des fossés de transport du ruissellement et à des fossés de bord de route. Ces réseaux de fossés ne sont pas répartis de façon homogène dans la zone d'étude. On observe des zones de densité variable ; par exemple, la densité varie de 0 m/ha à 231 m/ha quand on la représente suivant une grille régulière avec une maille de 250 m. Avec cette grille, la valeur moyenne de densité des réseaux est de 96 m/ha et le coefficient de variation est de 49 %.

5.3.2 Simulation spatiale du risque d'érosion des sols des parcelles

Stream power index

Notre étude se base sur l'utilisation du stream power index comme indicateur géomorphologique du risque d'érosion hydrique des sols des parcelles. Cette indice a été largement utilisé pour cartographier les zones sensibles à l'érosion et où devraient être installées des mesures de CES (Moore et al., 1991). Le stream power index dans sa version la plus simple est défini pour chaque pixel d'un MNT donné de la façon suivante :

$$SPI = A \times \tan \beta \quad (5.1)$$

où SPI est le stream power index, A est la surface amont drainée d'un pixel donné et β est la pente ; la pente de chaque pixel du MNT correspondant à la dérivée de l'altitude dans un plan ajusté sur ses neuf pixels voisins. Dans notre cas, on pondère la surface amont drainée par un coefficient relatif à l'infiltrabilité de l'occupation du sol : 1 pour les routes, 1/5 pour les chemins, 1/15 pour les surfaces cultivées et 1/80 pour les zones naturelles (forêts, garrigues, zones enfrichées). Ces valeurs d'infiltrabilité ont été estimées à partir de valeurs moyennes utilisées en modélisation hydrologique sur le sous-bassin versant de Roujan (Moussa et al., 2002; Chahinian, 2004; Lagacherie et al., 2010). Le calcul du SPI a été réalisé à partir d'un MNT à 5 m de résolution spatiale obtenu par stéréo-photogrammétrie. Les concavités locales du MNT ont été comblées au préalable du calcul du SPI avec la méthode de Wang et Liu (Wang and Liu, 2006) afin de permettre le calcul de chemins de l'eau continus sur le bassin. L'ensemble de ces opérations a été réalisé sous le logiciel SAGA GIS (<http://saga-gis.org>).

À cette résolution spatiale de 5 m, l'effet des terrasses qui atténuent la pente des versants est pris en compte, la largeur des terrasses encore cultivées étant en général supérieure à 20 m. À l'inverse, l'effet des fossés dans l'interception du ruissellement n'est pas pris en compte car ces fossés ont des dimensions inférieures à la résolution du MNT (Hessel and Tenge, 2008). En effet, la plupart de ces fossés ont des largeurs et profondeurs de l'ordre du mètre. Afin d'analyser

l'effet des réseaux de fossés sur l'érosion, on calcule donc le SPI à partir du MNT à 5 m sur l'ensemble du bassin sous deux conditions différentes : en utilisant le MNT à 5 m tel quel d'une part, en y incrustant le réseau de fossés d'autre part. L'incrustation (« stream burning » en anglais) est réalisée ici de la façon la plus simple qu'il soit : on diminue artificiellement l'altitude des pixels correspondant au réseau de drainage (ici, les fossés) pour prendre en compte leur effet sur l'interception et la redirection des eaux (Saunders, 1999).

La figure 5.3 illustre le calcul du SPI sur un versant en y inscrustant ou non le réseau de fossés. On voit clairement que les écoulements se concentrent le long du versant (zones claires) dans le cas où le réseau de fossés n'a pas été incrusté dans le MNT. À l'inverse, quand le réseau de fossés a été incrusté dans le MNT, les fossés permettent d'intercepter le ruissellement et de limiter les valeurs de SPI sur les parcelles du versant (zones foncées sur la figure 5.3).

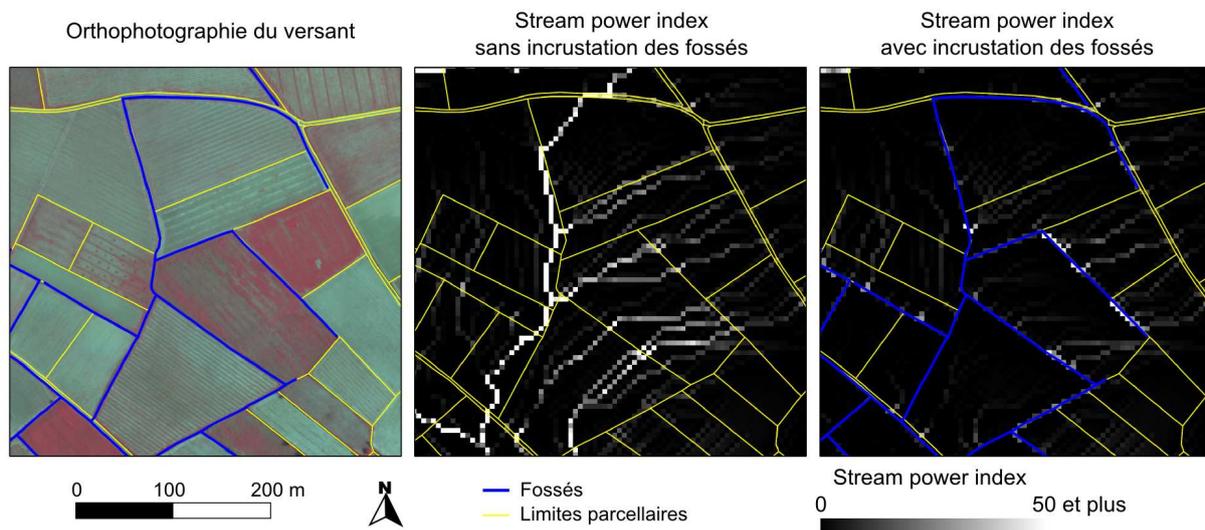


Figure 5.3 – Calcul du SPI sur un versant avec ou sans incrustation du réseau de fossés dans le MNT.

Agrégation du stream power par mailles

Afin de spatialiser le risque d'érosion des sols des parcelles dans la zone d'étude à différentes échelles, on discrétise la zone d'étude en sous-parties sur lesquelles le stream power index est moyenné. Pour cela, on définit un ensemble de maillages réguliers (carroyage) de la zone d'étude à des pas de 250 m, 500 m et 1 km respectivement. On réalise ensuite l'intersection des maillages avec les parcelles. Les zones non cultivées, le bâtis, les chemins et les routes sont exclues et une zone tampon de 5 m à l'intérieur des limites parcellaires est définie afin de ne prendre en compte uniquement le risque d'érosion des parcelles cultivées et non pas celui des zones non cultivées et du réseau de drainage lui-même (localisé sur les limites parcellaires) (figure 5.4). On calcule alors le stream power index moyen de la maille en faisant la moyenne des SPI moyen des polygones

(résultant de l'intersection des parcelles avec le maillage) qu'elle contient avec une pondération proportionnelle à la surface de ces polygones.

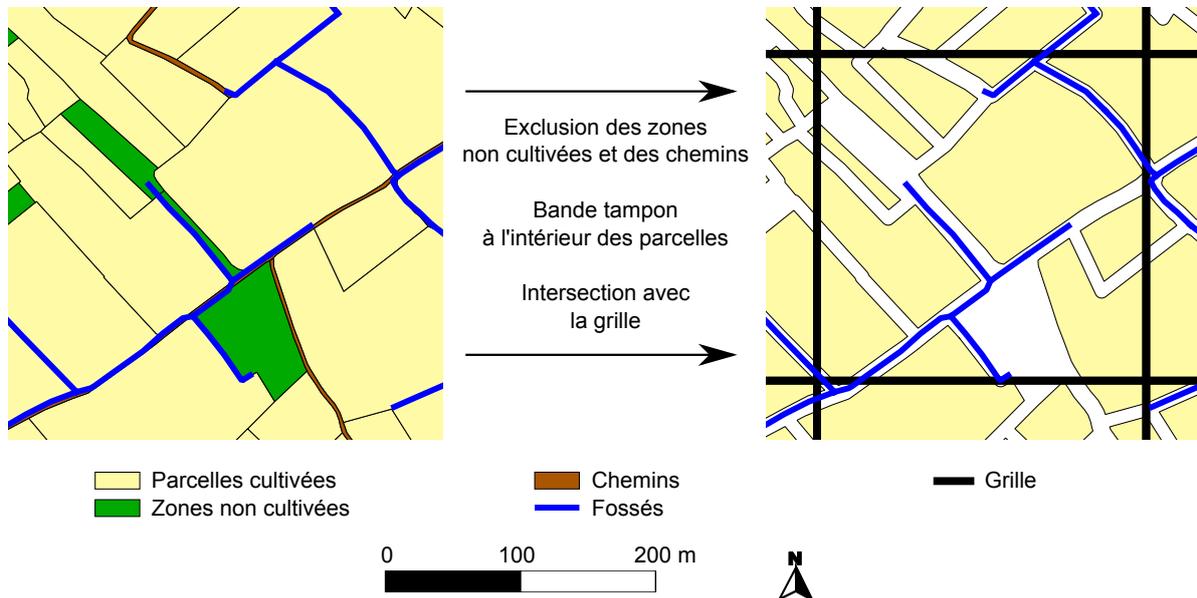


Figure 5.4 – Schéma d'agrégation utilisé pour la spatialisation du stream power index.

Cette agrégation des valeurs de SPI est réalisée dans le cas où le réseau de fossés a été incrusté au préalable du calcul de SPI dans le MNT et dans le cas où il ne l'a pas été. On obtient donc pour chaque maille un indicateur du risque d'érosion des sols des parcelles, dans deux cas de figure, avec ou sans incrustation du réseau de fossés dans le MNT. La valeur absolue de cet indicateur ne doit pas être interprétée directement car elle dépend de la résolution du MNT et des coefficients de pondération utilisés, relatifs à l'occupation du sol. Cette valeur ne revêt donc pas de sens physique et on en interprétera uniquement les variations.

5.3.3 Recherche d'amélioration de l'efficacité des réseaux de fossés à limiter le risque d'érosion des sols des parcelles

Afin d'évaluer si les réseaux actuels sont efficaces d'un point de vue de la diminution du risque d'érosion qu'ils induisent selon l'indicateur de SPI moyen proposé précédemment, on cherche à les comparer à des simulations de réseau qui ont des configurations spatiales diverses, tant dans leur densité que dans leur topologie. Pour cela, on utilise un algorithme de simulation stochastique. Cet algorithme a été largement décrit dans Bailly et al. (2011) et au chapitre 4, son principe n'est donc pas rappelé ici. Cette comparaison est réalisée sur les quatre petits sous-bassins versants de la Peyne présentés précédemment (tableau 5.1).

Sur la base de la version classique de l'algorithme (Bailly et al., 2011) (chapitre 4), une version modifiée de l'algorithme a été développée afin d'améliorer l'efficacité anti-érosive des réseaux simulés et vérifier si il est possible d'obtenir une meilleure efficacité que celle des vrais réseaux.

Cette modification de l'algorithme tente de reproduire le raisonnement supposé d'optimisation des réseaux sur le terrain. Dans cette version modifiée de l'algorithme, à chaque itération, on calcule le stream power index pour chaque pixel du bassin considéré, en incrustant le réseau déjà simulé. L'occupation du sol est prise en compte dans ce calcul de la même manière qu'expliqué précédemment (section 5.3.2). Ensuite, pour chaque segment du treillis parcellaire candidat à être ajouté au réseau, on extrait la valeur maximale de stream power index des pixels intersectés par le segment considéré. Un segment source est alors ajouté au réseau déjà existant, en tirant aléatoirement parmi les segments sources restant et selon une probabilité directement proportionnelle à sa valeur maximale de stream power index. Le branchement de cette source au reste du réseau se fait de la même manière que dans la version classique de l'algorithme. À l'inverse, si la valeur maximale de SPI d'une source existante du réseau en cours de simulation devient faible suite à l'ajout de nouvelles sources en amont qui intercepte le ruissellement, cette source est élaguée ainsi que la branche qu'elle avait engendrée jusqu'à la confluence la plus proche. Les calculs nécessaires à cette nouvelle version ont requis l'utilisation de la librairie RSAGA. Le MNT à 5 m a été préalablement rééchantillonné à 1 m (méthode de rééchantillonnage bilinéaire), afin de ne pas créer de biais dans le calcul du SPI des segments quand deux segments sont parallèles et distants de moins de 5 m (comme pour les segments correspondant aux deux côtés d'une même route).

Pour chacun des quatre bassins considérés, cent réseaux stochastiques sont simulés avec l'algorithme classique et cent autres avec l'algorithme modifié. L'initiation de chaque simulation se fait sur la base du segment exutoire uniquement. Pour chaque simulation, la longueur totale du réseau est tirée aléatoirement dans un vecteur de longueurs comprises entre zéro et la longueur cumulée des limites parcellaires, en échantillonnant davantage dans les deux premiers tiers du vecteur (probabilité de tirage cinq fois plus grande). Ce mode de tirage vise à privilégier les réseaux avec des longueurs plus faibles qui sont les plus réalistes. On compare ensuite l'efficacité anti-érosive des réseaux simulés à celui du vrai réseau grâce à la méthode précédemment expliquée (5.3.2), en remplaçant les mailles carrées par les limites des sous-bassins versants dans le schéma d'agrégation.

Finalement, la concordance des réseaux simulés avec les vrais réseaux est aussi analysée afin de voir si en cherchant à améliorer l'efficacité des réseaux simulés, on simule des réseaux plus ressemblant aux vrais réseaux.

5.4 Résultats

5.4.1 Effet des réseaux de fossés actuels sur le risque d'érosion des sols des parcelles

L'effet de la prise en compte des fossés dans le calcul du SPI moyen est synthétisé dans la figure 5.5 pour une maille d'étude de 250 m (les résultats étant similaires pour les deux autres mailles, ils ont été placés en annexe G). Les valeurs de SPI moyen sont drastiquement réduites par la

prise en compte des fossés, avec des valeurs médianes de SPI moyen passant de 4.2 à 0.8, ce qui représente une baisse de 81 %.

On observe la même diminution pour les quatre sous-bassins versants tests, avec des valeurs de SPI moyen de 7,0, 4,1, 20 et 3,8 sans incrustation du réseau et de 1,6, 0,73, 1,2 et 1,4 avec incrustation du réseau, respectivement pour Roujan, la Tarrale, les Croix et le Travers.

La variabilité des valeurs de SPI moyen est également très fortement réduite avec la prise en compte des fossés. Le coefficient de variation du SPI moyen décroît de 240 % à 55 %. On remarque notamment que sans prise en compte des fossés, les valeurs de SPI moyen des bassins de Roujan et des Croix sont bien plus élevées que celles de la Tarrale et du Travers alors qu'elles sont très proches avec prise en compte des fossés. Cette variabilité importante entre les quatre bassins quand on ne considère pas les fossés s'explique en partie par des pentes moyennes plus faibles pour la Tarrale et le Travers, d'où des valeurs de SPI moyen plus faibles également. Finalement, la prise en compte du réseau de fossés actuel semble faire converger le SPI moyen de toutes les mailles du bassin vers la valeur de 1 environ, quelles que soient la topographie, l'occupation du sol et la densité du réseau de fossés des mailles. L'échelle d'étude ne modifie également pas cette convergence vers cette valeur seuil, ce qui est logique du fait que la carte de SPI de base reste la même quelle que soit la maille d'étude ; des mailles plus importantes limitent uniquement la variabilité des valeurs de SPI (annexe G).

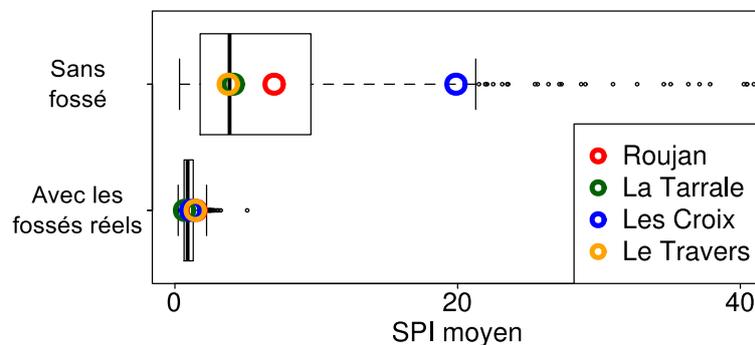


Figure 5.5 – Distribution des valeurs de SPI moyen par maille de la grille avec un pas de 250 m selon que l'on incruste ou non le réseau de fossés réel dans le MNT lors du calcul du SPI (462 mailles). Les valeurs correspondantes aux quatre bassins tests sont également positionnées sur le graphique.

On peut observer d'un point de vue spatial la baisse conjointe des valeurs de SPI moyen et de leur variabilité sur la figure 5.6. Dans le cas où les fossés ne sont pas pris en compte dans le calcul du SPI moyen, des valeurs hautes et basses de SPI moyen sont distribuées sur l'ensemble du bassin de la Peyne, alors que quand les fossés sont pris en compte, presque toutes les mailles du bassin présentent des valeurs faibles de SPI moyen, comprises entre 0 et 3. Le centre et le nord-est de la zone où les valeurs de SPI moyen sont les plus fortes quand on considère les fossés correspondent majoritairement à des versants à pente moyenne à forte.

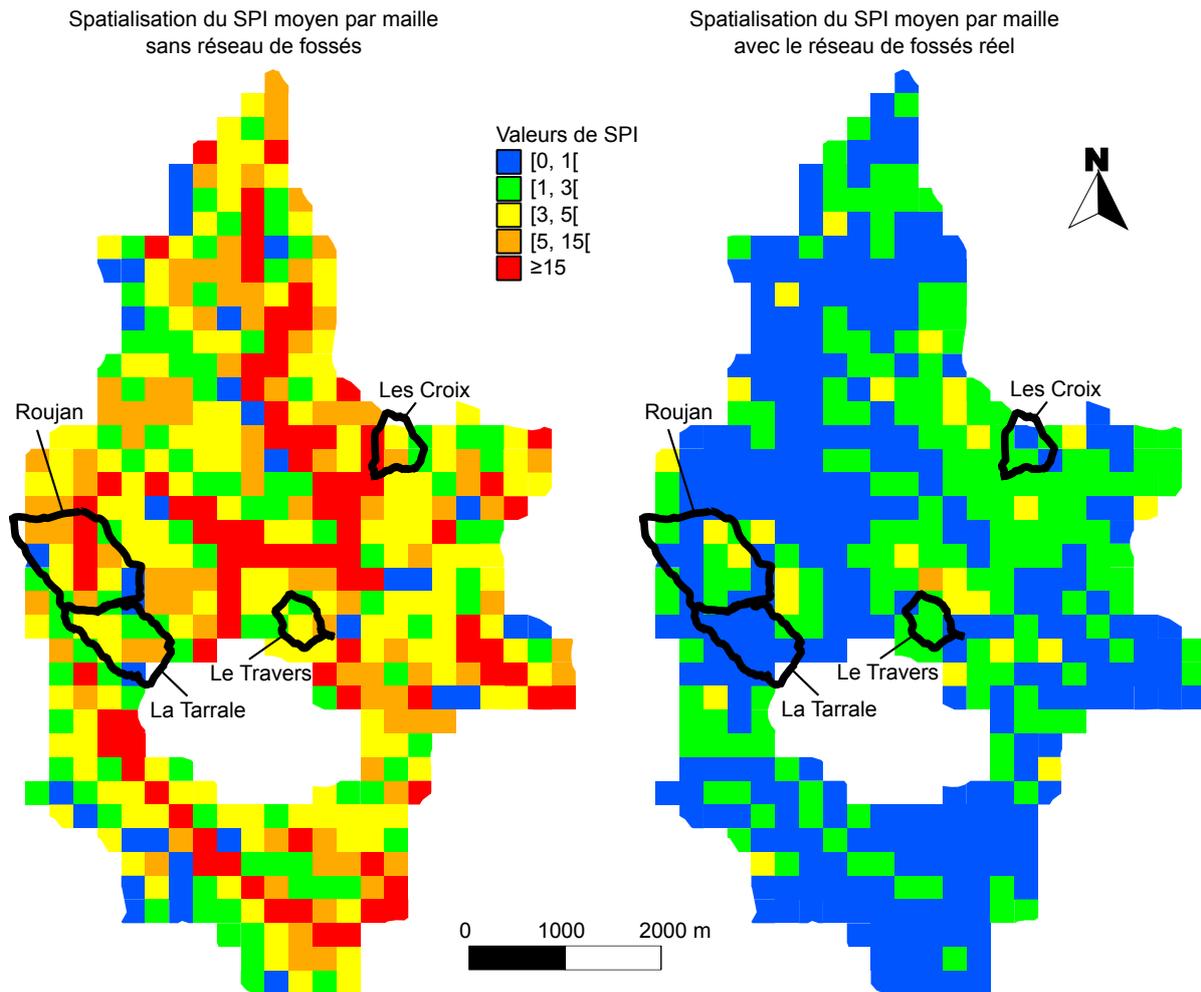


Figure 5.6 – Spatialisation du SPI moyen sur le bassin versant de la Peyne suivant un maillage de 250 m, selon que l'on considère ou non le réseau de fossés lors du calcul du SPI moyen.

5.4.2 Comparaison de l'efficacité anti-érosive des vrais réseaux de fossés et des réseaux simulés

Quels que soient le bassin et la version considérée de l'algorithme, le stream power index moyen est une fonction décroissante exponentielle de la longueur du réseau (figure 5.7). Cette décroissance exponentielle révèle qu'aménager un bassin avec quelques fossés suffit à diminuer de façon importante le risque d'érosion des parcelles du bassin. Dans un second temps, afin de diminuer davantage ce risque, un linéaire de plus en plus important de fossés est nécessaire. Comme dans la section précédente, la valeur de stream power index moyen se rapproche d'une valeur seuil de 1 pour les vrais réseaux des quatre bassins (respectivement 1,6, 0,73, 1,2 et 1,4 pour Roujan, la Tarrale, les Croix et le Travers) alors que les valeurs initiales de SPI moyen (sans réseau de fossés) sont très variées entre les quatre bassins. De plus, cette valeur seuil est assez proche de la valeur minimale possible dans les configurations parcellaires actuelles (si tous les bords de

parcelles étaient des fossés); ces valeurs minimales étant respectivement de 0,56, 0,37, 0,69 et 0,42 pour Roujan, la Tarrale, les Croix et le Travers.

L'algorithme de simulation modifié produit des réseaux en moyenne plus efficaces pour diminuer le risque d'érosion que l'algorithme classique. La différence de SPI moyen entre les réseaux simulés avec les algorithmes standards et modifiés est en moyenne de 0,69, 0,14, 0,59 et 0,13 pour les bassins de Roujan, la Tarrale, les Croix et le Travers respectivement. Ces différences représentent un gain d'efficacité minime, de l'ordre de 5 % des valeurs maximales de SPI moyen quand une augmentation maximale de la longueur du réseau peut faire chuter les valeurs de SPI moyen de plus de 80 %. Les réseaux simulés avec l'algorithme modifié présentent tout de même un intérêt dans les gammes de densités élevées. Par exemple, à Roujan, un réseau de 10 km simulé avec l'algorithme modifié permet d'obtenir une valeur de SPI moyen de 1,16 en moyenne, tandis qu'il faut un réseau simulé classique de 12,7 km pour obtenir la même valeur de SPI moyen, ce qui représente un gain de 2,7 km de réseau (soit 21 %).

Quand on compare l'efficacité du vrai réseau avec celle des réseaux simulés (figure 5.7), on obtient des situations diverses selon les bassins. À Roujan, les réseaux simulés avec les deux algorithmes présentent une meilleure efficacité que le vrai réseau pour diminuer le risque d'érosion des parcelles du bassin (SPI moyen ajusté inférieur respectivement de 0,11 et de 0,44 pour les réseaux simulés avec les algorithmes standard et modifié). À la Tarrale, le vrai réseau est légèrement plus efficace que les réseaux simulés standards (SPI moyen ajusté des réseaux simulés standards supérieur de 0,07), tandis qu'il est légèrement moins efficace que les réseaux simulés avec l'algorithme modifié (SPI moyen ajusté des simulations inférieur de 0,07). Sur le bassin des Croix et du Travers, l'efficacité du vrai réseau est supérieure à celle des réseaux simulés standards (SPI moyens ajustés des réseaux simulés supérieurs respectivement de 0,62 et 0,22), tandis qu'elle est voisine de ceux simulés avec l'algorithme modifié (SPI moyens ajustés des réseaux simulés supérieurs respectivement de 0,07 et 0,04). Cependant, ces différences restent modestes en comparaison des gains d'efficacité qu'on obtient en densifiant le réseau.

Enfin, on remarque que les réseaux simulés avec l'algorithme modifié ressemblent davantage aux vrais réseaux que les réseaux simulés avec l'algorithme classique. En effet, pour les réseaux simulés de la même longueur que les vrais réseaux, les pourcentages de concordance sont plus élevés pour les réseaux simulés avec l'algorithme modifié (respectivement 51 %, 59 %, 58 % et 50 % pour les bassins de Roujan, la Tarrale, les Croix et le Travers) que pour les réseaux simulés classiques (respectivement 44 %, 51 %, 45 % et 38 % pour les bassins de Roujan, la Tarrale, les Croix et le Travers) (figure 5.8).

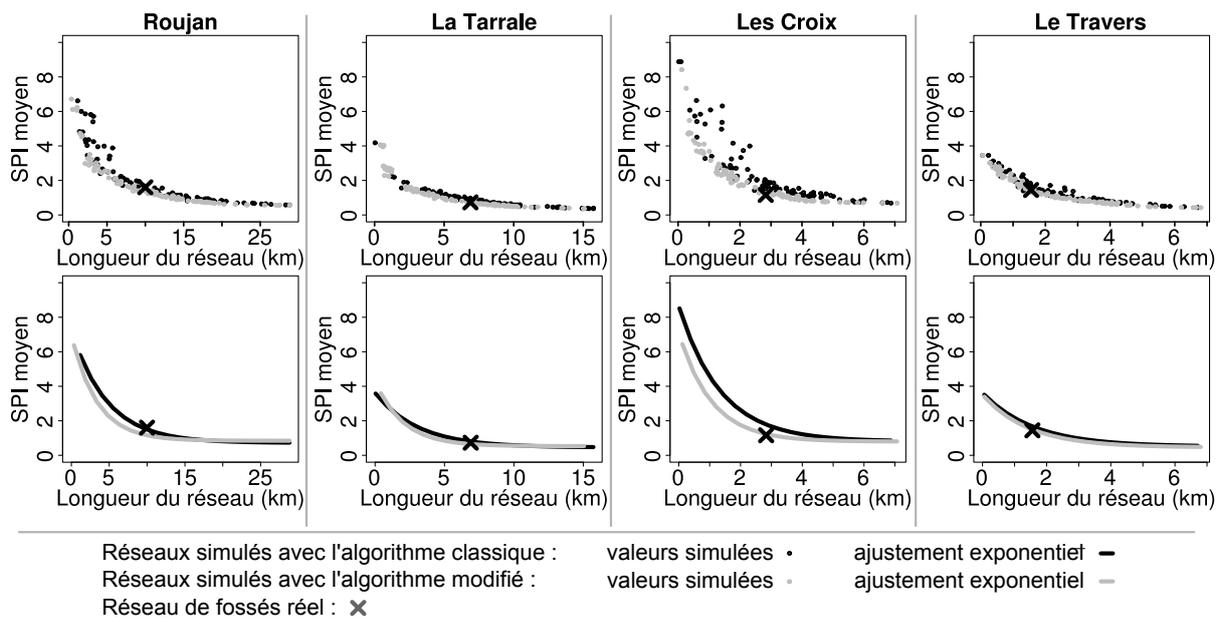


Figure 5.7 – Relation entre le stream power index moyen et la longueur du réseau de fossés selon l’algorithme de simulation de réseau utilisé, pour les bassins versants de Roujan, de la Tarrale, des Croix et du Travers. En haut, les nuages de points, en bas, les courbes de tendance exponentielle ajustées par un algorithme d’ajustement non linéaire. Les ajustements représentent entre 87 % et 99 % de la variabilité des nuages de points mais représentent mal les valeurs de SPI pour les valeurs extrêmes de longueur de réseau.

5.5 Discussion

5.5.1 Efficacité des réseaux de fossés dans la diminution du risque d'érosion hydrique des sols des parcelles

En interceptant le ruissellement et en l'évacuant de la parcelle, les réseaux de fossés permettent de diminuer drastiquement le risque d'érosion des sols des parcelles. La valeur de SPI moyen est ainsi diminuée de plus de 80 % quelque soit l'échelle d'étude (bassins versants de 18 ha à 91 ha, mailles carrées de 6,25 ha à 100 ha). Cet effet primordial des fossés confirme leur fonction mise en avant dans la littérature (Ramos and Porta, 1997; Roose and Sabir, 2002; Gardner and Gerrard, 2003; Paroissien et al., 2010; Stanchi et al., 2012) et dans les enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs du bassin versant de la Payne (chapitre 6). Un point nouveau démontré ici est que l'efficacité des réseaux de fossés semble assez homogène dans les paysages. En effet quels que soit la topographie, l'occupation du sol, la densité des réseaux et l'échelle considérés, les valeurs de SPI moyen convergent vers une valeur d'environ 1 (avec le MNT et les valeurs d'infiltrabilité considérés ici) quand on considère le réseau de fossés lors du calcul du SPI, alors que les valeurs de SPI moyen sont très variables quand on ne le considère pas. Le fait que cette valeur soit homogène laisse penser à une optimisation de ces réseaux qui s'est construite au cours du temps et qui aurait abouti à un réseau apte à limiter l'érosion parcellaire autour d'une valeur seuil

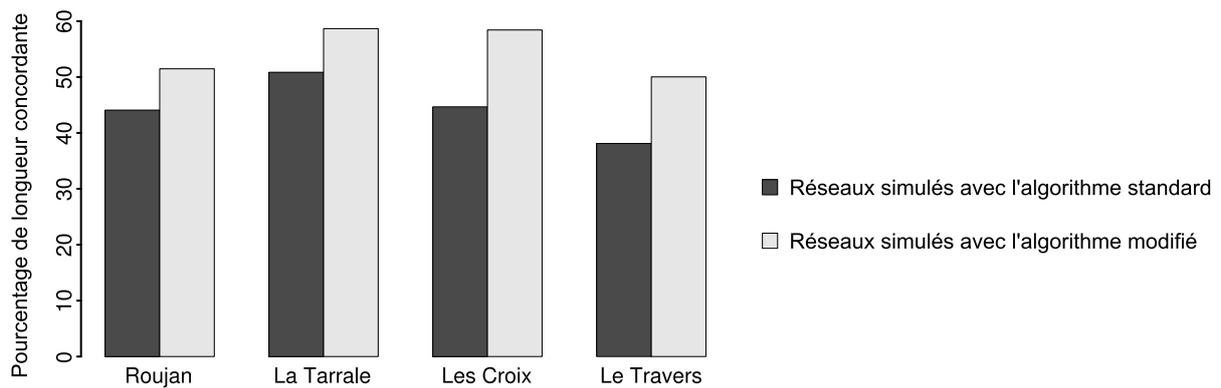


Figure 5.8 – Pourcentage de longueur concordante avec le vrai réseau pour des réseaux simulés de même longueur que le vrai réseau, selon la version de l’algorithme, pour les quatre sous-bassins versant tests. Les pourcentages correspondent à des valeurs ajustées par polynômes locaux pour des réseaux de même longueur que les vrais réseaux.

acceptable selon les agriculteurs.

En cherchant à améliorer l’efficacité des réseaux de fossés à limiter le risque d’érosion des sols des parcelles, la densité des réseaux est apparue comme le paramètre clef pour limiter ce risque. Cet importance de la densité du réseau est directement à mettre en relation avec ce qui a pu être observé au chapitre 4 sur la relation entre ruissellement modélisé par le modèle hydrologique Mhydas et la longueur du réseau simulé. La topologie du réseau pour une densité donnée n’intervient qu’en deuxième lieu. Les réseaux simulés avec l’algorithme modifié permettent en effet de diminuer légèrement la valeur de SPI moyen en comparaison à des réseaux de même densité simulés avec l’algorithme classique. Cet effet de la topologie du réseau, bien que largement moindre que celui provoqué par une densification des réseaux, peut tout de même être intéressant pour les longueurs de réseau importante. Ainsi, avec l’algorithme de réseau modifié, on peut obtenir des valeurs de SPI moyen équivalentes à celle des réseaux simulés classiques avec des réseaux nettement moins longs (par exemple 2,7 km en moins de longueur de réseau nécessaire à Roujan pour obtenir une valeur de SPI moyen de 1,16). Par ailleurs, la situation des réseaux actuels par rapport aux réseaux simulés avec l’algorithme modifié est variée ; l’efficacité des réseaux actuels peut être moindre que celle des réseaux simulés avec l’algorithme modifié (Roujan) ou du même ordre de grandeur (la Tarrale, les Croix, le Travers). Le fait que le réseau actuel puisse autant diminuer le risque d’érosion que nos simulations sur trois des bassins peut s’interpréter de deux façons : soit les réseaux actuels sont déjà optimaux vis-à-vis de la limitation du risque d’érosion, soit l’algorithme de simulation de réseaux pourrait être encore amélioré afin de simuler des réseaux qui limiteraient davantage le risque d’érosion.

Sur les quatre bassins considérés, on remarque que la valeur de SPI moyen obtenue en considérant le réseau actuel est pratiquement la plus basse possible. Densifier davantage le réseau ne permettrait de diminuer le risque d’érosion que de quelques pourcents en plus. Si le risque d’érosion de la zone devait être abaissé encore plus, les parcelles où le risque est le plus

fort devraient être redécoupées en plusieurs morceaux afin d'y intercaler de nouveaux fossés, ce qui pourrait néanmoins gêner la conduite mécanisée de la vigne.

Enfin, en cherchant à améliorer l'efficacité des réseaux à diminuer le risque d'érosion des parcelles, on simule des réseaux qui concordent davantage avec les vrais réseaux que des réseaux simulés sans ce critère de simulation. Ce constat, en addition du fait que l'efficacité anti-érosive des réseaux soit homogène dans les paysages et proche de l'efficacité maximale possible, renforce l'idée que la recherche d'efficacité anti-érosive est un critère d'optimisation de ces réseaux sur le terrain.

5.5.2 Limites de l'approche

L'approche utilisée dans cette étude ne permet pas de quantifier des taux d'érosion, mais uniquement de déterminer des zones où le risque d'érosion des sols des parcelles est plus ou moins fort. Afin d'aller jusqu'à une quantification de ces taux d'érosion, différents modèles pourraient être utilisés. Ainsi, des modèles empiriques permettent d'estimer des taux d'érosion, comme le modèle RUSLE par exemple (Renard et al., 1991). Ce modèle permet de prendre en compte l'effet de mesure de CES mais nécessite pour cela l'estimation du facteur P, basé sur des mesures de terrain d'efficacité de ces mesures. Ce modèle ne permet pas par ailleurs de prendre en compte directement des variations de la configuration spatiale des aménagements. Une alternative est d'utiliser des modèles d'érosion à base physique et spatialement explicite, comme par exemple, les modèles EUROSEM (Morgan et al., 1998) ou Mhydas-Erosion (Gumiere et al., 2011). L'utilisation de ces modèles permettrait également de prendre en compte plus finement les effets de l'occupation du sol et des propriétés du sol dans la détermination du risque d'érosion. La capacité hydraulique des fossés pourrait aussi être prise en compte grâce à ces modèles, afin de considérer un débordement potentiel des fossés (Ghesquiere, 2008) et la création de ravines qui pourrait s'en suivre. Cependant, en utilisant ces modèles se posent des problèmes de paramétrisation pour prendre en compte les effets des mesures de CES (Hessel and Tenge, 2008).

Notre approche ne permet pas de prendre en compte les autres aménagements « invisibles » pour le MNT, comme de petits talus qui peuvent contraindre les chemins de l'eau également. Afin de combler ce manque, le MNT pourrait être modifié d'une façon similaire à ce qui a été fait pour les fossés, comme le proposent Aourousseau et al. (2009) pour les haies et talus et Duke et al. (2006) pour les routes. Les bandes enherbées entre parcelles ne sont également pas prises en compte dans notre estimation du risque d'érosion, alors que ces bandes enherbées peuvent diminuer l'érosion sur les versants d'une façon significative en favorisant l'infiltration et en augmentant la rugosité, ce qui limite le ruissellement et ses capacités de transport (Dillaha et al., 1989). Cette non prise en compte de ces bandes enherbées et des autres aménagements comme les petits talus amène peut-être à surestimer le stream power index, notamment dans le cas où on ne considère pas les fossés. Encore une fois, pour résoudre ce problème, des modèles d'érosion à base physique et spatialement explicites pourraient être utilisés pour prendre en compte ces aménagements (Gumiere et al., 2011). Cependant, les bandes enherbées sont assez peu développées

pées dans notre zone d'étude (Gumiere et al., 2011), avec environ 20 % des parcelles aménagées sur le sous-bassin versant de Roujan par exemple.

Afin de conforter les résultats de notre approche, il serait nécessaire de disposer d'observations terrain concordantes. De telles mesures de terrain sont régulièrement faites et permettent d'évaluer l'efficacité des mesures de CES (Paroissien et al., 2010), puis le facteur P du modèle RUSLE (Hessel and Tenge, 2008). Néanmoins, afin d'analyser la relation entre l'efficacité des réseaux de fossés et leur configuration spatiale, il serait nécessaire d'instrumenter des versants avec des réseaux de fossés présentant des configurations spatiales variées afin de constater s'ils permettent effectivement de limiter l'érosion parcellaire de façon homogène. L'impact d'une densification du réseau paraît plus difficile à explorer sur le terrain. À l'inverse, l'effet d'une dédensification du réseau pourrait être observé en se focalisant sur des zones où les structures de CES sont à l'abandon (figure 5.2). Ce type d'observations a par exemple été mené en Espagne et a permis de révéler l'impact de l'abandon de l'entretien des terrasses sur l'augmentation de la connectivité hydrologique du bassin et de l'érosion des sols (Bellin et al., 2009).

L'effet des réseaux de fossés dans l'interception du ruissellement avant qu'il ne rentre dans la parcelle apparaît donc clairement dans notre étude et illustre bien leur caractère anti-érosif. Cependant, en interceptant le ruissellement des versants, les réseaux de fossés concentrent le ruissellement qui augmente ainsi fortement dans le réseau lui-même (chapitre 4), ce qui tend à augmenter l'érosion dans le réseau (Roose and Sabir, 2002). L'érosion des fossés peut en effet être une source de sédiments importante (Elliot and Tysdal, 1999). De plus, la mise en place d'un réseau de drainage dense tend à accélérer le drainage du versant (Roose and Sabir, 2002) alors que la conservation des eaux sur les versants est un enjeu important pour l'agriculture méditerranéenne. La densification du réseau augmente également les crues à l'aval (Moussa et al., 2002; Roose and Sabir, 2002) (chapitre 4). La densification du réseau à outrance ne peut donc être vue comme une solution idéale, d'autant plus quand on considère les coûts de mise en place et d'entretien de ces réseaux (Martínez-Casasnovas and Ramos, 2006). La gestion des réseaux de fossés doit donc viser un compromis entre les différents services écosystémiques qu'ils procurent. Actuellement, il semblerait qu'ils soient optimisés pour la gestion de l'érosion parcellaire, ce qui renvoie à leur fonction principale mis en avant par les agriculteurs lors des enquêtes (chapitre 6).

5.6 Conclusion

Ce chapitre a mis évidence l'effet des fossés dans la diminution du risque d'érosion des sols des parcelles. Cet effet semble être distribué de manière homogène dans les paysages agricoles de l'Hérault. Le risque d'érosion estimé grâce au stream power index converge ainsi vers une valeur seuil, quelque soit la densité du réseau, la topographie, l'occupation du sol et l'échelle d'étude. Pour une zone donnée, le risque d'érosion des sols des parcelles est très fortement dépendant de la densité du réseau de fossés, et dans une moindre mesure de sa topologie. Finalement, les

réseaux de fossés réels apparaissent assez efficaces et efficients pour limiter le risque d'érosion des sols des parcelles en comparaison à des réseaux simulés dans le but de limiter ce risque.

Troisième partie

Variabilité de la couverture végétale des fossés et rétention des pesticides

Dans cette partie, on commence par caractériser la diversité des pratiques d'entretien des fossés et de la végétation résultante (chapitre 6). Cette étude se base sur un dépouillement des résultats d'enquêtes d'agriculteurs et des relevés de végétation, suivi de leur analyse statistique. La variabilité de l'entretien et des couvertures végétales des fossés est mise en avant. Quelques déterminants de l'entretien des fossés ressortent à la fois des enquêtes et de l'analyse statistique, à différents niveaux (fossés, parcelles, exploitations, communes). Cependant, on observe une quasi absence d'organisation spatiale amont-aval des pratiques d'entretien. Un très fort effet de l'entretien sur les couvertures végétales des fossés est également observé.

Au vu de ces résultats une caractérisation plus fine des régimes d'entretien pour une année donnée est entreprise dans le chapitre 7 afin d'analyser l'impact des pratiques d'entretien des fossés sur le transfert de pesticides dans les bassins versants cultivés (une partie de ce chapitre fait redondance avec le chapitre 6 du fait de l'insertion d'un article). Pour ce faire, les enquêtes et les relevés de végétation servent à calibrer des simulations spatio-temporelles de la végétation des fossés. L'évaluation de l'impact est réalisé suivant des indicateurs relatifs à la rétention et au transfert de pesticides déjà proposés dans la littérature. On montre alors que la forte dynamique spatio-temporelle de la végétation des fossés suite à leur entretien implique une forte variabilité spatio-temporelle de leur capacité de rétention des pesticides. Cette capacité est d'ailleurs minimale au moment où la plupart des pesticides sont épandus dans les vignes.

Chapitre 6

Déterminants des pratiques d'entretien et de la végétation des fossés agricoles

6.1 Introduction

La végétation des fossés intervient dans la modulation de nombreux processus environnementaux. En hydrologie, la végétation influe sur la capacité hydraulique des réseaux de fossés et conditionne ainsi leur débordement et la bonne évacuation des crues (Ghesquiere, 2008). La végétation intervient en effet sur les capacités hydrauliques des fossés, en modifiant leur rugosité (Järvelä, 2002; O'Hare et al., 2010; Crabit et al., 2011) qui détermine en partie la vitesse des écoulements et la hauteur d'eau. La végétation des fossés joue également un rôle dans le transfert des pesticides, en modifiant les vitesses de transfert dans le fossé ainsi que ses capacités de rétention des pesticides (Margoum et al., 2003; Moore et al., 2008). Les fossés sont par ailleurs entretenus par les agriculteurs (Bassa et al., 2012). Cet entretien va avoir un impact sur les couvertures végétales des fossés et donc sur les processus hydrologiques dans lesquels cette végétation intervient. L'entretien des fossés a aussi un rôle sur la biodiversité des fossés (Milsom et al., 2004; Blomqvist et al., 2006; Manhoudt et al., 2007). Finalement, au vu des impacts de l'entretien des fossés sur leur couverture végétale et les impacts qui en découlent dans des processus environnementaux variés, il paraît utile de mieux comprendre les motivations des agriculteurs et les déterminants physiques de cet entretien et de la couverture végétale résultante. En effet, que ce soit dans le but de comprendre l'impact de cet entretien sur des processus environnementaux (évacuation des crues, biodiversité...), ou pour comprendre où se situent les leviers d'action pour faire évoluer les pratiques, cette compréhension des motivations des agriculteurs et des déterminants est nécessaire. De plus, la description et la spatialisation des pratiques permet d'en faire le diagnostic mais aussi de participer à l'élaboration de scénarios dont on pourra évaluer l'impact via des modèles (Leenhardt et al., 2010). Les objectifs de ce chapitre sont donc de (i) comprendre les motivations des agriculteurs dans l'entretien des fossés,

(ii) de rechercher des variables explicatives de l'entretien des fossés et du pourcentage de couverture végétale résultant pour une année donnée, en distinguant les effets paysagers des effets d'exploitation.

6.2 Matériel et méthodes

La méthodologie de ce chapitre repose sur trois points :

- une analyse d'enquêtes agricoles afin de mettre en avant les motivations des agriculteurs dans l'entretien des fossés,
- une recherche statistique de variables explicatives de l'entretien des fossés,
- une recherche statistique de variables explicatives de la couverture végétale des fossés.

6.2.1 L'enquête agricole et les relevés de végétation

L'enquête agricole et les relevés de végétation ont déjà été présentés au chapitre 2, leurs modalités et la zone d'étude ne sont donc pas à nouveau détaillées ici. L'enquête a permis de définir les fréquences d'entretien pour chaque type d'opération tandis que les relevés de végétation ont permis d'obtenir les pourcentages de couverture végétale pour le fond et les parois des fossés à six dates différentes (mai 2011, août 2011, novembre 2011, janvier 2012, mars 2012, mai 2012). En comparaison avec le chapitre 7, les relevés de mai 2012 sont intégrés à l'analyse, ainsi que les relevés de végétation sur les parois des fossés (et non pas que sur le fond).

6.2.2 Recherche statistique de variables explicatives de l'entretien des fossés

Afin de rechercher des variables explicatives des pratiques d'entretien des fossés, un modèle d'analyse de la covariance (ANCOVA) avec sélection de variables a été utilisé sous le logiciel GNU-R. Une ANCOVA avec sélection de variables a été choisie plutôt qu'une méthode reposant sur une analyse des correspondances multiples suivie d'une classification ascendante hiérarchique afin de faciliter l'interprétation des résultats; le but étant ici d'identifier des déterminants de l'entretien et non pas d'en expliquer la plus forte part de variabilité. La sélection des variables se fait par la méthode progressive (dite *stepwise selection* en anglais) avec l'Akaike Information Criterion (AIC) comme critère de sélection (Cornillon and Matzner-Løber, 2006). Les variables à expliquer sont respectivement la fréquence de curage, la fréquence de désherbage chimique, la fréquence de fauche, la fréquence de brûlis, la fréquence de tous les entretiens confondus (ou fréquence globale d'entretien). Les fréquences sont exprimées en nombre d'opérations par an. Les variables explicatives testées se distinguent selon quatre niveaux (tableau 6.1), à savoir des variables de fossés, des variables de parcelles, des variables d'exploitations et une variable de communes. Elles ont été sélectionnées en faisant l'hypothèse qu'elles puissent avoir un impact sur le choix de l'entretien des fossés (fréquence et/ou type).

6.2 Matériel et méthodes

Tableau 6.1 – Variables candidates testées dans l'ANCOVA pour expliquer l'entretien des fossés

Nom	Type	Origine
Variabiles de fossés		
Fossé de bord de route	qualitative : oui \ non	relevés terrain
Profondeur	quantitative (cm)	relevés terrain
Largeur	quantitative (cm)	relevés terrain
Position dans la parcelle	qualitative : amont \ aval \ côté \ zone plane	relevés terrain
Fonction de drainage	qualitative : oui \ non	enquête
Fonction d'interception du ruissellement	qualitative : oui \ non	enquête
Fonction de transport du ruissellement	qualitative : oui \ non	enquête
Exutoire de drains enterrés de la parcelle enquêtée	qualitative : oui \ non	enquête
Pente du fossé	quantitative (%)	calculée à partir du MNT à 5 m
Surface drainée	quantitative (m ²)	délimitée manuellement à partir du MNT à 5 m et de la connaissance du terrain
Surface directement drainée	quantitative (m ²)	délimitée manuellement à partir du MNT à 5 m et de la connaissance du terrain
Ordre de Strahler du bief	qualitative : 1 \ 2 \ 3 \ 4 et +	déterminée manuellement sous SIG
Proximité de zones naturelles	qualitative : oui \ non	déterminée manuellement sous SIG
Réserve utile des sols importante	qualitative : oui \ non	déterminée à partir de la carte des sols au 1/25000ème
Convergence index moyen	quantitative (sans unité)	calculée à partir du MNT à 5 m pour une zone tampon de 5 m autour du fossé
Radiation solaire	quantitative (kWh / m ²)	calculée à partir du MNT à 5 m pour une zone tampon de 5 m autour du fossé
Variabiles de parcelles		
Propriétaire de la parcelle	qualitative : oui \ non	enquête
Inter-rang désherbé chimiquement	qualitative : oui \ non	enquête
Inter-rang labouré	qualitative : oui \ non	enquête
Inter-rang enherbé	qualitative : oui \ non	enquête
Parcelle isolée	qualitative : oui \ non	enquête
Surface de la parcelle	quantitative (m ²)	déterminée sous SIG
Pente moyenne de la parcelle	quantitative (%)	calculée à partir du MNT à 5 m
Variabiles d'exploitations		
Exploitant coopérateur	qualitative : oui \ non	enquête
Production conventionnelle	qualitative : oui \ non (bio ou raisonnée)	enquête
Surface de la culture principale	quantitative (ha)	enquête
Exploitant installé avant 1990	qualitative : oui \ non	enquête
Production en AOP	qualitative : oui \ non	enquête
Surface par unité de main d'oeuvre	quantitative (ha)	enquête
Variable de communes		
Commune du fossé	qualitative : Roujan (+Margon) \ Caux (+Neffiès) \ Alignan-du-Vent (+Tourbes)	déterminée sous SIG

6.2.3 Recherche statistique de variables explicatives de la couverture végétale des fossés

Afin de rechercher des variables explicatives de la couverture végétale des fossés pour l'année de relevés disponible, un modèle d'analyse de la covariance (ANCOVA) avec sélection de variables a également été utilisé, avec là-aussi une méthode progressive et le AIC comme critère de sélection. On exclue de l'analyse les « fossés » correspondant à des ruisseaux avec des larges ripisylves. Les variables à expliquer sont respectivement les pourcentages de végétation vivante au fond du fossé à chacune des six dates de relevés, les pourcentages de végétation morte (litière) au fond du fossé à chacune des six dates de relevés et les pourcentages de végétation vivante sur les parois du fossé à chacune des six dates de relevés. Les variables explicatives testées se distinguent selon deux niveaux (tableau 6.2), à savoir des variables d'entretien et des variables de fossés. Les variables de fossés correspondent à des descripteurs du milieu physique du fossé dont on fait l'hypothèse qu'ils puissent avoir un impact sur la végétation des fossés. Les variables d'entretien correspondent aux observations terrain de mai 2011 à mars 2012. Le nombre de variables d'entretien utilisées pour l'explication de la végétation augmente donc de mai 2011 à mai 2012. On teste d'abord ces variables séparément (variables de fossés uniquement et variables d'entretien uniquement) puis ensemble, afin de distinguer leurs effets respectifs.

Tableau 6.2 – Variables candidates testées dans l'ANCOVA pour expliquer la couverture végétale des fossés

Nom	Type	Origine
Variables d'entretien		
Entretien observé en mai 2011 Entretien observé en août 2011 Entretien observé en novembre 2011 Entretien observé en janvier 2012 Entretien observé en mars 2012 Entretien observé en mai 2012	qualitative : curage \ désherbage chimique \ fauche \ brûlis	relevés terrain
Variables de fossés		
Profondeur Largeur Exutoire de drains enterrés de la parcelle enquêtée Pente du fossé Surface drainée	quantitative (cm) quantitative (cm) qualitative : oui \ non quantitative (%) quantitative (m ²)	relevés terrain relevés terrain enquête calculée à partir du MNT à 5 m délimitée manuellement à partir du MNT à 5 m et de la connaissance du terrain
Ordre de Strahler du bief	qualitative : ordre 1 \ ordre 2 \ ordre 3 \ ordre 4 et plus	déterminée manuellement sous SIG
Proximité de zones naturelles Réserve utile des sols importante	qualitative : oui \ non qualitative : oui \ non	déterminée manuellement sous SIG déterminée à partir de la carte des sols au 1/25000ème
Radiation solaire	quantitative (kWh / m ²)	calculée à partir du MNT à 5 m pour une zone tampon de 5 m autour du fossé

6.3 Résultats

6.3.1 Variabilité de l'entretien des fossés par les agriculteurs

La plupart des fossés enquêtés sont entretenus par les agriculteurs (83 % des fossés) (figure 6.1). Quatre types d'opération d'entretien ont été identifiées lors des enquêtes et concernent une proportion variable de fossés : le curage (58 % des fossés), le désherbage chimique (28 % des fossés), la fauche (49 % des fossés) et le brûlis (54 % des fossés). Un fossé est ici considéré entretenu selon une opération donnée quelque soit la fréquence de mise en œuvre (une fois tous les dix ans ou deux fois par an par exemple). Le curage est majoritairement réalisé en sous-traitance, par un tracto-pelle. Il peut néanmoins être réalisé manuellement (à la pelle) dans quelques cas. Le désherbage chimique est réalisé à la machine à dos ou au pulvérisateur tracté. La fauche est réalisée soit avec une épareuse, soit à l'aide d'une débroussailleuse thermique. Le brûlis reste la technique la plus artisanale et traditionnelle dans les zones méditerranéennes et ne nécessite qu'une allumette et des conditions favorables (végétation sèche, absence de vent).

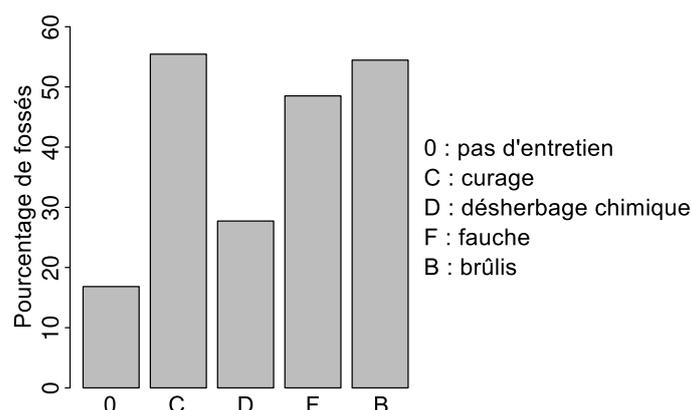


Figure 6.1 – Pourcentage de fossés qui sont entretenus par une opération d'entretien donnée, quelque soit la fréquence temporelle de cet entretien. Un fossé peut être entretenu selon une combinaison de plusieurs opérations d'entretien.

Les fréquences d'entretien sont variables selon le type d'entretien considéré (figure 6.2). Le curage est ainsi la pratique d'entretien la moins courante avec une fréquence médiane de mise en œuvre de 0,1 fois par an (ou 1 fois tous les 10 ans). Les trois autres opérations d'entretien présentent des fréquences médianes de mise en œuvre de 1 fois par an. Par ailleurs, la variabilité des fréquences de désherbage chimique et de fauche est très faible en comparaison à celle des fréquences de curage et de brûlis. La fréquence d'entretien globale (la somme des fréquences d'entretien des quatre opérations) est de 1,3 fois par an, ce qui indique que plusieurs opérations d'entretien peuvent se combiner pour une année donnée. Enfin, ces fréquences d'entretien présentent peu de corrélation entre elles avec des coefficients de corrélation de l'ordre de 0,1, hormis une corrélation négative entre la fréquence de désherbage chimique et celle de fauche (R

= -0,26). On peut donc construire des modèles statistiques explicatifs de ces variables prises individuellement.

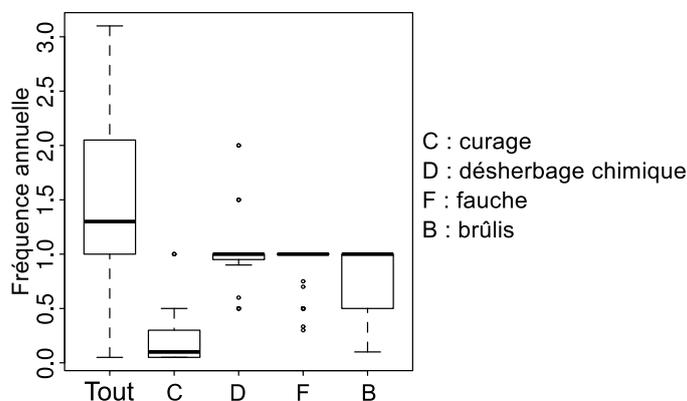


Figure 6.2 – Fréquence annuelle d'entretien pour chaque opération individuelle d'entretien et pour toutes les opérations prises ensemble, pour les fossés entretenus par ces opérations.

6.3.2 Variabilité des couvertures végétales des fossés

La variabilité des pourcentages de couverture en végétation vivante et en litière au fond des fossés et en végétation vivante sur les parois des fossés est présentée dans la figure 6.3. Le pourcentage de végétation vivante au fond des fossés reste assez faible tout au long de l'année de relevés (troisième quartile inférieur à 40 % toute l'année), en comparaison avec les pourcentages de couverture en litière du fond et en végétation vivante des parois. De plus la variabilité est assez faible en comparaison avec la couverture du fond en litière et la couverture en végétation vivante des parois (espace interquartile moyen de 30 % pour la végétation vivante du fond contre 60 % pour la litière au fond et 58 % pour la végétation vivante des parois). Une dynamique saisonnière existe également. Les pourcentages de couverture en végétation vivante des parois et dans une moindre mesure du fond diminuent de mai 2011 à mars 2012, puis réaugmentent en mai 2011. La dynamique de la litière au fond est plus complexe, avec une augmentation de mai à décembre 2011, puis une diminution de décembre 2011 à mai 2012.

6.3.3 Raisons de mise en œuvre de l'entretien déclarées par les agriculteurs

La principale raison de l'entretien courant (désherbage chimique, fauche et brûlis) est d'éviter la création d'embâcles pendant les pluies qui provoquerait le débordement du fossé et finalement un ravinement dans la parcelle concernée. Cette raison concerne en effet 24 des 27 fossés désherbés chimiquement, 40 des 49 fossés fauchés et 48 des 56 fossés brûlés. Les autres motivations de cet entretien courant sont de maintenir les bords de parcelle propres, d'assurer la visibilité du fossé, d'assurer le passage des engins et enfin de contenir les invasives (cannes, ronces, etc.). Pour le curage, la raison de mise en œuvre est tout simplement d'éviter le comblement du fossé, et dans une moindre mesure d'assurer une profondeur suffisante pour maintenir la fonction de drainage

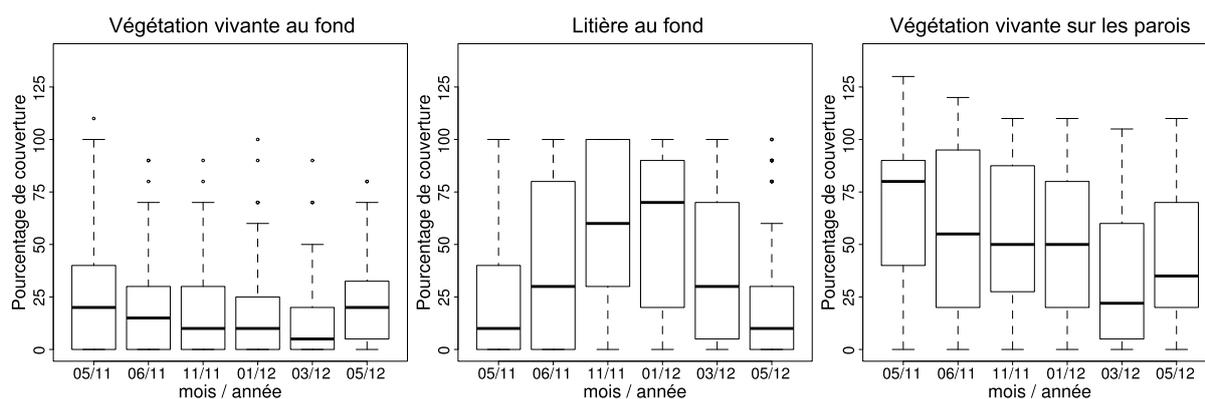


Figure 6.3 – Variabilité des pourcentages de couverture en végétation vivante et en litière au fond des fossés et en végétation vivante sur les parois des fossés, selon les dates de relevés.

du fossés (13 des 51 fossés curés). La nécessité d'entretien du fossé pour garantir qu'il ne déborde pas fait écho aux observations réalisées au chapitre 5 (figure 5.2), sur le ravinement engendré par le comblement d'un fossé non entretenu.

Pour les fossés entretenus, les raisons de non mise en œuvre d'une pratique d'entretien donnée varie fortement selon la pratique considérée (figure 6.4). Ainsi, la raison principale de l'absence de curage est qu'il est jugé inutile (25 des 28 fossés entretenus mais non curés). Pour le désherbage chimique, le souci environnemental, la prévention de l'érosion des berges et le coût sont trois raisons invoquées pour ne pas désherber chimiquement (respectivement 20, 14 et 7 des 56 fossés entretenus mais non désherbés chimiquement). L'absence de fauche se justifie principalement par son coût. La fauche nécessite en effet d'acquérir une épareuse pour être mise en œuvre sur des longueurs importantes de fossés. Enfin, l'absence de brûlis s'explique par le risque d'incendie (10 des 29 fossés entretenus mais non brûlés), et dans une moindre mesure par la présence d'une route, par souci environnemental ou pour la prévention de l'érosion des berges du fossé.

Concernant les raisons du non entretien des fossés (absence totale d'entretien), il apparaît d'après l'enquête que la raison principale est le que le fossé ne nécessite pas d'entretien (12 des 17 fossés non entretenus). Cette raison concerne principalement des ruisseaux et des rivières plutôt que des fossés. Les autres raisons invoquées sont le manque de temps, l'absence de rôle du fossé et l'entretien réalisé par les collectivités (2 des 17 fossés non entretenus pour chaque raison). On peut remarquer que les questions de coût n'ont pas été mises en avant à ce niveau de l'enquête.

6.3.4 Explication statistique de l'entretien

Les trois tableaux situés en annexe H présentent les résultats des modèles d'ANCOVA avec les variables sélectionnées pour l'explication des fréquences d'entretien considérées individuellement et pour la fréquence d'entretien globale. Le tableau 6.3 résume les principaux résultats.

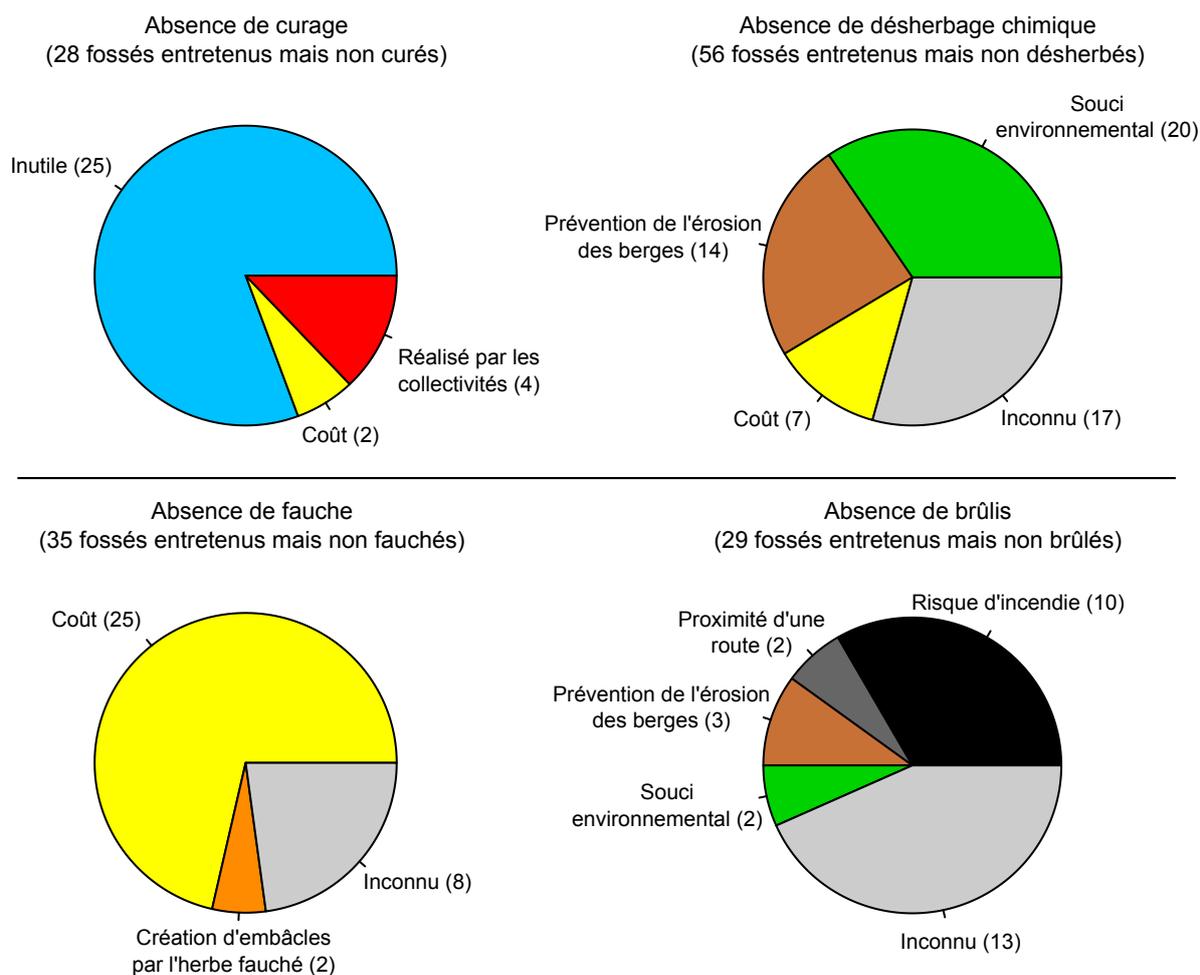


Figure 6.4 – Raisons de non mise en œuvre d'une pratique d'entretien donnée pour les fossés entretenus d'après les résultats d'enquêtes

Le modèle d'ANCOVA n'explique que 13 % de la variabilité dans la fréquence de curage. Ce pourcentage de variabilité est expliquée majoritairement par des variables de fossés ($R^2 = 0,08$ avec les dix variables de fossés retenues). 28 % de la variabilité dans la fréquence de désherbage chimique sont expliqués par l'ANCOVA. Les variables de fossés sélectionnées prises seules expliquent 5 % de la variabilité, contre 11 % pour celles de parcelles et 5 % également pour celles d'exploitations. 22 % de la variabilité dans la fréquence de fauche sont expliqués par l'ANCOVA. 11 % sont expliqués par les variables de fossés sélectionnées seules, 5 % par la variable de parcelles sélectionnée seule, 0 % par les variables d'exploitations sélectionnées seules. Pour le brûlis, 26 % de la variabilité sont expliqués par l'ANCOVA, 21 % par les variables de fossés sélectionnées seules, 12 % par les variables de parcelles sélectionnées seules.

Les résultats du modèle d'ANCOVA avec les variables sélectionnées pour l'explication de la fréquence d'entretien globale (tous entretiens confondus) indiquent que 36 % de la variabilité dans cette fréquence sont expliqués par le modèle, 21 % par les variables de fossés sélectionnées

seules, 9 % par les variables de parcelles sélectionnées seules, 3 % par les variables d'exploitations sélectionnées seules et 0 % par la variable de communes sélectionnée seule.

Tableau 6.3 – Synthèse des résultats des modèles explicatifs de l'entretien des fossés

Fréquence à expliquer	R ² ajusté	Nombre de variables ou de modalités sélectionnées par type			
		Fossés	Parcelles	Exploitation	Commune
Curage	0,13	10	2	0	0
Désherbage chimique	0,28	4	2	3	0
Fauche	0,22	7	1	2	0
Brûlis	0,26	4	3	0	0
Globale	0,36	9	2	5	2

6.3.5 Explication statistique de la couverture végétale des fossés

La figure 6.5 présente les coefficients de détermination ajustés des modèles d'ANCOVA avec sélection de variables pour les pourcentages de végétation et de litière au fond du fossé et le pourcentage de végétation sur les parois. On remarque que les variables d'entretien expliquent presque toujours plus de variabilité que les variables de fossés, avec par exemple 29 % en moyenne de la variabilité de la litière au fond expliqués par les variables d'entretien contre 13 % pour les variables de fossés. La combinaison des deux groupes de variables permet d'expliquer encore davantage de variabilité, avec par exemple 40 % en moyenne de la variabilité de la végétation des parois expliqués avec les deux groupes de variables contre 34 % avec les variables d'entretien seules. Toutes les variables de fossés sont sélectionnées au moins deux fois sur l'ensemble des dix huit modèles (six pas de temps fois trois types de couverture végétale). Cependant, peu de variables de fossés sont sélectionnées de manière régulière et cohérente sur l'ensemble de ces dix huit modèles.

Les variables d'entretien sélectionnées et les coefficients estimés par le modèle reflètent par ailleurs assez bien l'effet de chaque opération d'entretien et le calendrier de ces opérations au cours de l'année. Ainsi, le désherbage chimique réalisé avant mai 2011 est en partie responsable des faibles pourcentages de végétation vivante observés en mai 2011 au fond et sur les parois des fossés (respectivement -24 % et -53 % quand le fossé est désherbé). La fauche, majoritairement réalisée entre mai 2011 et août 2011 implique des faibles pourcentages de végétation vivante au fond et sur les parois des fossés en août 2011 (respectivement -21 % et -46 %) mais un plus fort pourcentage de litière au fond du fait que l'herbe fauchée s'accumule au fond (+49 %). Enfin, le brûlis réalisé surtout entre janvier et mars 2012 explique les faibles pourcentages en végétation vivante et litière du fond et en végétation vivante des parois en mars 2012 (respectivement -20 %, -55 % et -50 %). Le curage concerne un nombre de fossés beaucoup plus limité et son occurrence est plus étalée dans l'année ; son effet est cependant retenu par le modèle et provoque systématiquement des chutes importantes de tous les pourcentages de couverture.

Les pourcentages de variabilité expliquée sont globalement plus élevés pour la litière au fond du fossé et la végétation sur les parois que pour la végétation au fond du fossé. Ceci s'explique en

partie par la plus faible variabilité de la végétation au fond du fossé ($\sigma = 23\%$) en comparaison à celles de la litière au fond ($\sigma = 37\%$) et de la végétation sur les parois ($\sigma = 35\%$). On observe également une dynamique de la variabilité expliquée, avec une tendance à la hausse de mai 2011 à mai 2012. Cette hausse correspond à la prise en compte de plus en plus d'entretiens passés plus on avance dans le temps. En effet, en mai 2011, uniquement une variable d'entretien est disponible, tandis qu'en mai 2012, six variables le sont. Ainsi, la variable correspondant aux entretiens de mai 2011 est sélectionnée par la procédure pour expliquer la végétation des parois en mai 2012. En plus de la tendance globale, on observe également deux maximum locaux dans la variabilité expliquée de la litière au fond et de la végétation sur les parois en août 2011 et mars 2012. Ils correspondent à deux périodes où les deux principales opérations d'entretien sont réalisées, à savoir la fauche et le brûlis. Les variables d'entretien correspondantes expliquent donc une part importante de la variabilité à ces moments précis, respectivement 47% et 57% pour la litière au fond et 36% et 52% pour la végétation sur les parois en août 2011 et mars 2012.

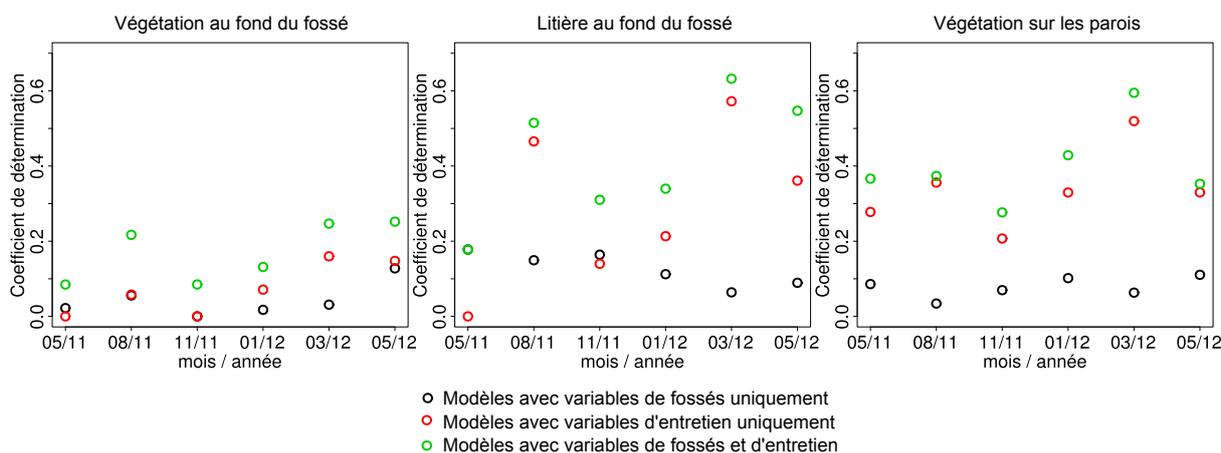


Figure 6.5 – Résultats des modèles d'ANCOVA avec sélection de variables pour l'explication de la variabilité des pourcentages de végétation dans les fossés.

6.4 Discussion

6.4.1 De faibles performances d'explication des pratiques d'entretien mais cohérentes avec les enquêtes

Certains résultats de l'enquête et de l'analyse statistique sont concordants. Par exemple, le maintien de la fonction de drainage des fossés transparaît dans la plus forte fréquence de curage des fossés exutoires de drains enterrés (fréquence de curage augmentée de 0,16 fois par an), afin de maintenir la fonctionnalité du réseau de drainage. L'entretien du fossé afin d'éviter son débordement est traduit par la plus forte fréquence de curage et d'entretien globale des fossés drainant une surface importante (ou avec un ordre de Strahler plus élevé). Il est à noter que

cet effet n'apparaît que très partiellement quand on considère les variables de surface drainée et d'ordre de Strahler seules (chapitre 7). La prise en compte de variables supplémentaires a permis de le faire apparaître dans ce chapitre. Le curage plus fréquent de ces fossés renvoie aussi certainement à la quantité de sédiments qu'ils reçoivent de l'amont et à leur position plus aval favorable à la sédimentation. Les fossés dont le convergence index moyen est faible (zone de convergence des flux) présentent d'ailleurs des fréquences de curage plus élevées, même si cet effet n'est pas significatif au seuil de 5 %. Les considérations environnementales qui justifient l'absence de désherbage chimique dans l'enquête sont révélées dans l'analyse statistique par la plus faible fréquence de désherbage chimique des fossés entretenus par des exploitants engagés dans une démarche environnementale. On remarque également que les agriculteurs semblent adopter des stratégies d'entretien voisines pour les parcelles et les fossés. Les fossés bordant des vignes désherbées chimiquement sont davantage désherbés (fréquence de désherbage chimique augmentée de 0,37 fois par an quand la vigne est également désherbée chimiquement, annexe H) tandis que les fossés bordant des vignes enherbées sont davantage fauchés (fréquence de fauche augmentée de 0,38 fois par an quand la vigne est également enherbée). La non mise en œuvre de la fauche en raison du coût de l'épareuse n'est traduite que légèrement par l'analyse statistique où on peut voir que les fossés des exploitations les plus importantes (qui peuvent a priori s'offrir une épareuse) présentent des fréquences de fauche plus élevées, même si cet effet n'est que peu significatif. On peut expliquer cette faible significativité par la présence de petites exploitations où la fauche des fossés est entrepris tout de même, mais à la débroussailleuse thermique et non pas à l'épareuse. Concernant le brûlis, le risque d'incendie déclaré par certains agriculteurs est traduit par la plus faible fréquence de brûlis pour les fossés proches de zones naturelles ou enrichées (fréquence de brûlis diminuée de 0,35 fois par an quand le fossé est bordé par des zones naturelles ou enrichées). Le manque de temps qui n'était que faiblement mis en avant pour expliquer le non entretien des fossés semble apparaître dans l'analyse statistique pour expliquer des plus faibles fréquences d'entretien globale et de curage, avec un effet du ratio surface par unité de main d'œuvre. Sur les exploitations où ce ratio est élevé, les fossés sont globalement moins entretenus et moins curés. Pour le curage, cet effet n'est pas forcément logique, le curage étant généralement sous-traité, il ne prend donc pas de temps de travail sur l'exploitation. Enfin, les fossés pour lesquels l'entretien était déclaré inutile correspondent en partie à des fossés - ruisseaux avec de large ripisylves, ce qu'on peut observer dans l'analyse statistique avec une plus faible fréquence d'entretien globale des fossés plus larges (hypothèse d'un auto-curage du fait d'un débit important). Les fossés dont l'entretien était jugé inutile peuvent aussi renvoyer aux fossés situés à l'aval des parcelles, fossés pour lesquels l'analyse statistique indiquent une plus faible fréquence d'entretien (globale, de curage, de fauche et de brûlis).

En plus des résultats concordants, l'analyse statistique fait ressortir quelques résultats supplémentaires. On voit par exemple que le sol a un effet sur les fréquence de fauche : quand les réserves hydriques sont importantes, cette fréquence est plus élevée (+0,32 fois par an). Il apparaît assez nettement que les agriculteurs coopérateurs entretiennent davantage les fossés (fréquences de désherbage chimique, de fauche et globale augmentées respectivement de 0,26,

0,27 et 0,87 fois par an quand l'exploitant est coopérateur), tout comme les agriculteurs en agriculture conventionnelle (fréquence globale augmentée de 0,51 fois par an), ce pour quoi il n'a pas été trouvé d'explication logique. Les agriculteurs entretiennent également davantage les fossés des parcelles dont ils sont propriétaires (fréquence d'entretien globale augmentée de 0,65 fois par an quand l'exploitant est propriétaire). Sur les exploitations dont la surface est importante, l'entretien est aussi apparu plus fréquent. On distingue enfin un effet commune, avec un plus fort entretien des fossés de la commune de Caux et surtout un plus faible entretien des fossés de la commune de Roujan (fréquence d'entretien globale diminuée de 0,63 quand les fossés sont localisés à Roujan). Cet effet commune n'a pas une explication directe, mais peut être à rapprocher de l'effet commune observé par Biarnès et al. (2009) sur les pratiques d'entretien du sol qui pourrait être lié aux modes de diffusion de l'information technique.

Une opposition entre la fauche et le désherbage est également mise en avant par les enquêtes et par l'analyse statistique. En effet, afin d'expliquer l'absence de fauche, les enquêtés déclaraient souvent que le désherbage chimique suffisait et que la fauche n'était pas utile ou vice versa. Ces réponses ont été regroupées sous l'étiquette « inconnue » sur la figure 6.4 car aucune raison précise ne justifiait ce choix. Cela illustre la corrélation négative observée entre les fréquences de fauche et de désherbage chimique. Cette opposition entre ces deux pratiques s'explique par leur coût à chacune (en opposition au brûlis) et du fait qu'elles soient assez opposées d'un point de vue environnemental. Finalement, leur mise en œuvre concomitante sur un même fossé est plutôt rare, comme en témoigne la faible fréquence des régimes d'entretien associant ces deux pratiques (chapitre 7).

6.4.2 Un état de végétation des fossés fortement déterminé par les pratiques d'entretien

L'approche empirique basée sur les relevés de végétation de mai 2011 à mai 2012 confirme l'impact des pratiques d'entretien sur la couverture végétale des fossés. Cet impact est plus fort sur la litière au fond du fossé et la végétation des parois. En effet, la variabilité observée de la végétation est bien plus forte pour ces deux variables que pour la végétation au fond du fossé, et cette variabilité s'explique davantage avec les variables d'entretien. Les variables d'entretien à elles seules peuvent par exemple prédire jusqu'à 57 % de la variabilité observée pour la litière en mars 2012. La connaissance de l'ensemble des pratiques antérieures sur un an et non pas seulement du dernier entretien observé est importante pour expliquer la végétation des fossés. Les variables paysagères permettent d'améliorer significativement le pourcentage de variabilité expliquée. Cependant, cette amélioration relève certainement plus d'artefacts statistiques que d'une traduction de déterminants physiques, les variables sélectionnées par la procédure alternant régulièrement d'un pas de temps à l'autre sans logique apparente. On note tout de même que les fossés plus larges semblent présenter une végétation au fond plus importante (effet significatif à 5 % trois fois sur six).

Une part importante de la variabilité de la couverture végétale des fossés reste difficile à expliquer. Différentes hypothèses peuvent être avancées pour cette variabilité non expliquée. Premièrement, on peut faire l'hypothèse que tous les paramètres contrôlant l'émergence et la croissance de la végétation ne sont pas pris en compte, ou le sont d'une façon imprécise. On sait par exemple que l'humidité du sol est un paramètre prépondérant dans la germination des graines (Grundy, 2003; Paré, 2011). Bien que les variables de topographie (convergence index moyen), d'exposition et de réserve utile du sol ont été choisies pour approcher ce paramètre, cette représentation de l'humidité du sol reste très grossière. L'imprécision des relevés peut également être à l'origine d'une partie de la variabilité non expliquée. La précision des relevés est en effet estimée à 20 % et les différentes espèces et strates de végétation ne sont pas distinguées. La prise en compte variable de la repousse dans les relevés est également une autre source d'imprécision. Les relevés ont été réalisés à des intervalles de temps de deux mois minimum. Un fossé a donc pu être noté entretenu pour une période donnée alors que l'entretien avait pu avoir lieu deux mois avant ou un jour avant.

Finalement, cette approche empirique est évidemment dépendante de la période de relevés et notamment du climat pendant cette période. Elle n'a donc pas vocation à modéliser l'évolution de la couverture végétale des fossés quelque soit l'année et le lieu, mais plutôt de mettre en avant l'effet de différents facteurs sur cette couverture végétale. Dans le but d'obtenir un modèle plus générique de cette couverture végétale, une caractérisation plus fine des communautés floristiques des fossés et une modélisation mécaniste seraient nécessaires, à l'instar de ce qui a pu être réalisé pour les adventices des parcelles (Paré, 2011).

6.4.3 Limites et perspectives

Les enquêtes et l'analyse statistique permettent d'expliquer en partie la diversité de l'entretien des fossés, à partir de différentes variables explicatives, de fossés, de parcelles, d'exploitations et de communes. Cette explication des pratiques d'entretien pourrait donc permettre de les spatialiser sur de larges zones, ce qui est utile dans un but de diagnostic mais aussi pour formuler des scénarios et les évaluer via différents modèles (Leenhardt et al., 2010). Cependant, à l'image d'autres études sur les déterminants des pratiques d'entretien (Leenhardt et al., 2010), les variables explicatives sélectionnées dans l'analyse statistique ne sont pas forcément facilement spatialisables, d'autant plus que certaines variables explicatives sont elles-mêmes des variables qu'on cherche à spatialiser, comme les pratiques d'entretien du sol (Biarnès et al., 2009).

Même si cette étude apporte des premiers éléments intéressants sur les déterminants de l'entretien des fossés, les pourcentages d'explication apportée par l'analyse statistique restent faibles (maximum de 36 % pour la fréquence d'entretien globale) par rapport à d'autres études sur l'explication des pratiques agricoles, comme par exemple l'étude de Biarnès et al. (2009) sur les pratiques d'entretien du sol. De plus, les modèles explicatifs reposent parfois sur des variables dont l'impact n'est pas forcément intuitif et correspond peut-être à des artefacts statistiques. Plusieurs efforts seraient nécessaires afin d'améliorer ces modèles. Premièrement, afin d'identifier plus précisément des déterminants de l'entretien (et les variables explicatives corres-

pondantes), une nouvelle enquête axée sur ces questions serait nécessaire. Un échantillonnage plus important permettrait également d'obtenir des relations statistiques plus significatives. Un travail de meilleure caractérisation des milieux et de l'exploitation serait aussi nécessaire. Par exemple, la prise en compte du facteur sol devrait être affinée afin de détecter entre autre les zones sensibles à l'érosion des berges des fossés, mais aussi de détecter les zones à forte sédimentation. Les paramètres d'exploitation devraient également être définis plus clairement que dans le présent questionnaire, afin notamment d'estimer plus finement la main d'œuvre disponible pour une surface cultivée donnée. En addition de ces efforts supplémentaires pour améliorer ces modèles, la validation des modèles en prédiction permettraient d'augmenter la confiance qu'on peut leur accorder ; cette validation nécessiterait néanmoins un échantillonnage plus important. Enfin, l'entretien des fossés est une décision humaine, concernant un élément non productif de l'exploitation et qui échappe peut-être parfois à la rationalité. Il paraît donc illusoire de vouloir le prédire précisément sans résidu aléatoire.

6.5 Conclusion

Ce chapitre a permis de mettre en évidence la grande diversité des pratiques d'entretien des fossés, tant d'un point de vue spatial que temporel. Ce chapitre a aussi permis de caractériser les motivations des agriculteurs dans l'entretien des fossés et d'en trouver des variables explicatives d'un point de vue statistique. La diversité des pratiques s'expliquent par des caractéristiques des fossés eux-même, mais aussi par des caractéristiques des parcelles attenantes et des exploitations des agriculteurs enquêtés et dans une moindre mesure par l'appartenance communale. Les différentes variables explicatives sélectionnées par une méthode statistique correspondent pour la plupart à des effets attendus et traduisent des déclarations des enquêtes. Les pourcentages de variabilité expliquée restent cependant faibles et des efforts supplémentaires d'enquête et de formulation des variables seraient nécessaires afin de pouvoir prédire spatialement ces entretiens à l'échelle du bassin. Finalement, les couvertures végétales des fossés présentent une dynamique spatio-temporelle importante en réponse à l'entretien des fossés. L'explication statistique de la couverture végétale des fossés est plus aisée que celle de l'entretien et dépend majoritairement des variables d'entretien.

Chapitre 7

Impacts négatifs des régimes d'entretien des fossés sur les transferts de pesticides aux eaux de surface

7.1 Résumé

La gestion des zones tampons, tels que les fossés, est souvent présentée comme un moyen d'atténuer les transferts de pesticides vers les eaux de surface. Cependant, l'impact sur la capacité de rétention des fossés causé par la modification de leur couverture végétale n'a pas encore été quantifié. Notre étude vise donc à analyser comment la diversité et l'organisation spatiale des régimes d'entretien des fossés modifient les transferts de pesticides vers les eaux de surface dans un bassin versant viticole du sud de la France. Premièrement, nous simulons des cartes des régimes d'entretiens des fossés et la végétation résultante. Une enquête d'agriculteurs complétée par des relevés de végétation permettent de calibrer ces simulations. On modélise ensuite la distribution spatiale et temporelle de la capacité des réseaux de fossés à atténuer le transfert des pesticides grâce à une méthode qualitative existante basée sur des indicateurs. Nos résultats montrent que les régimes d'entretien des fossés en vigueur dans la zone d'étude sont une combinaison de curage, de désherbage chimique, de fauche et de brûlis, distribués aléatoirement le long du réseau de fossés. En résultat de ces régimes d'entretien actuels, nous montrons que la capacité de rétention des fossés est minimale au printemps quand la plupart des pesticides sont épandus dans les vignes (respectivement 46 % et 48 % des fossés dans la zone ont une capacité de rétention faible en mars et en mai). Le brûlis à la fin de l'hiver décroît significativement la capacité de rétention en pesticides des fossés concernés, de même que le désherbage chimique, mais dans une moindre mesure. Finalement, nos résultats montrent que les régimes d'entretien et leur organisation spatiale ne sont pas optimisés pour atténuer le transfert des pesticides vers les eaux de surface dans la zone d'étude.

Detrimental impacts of management regimes of drainage ditches on the mitigation of pesticide transfer to surface water.

Levavasseur F., Biarnès A., Bailly J.S., Lagacherie P.

(article submitted in Agriculture, Ecosystems & Environment)

Abstract

The management of buffer zones, like drainage ditches, has often been invoked as a way to mitigate the transfer of pesticides to surface water. However, the real impact of these management efforts to alter the pesticide-retention capacity of drainage ditches caused by the modifications of their vegetation cover has not been quantified. Our study aimed to analyze how the diversity and spatial organization of ditch management regimes impacted the mitigation of pesticides transfer to surface water in a catchment area of vineyards in the south of France. First, we generated simulated maps of ditch management regimes and the resulting ditch vegetation. A farmer's survey completed by a vegetation monitoring of the surveyed ditches allowed us to calibrate these simulations. We then modeled the spatial distribution and temporal evolution of the capacity of the ditch networks in mitigating pesticide transfer with an existing qualitative method based on indicators. Our results showed that the ditch management regimes in use in this area were a combination of dredging, chemical weeding, mowing and burning, randomly distributed throughout the ditch network. As a result of the current management regimes, we found that the ditch retention capacity was minimal in the spring, when most pesticides are applied to the fields (46 % and 48 % of ditches in the area had a low retention capacity in March and May, respectively). The burning of vegetation cover at the end of winter significantly decreased the pesticide retention capacity of the affected ditches, as did chemical weeding, to a lesser extent, which takes place during the spring. Ultimately, our results showed that the management regimes being employed and their spatial distribution of use throughout the catchment area were not optimized for mitigating pesticide contamination of surface water.

7.2 Introduction

The pesticide contamination of surface water is widely documented throughout Europe (European Environment Agency, 2011). Many factors control the retention, degradation and transfer of pesticides, including the timing between rainfall and pesticide application, rainfall intensity, soil type, slope and the chemical properties of the pesticide (for a review see Wohlfahrt, 2008). Among all these factors, the role of man-made drainage networks in the rapid transfer of pesticides to surface water bodies has been highlighted in several studies (Colin et al., 2000; Louchart et al., 2001; Carluer and Marsily, 2004). Moreover, man-made drainage networks can also attenuate the efficiency of best management practices, such as buffer strips, by directly connecting some parts of a catchment to the stream (Wigington Jr et al., 2005; FOCUS, 2007; Hösl et al., 2011; Bereswill et al., 2012).

In an effort to mitigate the adverse effects of drainage networks on pesticide transfer, the adoption of vegetated drainage ditches has recently and widely been encouraged (Schulz, 2004; Needelman et al., 2007a; Zhang and Zhang, 2011; Bereswill et al., 2012) and is now being adopted as a best management practice in some areas, along with other changes in agricultural practices. Indeed, ditch vegetation can mitigate pesticide transfer by increasing the pesticide-retention capacity of the ditch and the duration of contact (Bennett et al., 2005; Margoum et al., 2006; Moore et al., 2008; Rogers and Stringfellow, 2009; Moore et al., 2011).

Drainage ditches, as field boundaries, can be managed by farmers or local authorities. Various ditch management regimes, i.e., a succession of management operations that are put in place throughout the year, may be utilized. These management regimes have various effects on the ditch vegetation cover, which has been demonstrated in several studies of biodiversity in Northern Europe (Milsom et al., 2004; Blomqvist et al., 2006; Manhoudt et al., 2007). Some studies have also considered the impact of ditch dredging on the hydrological processes of peatland forest catchments (Joensuu et al., 2002; Koivusalo et al., 2008) or on the capacity of the ditches to uptake nutrients (Smith and Pappas, 2007). To our knowledge, however, the seasonal impact of ditch management regimes have not yet been studied with regard to the mitigation of pesticide transfer. Furthermore, the various management regimes that have been discussed in previous studies are often only variations in mowing frequency or the occurrence of dredging, which do not reflect the diversity of management regimes that may be observed, for example, in the vineyards of southern France. Therefore, we set out to investigate how a true diversity of ditch management regimes and their spatial organization affect the pesticide-retention capacity of the ditches in a specific catchment area.

The objectives of this study were: (i) to characterize the ditch management regimes in a catchment area of vineyards in the south of France and (ii) to qualitatively analyze their seasonal impact on the capacity of the ditch network to mitigate the process of pesticide transfer.

7.3 Study area

The study area is located in the downstream part of the Payne catchment of southern France (Fig.7.1, left). The area is approximately 40 km² and is covered mainly by vineyards (approximately 60 %); the remaining area is covered by shrubs, cereal fields and fallows. The average field unit area is approximately 0.5 ha. The altitude varies between 28 and 128 m. Three main geomorphological units can be distinguished: plateaus in the southern and northwestern parts of the area, hill-slopes with slopes greater than 10 % in the center of the area and the alluvial plain. The climate is Mediterranean with 600 to 800 mm of precipitation per year and two short, but intense, rainy seasons in the autumn and spring.

The pesticides used in the study area are mainly associated with the vineyard husbandry and include herbicides (primarily post-emergence, e.g., glyphosate), fungicides (against mildew and oidium) and insecticides. Herbicides are applied primarily from March to April, with the occasional need for a second application between April and June, while various fungicides and

insecticides are applied from May to August (Paré, 2011). As a result of this intensive vine cultivation and the local climate, both surface water and groundwater are susceptible to significant pesticide contamination, especially by herbicides and their residues (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Fleuve Hérault, 2005).

The man-made drainage network in the study area was completely mapped during a previous study (chapter 3) (Fig.7.1, right). This network is rather dense in comparison with the other vineyards in southern France (chapter 3), with a mean drainage density of 95 m/ha. This density is unevenly distributed, however, with minimal and maximal values of 0 m/ha and 231 m/ha, respectively, at a resolution of 250 m × 250 m. This drainage network consists mainly of agricultural and roadside ditches, but also of sunken paths and channelized rivers. Given the high density of the drainage network and that it consists mainly of ditches on the one hand, and the contamination of surface water on the other hand, the capacity of ditches to mitigate the process of pesticide transfer is thus of crucial importance in this area.

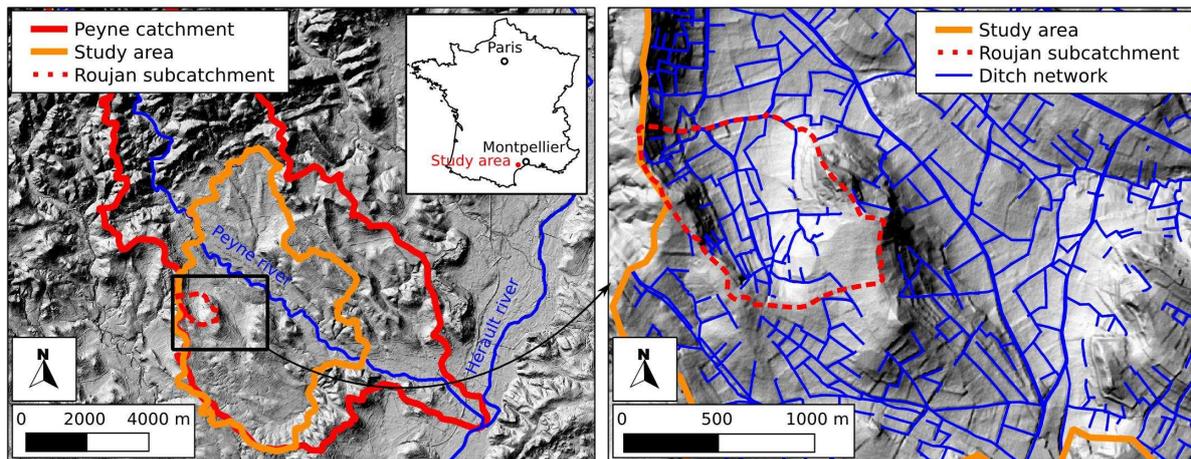


Figure 7.1: Study area. Left: the Payne catchment in southern France. Right: detail of an area of the Payne catchment showing its ditch network.

7.4 Methods

This study was based on the fact that the pesticide-retention power of ditches is dependent on the ditch vegetation, which, in turn, is determined by the ditch management regime. Following this basis, and in order to evaluate the role of ditches in mitigating pesticides transfer at the catchment scale, we adopted the following methodology:

1. conducting and analyzing a farmers' survey to calibrate spatiotemporal simulations of the ditch management regimes in the survey area,
2. monitoring ditch vegetation to characterize and then simulate the temporal evolution of vegetation covers using the simulations of ditch management regimes,

3. computing three indicators from the simulations of vegetation covers that can be used to describe the seasonal variability in the role of ditches in mitigating pesticides transfer,
4. assessing alternative scenarios of ditch management regimes for their potential impact on the pesticide-retention capacity of ditches.

7.4.1 Characterization and simulation of ditch management regimes

Farmers' survey

The survey of ditch management was carried out in two steps. A preliminary survey of seven randomly selected farmers allowed us to identify the main regimes and modalities of ditch management that are employed in the study area. As a follow-up to these preliminary results, we then developed a questionnaire to identify the management regimes in use, along with the frequency and period of each specific operation, for a given ditch. In order to maximize the number of farmers surveyed in a limited time, attempts were made to conduct the survey on the spot by searching for the farmers in their fields instead of trying to schedule appointments. Overall, sixty-one farmers, representing one hundred and one ditches, were surveyed in May 2011. Some farmers were met several times or were surveyed for several ditches at once.

In addition to the farmers' survey, two types of local authorities were also surveyed: the communes and the département, both of which are in charge of managing roadside ditches. In contrast with the farmers' survey, the questionnaire that was administered to the local authorities was not focused on a particular ditch, but rather on the global management regime because the roadside ditches were all managed approximately in the same way.

Simulation of the spatial organization of ditch management regimes

It was important to map out the upstream-downstream distribution of the ditch management regimes and the associated vegetation cover because upstream ditches were not exposed to the same pesticide burden as downstream ditches. Therefore, we sought to describe and locate along the ditch network the management regimes. For the mapping of cropping systems, it was possible to take one of the two approaches (Leenhardt et al., 2010): the direct method involved assessing the management of each ditch and any seasonal variations in its vegetation cover, and the indirect method involved generating simulation-based estimates for each ditch based on determining factors of the management regimes. Because the direct method would have been much more difficult and time consuming, we chose to simulate the ditch management regimes for a given subcatchment.

We looked for any statistical correlation between the management regimes and two indicators of upstream-downstream position, namely the upstream drained area and the Strahler order (Strahler, 1957). The upstream drained area was a quantitative variable, while the Strahler order was a qualitative variable with four modalities (first-fourth orders and so on). An analysis of covariance (ANCOVA) model was used to test for a significant correlation between both

the frequencies of individual ditch management operations and the cumulative frequency of all management operations and the upstream-downstream indicators.

Finally, the potential spatial organization of ditch management regimes described by the ANCOVA model was used to simulate maps of ditch management regimes for a sample sub-catchment of the Peyne catchment. The sample subcatchment was the Roujan subcatchment of approximately 90 ha (Fig.7.1, right). In order to account for any variability in the simulation process, one hundred simulations for the whole network were run.

7.4.2 Simulation of the seasonal variation in ditch vegetation covers

Ditch vegetation monitoring

During the farmers' survey, the dead and living vegetation covers in the bottom (the deepest 5 cm of the ditch perimeter) of the surveyed ditches were recorded. The composition of the vegetation covers was estimated visually. Due to the spatial variability of the ditches and the difficulty of assessing the vegetation covers by visual inspection alone, the precision estimates was predicted to be approximately 20 %. In order to assess the effect of each management operation on the vegetation covers, the vegetation covers were assessed again four times after the survey was conducted, in August 2011, November 2011, January 2012 and March 2012. When a past management operation was evident, this was noted which allowed us to compare the farmer's May 2011 survey responses with what they actually implemented the following year.

Simulation of vegetation covers

Utilizing the simulated maps of ditch management regimes, a distribution of vegetation cover for the five sampling dates was generated for each ditch of each simulation. The observed vegetation covers were used to run the simulation. First, the observed ditches were grouped according to their observed management regimes. Second, for each ditches of each simulation, a distribution of vegetation covers was randomly and uniformly sampled from the group of observed ditches with an observed management regime corresponding to the simulated management regime. This simulation method intentionally considered the impact of the management regimes only. Nevertheless, the variability in ditch vegetation caused by other factors (e.g., soils, topography) was also considered implicitly because we used the observed vegetation cover for our simulations, which varied according to these landscape factors. The impact of these other factors on the vegetation covers was only indirectly modeled because our objective was to simulate the observed variability and not the exact vegetation of any given ditch. Finally, for sunken roads and culverts, ditch vegetation was considered to be null and temporally invariant.

7.4.3 Computation of the indicators relative to the pesticides transfer

The methodology used to compute the different indicators used in this study was completely described in Lagacherie et al. (2006), and only the main principles are described here. Three

indicators were computed:

- the Pesticide-Retention Power (PRP), which directly described the retention power of a ditch as a property of its vegetation cover,
- the Effective Reach Pesticide-Retention Capacity (ERPRC), which described the effective retention capacity of each ditch as a function of its retention power and the relative velocity at which runoff and pesticides were conveyed into the ditch,
- the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT), which put the retention capacity of each ditch in the context of the catchment, i.e., whether the ditch received a lot of pesticide or not.

Pesticide-Retention Power (PRP) accounted for the capacity of a ditch to adsorb pesticides. PRP was directly computed from the percentage of living (LV) and dead (DV) vegetation covers.

$$PRP = LV + 2 \times DV \quad (7.1)$$

Conversely to the study of Lagacherie et al. (2006), the percentage of sediment was ignored because it was considered to have a much lower retention capacity in comparison with vegetation (Margoum et al., 2003; Bennett et al., 2005; Margoum et al., 2006; Moore et al., 2006) and because it was often difficult to evaluate the sediment cover under a dense vegetation cover. Only bottom vegetation was taken into account in computing indicator because water levels in ditches were often low, which meant that the surface available for exchange consisted mainly of the deepest 5 cm of the ditch perimeter (i.e., the bottom of the ditch). Finally, in contrast to Lagacherie et al. (2006) who only considered the retention power for herbicides, PRP measure was here designed to take into account a ditch' retention capacity for all pesticides. Several studies have already reported the retention capacity of ditches for insecticides and/or fungicides (Bennett et al., 2005; Moore et al., 2008).

The Effective Reach Pesticide Retention Capacity (ERPRC) was formulated to combine the PRP and the mean velocity of pesticide/runoff flow into the ditch, using a rank combination method (Lagacherie et al., 2006) (annexe I). Indeed, according to the literature (Margoum et al., 2003), the duration of contact between pesticides and ditch vegetation (approximated here by the mean velocity) is a key determinant of a given ditch's pesticide-retention capacity. The mean velocity of flow of each ditch was computed according to the Manning formula, which took into account the impact of vegetation. The ERPRC scores ranged from class 0 (very low capacity, i.e., low retention power and high velocity) to class 4 (very high capacity, i.e., high retention power and low velocity).

Finally, the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT) at the catchment scale was determined by combining the ERPRC score with the volume of pesticide received by each ditch using a rank combination method (annexe I). The volume of pesticide that was received by each ditch was determined again with a rank combination method to combine the

drained area of a ditch with the pesticide retention capacity of the upstream network. The ECOPT indicator allowed us to classify the ditches: class A ditches received a potentially small volume of pesticides regardless of their retention capacity. Class B ditches received a potentially high volume of pesticide and had a low retention capacity, and class C ditches received a potentially high volume of pesticides and had a high retention capacity. The volume of received pesticide was only considered to be a potential volume because we did not consider the intermittent nature of pesticide application in computing this indicator. The seasonal variation of this indicator should thus be compared to periods of pesticide application.

7.4.4 Definition of alternative scenarios of ditch management regimes

In addition to our simulations of the true spatial organization of the ditch management regimes in the catchment area (the reference scenario), we evaluated alternative scenarios to evaluate the impact that changing the spatial organization and mix of ditch management regimes might exert on the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT) of the ditches. We tested a set of scenarios in which the ditches were either mowed or burned, with the proportion of burned ditches ranging from zero to one hundred percent and increasing in ten-percent increments. Three models of spatial organization were tested: wherein the burning was mainly located upstream, where it was randomly distributed, and where it was mainly located downstream. We tested thirty-three scenarios in all. For each scenario, one hundred simulations were run to account for any variability in the spatial organization of the management regimes. The resulting vegetation covers and retention indicators were computed in the same manner as the reference scenario.

7.5 Results

7.5.1 Characterization and simulation of ditch management regimes

Diversity of ditch management regimes

The first important finding from the farmers' survey was that most of the ditches were being actively managed. Four types of management operations were identified: dredging, chemical weeding, mowing and burning (Fig.7.2). Only 17 % of the surveyed ditches were not managed at all. Moreover, among these 17 %, 6 % were channelized rivers with a large riparian buffer, not a ditch. Any given ditch could be exposed to a combination of several management operations. The four operations of ditch management were all commonly employed but unequally distributed: 58 % of ditches were dredged, 49 % were mowed and 54 % were burned (Fig.7.2), whereas only 28 % of ditches were chemically weeded (28 %).

The second important survey finding concerned the temporal frequencies of each ditch management operation. The survey showed that these frequencies were highly variable (Fig.7.3). The median dredging frequency was 0.1 times per year (or once per ten years), which was much lower than the median frequencies for the other operations, which were all equal to once a year.

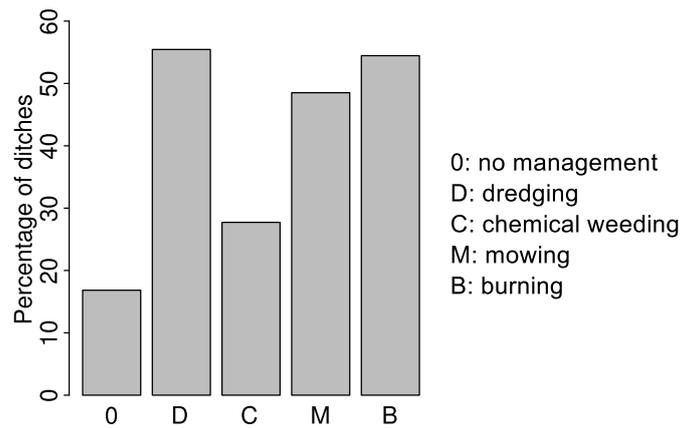


Figure 7.2: Percentage of ditches that are managed by a considered operation, whatever its frequency. A ditch can undergo a combination of several management operations, and these categories are not mutually exclusive.

The variability in the frequency of chemical weeding and mowing was very low in comparison with that of dredging and burning. Finally, the cumulative management frequency, i.e., the sum of all individual operations of management per year, was equal to 1.3 times per year, indicating that the ditches were exposed to a combination of several operations each year.



Figure 7.3: Annual frequency of each operation and of all operations taken together for ditches exposed to these operations. Horizontal lines within the boxes represent the medians, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers indicate the range of the data spread, which is no more than 1.5 times the interquartile range from the nearest box edge on either side.

Because ditches can be managed several times per year, we had to define some regimes of management, i.e., a succession of ditch management operations in the year. Based on the frequency and patterns of sequencing for each management operation that was declared in the surveys, we computed the probability of occurrence for each combination of operations for a given year (Fig.7.4). Only six management regimes had a probability of occurrence that was greater than 5 %: no management, mowing only, mowing and burning, burning only, chemical

weeding and burning, and chemical weeding only. The probability of occurrence of these six management regimes altogether was 0.84, while the ten remaining management regimes carried a probability of occurrence of 0.16. The probability of occurrence of each management regime was then compared with our empirical observations from May 2011 to March 2012 (Fig.7.4). No significant differences were detected between the survey responses and what we observed, indicating that the results of the farmers' survey were valid. Indeed, the six more prevalent management regimes reported on the surveys were confirmed on empirical observations and in exactly the same order. These six management regimes represented 91 % of the regimes observed.

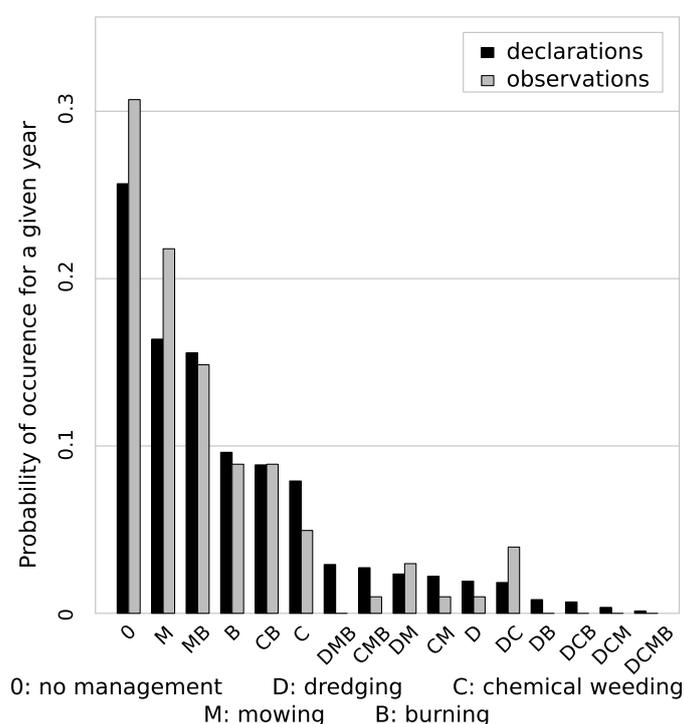


Figure 7.4: Probability of occurrence of each management regime for a given year and the percentage of corresponding observations from May 2011 to March 2012.

Finally, based on seasonal variability of the management regimes surveyed, we created a ditch management calendar, which we correlated with the patterns of pesticide application to the fields (Paré, 2011) and monthly rainfall (Fig.7.5). Dredging and mowing mostly took place in the summer, when fungicides and insecticides are applied in the region and chemical weeding took place in the spring, at the same time that chemical weeding of fields. The period of burning ended just before herbicide application, but the timing was imprecise. Indeed, most of the surveyed farmers declared to burn ditches when local authorities authorized burning, i.e., from mid-October to mid-March. The burning timing also depended on a set of local factors, including the absence of wind and the dryness of the vegetation. During the main rainy season (autumn), pesticide application was null, whereas the main period of pesticide application in

fields during the spring and summer, corresponded to a period of limited precipitation. However, precipitation is highly variable from year to year in the catchment area (e.g., 217 mm in March 2011 versus 0 mm in March 1998). Spring also coincided with the end of the burning period and with the chemical weeding and mowing periods of ditches and thus seemed to be the most vulnerable period for pesticides transfer.

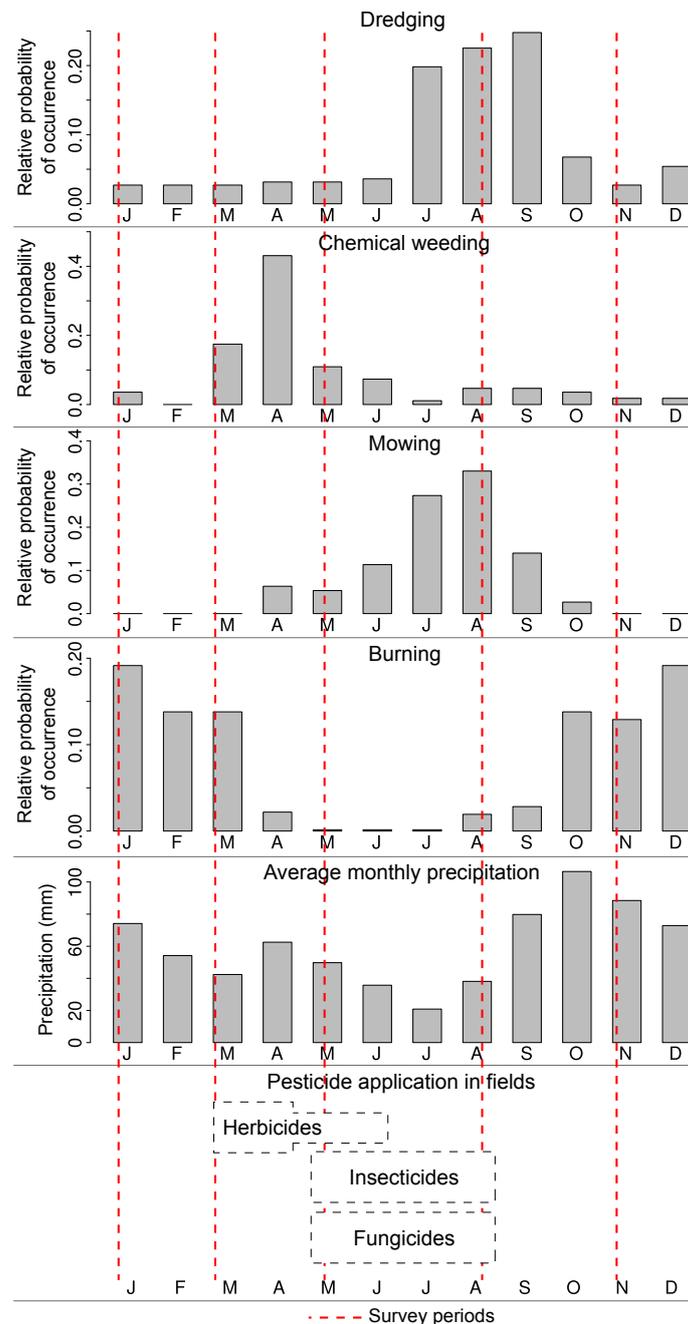


Figure 7.5: Calendar of the different operations of ditch management employed in the catchment area based on the farmers' survey, annual schedule of pesticide application in the fields and average monthly precipitation (Roujan rain gauge, 1992-2011).

The management regime for the roadside ditches was the same for the two bodies of local authority surveyed: the roadside ditches were mowed once a year, primarily at the end of summer/beginning of autumn. However, when the ditches were chemically weeded by farmers, mowing was often not useful. The frequency of dredging varied greatly depending on the specific ditches. A minority of ditches were dredged almost once a year while others had never been dredged.

Simulation of the spatial organization of ditch management regimes

Concerning the actual spatial organization of the ditch management regimes, the results of the ANCOVA model revealed that the frequencies with which the individual ditch operations were undertaken were not related to the upstream drained area, nor to the Strahler order (the adjusted coefficients of determination were less than 0.1 and the p-value was greater than or equal to 0.05 for each of the potential determinants in the t-test for the nullity of coefficient estimates). The cumulative frequency of all ditch management operations was negatively correlated with the drained area, with a p-value of less than 0.05 in the t-test for nullity, but this explained only 6 % of the variability in frequency. Furthermore, by removing channelized rivers with a high drained area from the analysis, this correlation disappeared. The spatial organization of ditch management regimes was ultimately ignored in our reference scenario simulations because only ditches, and no channelized rivers, were present in the Roujan subcatchment where we simulated the ditch management regimes.

Ditches often delimited two field units, and therefore could hypothetically be exposed to two different management regimes by two different farmers, each managing his side. However, most of the ditches (71 %) were managed by only one farmer, either because a farmer cultivated both field units or because his neighbor did not manage his side. When two farmers managed a ditch together, they often agreed on a management regime and followed it for both sides. Ultimately, asymmetric management was observed with only 19 % of the ditches. In light of these findings and in order to simplify the simulations, only one management regime was simulated for each ditch.

In order to simplify the simulations and because the six most commonly employed management regimes (Fig.7.4) accounted for most of the variability seen in the management regimes, we created our simulations using these six regimes only (i.e., no management, mowing only, mowing and burning, burning only, chemical weeding and burning, and chemical weeding only). As a result, we ended up not including dredging.

Consequently, we randomly simulated one of the six ditch management regimes for each ditch of the Roujan subcatchment, factoring in the calculated probability of occurrence for each regime computed from the survey responses (Fig.7.4).

For all of the roadside ditches which were simulated by a management regime without mowing, a mowing operation was added to the management regime in order to consider the mowing realized by the local authorities. For the roadside ditches that were chemically weeded by farmers, the mowing operation was not added because it was observed that mowing was superfluous

once weeding has taken place. Therefore, the mowing of roadside ditches was the only spatial component of our simulations. Sunken roads and culverts were considered to remain unmanaged in all simulations.

In addition to this reference scenario, in which the proportion and the random spatial organization of the ditch management regimes corresponded with empirical observations, simulations corresponding to previously discussed alternative scenarios (see 7.4.4) were also run. An example of the reference scenario and two alternative scenarios are presented in Fig.7.6.

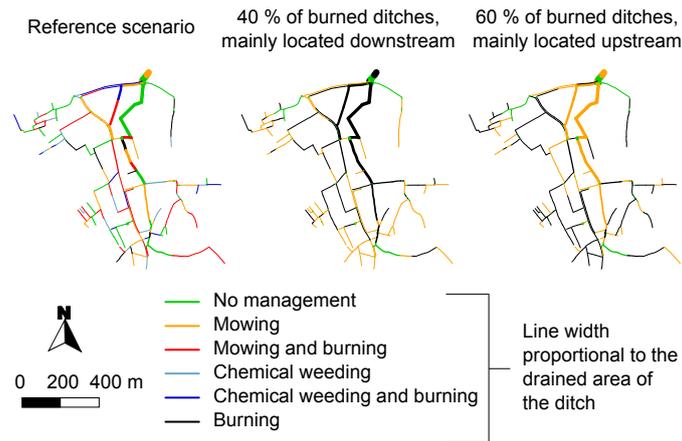


Figure 7.6: Example of simulated maps of ditch management regimes for three different scenario.

7.5.2 Impact of management regimes on the ditch vegetation

According to the ditch management calendar (Fig.7.5), the five dates on which vegetation monitoring took place, between May 2011 and March 2012, occurred after the chemical weeding period, during the mowing period, before the burning period, during the burning period, and before a new chemical weeding period. A diachronic analysis of sample ditches allowed us to visualize the impact of each management operation (Fig.7.7), while an analysis of the annual pattern of distribution of vegetation allowed us to quantify the effects of each management regimes for the study period (Fig.7.8). We did not attempt to correlate the initial state of vegetation with the corresponding management regime, because the considered management regimes corresponded to the observations from May 2011 to March 2012 and were not necessary related to the management regimes employed during the previous year, especially the occurrence of burning from the previous winter which should strongly impacted the vegetation cover of ditches in May.

The ditches that were not managed contained relatively stable covers of living vegetation, while dead vegetation covers increased throughout the year and especially from November on when dead leaves start amassing.

Chemically weeded only ditches contained a low level of living vegetation cover throughout the year, while the living vegetation cover of chemically weeded and burned ditches was more

variable and presented a regrowth from May to August. An increase in the amount of dead vegetation cover was observed from May to January for both types of ditches, which corresponded to the accumulation of dead vegetation (weeded vegetation and dead leaves). The dead and living vegetation covers were drastically reduced in March for chemically weeded and burned ditches, when most burning operations took place (Fig.7.5).

The living vegetation cover of mowed only or mowed and burned ditches decreased from May to August while the amount of dead vegetation increased. This period corresponded to the main mowing period (Fig.7.5). During mowing, high living vegetation was partly replaced by low living vegetation, and mowed vegetation from ditch banks fell into the bottom of the ditches, which greatly increased the dead vegetation cover of the ditch bottom. As for chemically weeded and burned ditches, the dead and living vegetation covers of mowed and burned ditches drastically decreased in March.

Burned ditches exhibited a relatively stable living vegetation cover from May to January, while an increase in their dead vegetation was observed from November on, corresponding to the accumulation of dead leaves. Again, the impact of burning was very clear in March, with the near complete removal of both living and dead vegetation.

Finally, we noticed that the amount of living vegetation was very limited at the bottom of all the ditches we observed (almost always covering less than fifty percent). By comparison, the vegetation was much more developed on the ditch banks and, in fact, the effects of the various management regimes on vegetation were found to be more important for the ditch banks. Nonetheless, these data are not presented here because they had no bearing on the retention power of ditches.

7.5.3 Seasonal variability of the mitigation of pesticide transfer

Seasonal variability in the Pesticide-Retention Power indicator according to the management regime

We first sought to characterize the seasonal variability of PRP indicator according to management regime (Fig.7.9). The plotted management regimes correspond to the observations from May 2011 to March 2012 and not necessarily to the management regime that was employed during previous year, including the burning that took place or not the previous winter. As a result, the initial PRP values, calculated from the May 2011 observations, must be carefully interpreted, and our analysis, accordingly, is focused on the evolution of the PRP values, rather than on the absolute values themselves. By design, the PRP value directly reflects any changes in the percentage of dead and/or living vegetation covers (equation 7.1). Therefore, we logically observed a beneficial impact from mowing between May and August (e.g., from a PRP of 70 to 176 for mowed and burned ditches); a detrimental impact from burning between January and March (e.g., from 164 to 22 for burned only ditches), and an increase in the PRP from May to January for ditches that remained unmanaged from May to January, which was the result of

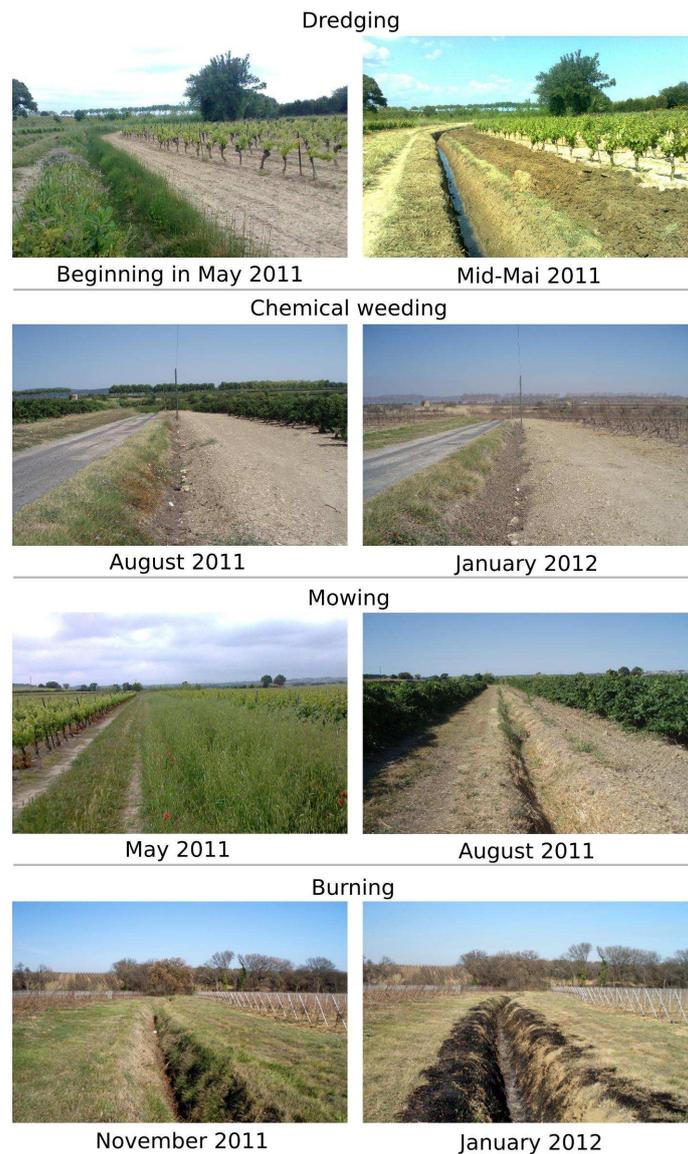


Figure 7.7: Illustration of the effects of each management operation.

vegetation growth and accumulating dead vegetation. The impact of management regimes with chemical weeding was less clear, even if their PRP values were low in May.

Seasonal variability of the indicators at the catchment scale

Median PRP values were generated for the entire ditch network from the one hundred simulations of the reference (actual) scenario. Using this data, we found that the peak median PRP values occurred in increasing order, in March (median PRP=40), May (median PRP=60), August (median PRP=90), January (median PRP=140) and November (median PRP=150) (Fig.7.10). This trend in the PRP was mirrored in the trends of the Effective Reach Pesticide-Retention Capacity (ERPRC) low scores (classes 0 and 1) corresponding to a lower pesticide-retention

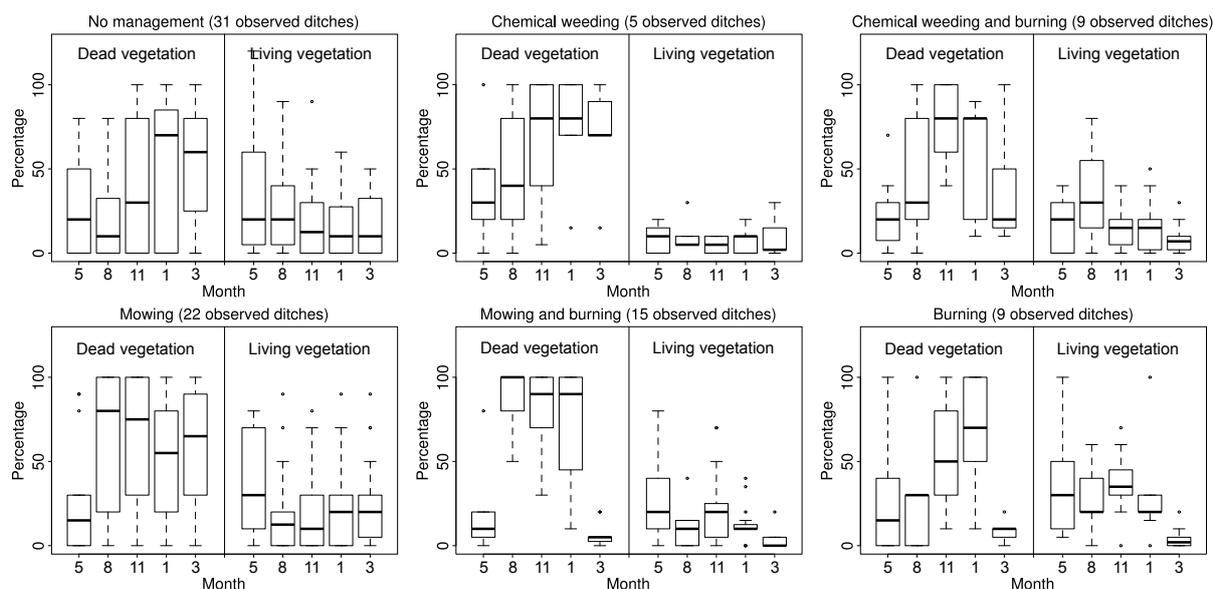


Figure 7.8: Seasonal variation in ditch vegetation covers from May 2011 to March 2012 classified by ditch management regime. Horizontal lines within the boxes represent the medians, while the boxes represent the interquartile range, and the whiskers indicate the range of the data spread, which is no more than 1.5 times the interquartile range from the nearest box edge on either side.

capacity : 48 % of the ditches were classified as ERPRC class 0 or 1 in May, 46 % in March, 32 % in August, 25 % in January and 21 % in November (Fig.7.10). ERPRC was doubly impacted by the densification of vegetation, which directly increased the PRP but also decreased the flow velocity through the ditch and thus increased the potential duration of contact between any pesticides and the ditch vegetation. An increased PRP value and decreased flow velocity will increase the ERPRC score. The variability of ERPRC, however, was mitigated by temporally invariable factors (slope, ditch size) which exert a steady and significant effect on the flow velocity through a given ditch.

Combining the ERPRC scores, the drained area and the upstream retention capacity, the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT) indicator was computed. The percentage of problematic ditches (class B ditches, high potential volume of received pesticides and a low retention capacity) was at a maximum in May 2011 and March 2012 (68 % and 61 % of surveyed ditches, respectively) (Fig.7.10). These time points represented periods of high herbicide use (Fig.7.5). Conversely, the proportion of class A ditches (small potential volume of received pesticides, regardless of the retention capacity) and class C ditches (high potential volume of received pesticides and a high retention capacity) were highest in November (32 % and 35 %, respectively), a point by which the application of pesticides had ceased three months prior.

Finally, fluctuations in the three indicators on the catchment scale were clearly related to the ditch management regimes. Even at the catchment scale, low PRP values and a high percentage

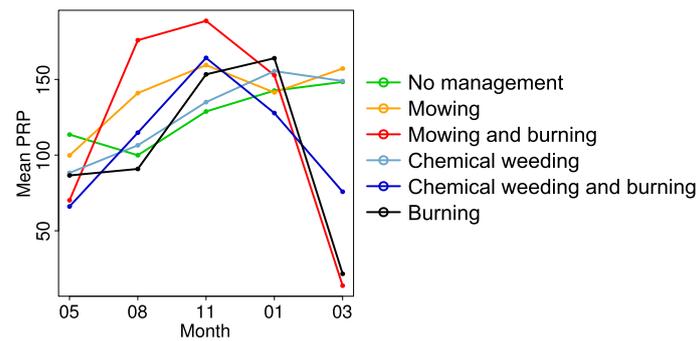


Figure 7.9: Evolution of the mean Pesticide-Retention Power values from May 2011 to March 2012, classified by management regime.

of ERPRC class 0 and of ECOPT class B ditches were found at the end of winter, in the wake of burning and/or chemical weeding, while mowing and the accumulation of dead vegetation throughout the summer and autumn increased the median PRP as well as the percentage of higher class ERPRC and of ECOPT class C ditches.

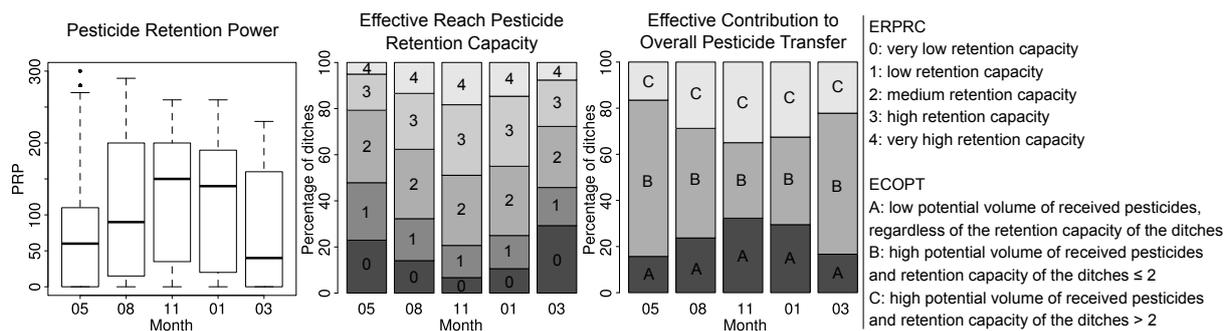


Figure 7.10: Fluctuations in the distribution of the Pesticide-Retention Power (PRP) (left), the classes of the Effective Reach Pesticide Retention Capacity (ERPRC) (middle) and in the classes of the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT) (right), from May 2011 to March 2012, from one hundred simulations of the reference (actual) scenario.

7.5.4 Assessment of alternative scenarios of ditch management regimes

To evaluate the proposed alternative scenarios, we studied the distribution of the three classes of the Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer (ECOPT) indicator relative to the proportion of burned ditches and to the location of burning (Fig.7.11). In order to simplify the analysis, we only evaluated the data generated for March which is when most of the herbicides are applied to the fields. The proportion of burned ditches was found to be a determining factor in the classification of the ditches. The proportion of class B ditches (high potential volume of received pesticides and low retention capacity) increased from 35 % to 97 %, in direct proportion with an increasing proportion of burned ditches, from 0 % to 100 %, when the

burning was randomly distributed. Moreover, the proportion of class C ditches (high volume of received pesticides and high retention capacity) decreased linearly with an increasing proportion of burned ditches.

In addition, the spatial organization of the management regimes also affected the distribution of the ECOPT classes (Fig.7.11), albeit to a lesser extent than the proportion of burned ditches. For instance, when 50 % of the ditches were burned, 12 % of the ditches were class A when the burning was mainly located upstream, whereas 20 % of the ditches were class A when the burning was mainly located downstream. Likewise, 22 % of the ditches were class C ditches when when burning was mainly upstream, and 14 % were class C when the burning was mainly downstream. These differences were logical. Upstream burning decreased the upstream retention capacity, and thus, a high volume of pesticides could be transferred to the downstream ditches. At the same time, because burning occurred mainly upstream, the retention capacity of the downstream ditches was preserved, and more of these ditches were classified as class C with upstream burning. Nevertheless, the impact of the spatial organization of management regimes on the proportion of class B ditches was not very important, with a maximal difference of 1 % between the three different scenarios of spatial organization.

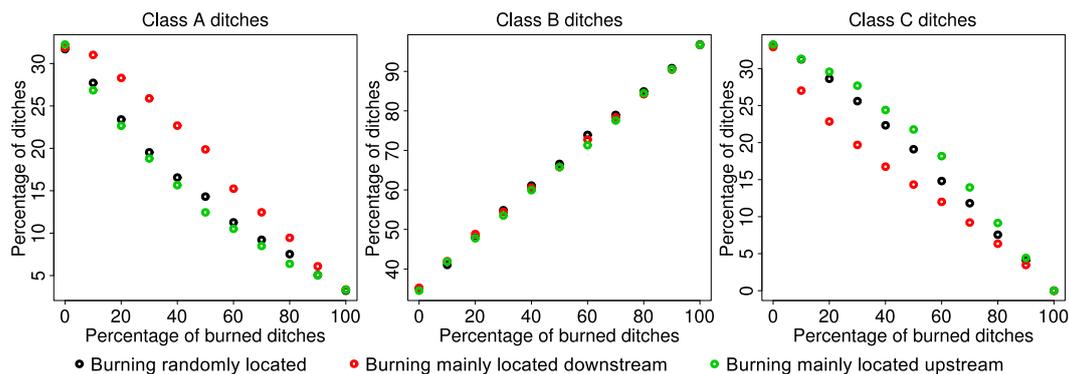


Figure 7.11: Proportion of ditches in each class relative to the proportion of burned ditches and location of burning. Class A ditches received a small potential volume of pesticides, regardless of their retention capacity, class B ditches received a high potential volume of pesticides and had a low retention capacity, class C ditches received a high potential volume of pesticides and had a high retention capacity.

7.6 Discussion

7.6.1 Impact of ditch management regimes

We found that management operations had a strong impact on the vegetation covers of ditches and thus on their pesticide retention power. Burning removed nearly all the living and dead vegetation from the ditches, which drastically reduced their retention capacity and which was

often performed just before herbicide application in fields. Burning thus appeared to be the worst management operation in terms of its impact on the pesticide transfer.

Chemical weeding also had a detrimental impact on retention power, which was most evident during the period of herbicides application in fields. However, we found that chemical weeding was not as detrimental as burning due the presence of dead vegetation in these ditches. Nevertheless, the risk of surface water contamination posed by chemical weeding via the direct application of herbicides to ditches should be assessed. In fact, the chemical weeding of ditches has been prohibited in several regions of France.

Mowing was found to have a beneficial effect on the pesticide-retention power of the ditches because it facilitated the accumulation of dead vegetation in the bottom of the ditches during a period of fungicides and insecticides application. Mowing may thus help to mitigate pesticide transfer.

Dredging was not considered in our study because it was used infrequently in comparison with other management operations due to its high cost. However, dredging removes all ditch vegetation and therefore has a clear impact on the pesticide-retention power of affected ditches. Moreover, vegetation regrowth seemed to be limited after dredging in the few observed cases, which was attributed to the time needed for soil-forming processes to transform the parent material in the bottom of the ditches into a soil that could support rooted vegetation (Needelman et al., 2007b).

Finally, we found that management regimes consist of combinations of different management operations and can thus exert a beneficial impact on pesticide retention during one period of the year but have a detrimental impact during another period.

7.6.2 Feasibility of alternative scenarios

In light of the periodicity of pesticide application in fields, a number of alternative management regimes based on existing practices can be proposed to enhance the role of ditches in the mitigation of pesticide transfer, e.g., the avoidance of burning and chemical weeding. However, the technical and economic aspects of these scenarios were not considered here. For instance, burning may be the worst management regimes in terms of its impact on the retention power of ditches, but it is also the cheapest and the most efficient method for cleaning them. Its detrimental impact on retention power might be limited if the burnings were completed earlier in the winter to allow for the vegetation to regrowth before pesticide application takes place. Conversely, mowing was the best management practice for mitigating pesticide transfer, but it requires a specific and expensive equipment that most of the vine growers cannot afford. Chemical weeding was the easiest and one the cheapest management regimes to implement for the vine growers, especially in areas where burning was not appropriate (e.g., proximity to woods). In the end, the impact of the spatial organization of ditch management regimes on pesticide transfer was real but that impact remained very limited in comparison with the effect of each management regime.

In view of the drastic impact that each management operation exerted on ditch vegetation and given the technical and economic aspects of management, it would be interesting to conduct an analysis of the impact of ditch management regimes on all the functions of drainage ditches considered together, i.e., their hydraulic role (interception of surface runoff, drainage of soils, conveyance of water, Carluer and Marsily, 2004), their role in preventing erosion (Paroissien et al., 2010), their role in the conservation of biodiversity (Pita et al., 2006; Herzon and Helenius, 2008) and their role in mitigating pesticide transfer. This global approach would allow us to more realistically and dynamically consider the plausible management scenarios that could sustain or optimize the various functions of ditches.

7.6.3 Representativeness of the survey

Our study on the impact of the ditch management regimes on the mitigation of pesticide transfer was based on the prevalence and incidence of each management regime, the data for which was taken from the farmers' s survey. For the validity of our survey, it was critical that surveyed management regimes represent the actual diversity of the Peyne catchment. Indeed, only sixty-one farmers were surveyed, which represented one hundred and one surveyed ditches. Another question of validity concerned the vegetation monitoring. Ditch vegetation is only partly determined by the management regime. Other factors, such as soil quality and composition, orientation and topography, must certainly have an impact. Although these parameters were not directly accounted for in our simulations, the surveyed ditches varied according to these parameters; thus, our simulations, which were based on the observed vegetation, accounted for this variability implicitly. Climate variability was also not considered here because only one year was studied. Nevertheless, climate patterns impacted the regrowth and senescence of vegetation as well as. Some farmers also reported that they occasionally adjusted their management practices for climate-related reasons. Some opted to leave a ditch unmanaged if the vegetation growth was slow, and some were inclined to dredge a ditch if a strong rain event had damaged it. Climate patterns also impacted the efficiency of burning. For instance, the winter of 2011-2012 was very dry, which improved the efficiency of burning and facilitated the removal of vegetation. In addition, the favorable conditions for burning (coldness, dryness, absence of wind) also appeared later in the season, which shortened the period for regrowth of vegetation before the first pesticide application in fields. This indirectly increased the environmental impact of ditch burning. Finally, although the representativeness of our survey was not guaranteed, the aim of this study was to examine the potential impact of ditch management regimes on ditch pesticide-retention capacity, and these surveys provided sufficient information for that goal.

The limited observation period for this study highlights another limitation. Indeed, the past management regimes (before May 2011) certainly had an impact on both the vegetation cover and retention power that we observed at baseline. We hypothesized that the decision to exclude past management regimes from our analysis partly explains the weak relationship observed between the vegetation covers and the May 2011 management regimes compared with later periods when this relation was stronger. We knew that the farmers do not necessarily

employ the same regimes every year, and we did not know, for example, if a ditch that was identified as mowed only during the May 2011 to March 2012 observations period had been burned during the previous winter. This information could have been elicited in the farmers' survey, but such reports could have not been verified. Moreover, attempting to integrate past management regimes with the current, observed management regimes would have generated too many classes of ditches.

One way to address these limitations about climate, soils, past management regimes, etc., would be to develop a model of vegetation growth as a function of both defined environmental parameters (e.g., soil, climate) and management operations, which has been performed for field weeds (Paré, 2011).

7.6.4 Limits of the indicators method

The method that was used in Lagacherie et al. (2006) and in this study to analyze the retention power of the ditches was very straightforward. The method relied on the estimation of the PRP indicator, which, in turn, was directly proportional to the percentage of vegetation cover, which was difficult to estimate precisely in the field. Due to the growing literature on ditch retention capacity (Bennett et al., 2005; Margoum et al., 2006; Moore et al., 2008; Rogers and Stringfellow, 2009; Moore et al., 2011), there is growing interest in the development of more complex indicators or models that can quantitatively estimate the levels of surface water contamination using more precise retention-power and exchange duration estimates. For example, Zhang and Zhang (2011) tested the effectiveness of various best management practices, including vegetated drainage ditches, using the hydrological model SWAT.

The case of the chemically weeded ditches illustrates the limitations of our indicators-based approach. The Pesticide-Retention Power can be high for chemically weeded ditches and their role in mitigating pesticide transfer can still be considered as not so bad (Fig.7.9), because although they exhibit a dearth of living vegetation, the percentage of dead vegetation can still be high for these ditches. Moreover, the volume of herbicide used to weed the ditches was not assessed, nor was any potential modification to the retention power of the vegetation due to its saturation in pesticide. To precisely characterize the impact of ditch management regimes on the pesticide-retention power, further analysis should be conducted before and after each management regime is performed. In refining the current method, we should also assess the average water level for each ditch and following a given rain event, which would allow us to determine if it would be relevant to consider the ditch bank vegetation when calculating the retention power. Further experiments should also be conducted to determine whether pesticides trapped by vegetation are degraded or delivered at a later time in the ditch. Nevertheless, our objective was to determine if existing ditch management regimes have an impact on the pesticide-retention power of managed ditches, not to precisely determine the retention power of any given ditch. The method employed was sufficient for the study objective. Therefore, only the strongest trends were considered relevant, e.g., the effect of the accumulation of dead vegetation after mowing in the summer or the effect of burning. Ultimately, the mitigating

capacity of ditches in the transfer of pesticides should be placed in a larger context, through a consideration of the mitigating capacity of other buffer zones and the significance of primary hydrological processes in the catchment area (Carluer et al., 2011; Zhang and Zhang, 2011).

7.7 Conclusion

This study revealed that the observed ditches were often managed in a specific and variable manner. Various management regimes were characterized by a combination of dredging, chemical weeding, mowing and burning. The drastic impact of these regimes on ditch vegetation had important repercussions for pesticide-retention in the affected ditches. We demonstrated that pesticide-retention in ditches was minimal in the spring, when most pesticides were applied to the fields. Alternative management regimes can be identified to improve the retention power of ditches but should be assessed in a more global context that considers all the roles of ditches.

Acknowledgement

This work was partly supported by the French Languedoc-Roussillon région, via a PhD thesis grant. The authors thank the farmers and the local authorities for their hospitality during the surveying period of this study. The authors also thank the long-term environmental research observatory OMERE for providing the meteorological data.

Conclusion générale

Conclusion générale

Principaux résultats

Caractérisation de la variabilité spatio-temporelle des réseaux de fossés

Un des premiers résultats de cette thèse est l'acquisition d'une meilleure connaissance de la variabilité de la configuration spatiale des réseaux de fossés. Cette acquisition de connaissances a été permise par un investissement terrain important et l'utilisation d'un modèle explicatif basé sur la régression-krigeage. On sait maintenant que la densité des réseaux de fossés, estimée suivant une maille de 250 m, varie fortement dans l'espace selon les propriétés de la topographie, des sols, des routes et des surfaces parcellaires. On sait également à quelle échelle se manifeste la variabilité des densités de fossés : elle est structurée sur de courtes distances. 55 % de cette variabilité est conditionnée par les propriétés du paysage, les 45 % restants provenant probablement de déterminants anthropiques et correspondant donc à des leviers d'action possibles lors de politiques d'aménagements par exemple. La connaissance de cette variabilité permet également de resituer le contexte des différentes études existantes par rapport à la variabilité de la densité des réseaux et permettra d'en faire de même pour les études à venir ; les différentes études sur les impacts hydrologiques de ces réseaux s'étant en effet jusqu'à présent concentrées sur quelques bassins.

La thèse a également permis de caractériser l'existence et la diversité des pratiques d'entretien des réseaux de fossés, ainsi que la dynamique résultante de la végétation, grâce à des enquêtes et à des relevés terrain réguliers sur un an. Cette première étude exploratoire sur ce sujet a aussi révélé quelques déterminants de cet entretien, à différentes échelles (fossé, parcelle, exploitation, commune). Jusqu'à présent, les propriétés de végétation étaient vus d'une manière statique, ou tout du moins, une aussi forte variabilité spatio-temporelle n'était pas considérée. L'entretien des fossés s'est en effet révélé plus fréquent que ce qui était envisagé auparavant, ce qui a pour conséquence une évolution saisonnière très forte de la végétation des fossés. Pour les études à venir sur ces réseaux, que ce soit dans leur rôle en hydrologie (capacité hydraulique), dans les processus d'érosion (sédimentation et érosion dans le réseau) ou de transferts de polluants (rétention dans les fossés), cela implique que les propriétés des fossés liées à la végétation ne devraient pas être considérées comme des paramètres fixes des simulations mais plutôt comme des variables à considérer.

Intérêt des simulations paysagères

La thèse illustre l'intérêt des simulations paysagères spatialement explicites et stochastiques. Les algorithmes de simulation spatiale ont permis de produire intensivement des scénarios qui ont pu ensuite servir en entrée des modèles de processus pour mieux en comprendre le fonctionnement « agrégé ».

L'algorithme de simulation de réseaux développé initialement par Bailly et al. (2011) a notamment été largement utilisé puis étendu dans la thèse. L'algorithme de simulation a permis d'explorer une large gamme de densité et de topologie des réseaux. D'un point de vue des gammes de densité de réseau explorées, la variabilité de la densité révélée pendant la thèse pourrait permettre de restreindre cette gamme, afin de limiter l'exploration à des scénarios plus vraisemblables. L'algorithme de simulation de réseau a également eu un intérêt pour la recherche d'une amélioration de l'efficacité des réseaux simulés selon une fonction critère donnée (le risque d'érosion des sols). Le développement de l'algorithme a donc été poursuivi en ce sens et s'est traduit par un choix des biefs initiaux du réseau selon la quantité de ruissellement intercepté, plutôt qu'aléatoirement comme c'est le cas dans la version classique de l'algorithme. Cette modification a permis de simuler la création de réseaux plus efficaces selon la fonction critère retenue que les réseaux simulés avec la première version de l'algorithme, mais cette efficacité était rarement meilleure que celle du réseau actuel. Dans un but d'optimisation des réseaux de fossés selon ce critère d'efficacité anti-érosive, cette efficacité limitée indique sans doute que l'algorithme mériterait d'être encore amélioré, à moins que les réseaux actuels ne soient déjà optimisés selon ce critère. L'optimisation de la distribution spatiale du réseau pour répondre à des objectifs environnementaux reste donc une voie à explorer, notamment dans l'objectif de concilier différentes fonctions critères qui pourraient correspondre aux différentes fonctions du fossé (interception du ruissellement, drainage...).

Au niveau des simulations spatio-temporelles de la végétation des fossés, une approche empirique a été retenue dans la thèse. Cette approche a été basée sur l'allocation aléatoire dans l'espace de régimes d'entretien et des états de végétation résultants observés aux différents fossés des réseaux simulés. Cette première approche, bien que très simple, a permis de considérer une variabilité importante des états de végétation des fossés, directement reliée à la structure de la variabilité observée sur le terrain. Des simulations de scénarios alternatifs de pratiques d'entretien ont également permis de considérer des cas extrêmes non observés sur le terrain. Le choix de cette méthode a été motivé par le fait que cette étude constituait une première approche exploratoire, destinée à vérifier l'intérêt de cette voie de recherche avant d'investir dans des méthodes plus raffinées. La simplicité de cette première approche se justifie aussi par le peu d'organisation amont - aval de l'entretien et par la faible dépendance de la végétation des fossés à des variables paysagères mis en avant pendant l'étape de caractérisation de l'entretien et de la végétation. Afin de parvenir à des simulations spatio-temporelles plus contraintes qui représenteraient davantage le terrain et les causalités de l'état de végétation des fossés, l'étape de caractérisation de l'entretien et de la végétation des fossés devrait être poursuivie. Ainsi, des

enquêtes d'agriculteurs à l'échelle de l'exploitation paraissent nécessaires à la meilleure compréhension des déterminants de l'entretien des fossés. Concernant l'impact sur la végétation de l'entretien, des relevés floristiques plus détaillés, ciblés sur les propriétés d'intérêt pour l'hydrologie (rugosité, capacité de rétention), ainsi qu'une meilleure caractérisation de l'environnement des fossés enquêtés semblent nécessaires dans le but de mieux modéliser la dynamique spatiale et temporelle de la végétation. Cela permettrait à terme de développer des modèles mécanistes plus complexes de l'évolution spatio-temporelle de la végétation des fossés (modèle de croissance en malherbologie).

Évaluation de l'impact de la variabilité des réseaux de fossés sur les variables hydrologiques

Le chaînage de simulations paysagères spatialement explicites avec des modèles de fonctionnement du paysage a permis d'analyser l'impact de la variabilité des réseaux de fossés sur les variables hydrologiques. Comme indiqué par Le Ber et al. (2009), ce chaînage a permis de tester des scénarios dans les modèles de processus, de se dégager des spécificités de la zone d'étude et d'analyser la variabilité des sorties hydrologiques à la configuration spatiale des réseaux simulés.

D'un point de vue de l'hydrologie de surface, la thèse a montré l'importance de la densité des réseaux de fossés dans les écoulements de surface et le risque d'érosion des bassins versants. L'utilisation du modèle hydrologique MHYDAS chaîné aux simulations de réseaux a permis de spatialiser le ruissellement sur les versants et de montrer qu'il était une fonction décroissante exponentielle de la densité du réseau. En contrepartie, les crues à l'aval sont intensifiées par une densification du réseau dans les contextes géomorphologiques des bassins testés. La topologie du réseau a un effet assez limité en comparaison de sa densité. Son effet peut tout de même être important sur la délimitation des bassins versants, et donc de la surface drainée au niveau d'un exutoire donné. Sur des bassins où la densité des réseaux est déjà élevée et le ruissellement sur les versants limité, jouer sur la topologie du réseau plutôt que de densifier encore le réseau peut aussi être une alternative intéressante afin de diminuer davantage le ruissellement. En lien avec la diminution du ruissellement sur les versants, la thèse a montré que les réseaux de fossés permettent de limiter le risque d'érosion des sols des parcelles. La densité actuelle de ces réseaux semble d'ailleurs optimisée pour limiter ce risque d'érosion vers une valeur seuil uniformément dans les paysages étudiés. Cette valeur seuil est proche de la valeur minimale possible obtenue suivant des simulations de réseaux très denses. Là encore, la topologie des réseaux semble secondaire en comparaison de leur densité, mais pourrait constituer une alternative intéressante à la densification du réseau afin de limiter davantage l'érosion. Enfin, les réseaux actuels sont apparus assez efficaces dans la diminution du risque d'érosion, en comparaison avec des réseaux simulés dans le but de limiter ce risque.

La thèse a également révélé l'impact des pratiques d'entretien des fossés sur leur végétation et finalement leur capacité de rétention en pesticides, grâce au chaînage de simulations spatio-temporelles d'entretien des fossés et de la végétation résultante avec différents indicateurs relatifs

au transfert de pesticides. En lien avec la dynamique spatio-temporelle de l'entretien et de la végétation des fossés révélée dans l'étape de caractérisation, il a été en effet montré que la capacité de rétention en pesticides des fossés présente une dynamique spatio-temporelle forte. Jusqu'à présent, cette variabilité temporelle n'était que très peu considérée et la végétation était au mieux utilisée comme un paramètre fixe des modèles. De plus, l'impact de cette variabilité temporelle sur le transfert des pesticides est apparu d'autant plus important que les capacités de rétention sont minimales pendant les mois où la plupart des épandages de pesticides ont lieu, c'est à dire au printemps. L'impact du brûlis en fin d'hiver est apparu prépondérant dans la diminution des capacités de rétention des fossés. L'impact de la configuration spatiale des pratiques d'entretien a été évalué comme négligeable par rapport à la proportion de chaque pratique d'entretien. Cette évaluation mériterait cependant d'être menée avec d'autres méthodes plus précises que les indicateurs mis en œuvre dans notre étude (modélisation mécaniste).

Perspectives

Validation expérimentale in situ

La caractérisation de la variabilité des réseaux de fossés, de leur entretien et de leur végétation repose sur des données expérimentales, à savoir des relevés terrain et des enquêtes pour leur entretien. Concernant l'impact de cette variabilité sur les processus, la thèse s'est appuyée sur des méthodes déjà existantes. Ces méthodes (modèle hydrologique, indicateurs) ont été développées lors de précédentes études sur l'impact des réseaux dans les différents processus (écoulements de surface, érosion, transfert de pesticides), sur la base de données expérimentales. Des hypothèses sur le fonctionnement du bassin versant ont amené à sélectionner certains processus pour être représentés dans le modèle. En employant ces méthodes pour tester l'impact de différents scénarios, on les utilise en dehors du domaine pour lequel elles ont été développées (prise en compte de réseaux très denses ou très peu denses dans la modélisation hydrologique par exemple). On fait donc une hypothèse de conservation quand on utilise ces méthodes pour tester nos scénarios. Cette hypothèse forte est certainement à remettre en cause dans le test de scénarios extrêmes. De plus, par principe, le test de scénarios ne permet pas de validation expérimentale in situ, c'est pourquoi on utilise des modèles. Cependant, afin de combler ce manque de validation expérimentale des résultats des modélisations, il paraît nécessaire d'acquérir des données hydrologiques correspondant à une plus grande variabilité de ces réseaux. On pourrait par exemple analyser l'effet de l'abandon de l'entretien de ces réseaux sur les processus d'érosion. Cet effet a été observé sur le terrain pendant la thèse mais n'a pas pu être analysé quantitativement. Un meilleur suivi expérimental des écoulements dans les fossés serait également nécessaire. Ce suivi permettrait de mieux comprendre la dynamique de la genèse du ruissellement et de l'infiltration de l'amont à l'aval du réseau. Il pourrait notamment être réalisé grâce à un réseau de capteurs légers (Crabit et al., 2011). Un meilleur suivi expérimental permettrait aussi de mieux comprendre la dynamique temporelle des capacités hydrauliques des fossés, en lien avec leur

débordement et la formation de ravines qui peut s'en suivre. Concernant le transfert des pesticides dans les fossés, des mesures de rétention en pesticides de fossés entretenus différemment (brûlés, fauchés...) aideraient à mieux quantifier l'impact que peut avoir l'entretien des fossés. Sur ce point, la quantification expérimentale de l'impact du désherbage chimique des fossés sur la qualité de l'eau paraît également être intéressante à mener, afin de déterminer si ces apports sont négligeables ou peuvent être une source de pollution ponctuelle importante.

Finalement, la thèse s'est intéressée aux paysages agricoles, majoritairement viticoles, de l'Hérault. A priori, l'ensemble des résultats paraissent généralisables à d'autres zones viticoles méditerranéennes (sud de la France, Italie, Espagne par exemple), mais des comparaisons des réseaux de fossés de ces différentes régions et de leur hydrologie seraient utiles pour confirmer cette hypothèse. Les résultats numériques seraient certainement différents (densité de fossés, diversité des pratiques d'entretien...), mais les principes et méthodes développés dans la thèse seraient certainement semblables dans ces zones.

Changement d'échelle

La caractérisation de la variabilité des réseaux de fossés a été réalisée à l'échelle de la zone d'étude, tandis que la diversité des pratiques d'entretien et de la végétation des fossés a été faite à méso échelle (40 km², bassin versant de la Peyne). La quantification de l'impact de cette variabilité sur les processus a été faite au contraire à l'échelle de petits bassins (1 km² à 6 km²) ou de mailles carrées (de 6,25 ha à 100 ha). L'échelle de gestion de la ressource en eau étant souvent celle de bassins de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de kilomètres carrés (méso-échelle), il paraît utile de comprendre comment s'agrègent ces comportements à cette échelle. Par exemple, comprendre quel est l'effet de la configuration spatiale du réseau sur les crues à cette échelle, ou l'impact de la rétention en pesticides des fossés sur la qualité de la rivière ou de la nappe principale du bassin. Concernant les processus d'érosion, il serait intéressant d'étudier les phénomènes de sédimentation et d'érosion dans les réseaux de fossés, en parallèle des volumes de sédiments exportés par curage, afin de mieux comprendre le bilan en érosion des sols à méso-échelle.

Couplage de modèles paysagers et de modèles hydrologiques

Dans cette thèse, on a réalisé un chaînage entre modèle paysager et modèle hydrologique. Cependant, des interactions existent entre les propriétés des fossés et les processus hydrologiques et le chaînage ne permet pas de les considérer. Par exemple, la croissance de la végétation est en partie déterminée par l'environnement hydrique du fossé, mais la végétation conditionne les capacités hydrauliques du fossé et la dynamique d'infiltration et modifie donc cet environnement hydrique. Les capacités hydrauliques des fossés vont conditionner l'évacuation des crues, mais ces capacités peuvent être modifiées lors des processus d'érosion des berges du fossé et de sédimentation dans le fossé, ce qui peut finir par entraîner un débordement des fossés. Ainsi, le paysage (le réseau de fossés) ne devrait pas être vu comme de simples paramètres pour les

modèles hydrologiques. Un modèle paysager complexe qui représenterait l'évolution des réseaux de fossés selon différents processus anthropiques (par exemple l'entretien) et « naturels » (par exemple le climat et l'hydrologie) pourrait ainsi être couplé avec un modèle hydrologique afin de considérer pleinement les interactions entre fossés et hydrologie.

Approche intégrée de l'ensemble des fonctions et impacts des réseaux de fossés

Les fonctions et impacts des réseaux de fossés considérés dans cette thèse étaient relatifs à l'hydrologie de surface et aux transferts de pesticides. Cependant, les échanges nappes - fossés sont également connus pour être une composante importante de l'hydrologie des bassins versants, notamment méditerranéens. Les fossés influencent également la biodiversité des paysages cultivés, tant animale que végétale, en servant de refuges et de corridors à différentes espèces. D'un point de vue de l'agriculteur, le fossé doit remplir sa fonction hydraulique, c'est à dire intercepter le ruissellement et le convoyer en dehors de la parcelle sans déborder. La gestion de ces fossés représente également une charge économique et en temps de travail, d'autant plus forte quand l'érosion des berges y est importante. Au vu des différents fonctions et impacts de ces fossés, une approche intégrée serait nécessaire afin d'optimiser conjointement les aspects bénéfiques (prévention de l'érosion, recharge de nappes, rétention de pesticides, refuges d'espèces...) tout en minimisant les négatifs (intensification des crues, érosion des berges, charges économique et de travail...). Une modification des critères de convergence de l'algorithme de simulation de réseaux pourrait permettre de mener cette recherche d'optimisation multi-critère. Il reste cependant à définir les fonctions critères adéquates. Des problèmes de convergence de l'algorithme pourraient aussi apparaître. Une prise en compte des critères recherchés directement dans la construction des simulations stochastiques des réseaux permettrait peut-être de les limiter en étant plus optimum directement par construction ; c'est d'ailleurs cette voie de simulation qui a commencé à être envisagée dans la thèse pour optimiser les réseaux selon une fonction critère d'efficacité anti-érosive.

Bibliographie

- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., Rasmussen, J., 1986. An introduction to the european hydrological system — systeme hydrologique europeen, "SHE", 1 : History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 45–59.
- Abbott, M.B., Refsgaard, J.C., 1996. *Distributed Hydrological Modelling*. Springer.
- Adamiade, V., 2004. Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Ph.D. thesis. Université Pierre et Marie Curie, Paris.
- Al-Khudhairy, D.H.A., Thompson, J.R., Gavin, H., Hamm, N.A.S., 1999. Hydrological modelling of a drained grazing marsh under agricultural land use and the simulation of restoration management scenarios. *Hydrological Sciences Journal* 44, 943–971.
- Alsamamra, H., Ruiz-Arias, J.A., Pozo-Vázquez, D., Tovar-Pescador, J., 2009. A comparative study of ordinary and residual kriging techniques for mapping global solar radiation over southern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1343–1357.
- Ambroise, B., 2004. Variable 'active' versus 'contributing' areas or periods : a necessary distinction. *Hydrological Processes* 18, 1149–1155.
- Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Squidant, 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. *Computers & Geosciences* 35, 276–288.
- Bailly, J., 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.
- Bailly, J., Monestiez, P., Lagacherie, P., 2006. Modelling spatial variability along drainage networks with geostatistics. *Mathematical Geology* 38, 515–539.
- Bailly, J.S., Lagacherie, P., Millier, C., Puech, C., Kosuth, P., 2008. Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR : application to artificial drainage networks. *International Journal of Remote Sensing* 29, 3489–3508.

- Bailly, J.S., Levvasseur, F., 2012. Potential of linear features detection in a Mediterranean landscape from 3D VHR optical data : application to terrace walls, in : IGARSS 2012, Munich.
- Barthès, J., Bornand, M., Falipou, P., 1999. Référentiel pédologique de la France. Pédopaysages de l'Hérault. Échelle au 1/250000 ème.
- Bassa, M., Chamorro, L., José-María, L., Blanco-Moreno, J.M., Sans, F.X., 2012. Factors affecting plant species richness in field boundaries in the Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation* 21.
- Bellet, A., 2010. Typologies des aménagements linéaires hydro-agricoles de la plaine viticole languedocienne (Hérault). Mémoire de master 2.. Université Joseph Fourier, Grenoble.
- Bellin, N., van Wesemael, B., Meerkerk, A., Vanacker, V., Barbera, G., 2009. Abandonment of soil and water conservation structures in Mediterranean ecosystems : A case study from south east Spain. *CATENA* 76, 114–121.
- Bennett, E.R., Moore, M.T., Cooper, C.M., Smith Jr., S., Shields Jr., F.D., Drouillard, K.G., Schulz, R., 2005. Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid-associated runoff. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 2121–2127.
- Bereswill, R., Golla, B., Streloke, M., Schulz, R., 2012. Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams : Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146, 81–92.
- Berger, J., 2000. Les fossés bordiers historiques et l'histoire agraire rhodanienne. *Etudes Rurales* , 59–90.
- Berger, K.P., Entekhabi, D., 2001. Basin hydrologic response relations to distributed physiographic descriptors and climate. *Journal of Hydrology* 247, 169–182.
- Bevan, A., Conolly, J., 2011. Terraced fields and Mediterranean landscape structure : An analytical case study from Antikythera, Greece. *Ecological Modelling* 222, 1303–1314.
- Biarnès, A., Bailly, J., Boissieux, Y., 2009. Identifying indicators of the spatial variation of agricultural practices by a tree partitioning method : The case of weed control practices in a vine growing catchment. *Agricultural Systems* 99, 105–116.
- Blomqvist, M., Tamis, W., Bakker, J., van der Meijden, E., 2006. Seed and (micro)site limitation in ditch banks : Germination, establishment and survival under different management regimes. *Journal for Nature Conservation* 14, 16–33.
- Bonfils, P., 1993. Carte pédologique de France à 1/100000. Lodève. Notice explicative.
- Borruso, G., 2003. Network density and the delimitation of urban areas. *Transactions in GIS* 7, 177–191.

BIBLIOGRAPHIE

- Bouldin, J., Farris, J., Moore, M., Cooper, C., 2004. Vegetative and structural characteristics of agricultural drainages in the Mississippi delta landscapes. *Environmental Pollution* 132, 403–411.
- 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.
- 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). Ph.D. thesis. Université de Grenoble.
- Buchanan, B.P., Falbo, K., Schneider, R.L., Easton, Z.M., Walter, M.T., 2012. Hydrological impact of roadside ditches in an agricultural watershed in central New York : implications for non-point source pollutant transport. *Hydrological Processes* in press.
- Burel, F., Baudry, J., 1990. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology* 4, 197–210.
- Carluer, N., Marsily, G.D., 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.
- Carluer, N., Tournebize, J., Gouy, V., Margoum, C., Vincent, B., Gril, J.J., 2011. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. *Procedia Environmental Sciences* 9, 21–26.
- Casas, A.M., Cortés, A.L., Maestro, A., Soriano, M.A., Riaguas, A., Bernal, J., 2000. LINDENS : a program for lineament length and density analysis. *Computers & Geosciences* 26, 1011–1022.
- Chahinian, N., 2004. Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole. Ph.D. thesis. Université Montpellier II.
- Charlier, J., 2007. Fonctionnement et modélisation hydrologique d'un petit bassin versant cultivé en milieu volcanique tropical. Ph.D. thesis. Université Montpellier II.
- 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.
- Colin, F., Moussa, R., Louchart, X., 2012. Impact of the spatial arrangement of land management practices on surface runoff for small catchments. *Hydrological Processes* 26, 255–271.
- Colin, F., Puech, C., de Marsily, G., 2000. Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. *Journal of Hydrology* 236, 139–152.

- Commission Européenne, 2010. Biens et services écosystémiques. Technical Report. Commission Européenne.
- Cornillon, P., Matzner-Løber, E., 2006. Régression : théorie et applications. Springer.
- CORPEN, 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons. Première édition. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux. Technical Report.
- Coulomma, G., 2008. Carte des sols de la basse vallée de la Peyne, échelle 1/25000ème, notice.
- Crabit, A., 2010. Hydrologie de petits bassins versants non jaugés. Problématique, caractérisation et modélisation. Application sur 11 petits bassins en contexte viticole méditerranéen. (Languedoc-Roussillon, France). Ph.D. thesis. Montpellier SupAgro.
- Crabit, A., Colin, F., Moussa, R., 2011. A soft hydrological monitoring approach for comparing runoff on a network of small poorly gauged catchments. *Hydrological Processes* 25, 2785–2800.
- Dages, C., Voltz, M., Bsaibes, A., Prévot, L., Huttel, O., Louchart, X., Garnier, F., Negro, S., 2009. Estimating the role of a ditch network in groundwater recharge in a Mediterranean catchment using a water balance approach. *Journal of Hydrology* 375, 498–512.
- DDTM34, 2011. Regard sur l'Hérault - l'Agriculture. Technical Report.
- Deckers, B., Kerselaers, E., Gulinck, H., Muys, B., Hermy, M., 2005. Long-Term Spatio-Temporal dynamics of a hedgerow network landscape in Flanders, Belgium. *Environmental Conservation* 32, 20–29.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S., Lee, D., 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASABE* 32, 513–519.
- Direction générale de la forêt et des affaires rurales, 2008. Circulaire 2008 « mesures agroenvironnementales ».
- Duke, G.D., Kienzie, S.W., Johnson, D.L., Byrne, J.M., 2006. Incorporating ancillary data to refine anthropogenically modified overland flow paths. *Hydrological Processes* 20, 1827–1843.
- Dunn, S.M., Mackay, R., 1996. Modelling the hydrological impacts of open ditch drainage. *Journal of Hydrology* 179, 37–66.
- Duveiller, G., Defourny, P., 2010. A conceptual framework to define the spatial resolution requirements for agricultural monitoring using remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 114, 2637–2650.
- Elliot, W.J., Tysdal, L.M., 1999. Understanding and reducing erosion from insloping roads. *Journal of Forestry* 97, 30–34.
- European Environment Agency, 2011. Hazardous substances in Europe's fresh and marine waters — An overview. Technical Report Technical report No 8/2011.

BIBLIOGRAPHIE

- Eurostat, 2009. Land cover, land use and landscape. Technical Report.
- Fabre, J., Louchart, X., Colin, F., Dages, C., Moussa, R., Rabotin, M., Raclot, D., Lagacherie, P., Voltz, M., 2010. OpenFluid : a software environment for modelling fluxes in landscapes, in : LandMod 2010 : International Conference on Integrative Landscape Modelling, Montpellier, France.
- Fiener, P., Auerswald, K., 2003. Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality* 32, 927–936.
- Fiener, P., Auerswald, K., Van Oost, K., 2011. Spatio-temporal patterns in land use and management affecting surface runoff response of agricultural catchments—A review. *Earth-Science Reviews* 106, 92–104.
- Finke, P., Brus, D., Bierkens, M., Hoogland, T., Knotters, M., de Vries, F., 2004. Mapping groundwater dynamics using multiple sources of exhaustive high resolution data. *Geoderma* 123, 23–39.
- FOCUS, 2007. Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Volume 2 : detailed technical reviews. Technical Report. European Commission.
- Forman, R.T.T., Baudry, J., 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management* 8, 495–510.
- Gallant, J.C., Dowling, T.I., 2003. A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas. *Water Resources Research* 39.
- Gardner, R.A.M., Gerrard, A.J., 2003. Runoff and soil erosion on cultivated rainfed terraces in the Middle Hills of Nepal. *Applied Geography* 23, 23–45.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turnei, M.G., O'Neill, R.V., 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1, 19–28.
- Gascuel-Oudou, C., Arousseau, P., Doray, T., Squidant, 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, 3625–3636.
- Gaucherel, C., 2008. Neutral models for polygonal landscapes with linear networks. *Ecological Modelling* 219, 39–48.
- Gerits, J., de Lima, J., van den Broek, T., 1990. Overland flow and erosion, in : *Process studies in hillslope hydrology*. Anderson, M.G., Burt, T. P., pp. 173–214.
- Ghesquiere, J., 2008. Intégration des mécanismes de débordement dans la modélisation hydrologique spatialisée des crues en milieu agricole. Ph.D. thesis. Montpellier SupAgro.

- Girardin, P., Bockstaller, C., Werf, H.V.d., 1999. Indicators : Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13, 5–21.
- Gobin, A., Jones, R., Kirkby, M., Campling, P., Govers, G., Kosmas, C., Gentile, A., 2004. Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environmental Science & Policy* 7, 25–38.
- Green, W., Ampt, G., 1911. Studies on soil physics part i : the flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science* 4, 1–24.
- Gregory, K.J., Walling, D.E., 1968. The variation of drainage density within a catchment. *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin* 13, 61–68.
- Grundy, A.C., 2003. Predicting weed emergence : a review of approaches and future challenges. *Weed Research* 43, 1–11.
- Gumiere, S.J., 2009. Contribution à la modélisation déterministe spatialisée de l'érosion hydrique des sols à l'échelle des petits bassins versants cultivés. Ph.D. thesis. Montpellier SupAgro.
- 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.
- Hallema, D., 2011. Modelling study of the effects of terrace cultivation and artificial drainage on hillslope hydrologic response. Ph.D. thesis. Montpellier SupAgro.
- Hartigan, J.A., Hartigan, P.M., 1985. The dip test of unimodality. *The Annals of Statistics* 13, 70–84.
- Hawbaker, T., Radeloff, V., Hammer, R., Clayton, M., 2005. Road density and landscape pattern in relation to housing density, and ownership, land cover, and soils. *Landscape Ecology* 20, 609–625.
- Hayami, S., 1951. On the propagation of flood waves. *Disaster Prevention Research Institute Bulletins* 1, 1–16.
- Hengl, T., 2006. Finding the right pixel size. *Computers & Geosciences* 32, 1283–1298.
- Hengl, T., 2009. *A Practical Guide to Geostatistical Mapping of Environmental Variables*. 2nd edition.
- Hengl, T., Heuvelink, G.B., Rossiter, D.G., 2007. About regression-kriging : From equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33, 1301–1315.
- Herzon, I., Helenius, J., 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141, 1171–1183.

BIBLIOGRAPHIE

- Hess, T.M., Holman, I.P., Rose, S.C., Rosolova, Z., Parrott, A., 2010. Estimating the impact of rural land management changes on catchment runoff generation in England and Wales. *Hydrological Processes* 24, 1357–1368.
- Hessel, R., Tenge, A., 2008. A pragmatic approach to modelling soil and water conservation measures with a catchment scale erosion model. *CATENA* 74, 119–126.
- Hirt, U., Mewes, M., Meyer, B.C., 2011. A new approach to comprehensive quantification of linear landscape elements using biotope types on a regional scale. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36, 579–590.
- Hirt, U., Meyer, B.C., Hammann, T., 2005. Proportions of subsurface drainages in large areas—methodological study in the Middle Mulde catchment (Germany). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168, 375–385.
- Holden, J., Evans, M.G., Burt, T.P., Horton, M., 2006. Impact of land drainage on peatland hydrology. *Journal of Environmental Quality* 35, 1764–1778.
- Horton, R., 1932. Drainage basin characteristics. *Transactions of the American Geophysical Union* 13, 348–352.
- Humbert, J., 1990. Intérêt de la densité de drainage pour régionaliser les données hydrologiques en zone montagneuse, in : *Hydrology in Mountainous Region*, Lausanne.
- Hösl, R., Strauss, P., Glade, T., 2011. Man-made linear flow paths at catchment scale : Identification, factors and consequences for the efficiency of vegetated filter strips. *Landscape and Urban Planning* 104, 245–252.
- Joensuu, S., Ahti, E., Vuollekoski, M., 2002. Effects of ditch network maintenance on the chemistry of run-off water from peatland forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 238–247.
- Järvelä, J., 2002. Flow resistance of flexible and stiff vegetation : a flume study with natural plants. *Journal of Hydrology* 269, 44–54.
- Kantelhardt, J., Osinski, E., Heissenhuber, A., 2003. Is there a reliable correlation between hedgerow density and agricultural site conditions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 517–527.
- Kao, C., Vernet, G., Filleul, J.M.L., Nedelec, Y., Carluer, 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 - E A T* .
- Kay, A.L., Jones, D.A., Crooks, S.M., Calver, A., Reynard, N.S., 2006. A comparison of three approaches to spatial generalization of rainfall-runoff models. *Hydrological Processes* 20, 3953–3973.

- Kilshye Onema, J., Taigbenu, A., 2011. Sensitivity analyses of landscape attributes on flow prediction in data-poor Semliki watershed. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36, 814–822.
- Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R., Finér, L., 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 1211–1227.
- Kothe, R., Lehmeier, F., 1996. SARA — System zur Automatischen Relief-Analyse, Benutzerhandbuch. Department of Geography, University of Göttingen, Göttingen.
- Krause, S., Jacobs, J., Bronstert, A., 2007. Modelling 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.
- Lagacherie, P., Diot, O., Domange, N., Gouy, V., Floure, C., Kao, C., Moussa, R., Robbez-Masson, J., 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.
- Lagacherie, P., Rabotin, M., Colin, F., Moussa, R., Voltz, M., 2010. Geo-MHYDAS : a landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computers & Geosciences* 36, 1021–1032.
- 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., Thorette, J., Bardet, C., Daroussin, J., 2002. L'érosion hydrique des sols en France. Technical Report. INRA - IFEN.
- Leenhardt, D., Angevin, F., Biarnès, A., Colbach, N., Mignolet, C., 2010. Describing and locating cropping systems on a regional scale. a review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 131–138.
- Levasseur, F., Bailly, J.S., Lagacherie, P., Colin, F., Rabotin, M., 2012. Simulating the effects of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks on surface runoff from agricultural catchments. *Hydrological Processes* in press.
- Levasseur, F., Biarnès, A., Bailly, J., Lagacherie, P., submitted b. Detrimental impacts of management regimes of drainage ditches on the mitigation of pesticide transfer to surface water. Submitted in *Agriculture, Ecosystems & Environment* .
- Levasseur, F., Lagacherie, P., Bailly, J.S., Biarnès, A., Colin, F., submitted a. Spatial modeling of man-made drainage density of agricultural landscapes. Submitted in *Earth Surface Processes and Landforms* .

BIBLIOGRAPHIE

- Lexartza-Artza, I., Wainwright, J., 2009. Hydrological connectivity : Linking concepts with practical implications. *CATENA* 79, 146–152.
- Llausàs, A., Ribas, A., Varga, D., Vila, J., 2009. The evolution of agrarian practices and its effects on the structure of enclosure landscapes in the Alt Empordà (Catalonia, Spain), 1957-2001. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129, 73–82.
- Louchart, X., Voltz, M., Andrieux, P., Moussa, R., 2001. Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality* 30, 982–991.
- Luoto, M., 2007. New insights into factors controlling drainage density in subarctic landscapes. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39, 117–126.
- Manhoudt, A., Visser, A., de Snoo, G., 2007. Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119, 353–358.
- Margoum, C., Gouy, V., Laillet, B., Dramais, G., 2003. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. *Journal of Water Science* 16, 389–405.
- Margoum, C., Malessard, C., Gouy, V., 2006. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. *Chemosphere* 63, 1835–1841.
- Martínez-Casasnovas, J., Ramos, M., 2006. The cost of soil erosion in vineyard fields in the Penedès–Anoia region (NE Spain). *CATENA* 68, 194–199.
- Martínez-Casasnovas, J.A., Ramos, M.C., Ribes-Dasi, M., 2002. Soil erosion caused by extreme rainfall events : mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma* 105, 125–140.
- Matheron, G., 1962. *Traité de Géostatistique appliquée*. Tome 1. Paris. editions technip. edition.
- Mein, R.G., Larson, C.L., 1973. Modeling infiltration during a steady rain. *Water Resources Research* 9, 384–394.
- Milsom, T., Sherwood, A., Rose, S., Town, S., Runham, S., 2004. Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103, 85–99.
- Moore, I.D., Grayson, R.B., Ladson, A.R., 1991. Digital terrain modelling : A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5, 3–30.
- Moore, M., Bennett, E., Cooper, C., Smith Jr., S., Farris, J., Drouillard, K., Schulz, R., 2006. Influence of vegetation in mitigation of methyl parathion runoff. *Environmental Pollution* 142, 288–294.

- Moore, M.T., Denton, D.L., Cooper, C.M., Wrysinski, J., Miller, J.L., Reece, K., Crane, D., Robins, P., 2008. Mitigation assessment of vegetated drainage ditches for collecting irrigation runoff in California. *Journal of Environmental Quality* 37, 486–493.
- Moore, M.T., Denton, D.L., Cooper, C.M., Wrysinski, J., Miller, J.L., Werner, I., Horner, G., Crane, D., Holcomb, D.B., Huddleston, G.M., 2011. Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease pesticide transport from tomato and alfalfa fields in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 1044–1049.
- Morel-Seytoux, H.J., 1978. Derivation of equations for variable rainfall infiltration. *Water Resources Research* 14, 561–568.
- 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 dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 527–544.
- Moussa, R., Bocquillon, C., 1996. Algorithms for solving the diffusive wave flood routing equation. *Hydrological Processes* 10, 105–123.
- Moussa, R., Voltz, M., Andrieux, P., 2002. Effects 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., Voltz, M., Andrieux, P., Lagacherie, P., 1999. Hydrological modelling of a farmed mediterranean catchment., in : *Mediterranean Storms*, Claps P, Siccardi F, Maratea, Italy.
- Nasri, S., 2007. Caractéristiques et impacts hydrologiques de banquettes en cascade sur un versant semi-aride en Tunisie centrale / characteristics and hydrological impacts of a cascade of bench terraces on a semi-arid hillslope in central Tunisia. *Hydrological Sciences Journal* 52, 1134–1145.
- Needelman, B.A., Kleinman, P.J.A., Strock, J.S., Allen, A.L., 2007a. Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection : An overview. *Journal of Soil and Water Conservation* 62, 171–178.
- Needelman, B.A., Ruppert, D.E., Vaughan, R.E., 2007b. The role of ditch soil formation and redox biogeochemistry in mitigating nutrient and pollutant losses from agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 62, 207–215.
- Newbold, S.C., 2005. A combined hydrologic simulation and landscape design model to prioritize sites for wetlands restoration. *Environmental Modeling & Assessment* 10, 251–263.
- Notebaert, B., Verstraeten, G., Govers, G., Poesen, J., 2009. Qualitative and quantitative applications of LiDAR imagery in fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 217–231.

BIBLIOGRAPHIE

- Nédélec, Y., Kao, C., Chaumont, C., 2004. Réduction des transferts de crues dans les bassins versants agricoles fortement drainés : état des connaissances et des recherches. *Ingénieries - E A T* 37, 3–21.
- Obeyskera, J., Rutchey, K., 1997. Selection of scale for Everglades landscape models. *Landscape Ecology* 12, 7–18.
- O’Callaghan, J.F., Mark, D.M., 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 28, 323–344.
- O’Connell, P.E., Ewen, J., O’Donnell, G., Quinn, P., 2007. Is there a link between agricultural land-use management and flooding? *Hydrology and Earth System Sciences* 11, 96–107.
- Oguchi, T., 1997. Drainage density and relative relief in humid steep mountains with frequent slope failure. *Earth Surface Processes and Landforms* 22, 107–120.
- O’Hare, M.T., McGahey, C., Bissett, N., Cailles, C., Henville, P., Scarlett, P., 2010. Variability in roughness measurements for vegetated rivers near base flow, in England and Scotland. *Journal of Hydrology* 385, 361–370.
- Pallard, B., Castellarin, A., Montanari, A., 2009. A look at the links between drainage density and flood statistics. *Hydrology and Earth System Sciences* 13, 1019–1029.
- Paroissien, J., Lagacherie, P., Le Bissonnais, Y., 2010. A regional-scale study of multi-decennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing-burying measurements. *CATENA* 82, 159–168.
- Paré, N., 2011. Pollution de l’eau par les pesticides en milieu viticole languedocien. Construction d’un modèle couplé pression-impact pour l’expérimentation virtuelle de pratiques culturales à l’échelle de petits bassins versants . Ph.D. thesis. Montpellier SupAgro.
- Pita, R., Mira, A., Beja, P., 2006. Conserving the Cabrera vole, *Microtus cabreræ*, in intensively used Mediterranean landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115, 1–5.
- Poesen, J., Ingelmo-Sanchez, F., Mucher, H., 1990. The hydrological response of soil surfaces to rainfall as affected by cover and position of rock fragments in the top layer. *Earth Surface Processes and Landforms* 15, 653–671.
- Ponce, V., Pandey, R., Kumar, S., 1999. Groundwater recharge by channel infiltration in El Barbon basin, Baja California, Mexico. *Journal of Hydrology* 214, 1–7.
- Post, D.A., Jakeman, A.J., 1996. Relationships between catchment attributes and hydrological response characteristics in small Australian mountain ash catchments. *Hydrological Processes* 10, 877–892.

- Post, D.A., Jakeman, A.J., 1999. Predicting the daily streamflow of ungauged catchments in S.E. Australia by regionalising the parameters of a lumped conceptual rainfall-runoff model. *Ecological Modelling* 123, 91–104.
- Procopio, N.A., Bunnell, J.F., 2008. Stream and wetland landscape patterns in watersheds with different cranberry agriculture histories, southern New Jersey, USA. *Landscape Ecology* 23, 771–786.
- Quantum GIS Development Team, 2011. Quantum GIS geographic information system.
- R Development Core Team, 2010. R : A language and environment for statistical computing.
- Ramos, M.C., Porta, J., 1997. Analysis of design criteria for vineyard terraces in the Mediterranean area of north east Spain. *Soil Technology* 10, 155–166.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J.P., 1991. RUSLE : revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46, 30–33.
- Rogers, M.R., Stringfellow, W.T., 2009. Partitioning of chlorpyrifos to soil and plants in vegetated agricultural drainage ditches. *Chemosphere* 75, 109–114.
- Roose, E., Sabir, M., 2002. Stratégies traditionnelles de conservation de l'eau et des sols dans le bassin méditerranéen : classification en vue d'un usage renouvelé. *Bulletin - Réseau Erosion*, 33–44.
- Saunders, W., 1999. Preparation of DEMs for use in environmental modeling analysis, in : ESRI User Conference, San Diego, California.
- Schriever, C.A., von der Ohe, P.C., Liess, M., 2007. Estimating pesticide runoff in small streams. *Chemosphere* 68, 2161–2171.
- Schulz, R., 2004. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution : A review. *Journal of Environmental Quality* 33, 419–448.
- Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Fleuve Hérault, 2005. Gestion qualitative de l'eau et des milieux aquatiques. État des lieux. Technical Report.
- Seppelt, R., Voinov, A., 2002. Optimization methodology for land use patterns using spatially explicit landscape models. *Ecological Modelling* 151, 125–142.
- Silberstein, R., 2006. Hydrological models are so good, do we still need data? *Environmental Modelling & Software* 21, 1340–1352.
- Smith, D.R., Pappas, E.A., 2007. Effect of ditch dredging on the fate of nutrients in deep drainage ditches of the midwestern United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 62, 252–261.

BIBLIOGRAPHIE

- Souchère, V., Cerdan, O., Dubreuil, N., Le Bissonnais, Y., King, C., 2005. Modelling the impact of agri-environmental scenarios on runoff in a cultivated catchment (Normandy, France). *CATENA* 61, 229–240.
- Stanchi, S., Freppaz, M., Agnelli, A., Reinsch, T., Zanini, E., 2012. Properties, best management practices and conservation of terraced soils in southern Europe (from Mediterranean areas to the Alps) : A review. *Quaternary International* 265, 90–100.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - a review. *Journal of Environmental Management* 91, 22–46.
- Strahler, A., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38, 913–920.
- Takken, I., Govers, G., Steegen, A., Nachtergaele, J., Guérif, J., 2001. The prediction of runoff flow directions on tilled fields. *Journal of Hydrology* 248, 1–13.
- Tarboton, D.G., 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33, 309–319.
- Termorshuizen, J.W., Opdam, P., 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology* 24, 1037–1052.
- Thenail, C., 2002. Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. study case in Brittany, France. *Agricultural Systems* 71, 207–230.
- Tiemeyer, B., Moussa, R., Lennartz, B., Voltz, M., 2007. MHYDAS-DRAIN : a spatially distributed model for small, artificially drained lowland catchments. *Ecological Modelling* 209, 2–20.
- Tucker, G.E., Bras, R.L., 1998. Hillslope processes, drainage density, and landscape morphology. *Water Resources Research* 34, 2751–2764.
- Tucker, G.E., Catani, F., Rinaldo, A., Bras, R.L., 2001. Statistical analysis of drainage density from digital terrain data. *Geomorphology* 36, 187–202.
- Van Nieuwenhuysse, B.H.J., Antoine, M., Wyseure, G., Govers, G., 2011. Pattern-process relationships in surface hydrology : hydrological connectivity expressed in landscape metrics. *Hydrological Processes* 25, 3760–3773.
- Verstraeten, G., Oost, K., Rompaey, A., Poesen, J., Govers, G., 2002. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management* 18, 386–394.

- Viaud, V., Durand, P., Merot, P., Sauboua, E., Saadi, Z., 2005. Modeling 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.
- Wagener, T., Sivapalan, M., Troch, P., Woods, R., 2007. Catchment classification and hydrologic similarity. *Geography Compass* 1, 901–931.
- Wang, L., Liu, H., 2006. An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling. *International Journal of Geographical Information Science* 20, 193–213.
- Warner, R.F., 2006. Natural and artificial linkages and discontinuities in a Mediterranean landscape : Some case studies from the Durance valley, France. *CATENA* 66, 236–250.
- Wassenaar, T., Andrieux, P., Baret, F., Robbez-Masson, J., 2005. Soil surface infiltration capacity classification based on the bi-directional reflectance distribution function sampled by aerial photographs. the case of vineyards in a Mediterranean area. *CATENA* 62, 94–110.
- Watson, A.M., Ormerod, S., 2004. The distribution of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes. *Biological Conservation* 118, 455–466.
- Wemple, B.C., Jones, J.A., Grant, G.E., 1996. Channel network extension by logging roads in two basins, western Cascades, Oregon. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 32, 1195–1207.
- Wigington Jr, P.J., Moser, T.J., Lindeman, D.R., 2005. Stream network expansion : a riparian water quality factor. *Hydrological Processes* 19, 1715–1721.
- Wohlfahrt, J., 2008. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. Ph.D. thesis. Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy.
- Wohlfahrt, J., Colin, F., Assaghir, Z., Bockstaller, 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.
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavakoglou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88, 137–146.
- Zhang, X., Zhang, M., 2011. Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff. *Science of The Total Environment* 409, 1949–1958.

Liste des sigles et acronymes

AIC	Akaike Information Criterion
ANCOVA	ANalyse de la COVariance
AOP	Appellation d'Origine Protégée
CES	Conservation des Eaux et des Sols
DDTM	Direction Département des Territoires et de la Mer
DEM	Digital Elevation Model
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement et de l'Aménagement et du Logement
ECOPT	Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer
ERPRC	Effective Reach Pesticide-Retention Capacity
GIS	Geographic Information System
IGN	Institut Géographique National
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
LIDAR	LIght Detection And Ranging
LISAH	Laboratoire d'étude des Interactions Sol - Agrosystème - Hydrosystème
MHYDAS	Modèle HYdrologique Des AgroSystèmes
MNT	Modèle Numérique de Terrain
OMERE	Observatoire Méditerranéen de l'Environnement Rural et de l'Eau
ORE	Observatoire de Recherche en Environnement
PRP	Pesticide Retention Power
R	Coefficient de corrélation
R ²	Coefficient de détermination
RMSE	Root Mean Squared Error
SAU	Surface Agricole Utile
SIG	Système d'Information Géographique
SPI	Stream Power Index
UMR	Unité Mixte de Recherche

Annexes

A Liste des travaux et publications issus du travail de thèse ou auxquels la thèse a contribué

Publications scientifiques

Bailly, J., Levavasseur, F., and 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(6) : 853–862.

Levavasseur, F., Lagacherie, P., Bailly, J. S., Biarnès, A., and Colin, F. (submitted). Spatial modeling of man-made drainage density of agricultural landscapes. Submitted in *Earth Surface Processes and Landforms*.

Levavasseur, F., Biarnès, A., Bailly, J., and Lagacherie, P. (submitted). Detrimental impacts of management regimes of drainage ditches on the mitigation of pesticide transfer to surface water. Submitted in *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2012). Simulating the effects of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks on surface runoff from agricultural catchments. *Hydrological Processes*, in press.

Conférences

Bailly, J. S. and Levavasseur, F. (2012). Potential of linear features detection in a mediterranean landscape from 3D VHR optical data : application to terrace walls. In *IGARSS 2012, Munich (Allemagne)*.

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2011). Étude de l'impact des structures spatiales de réseau de fossés agricoles sur l'hydrologie d'un bassin versant : un exemple d'utilisation de la plateforme de modélisation intégrée du paysage OpenFluid. In *Payote, Rennes (France)*.

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2011). Impact of drainage network geometry on runoff in cultivated landscape : a quantitative study using stochastic simulations mixing DEM to vector data. In *European Geosciences Union General Assembly 2011, Vienne (Autriche)*.

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2011). Modelling runoff uncertainties in agricultural catchments using a stochastic vector drainage algorithm and error propagation. In *Geomorphometry 2011, Redlands (USA)*.

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2010). Uncertainties of cultivated landscape drainage network mapping and its consequences on hydrological fluxes estimations. In *Spatial Accuracy 2010, Leicester (Royaume-Uni)*.

Travaux de vulgarisation

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2012). Modélisation de l'impact des réseaux de fossés sur le ruissellement de surface. Bulletin d'information de l'ORE OMERE.

Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2012). Crues et inondations : le rôle des fossés agricoles dans la maîtrise des risques. Fiche de presse INRA, Salon International de l'Agriculture 2012.

Autres

Bellet, A. (2010). Typologies des aménagements linéaires hydro-agricoles de la plaine viticole languedocienne (Hérault). Mémoire de master 2., Université Joseph Fourier, Grenoble.

B Métadonnées de la couche d'information géographique des réseaux de fossés de la Peyne

Nom	fosses_peyne.shp
Description de la donnée	Tracé des réseaux de fossés (fossés routiers et agricoles, ruisseaux, routes et chemins creux) sur la basse vallée de la Peyne selon les relevés terrain du printemps et de l'été 2010
Généalogie	Digitalisation sous Quantum GIS des relevés terrains du printemps et de l'été 2010 à une échelle de 1 :1000 environ, avec les orthophotographies aériennes de l'IGN de 2009 en fond de plan. Sur le bassin versant du Bourdic, une couche d'information existante (issue de relevés du début des années 2000) a été incorporée puis mise à jour selon les relevés terrain de 2010.
Extension géographique	Communes : Alignan-du-Vent, Caux, Margon, Neffiès, Pézenas, Roujan, Tourbes
Date de création	Printemps 2010
Créateur	Florent Levavasseur, Adeline Bellet
Système de projection des données	Lambert 2 étendu (code EPSG : 27572)
Précision géométrique	métrique (5 m pour le positionnement des sources du réseau)
Cohérence topologique	Topologie de réseau majoritairement respectée (mais présence de quelques déconnexions et de segments non découpés au niveau d'intersection)
Attributs	<ul style="list-style-type: none"> • ID : identifiant unique • longueur : longueur du segment en mètre • commentaire : précision si le fossé est une buse, une route fossé, une ravine marquée (informations incomplètes sur l'ensemble de la zone)

C Structure des fiches d'entretien avec les agriculteurs sur l'entretien des fossés

Pré-enquêtes agriculteurs

Date de l'enquête :

Nom de l'enquêteur :

Nom de la personne enquêtée :

Adresse :

Contact :

I Questions générales :

- 1) Qu'est-un fossé pour vous et quels en sont les rôles ?
 - Du petit fossé (<50cm L et H) de pied de talus aux ruisseaux ?
 - Rôle anti-érosif (diminution du ruissellement) ?
 - Rôle de drainage des sols engorgés ?
 - Rôle de transport de l'eau vers l'exutoire ?
 - Maintien d'une faune et d'une flore ?
 - Autres
- 2) Avez vous des fossés sur votre exploitation ?
- 3) Différenciez vous plusieurs types de fossés sur votre exploitation (et en général) ? Sur quels critères (taille, localisation, fonction, strates de végétation présentes, entretien, occupation du sol dans les parcelles voisines, statut foncier...) ?
- 4) Quels peuvent être les différents statuts fonciers d'un fossé ? (par exemple : propriété à ½ avec le voisin)
- 5) Existe t-il une réglementation qui régit la création / la suppression / l'entretien des fossés ?

II Création / suppression / maintien des fossés

- 1) Avez-vous déjà été amené à créer, supprimer ou modifier des fossés sur votre exploitation ? Pourquoi (engorgement, érosion...) et dans quel contexte (plantation, remembrement, drainage souterrain, suite à un orage...) ? (Historique ?)
- 2) Pour les fossés que vous avez créés ou modifiés, qui a réalisé les travaux et avec quel matériel ? Comment a été raisonné le gabarit (lien avec réseau amont-aval,...) ?
- 3) Le statut foncier de la parcelle et du fossé intervient t-il dans le choix de créer ou de supprimer un fossé (si parcelle louée, si propriétaire à ½ du fossé...)
- 4) Si il était possible de refaire totalement le réseau de fossés, que feriez-vous ?

III Entretien des fossés

- 1) Êtes vous responsable de l'entretien de tous les fossés qui jouxtent vos parcelles ? Dans quels cas oui et dans quels cas non (lien avec la localisation, bord de route par exemple, le statut foncier, ou autre) ?
- 2) Entretenez vous vos fossés et pourquoi ? (Comblement / débordement, effondrement, gêne le passage des engins, autre)

- 3) Comment entretenez vous vos fossés ?
 - Quelles techniques ou quelles successions de techniques (sur l'année ou sur plusieurs années) ? Sur quelles parties (bordure, pentes, fond) ?
 - Pour quels objectifs ? Quelle prise en compte des strates de végétation présentes ou à éviter ?
 - Quelles modalités de mise en œuvre (outil/engin, main d'œuvre, sous-traitance)
 - Quelles fréquences ? Quels indicateurs de déclenchement d'une opération ? Quelles périodes de l'année ?
 - Quels liens éventuels avec des opérations culturales à réaliser sur les parcelles voisines (ex: entretien du sol des parcelles ou entretien des fourrières)
 - L'entretien est-il le même pour tous les fossés ? Si non, quelles caractéristiques de fossés pour quel type d'entretien ?
- 4) Nombre moyen de jours de travail / an consacrés à l'entretien des fossés
- 5) Y a t-il des fossés que vous n'entretenez jamais ? Pourquoi ?
- 6) Le statut foncier de la parcelle et du fossé intervient t-il dans le choix de l'entretien (si parcelle louée, si propriétaire à ½ du fossé...)
- 7) Quel serait l'entretien idéal, si les ressources n'étaient pas limitées ?
- 8) Pour quel montant d'aides seriez-vous prêt à maintenir et entretenir les fossés ?

Action ou succession d'actions	Localisation / Strates de végétation visées	Objectif	Modalités de mise en œuvre	Fréquence intra et/ou interannuelle	Indicateur de déclenchement / Période de l'année	Caractéristiques des fossés concernés

IV Concertation / influence des voisins

- 1) Vous concertez-vous avec vos « voisins » quant-à :
 - l'entretien des fossés
 - la création / suppression de fossés (pour assurer la connectivité du réseau)
- 2) Avez-vous déjà été amené à entretenir / créer / supprimer suite à l'opération d'un voisin sur ses fossés (redirection des eaux, nouveau fossé à l'amont...) ?
- 3) Quel serait la situation idéale (plus de concertation, structure de gestion collective...) ?

V Points divers

- 1) Il y a t-il des puits alimentés par des fossés sur l'exploitation ?
- 2) Dans quel but ont-ils été creusés ? Sont-ils encore fonctionnels (bouchés) ?
- 3) Il y a t-il une partie du réseau de fossés enterrés (busés), autres que pour des accès aux parcelles, sur l'exploitation ? Quel est leur rôle ? Cela pose t-il des problèmes ?

- 4) Problèmes associés aux buses en général (dont buse pour accès aux champs) ?

VI Caractérisation de l'exploitation

- SAU totale :
- Productions et superficie par production :
- ha de vignes dont ha en production :
- Statut foncier des terres :
- Lieu(x) de vinification :
- Volume produit (hl) :
- Catégorie de vins produit (en % du volume) : AOC / VDP / VDT
- Statut juridique de l'exploitation :
- Année de création / d'installation :
- Nombre d'associés/exploitants :
- Âge des exploitants :
- Activités des exploitants :
 - Agriculteurs à temps plein.
 - Pluri-actif. Si oui, quelle(s) activité(s) en dehors de l'exploitation?
 - Retraité : Depuis quand ? De quel domaine d'activité ?
- Ressources externes (activités des conjoints...) :
- Niveau de formation des exploitants :
- Main d'œuvre : nombre de permanents / de temps plein / d'aides :
- Types de production (conventionnelle, biologique, raisonnée, certification ou pas ?)
Superficies concernées ?
- Démarche environnementale ? Avec ou sans aide (MAEt...) ?
- Entretien du sol dans les parcelles de vigne ? Entretien des fourrières ?
- Structure du parcellaire (taille moyenne des parcelles, morcellement, éloignement ?)
- Quantités de linéaires (% de parcelles bordées) ?
- Matériel disponible pour l'entretien des fossés :

D Questionnaire d'entretien des agriculteurs sur l'entretien des fossés

Fossé N° : _____ Photo n° : _____ Date : _____ Lieu : localiser sur orthophoto
Enquêteur : _____

DESCRIPTION DU FOSSÉ

Matériau : Sol Pierre Béton

Profondeur : ___ cm Largeur sup. : ___ cm

Fond : herbes ___ % hautes basses arbustives (ronces, cannes, etc) ___ % arbres : ___ % litière ___ %

Parois : herbes ___ % hautes basses arbustives (ronces, cannes, etc) ___ % arbres : ___ % litière ___ %

Abords : herbes ___ % hautes basses arbustives (ronces, cannes, etc) ___ % arbres : ___ % litière ___ %

Position du fossé par rapport à la parcelle : Amont Aval Côté Zone plane

Associé à d'autres éléments côté enquêté : Talus Route Bande enherbée Bourrelet Autres : _____

Associé à d'autres éléments côté voisin : Talus Route Bande enherbée Bourrelet Autres : _____

RELATION AVEC LE VOISINAGE

A qui appartient le fossé ? Enquêté Voisin Commune CG Autres : _____

Le voisin participe-t-il à l'entretien ? Oui Non

RÔLE DU FOSSÉ POUR L'ENQUÊTÉ

Aucun Interception du ruissellement Drainage des sols Transport Infiltration Biodiversité

Limites Autres : _____

ENTRETIEN DU FOSSÉ (prendre les 10 ou 20 dernières années en exemple)

Depuis quand exploitez-vous la parcelle : _____

Entretenez-vous le fossé ? Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Fossé sans rôle Coût Manque de temps Entretien inutile

Entretenu par collectivités Entretenu par voisin Autres : _____

Curage Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Coût Inutile Autres : _____

Si oui, objectif : Éviter le comblement / débordement Maintenir la fonction de drainage Autres : _____

Régularité : Régulier Cas par cas, si oui quel déclencheur : _____

Fréquence moyenne (/ 10 ans) : _____ Période (mois) : _____ Date du dernier : _____

Matériel : _____

Sous-traitance CUMA

Désherbage chimique : **Paroi** : Oui Non **Fond** : Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Coût Environnement Érosion Autres : _____

Si oui, objectif : Éviter les bouchons Bords propres Passage des engins Visibilité

Contenir les invasives (ronces, cannes...) Autres : _____

Régularité : Régulier Cas par cas, si oui quel déclencheur : _____

Fréquence moyenne (/ 10 ans) : _____ Période (mois) : _____ Date du dernier : _____

Produit : _____

Matériel : _____

Fauche : **Paroi** Oui Non **Fond** : Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Coût Pas assez efficace Autres : _____

Si oui, objectif : Éviter les bouchons Bords propres Passage des engins Visibilité

Contenir les invasives (ronces, cannes...) Autres : _____

Régularité : Régulier Cas par cas, si oui quel déclencheur : _____

Fréquence moyenne (/ 10 ans) : _____ Période (mois) : _____ Date de la dernière : _____

Matériel : _____

Sous-traitance CUMA

Brûlis Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Risque d'incendie Environnement Maintien des arbres Érosion
 Autres : _____

Si oui, objectif : Éviter les bouchons Bords propres Passage des engins Visibilité

Contenir les invasives (ronces, cannes...) Autres : _____

Régularité : Régulier Après fauche Cas par cas, si oui quel déclencheur : _____

Fréquence moyenne (/ 10 ans) : _____ Période (mois) : _____ Date du dernier : _____

Intervention sur les arbres / arbustes Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Inutile Entretien empêche repousse Autres : _____

Type d'intervention : Abattage Elagage Retrait arbre tombé

Si oui, objectif : Éviter les bouchons Bords propres Passage des engins Visibilité Gêne de la vigne

Autres : _____

Régularité : Régulier Cas par cas

Fréquence moyenne (/ 10 ans) : _____ Période (mois) : _____ Date du dernier : _____

Matériel : _____

Sous-traitance CUMA

Autres : _____

ENTRETIEN DES ABORDS DU FOSSÉ (hors interrang)

Entretenez vous les abords du fossé ? Oui Non

Si non, depuis quand : _____ et pourquoi : Coût Manque de temps Entretien inutile Autres : _____

Si oui : Fauche Désherbage Labour Brûlis Abattage des arbres Autres : _____

CARACTERISTIQUES DE LA PARCELLE

Occupation du sol : Vigne Labour Verger Autres : _____ si vigne, production (hl) : _____

Parcelle drainée : Oui Non si oui, fossé exutoire des drains : Oui Non

Statut foncier de la parcelle : Propriété Fermage Autres : _____

Exploitant de la parcelle voisine : Oui Non

Entretien de l'interrang de la parcelle (en nb de rang) : Labour : _____ Désherbage en plein : _____

Enherbement permanent : _____ Enherbement temporaire maîtrisé à l'herbicide : _____

Entretien du rang de la parcelle : Désherbage Intercep

Situation de la parcelle dans l'exploitation :

Isolée Dans un îlot Éloignée du siège Proche du siège

CARACTERISTIQUES DE L'EXPLOITATION

Année d'installation : _____ Double-actif : Oui Non

Retraité de l'agriculture Oui Non Retraité hors agriculture Oui Non

Qui s'occupe de l'entretien des fossés : _____ Statut du décideur : _____

Surface (ha) : _____ Surface en vigne (ha) : _____

Vinification : cave particulière cave coopérative, si oui laquelle : _____

Catégorie de vin (principales) : AOP VDP VDT

Nombre : - d'exploitants : ____ - de temps plein : ____ - de temps partiel en équivalent temps plein : ____

Type de production : Conventionnelle Raisonnée Biologique Certification : _____

Autre démarche environnementale : _____

III Entretien des fossés

- 1) Quelles sont les opérations d'entretien sur les fossés ?
- 2) L'entretien est-il le même pour tous les fossés ? (localisation des pratiques et pourquoi, différences de sol, de pente...)?
- 3) L'entretien se fait-il uniquement du côté communal (celui de la route...) ou des deux ?
- 4) Entretien(s) type(s)

	Curage	Désherbage chimique		Fauche		Brûlis	Gestion des arbres
		Fond	Parois	Fond	Parois		
Objectif							
Fréquence							
Période							
Matériel							
Sous-traitance							

IV Points divers

- Il y a-t-il une partie du réseau de fossés enterrée (busée), autres que pour des accès aux parcelles, sur la commune ? Quel est leur rôle ? Cela pose-t-il des problèmes ?

V Caractérisation de la collectivité

- Nombre d'habitants
- Surface de la commune
- Nombre de kilomètres de fossés / de routes communales ?
- Service en charge de la gestion des fossés ?
- Qui décide ?
- Qui réalise ? Combien de MO ?
- Couplé à d'autres opérations et services ?

F Fiche de suivi de la végétation et de l'entretien des fossés

ID	Photo	Entr	P	L	FOND					PAROI					ABORD				
			(cm)	%h	H/B	%Au	%Ao	% lit	% sed	%h	H/B	%Au	%Ao	% lit	%h	H/B	%Au	%Ao	% lit
1																			
2																			
3																			
4																			
5																			
...																			

ID : identifiant du fossé

Photo : numéro de la photographie

Entr : observation d'un entretien depuis le dernier relevé (C : curage, D : désherbage chimique, F : fauche, B : brûlis)

P : profondeur en centimètres

L : largeur en centimètres

% h : pourcentage de couverture herbacé pour le fond, la paroi ou l'abord

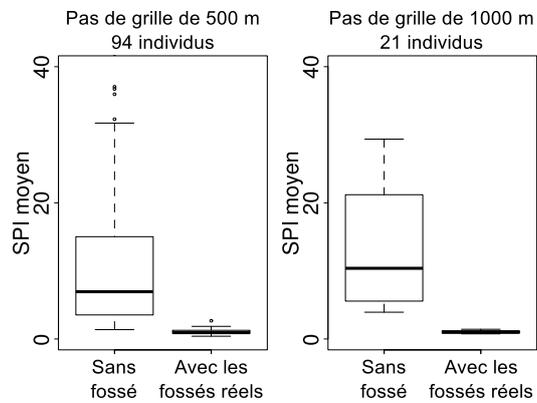
H/B : type d'herbacé (H : haute, B : basse)

% Au : pourcentage de couverture arbustive pour le fond, la paroi ou l'abord

% lit : pourcentage de couverture en litière (végétation morte) pour le fond, la paroi ou l'abord

% sed : pourcentage de la couverture en sédiments pour le fond, la paroi ou l'abord

G Distribution de l'efficacité anti-érosive des réseaux de fossés selon l'échelle d'étude



Distribution des valeurs de SPI moyen par maille de grilles, selon le pas de la grille et l'incrustation ou non du réseau de fossés dans le MNT lors du calcul du SPI.

H Explication statistique des fréquences d'entretien des fossés

Résultats du modèle ANCOCA avec sélection de variables pour l'explication des fréquences de curage et de désherbage chimique prises individuellement : estimation du coefficient et de l'écart-type du coefficient de chaque variable et p-value du test de significativité de student. Les p-value inférieures à 5 % sont en gras.

Groupe	Coefficient	Estimation	Écart-type	p-value
Fréquence de curage, R² ajusté = 0,13				
	k	$4,50 \times 10^{-01}$	$1,31 \times 10^{-01}$	$9,23 \times 10^{-04}$
Fossé	Largeur	$-3,33 \times 10^{-04}$	$1,66 \times 10^{-04}$	$4,74 \times 10^{-02}$
	Position dans la parcelle : aval	$-1,70 \times 10^{-01}$	$7,37 \times 10^{-02}$	$2,35 \times 10^{-02}$
	Position dans la parcelle : côté	$-4,19 \times 10^{-02}$	$5,70 \times 10^{-02}$	$4,64 \times 10^{-01}$
	Position dans la parcelle : zone plane	$-1,24 \times 10^{-01}$	$8,11 \times 10^{-02}$	$1,30 \times 10^{-01}$
	Rôle d'interception du ruissellement	$-8,39 \times 10^{-02}$	$4,90 \times 10^{-02}$	$9,02 \times 10^{-02}$
	Exutoire de drains enterrés de la parcelle	$1,64 \times 10^{-01}$	$6,71 \times 10^{-02}$	$1,67 \times 10^{-02}$
	Ordre de Strahler du fossé : 2	$5,68 \times 10^{-02}$	$5,10 \times 10^{-02}$	$2,69 \times 10^{-01}$
	Ordre de Strahler du fossé : 3	$8,94 \times 10^{-02}$	$7,47 \times 10^{-02}$	$2,35 \times 10^{-01}$
	Ordre de Strahler du fossé : 4 et plus	$2,32 \times 10^{-01}$	$1,04 \times 10^{-01}$	$2,76 \times 10^{-02}$
	Convergence index moyen	$-1,76 \times 10^{-03}$	$1,15 \times 10^{-03}$	$1,27 \times 10^{-01}$
Exploitation	Surface de la culture principale	$1,41 \times 10^{-03}$	$1,02 \times 10^{-03}$	$1,71 \times 10^{-01}$
	Surface par unité de main d'oeuvre	$-1,07 \times 10^{-02}$	$3,98 \times 10^{-03}$	$8,94 \times 10^{-03}$
Fréquence de désherbage chimique, R² ajusté = 0,28				
	k	$-3,91 \times 10^{-01}$	$2,05 \times 10^{-01}$	$6,02 \times 10^{-02}$
Fossé	Profondeur	$-3,98 \times 10^{-03}$	$1,63 \times 10^{-03}$	$1,65 \times 10^{-02}$
	Largeur	$1,21 \times 10^{-03}$	$7,33 \times 10^{-04}$	$1,03 \times 10^{-01}$
	Rôle de drainage	$-2,38 \times 10^{-01}$	$1,18 \times 10^{-01}$	$4,61 \times 10^{-02}$
	Exutoire de drains enterrés de la parcelle	$4,38 \times 10^{-01}$	$1,61 \times 10^{-01}$	$7,99 \times 10^{-03}$
Parcelle	Propriétaire de la parcelle	$3,56 \times 10^{-01}$	$1,74 \times 10^{-01}$	$4,39 \times 10^{-02}$
	Inter-rang désherbé chimiquement	$3,67 \times 10^{-01}$	$1,02 \times 10^{-01}$	$5,13 \times 10^{-04}$
Exploitation	Exploitant coopérateur	$2,59 \times 10^{-01}$	$1,26 \times 10^{-01}$	$4,24 \times 10^{-02}$
	Production conventionnelle	$3,18 \times 10^{-01}$	$1,40 \times 10^{-01}$	$2,59 \times 10^{-02}$
	Exploitant installé avant 1990	$-1,80 \times 10^{-01}$	$9,96 \times 10^{-02}$	$7,47 \times 10^{-02}$

Résultats du modèle ANCOCA avec sélection de variables pour l'explication des fréquences de fauche et de brûlis prises individuellement : estimation du coefficient et de l'écart-type du coefficient de chaque variable et p-value du test de significativité de student. Les p-value inférieures à 5 % sont en gras.

Groupe	Coefficient	Estimation	Écart-type	p-value
Fréquence de fauche, R² ajusté = 0,22				
	k	$-1,03 \times 10^{-01}$	$1,76 \times 10^{-01}$	$5,60 \times 10^{-01}$
Fossé	Profondeur	$2,88 \times 10^{-03}$	$1,52 \times 10^{-03}$	$6,22 \times 10^{-02}$
	Largeur	$-1,80 \times 10^{-03}$	$6,84 \times 10^{-04}$	$1,00 \times 10^{-02}$
	Position dans la parcelle : aval	$-3,35 \times 10^{-01}$	$1,56 \times 10^{-01}$	$3,41 \times 10^{-02}$
	Position dans la parcelle : côté	$-8,01 \times 10^{-02}$	$1,32 \times 10^{-01}$	$5,47 \times 10^{-01}$
	Position dans la parcelle : zone plane	$-2,27 \times 10^{-01}$	$1,58 \times 10^{-01}$	$1,54 \times 10^{-01}$
	Rôle de transport du ruissellement	$1,91 \times 10^{-01}$	$1,12 \times 10^{-01}$	$9,15 \times 10^{-02}$
	Réserve utile importante	$3,24 \times 10^{-01}$	$1,10 \times 10^{-01}$	$4,29 \times 10^{-03}$
Parcelle	Inter-rang enherbé	$3,82 \times 10^{-01}$	$1,08 \times 10^{-01}$	$6,38 \times 10^{-04}$
Exploitation	Exploitant coopérateur	$2,74 \times 10^{-01}$	$1,33 \times 10^{-01}$	$4,24 \times 10^{-02}$
	Surface de la culture principale	$3,93 \times 10^{-03}$	$2,46 \times 10^{-03}$	$1,14 \times 10^{-01}$
Fréquence de brûlis, R² ajusté = 0,26				
	k	$1,95 \times 10^{-01}$	$2,06 \times 10^{-01}$	$3,45 \times 10^{-01}$
Fossé	Position dans la parcelle : aval	$-3,09 \times 10^{-01}$	$1,14 \times 10^{-01}$	$8,39 \times 10^{-03}$
	Position dans la parcelle : côté	$1,08 \times 10^{-01}$	$1,06 \times 10^{-01}$	$3,10 \times 10^{-01}$
	Position dans la parcelle : zone plane	$1,10 \times 10^{-01}$	$1,42 \times 10^{-01}$	$4,41 \times 10^{-01}$
	Proximité de zones naturelles	$-3,54 \times 10^{-01}$	$1,47 \times 10^{-01}$	$1,83 \times 10^{-02}$
Parcelle	Propriétaire de la parcelle	$2,90 \times 10^{-01}$	$1,64 \times 10^{-01}$	$7,93 \times 10^{-02}$
	Parcelle isolée	$-2,04 \times 10^{-01}$	$1,03 \times 10^{-01}$	$5,02 \times 10^{-02}$
	Surface de la parcelle	$-8,92 \times 10^{-06}$	$5,46 \times 10^{-06}$	$1,05 \times 10^{-01}$

Résultats du modèle ANCOCA avec sélection de variables pour l'explication de la fréquence d'entretien globale (tous entretiens confondus) : estimation du coefficient et de l'écart-type du coefficient de chaque variable et p-value du test de significativité de student. Les p-value inférieures à 5 % sont en gras.

Groupe	Coefficient	Estimation	Écart-type	p-value
Fréquence d'entretien (tous confondus), R² ajusté = 0,36				
	k	$5,41 \times 10^{-01}$	$5,52 \times 10^{-01}$	$3,30 \times 10^{-01}$
Fossé	Largeur	$-2,69 \times 10^{-03}$	$8,65 \times 10^{-04}$	$2,60 \times 10^{-03}$
	Position dans la parcelle : aval	$-6,10 \times 10^{-01}$	$2,60 \times 10^{-01}$	$2,15 \times 10^{-02}$
	Position dans la parcelle : côté	$-1,22 \times 10^{-01}$	$2,16 \times 10^{-01}$	$5,73 \times 10^{-01}$
	Position dans la parcelle : zone plane	$-2,75 \times 10^{-01}$	$3,09 \times 10^{-01}$	$3,76 \times 10^{-01}$
	Surface drainée	$3,78 \times 10^{-08}$	$2,59 \times 10^{-08}$	$1,48 \times 10^{-01}$
	Ordre de Strahler du fossé : 2	$4,90 \times 10^{-01}$	$2,22 \times 10^{-01}$	$3,04 \times 10^{-02}$
	Ordre de Strahler du fossé : 3	$6,03 \times 10^{-01}$	$2,79 \times 10^{-01}$	$3,38 \times 10^{-02}$
	Ordre de Strahler du fossé : 4 et plus	$5,44 \times 10^{-01}$	$3,91 \times 10^{-01}$	$1,68 \times 10^{-01}$
	Proximité de zones naturelles	$-4,06 \times 10^{-01}$	$2,79 \times 10^{-01}$	$1,50 \times 10^{-01}$
Parcelle	Propriétaire de la parcelle	$6,25 \times 10^{-01}$	$3,19 \times 10^{-01}$	$5,34 \times 10^{-02}$
	Pente moyenne de la parcelle	$-5,35 \times 10^{-02}$	$3,81 \times 10^{-02}$	$1,64 \times 10^{-01}$
Exploitation	Exploitant coopérateur	$8,67 \times 10^{-01}$	$2,74 \times 10^{-01}$	$2,20 \times 10^{-03}$
	Production conventionnelle	$5,14 \times 10^{-01}$	$2,56 \times 10^{-01}$	$4,81 \times 10^{-02}$
	Surface de la culture principale	$1,24 \times 10^{-02}$	$5,79 \times 10^{-03}$	$3,53 \times 10^{-02}$
	Production en AOP	$5,41 \times 10^{-01}$	$2,75 \times 10^{-01}$	$5,26 \times 10^{-02}$
Commune	Surface par unité de main d'oeuvre	$-4,46 \times 10^{-02}$	$1,99 \times 10^{-02}$	$2,78 \times 10^{-02}$
	Commune du fossé : Caux	$2,02 \times 10^{-04}$	$2,03 \times 10^{-01}$	$9,99 \times 10^{-01}$
	Commune du fossé : Roujan	$-6,26 \times 10^{-01}$	$2,23 \times 10^{-01}$	$6,28 \times 10^{-03}$

I Méthode de construction des indicateurs relatif au transfert de pesticides

Combinaison par rang du PRP (Pesticide Retention Power) et de la vitesse de transfert dans le fossé pour établir l'indicateur ERPRC (Effective Pesticide Retention Capacity) (adapté de Lagacherie et al. (2006)).

		Velocity		
		High	Medium	Low
PRP	Low	0	1	2
	Medium	1	2	3
	High	2	3	4

Combinaison du volume de pesticides reçus avec l'indicateur ERPRC pour établir l'indicateur ECOPT (Effective Contribution to Overall Pesticide Transfer) (adapté de Lagacherie et al. (2006)).

		Volume of received pesticides				
		0	1	2	3	4
ERPRC	0	A	A	B	B	B
	1	A	A	B	B	B
	2	A	A	B	B	B
	3	A	A	C	C	C
	4	A	A	C	C	C

RÉSUMÉ

L'influence des fossés dans les phénomènes de crue, d'érosion hydrique des sols ou de transferts de polluants agricoles est bien connue à l'échelle locale. Cependant, on ne dispose que de peu de connaissances sur la variabilité spatio-temporelle des réseaux de fossés et de l'effet de cette variabilité sur les processus hydrologiques. L'objectif de ce travail de thèse vise donc à quantifier la relation entre l'organisation spatiale et temporelle des réseaux de fossés, éléments de la structure du paysage, et le fonctionnement hydrologique des paysages viticoles méditerranéens.

Dans un premier temps, on propose d'analyser comment la densité des réseaux de fossés varie dans les paysages et à quel point elle est conditionnée par le milieu physique. Ensuite, un algorithme de simulation de réseaux est chaîné à un modèle hydrologique afin de quantifier le rôle de la densité des réseaux dans la régulation des écoulements de surface. En lien avec son rôle d'interception du ruissellement, l'effet anti-érosif des réseaux de fossés est alors analysé grâce à l'utilisation d'indicateurs géomorphologiques.

Dans un second temps, on s'intéresse à la dynamique spatio-temporelle de la végétation des fossés et à son impact sur les transferts de pesticides. Pour cela, on caractérise puis simule les pratiques d'entretien des fossés et leurs impacts sur la végétation. On montre alors en mobilisant différents indicateurs que les pratiques actuelles ne sont pas optimales d'un point de vue de la rétention des pesticides.

Cette thèse, qui s'appuie sur des méthodes de simulation du paysage, montre l'intérêt du chaînage entre modèles de structure et de fonctionnement du paysage. Ce chaînage a permis de quantifier le rôle des réseaux de fossés dans la modulation des processus hydrologiques.

MOTS-CLÉS

Paysages viticoles méditerranéens, linéaires paysagers, fossés, ruissellement, érosion hydrique, rétention de pesticides, pratiques d'entretien, simulation spatiale, modélisation hydrologique, chaînage de modèles.

ABSTRACT

The impact of ditch networks on runoff, soil erosion and pollutant transfer is well known at local scale. However, the spatio-temporal variability of ditch networks and the impact of this variability on hydrological processes has not been quantified. The aim of this thesis is thus to quantify the relation between the spatial configuration of ditch networks and the hydrological functioning of Mediterranean vineyards.

First, the variability of ditch network density and the extent to which this density depends on the landscape attributes are analyzed. Then, a network simulator is used with a hydrological model to quantify the impact of ditch network density on runoff. In relation to the role of ditch networks in the interception of runoff on hillslopes, the protection against soil erosion procured by ditch networks is studied thanks to geomorphological indicators.

Secondly, the spatio-temporal evolution of vegetation covers in ditch networks and its impact on the transfer of pesticides is analyzed. The ditch management regimes and their impact on ditch vegetation are simulated. Thanks to several indicators, it is shown that current management regimes are not optimal in view of pesticide retention.

This thesis shows the interest in using a landscape structure model and a landscape functioning model. This allowed to quantify the impact of ditch networks on hydrological processes.

KEYWORDS

Mediterranean landscapes, vineyards, ditch, runoff, soil erosion, pesticide retention, agricultural practices, spatial simulation, hydrological modeling, chain of models.