

Faculté des bioingénieurs

Optimisation de l'implantation des fascines pour lutter contre les inondations boueuses

Auteur :	Antoine van Steenberghe
Promoteurs :	Prof. Charles Bielders
Lecteurs :	Prof. Aurore Degré Prof. Mathieu Javaux
Année Académique :	2019 - 2020
Bioingénieur :	sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à mon promoteur, le Prof. Charles Biellers. Les innombrables heures qu'il m'a consacrées en réunions ou en relectures m'ont été d'une aide précieuse. Il a su structurer mes idées quand c'était nécessaire. Je le remercie de m'avoir encadré, orienté, aidé, conseillé et transmis sa passion pour les phénomènes érosifs.

De même, je remercie Valentin Landemaine pour le temps consacré à l'explication du modèle WATERSED. Ses réponses aux nombreuses questions ainsi que ses suggestions m'ont bien encouragé.

Je désire aussi remercier Vincent Cantreul qui m'a fourni les outils nécessaires à la réussite de ce travail et ce, malgré la finalisation de sa thèse.

Je remercie mes très chers parents qui ont toujours été là pour moi et me soutiennent dans mes études ; plus particulièrement ma maman pour la correction de ce mémoire. Je remercie également ma soeur avec qui je partage des bons moments depuis plus de 18 ans.

J'ai également une pensée émue pour mon grand-père paternel, récemment rejoint aux cieux par ma grand-mère ; il aurait ce travail lu, je le pense, avec attention.

Enfin, je remercie le BDE Agro et les Sharks qui m'ont accompagné tout au long de mes études. L'appel de la représentation étudiante et la passion du hockey ont fait naître de belles amitiés qui perdureront encore longtemps.

Table des matières

Introduction	1
1 Revue bibliographique	3
1.1 Définition de l'érosion	3
1.2 Contexte européen	3
1.3 Contexte belge	5
1.4 Facteurs et processus de l'érosion hydrique	13
1.4.1 Connectivité de l'érosion hydrique	15
1.5 Dispositifs de lutte contre l'érosion	16
1.5.1 Cas des écoulements concentrés : les fascines	17
1.6 Modélisation de l'érosion hydrique	21
2 Objectifs	25
3 Protocole	27
3.1 Description de la zone d'étude	27
3.2 Watersed	28
3.3 Paramètres d'entrée	31
3.3.1 Modèle numérique de terrain (MNT)	31
3.3.2 Largueur des cours d'eau	32
3.3.3 Durée de précipitation	32
3.3.4 Volume de Précipitation	32
3.3.5 Capacité d'infiltration, coefficient d'imbibition, potentiel de concentration en sédiments, coefficient de Manning et coefficient d'érodibilité du sol	32
3.3.6 Capacité de stockage de l'eau	35
3.3.7 Paramètres d'ajustements	35
3.3.8 Paramètres des fascines	35
3.3.9 Tableau récapitulatif des données d'entrée	36
3.4 Implantation des fascines	36
3.5 Sélection des fascines	38
3.6 Connectivité	40

4 Résultats	43
4.1 Erosion dans le bassin versant pilote	43
4.2 Implantation des fascines	44
4.2.1 Approche basée sur la distance	44
4.2.2 Approche basée sur l'aire contributive	49
4.3 Sélection des fascines les plus efficaces	52
4.3.1 Comparaison des efficacités entre les deux approches d'implan- tation	52
4.3.2 Analyse des méthodes de sélection	54
4.3.3 Évolution de l'érosion en fonction de l'avancement de la sélection	56
4.3.4 Analyse factorielle des données mixtes	57
4.3.5 Localisation des fascines sélectionnées	59
4.4 Connectivité	60
4.5 Confirmation sur le bassin versant de Villeroix	61
5 Discussion	65
5.1 Comparaison dans les approches d'implantation	65
5.2 Sélection des fascines les plus efficaces	67
5.3 Limites des données, du modèle et des codes d'implantation	68
5.4 Perspectives	70
Conclusion	73
Bibliographie	75
6 Annexes	85
6.1 Description du modèle WATERSED	85
6.1.1 Fonctionnement de WATERSED	85
6.1.2 Cartes de sortie du modèle WATERSED	90
6.2 Tables d'associations aux codes d'Unités Pédologiques	91
6.2.1 C-R-F	91
6.2.2 Coefficient de Manning	93
6.2.3 Erodibilité	95
6.3 Tables d'association aux codes C-R-F	98
6.3.1 Attribution des codes C-R-F pour chaque culture	98
6.3.2 Capacité d'infiltration	99

TABLE DES MATIÈRES

6.3.3	Concentration potentielle en sédiments	99
6.4	Coefficients d'imbibition	101
6.5	Erosion et redéposition dans le bassin versant pilote	102
6.5.1	Approche basée sur la distance	102
6.5.2	Approche basée sur l'aire contributive	102
6.6	sélection des fascines	103
6.6.1	Comparaison entre les événements pluvieux	103
6.6.2	AFDM	103
6.7	Indice de connectivité	105
6.8	Codes	106
6.8.1	Implantation des fascines selon la distance	106
6.8.2	Implantation des fascines selon l'aire contributive	116
6.8.3	Module complémentaire : Écartement minimal	126
6.8.4	Module complémentaire : Dénivellation minimale	137

Liste des figures

FIGURE 1.1 :	Carte des pertes de sols dans l'Union Européenne (Panagos et al., 2015).	4
FIGURE 1.2 :	Fréquence des inondations boueuses pour la Wallonie entre 1991 et 2000 (Biielders et al., 2003) et pour la Flandre entre 1995 et 2004 dans la ceinture limoneuse belge (Evrard et al., 2006).	6
FIGURE 1.3 :	Pertes moyennes estimées en sol par érosion hydrique diffuse : 2013 - 2017 (Service Publique de Wallonie).	10
FIGURE 1.4 :	Carte du taux d'érosion potentielle du parcellaire agricole wallon par pixel de 10 m pour des parcelles isolées hydrologiquement (Maugnard et al., 2013).	11
FIGURE 1.5 :	Carte du facteur C des principales successions culturales répertoriées sur base du parcellaire agricole wallon de 2007 à 2009 (Maugnard et al., 2013).	12
FIGURE 1.6 :	Erosion en nappe (A) et ravine (B) dans la province du Limbourg (<i>source : Limburg.be</i>).	14
FIGURE 1.7 :	Fascines de branchages et fascine de paille.	19
FIGURE 3.1 :	Localisation du bassin versant de Villeroux et du bassin versant pilote.	27
FIGURE 3.2 :	Modèle numérique de terrain (MNT) du bassin versant de Villeroux.	31
FIGURE 4.1 :	Erosion et déposition nette (kg m^2) au sein du bassin versant pilote pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans.	43
FIGURE 4.2 :	Nombre de fascines sur le bassin versant pilote en fonction de l'écartement minimal entre les fascines ainsi que la fonction exprimant le rapport entre la somme des longueurs des axes de concentration et la distance entre les fascines.	44
FIGURE 4.3 :	Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans ($[Q1-Q3, 1.5 IQR]$).	45

FIGURE 4.4 :	Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 20$ ans ($[Q1-Q3, 1.5 IQR)$	45
FIGURE 4.5 :	Efficience de la redéposition en fonction du débit maximal pour les 138 fascines implantées avec un écartement de 50 m pour un événement pluvieux sur le bassin versant pilote avec un temps de retour $T = 5$ ans.	46
FIGURE 4.6 :	Débit maximal dans le bassin versant pilote pour une pluie avec un temps de retour $T = 5$ ans et localisation des fascines implantées à partir d'un écartement de 750 m.	47
FIGURE 4.7 :	Sédimentation aux fascines implantées avec un écartement de 150 m sur le bassin versant pilote pour une pluie avec un temps de retour $T = 5$ ans.	48
FIGURE 4.8 :	Érosion, redéposition et rendement en sédiments en fonction du nombre de fascines implantées sur le bassin versant pilote par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans.	48
FIGURE 4.9 :	Nombre de fascines implantées en fonction de l'aire contributive considérée ainsi que la fonction exprimant le rapport entre l'aire contributive totale du bassin versant pilote et l'aire contributive considérée.	49
FIGURE 4.10 :	Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines (kg/fascine) en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur l'aire contributive pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans. .	50
FIGURE 4.11 :	Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines (kg/fascine) en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur l'aire contributive pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 20$ ans.	50

FIGURE 4.12 : Érosion totale et rendement en sédiments en fonction du nombre de fascines implantées selon une approche distance ou aire contributive pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans sur le bassin versant pilote et régression polynomiale de la moyenne des deux événements pour chaque paramètre.	51
FIGURE 4.13 : Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines résultant de la méthode de sélection selon l'aire contributive initiale pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans et test de Kruskal-Wallis entre les méthodes pour une aire contributive initiale identique.	55
FIGURE 4.14 : Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines résultant de la méthode de sélection pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans selon l'aire contributive initiale et test de Kruskal-Wallis entre les redépositions mesurées des fascines résultant de l'écémage et d'une aire contributive initiale de 10 ha.	56
FIGURE 4.15 : Evolution de l'érosion et de la redéposition totale au sein du bassin versant pilote en fonction de l'étape d'écémage (0 : état initial ; 11 : état final) pour une sélection à partir de 1 ha d'aire contributive et une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans.	56
FIGURE 4.16 : Corrélation entre les variables et contribution des variables aux deux premières dimensions.	57
FIGURE 4.17 : Cercle de corrélation des variables quantitatives et qualité de la représentation de ces variables sur les deux premières dimensions.	58
FIGURE 4.18 : Caractérisation de la pertinence sur les deux premières dimensions (P1 : fascines les moins pertinentes ; P12 : fascines les plus pertinentes).	59
FIGURE 4.19 : Localisation des fascines sélectionnées à partir d'une aire contributive de 1 ha selon les deux méthodes de sélection pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans.	60

FIGURE 4.20 :	Variation de l'indice de connectivité dans le bassin versant pilote entre l'absence et la présence de fascines selon une sélection par écrémage à partir de 1 ha d'aire contributive (A) ou 10 ha d'aire contributive (B).	61
FIGURE 4.21 :	Localisation des fascines sélectionnées pour une aire initiale contributive de 1 et 2 ha entre chaque fascine à partir d'une pluie de 25 mm pendant 75 minutes sur le bassin versant de Villeroux.	63
FIGURE 5.1 :	Localisation de fascines implantées avec un écartement de 50 m sur une partie du bassin versant pilote.	65
FIGURE 5.2 :	Localisation de fascines sélectionnées par la méthode d'écrémage pour une sélection à partir de 1 ha d'aire contributive au sein du bassin versant de Villeroux avec une précipitation de 25 mm pendant 75 min.	66
FIGURE 6.1 :	Érosion, redéposition et rendement en sédiments en fonction du nombre de fascines implantées pour le bassin versant pilote par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 20$ ans.	102
FIGURE 6.2 :	Érosion, redéposition et rendement en sédiments en fonction du nombre de fascines implantées pour le bassin versant pilote par l'approche basée sur l'aire contributive et pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 20$ ans. . .	102
FIGURE 6.3 :	Localisation des fascines sélectionnées par la méthode d'écrémage à partir d'une aire contributive de 1 ha et des événements pluvieux de $T = 5$ ans et $T = 20$ ans pour le bassin versant pilote.	103
FIGURE 6.4 :	Connectivité initiale dans le bassin versant pilote.	105

Liste des tableaux

TABLEAU 1.1 :	Facteur multiplicatif des dommages sur des habitations en fonction de la période de retour de la pluie. T005 : période de retour de 5 ans; T020 : période de retour de 20 ans (Dogot et al., 2019).	9
TABLEAU 1.2 :	Comparaison des coûts de dommages en fonction des aléas d'inondation des axes ERRUISSOL (Dogot et al., 2019). .	9
TABLEAU 3.1 :	Classes de valeur pour le couvert végétal (Souchère et al., 2003).	33
TABLEAU 3.2 :	Classes de valeur pour la rugosité (Souchère et al., 2003). .	33
TABLEAU 3.3 :	Etat d'encroûtement de la surface du sol (Souchère et al., 2003).	33
TABLEAU 3.4 :	Code d'occupation des sols (Landemaine, 2016).	34
TABLEAU 3.5 :	Code de classification en fonction de la nature pédologique (Landemaine, 2016).	34
TABLEAU 3.6 :	Données d'entrée dans le modèle.	36
TABLEAU 4.1 :	Données résultant de la modélisation de l'érosion au sein du bassin versant pilote.	43
TABLEAU 4.2 :	Données de sortie des simulations pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans et les 11 fascines les plus efficaces sélectionnées à partir des différents scénarios de distances minimales entre les fascines et pour l'implantation d'une fascine tous les 10 ha d'aire contributive sur le bassin versant. Les résultats sont identiques avec ou sans écrémage.	52
TABLEAU 4.3 :	Données de sortie des simulations pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans et les 11 fascines les plus efficaces sélectionnées de fascines à partir des différentes aires contributives considérées.	53
TABLEAU 4.4 :	Données de sortie des simulations pour les sélections de fascines à partir des différentes aires contributives considérées et une précipitation de 25 mm pendant 75 minutes.	62
TABLEAU 6.1 :	Table d'association des codes UP aux codes C-R-F (Landemaine, 2016).	91

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 6.2 :	Table d'association des codes UP aux coefficients de Manning ($\text{m s}^{-1/3}$) (Landemaine, 2016).	93
TABLEAU 6.3 :	Table d'association des codes UP à l'érodibilité (Landemaine, 2016).	95
TABLEAU 6.4 :	Capacités d'infiltration estimées et mesurées en mm h^{-1} pour les différents codes C-R-F du bassin versant pilote (Cantreul, 2020).	99
TABLEAU 6.5 :	Concentrations potentielles en sédiments (g l^{-1}) pour chaque état de surface du sol (Evrard <i>et al.</i> , 2009).	99
TABLEAU 6.6 :	Coefficients d'imbibition en fonction de la capacité d'infiltration et du cumul des pluies sur les 48h précédentes (Landemaine, 2016).	101
TABLEAU 6.7 :	Matrice de corrélation des paramètres considérés dans l'analyse de la sélection des fascines les plus efficaces.	104

Glossaire

C-R-F Couverture végétale - Rugosité - Encroûtement

D-infinity Ruissellement selon une infinité de directions

D8 Ruissellement selon 8 directions (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW)

GISER Gestion Intégrée Sol-Erosion-Ruissellement

IQR Ecart inter-quartile

IRM Institut Royal Météorologique

MFD Direction de ruissellement multiple (*Multiple Flow Direction*)

MNT Modèle numérique de terrain

Q1 Premier quartile

Q3 Troisième quartile

SFD Ruissellement uni-directionnel (*Single Flow Direction*)

T Période ou temps de retour d'une pluie (en années)

Introduction

Le ruissellement et l'érosion des sols qui en résulte sont une problématique dans toute l'Union européenne. 4 millions d'hectares, soit une superficie équivalente aux Pays-Bas, endurent une perte en sol supérieure au seuil de durabilité de $5 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Panagos *et al.*, 2015). En Belgique, les régions situées sur le plateau limoneux et sablo-limoneux sont particulièrement touchées (Biolders *et al.*, 2003). Lors des précipitations intenses, les sédiments érodés peuvent être charriés sous forme de coulées boueuses provoquant d'importants dégâts aux cultures et aux infrastructures. Dans les régions du centre du pays, 78% des communes ont connu au moins un événement érosif entre 1991 et 2001. Le coût annuel estimé pour ces coulées se chiffre en millions d'euros (Evrard, 2008 ; Dogot *et al.*, 2019). 65% de la surface de la région sablo-limoneuse est occupée par des terres arables. Or, les cultures sarclées et industrielles, particulièrement sensibles aux pluies érosives de mai et de juin, ont vu leur surface considérablement croître ces dernières décennies (Evrard *et al.*, 2007).

Différentes mesures permettent de limiter l'érosion et l'exportation des sédiments en dehors des parcelles agricoles. Les fascines qui sont généralement placées en bordure des parcelles en sont une. Cependant, le choix du lieu d'implantation repose uniquement sur l'expérience et l'appréciation des experts dont les avis divergent (Cantreul, 2020).

C'est pourquoi, ce travail tente d'élaborer une méthode permettant de déterminer l'emplacement de fascines sur base d'un modèle d'érosion et d'évaluer son efficacité.

Ce document comporte quatre grandes parties. La première est une mise en contexte et un état de l'art. La seconde partie porte sur la description du modèle et de ses paramètres d'entrée ainsi que sur les méthodes d'implantation et de sélection des fascines. La troisième partie concerne les résultats obtenus et leur analyse. Enfin, dans la quatrième et dernière partie, les résultats sont discutés et des propositions sont énoncées.

1 | Revue bibliographique

1.1 Définition de l'érosion

«L'érosion des sols peut être définie comme un processus d'altération de la surface du sol et de modification du relief impliquant successivement le détachement de particules de sol et leur transport sous l'action de divers agents et ensuite leur dépôt à une distance pouvant varier de moins d'un mètre à plusieurs milliers de kilomètres»(Dautrebande *et al.*, 2006).

Au cours de l'érosion hydrique, le détachement est provoqué principalement par l'impact des gouttes de pluies sur le sol et le cisaillement exercé par l'eau de ruissellement. Les particules du sol seront ensuite transportées principalement par le ruissellement et, dans une moindre mesure, par le rejaillissement.

1.2 Contexte européen

L'Agence européenne pour l'environnement déclara en 1995 que la dégradation des sols est inquiétante et constitue une problématique globale. Elle cite l'érosion comme un des deux facteurs principaux de cette dégradation avec la pollution des sols(AEE, 1995). En 2002, la Commission Européenne déclare dans un Communiqué que l'érosion est une menace majeure sur les sols en Europe, en particulier dans les pays méditerranéens (COM, 2002). C'est pourquoi, la *Directive cadre sur la protection des sols* est présentée par la Commission en 2006. Suite à un avis défavorable de la Commission juridique européenne qui déclare que le sol est une question uniquement locale et régionale dont la réglementation relève de la compétence des états membres (PE378.893, 2007) et de nombreux amendements apportés au texte, cette directive ne sera finalement jamais définitivement adoptée (SEC, 2006). Celle-ci exigeait des États membres de prendre des mesures spécifiques pour identifier les zones où il existe des risques d'érosion et qu'ils fixent des objectifs de diminution de ceux-ci. Néanmoins, la directive leur laissait une flexibilité dans les modalités de mise en œuvre de cette exigence invoquant la disparité des types de sols. Les ministres de l'environnement de l'Autriche, de l'Allemagne, des Pays-Bas et du Royaume-Uni ont rejeté la directive tandis que de la France s'est abstenue ; tous invoquaient les surcharges administratives inutiles qu'elle engendrait.

La perte en sol annuelle due à l'érosion hydrique sur les surfaces érodables dans l'Union

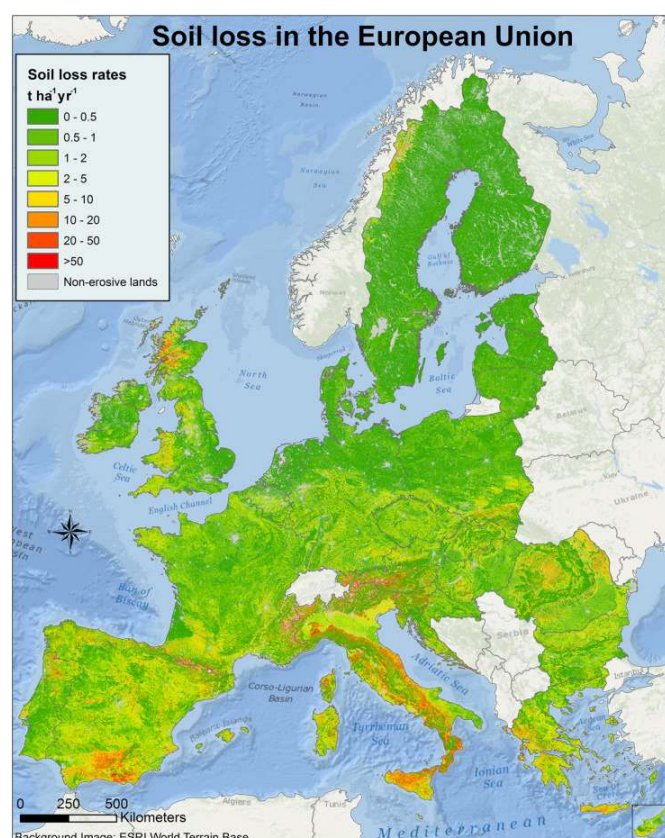


FIGURE 1.1 – Carte des pertes de sols dans l'Union Européenne (Panagos et al., 2015).

européenne, illustrée dans la Figure 1.1, a été modélisée à l'aide du modèle RUSLE 2015 avec une résolution de 100 m. L'échelle de résolution est basée sur celle du facteur cultural C car elle reflète le mieux les politiques agricoles. La résolution des autres paramètres varie entre 25 m (facteur LS) et 1 000 m (facteur P). Sur l'ensemble du territoire de l'Union Européenne, 90,3 % des sols sont considérés comme potentiellement érosifs ; les 9,7 % restants étant urbanisés, constitués de surfaces d'eau ou couverts de roches. L'érosion annuelle est estimée à 970 Mt dans l'Union, soit une érosion moyenne de $2,46\ t\ ha^{-1}\ an^{-1}$. Malgré une réduction de 20% des pertes sur les terres arables au cours de la décennie précédant cette étude, principalement dues aux politiques agricoles, 4 millions d'hectares ont des pertes en terres supérieures au seuil de durabilité de $5\ t\ ha^{-1}\ an^{-1}$ (Panagos *et al.*, 2015). Les zones les plus impactées sont les terres arables et à faible couverture végétale.

L'Italie, la Slovénie et l'Autriche avec une perte moyenne annuelle en terre comprise entre $7,19\ t\ ha^{-1}$ et $8,46\ t\ ha^{-1}$ sont les pays européens les plus touchés. Ces valeurs

élevées s'expliquent par une combinaison de forte érosivité des pluies et un relief important. Des pays plus nordiques et plats comme les Pays-Bas et la Finlande ont des valeurs inférieures à $0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne.

Kuhlman et al. ont estimé que l'instauration de mesures anti-érosives telles qu'une réduction du labour, une couverture végétale ou des bandes enherbées, sur des parcelles avec une érosion supérieure à 10 t ha^{-1} , pourrait engendrer un bénéfice économique de 1,35 milliard d'euros dans l'Union Européenne (*Kuhlman et al.*, 2010). Les impacts ex-situ de l'érosion que sont principalement les coulées de boues, la sédimentation des réservoirs artificiels, l'eutrophisation et les dégâts sur les stocks halieutiques seraient dès lors réduits (*Panagos et al.*, 2018).

1.3 Contexte belge

En Belgique, les principaux événements érosifs ont lieu entre mai et septembre. Cela correspond aux périodes de faible recouvrement pour les cultures de printemps et à des précipitations avec de fortes intensités pluvieuses (*Verstraeten et Poesen*, 1999b). Les régions les plus touchées sont situées sur le plateau limoneux et sablo-limoneux en Belgique centrale (*Evrard et al.*, 2007), également appelé ceinture limoneuse. Seules 28 % des communes du sud de la Wallonie ont connu des événements érosifs sur les terres agricoles contre 66 % des communes du nord de la Wallonie. Cela est dû principalement à la plus faible érodibilité des sols et à une superficie agricole cultivée moindre (6 % contre 42 %) (*Biolders et al.*, 2003). En Flandre, le relief relativement plat au nord de la ceinture limoneuse ainsi que la présence de sols sableux ou argilo-sableux moins sensibles à l'érosion expliquent l'absence de ces événements (*Gillijns et al.*, 2005).

Afin d'estimer les taux d'érosion historiques de la ceinture limoneuse, *Verstraeten et al.* ont compilé les diverses données des taux de pertes en sol des petits bassins versants. Pour des bassins versants de 100 à 300 ha, les résultats montrent une érosion annuelle de $6,5$ à $12,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Il est à souligner que ces valeurs ont été moyennées sur plusieurs années. Ainsi, pour celles qui ont connu des événements ponctuels plus intenses, le taux peut atteindre 20 à $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (*Verstraeten et al.*, 2006). Les rendements en sédiments à l'exutoire ont une bonne corrélation négative avec la taille du bassin versant ($r = -0,71$). Cependant, la géomorphologie du bassin versant ainsi que la distribution des pentes, l'érodibilité des sols et leur occupation sont des facteurs beaucoup plus influents (*Verstraeten et Poesen*, 2001a).

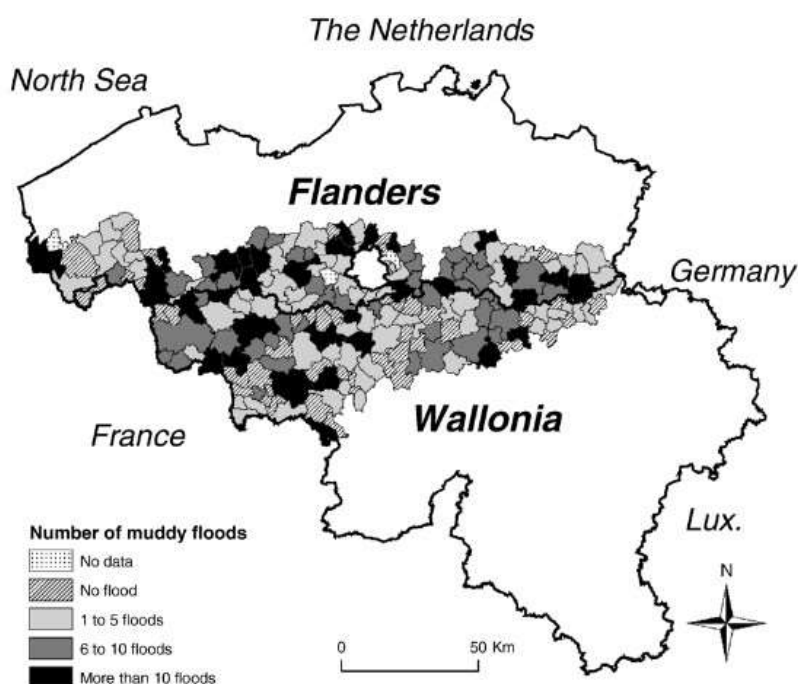


FIGURE 1.2 – Fréquence des inondations boueuses pour la Wallonie entre 1991 et 2000 (Biielders et al., 2003) et pour la Flandre entre 1995 et 2004 dans la ceinture limoneuse belge (Evrard et al., 2006).

Les sédiments érodés par l'eau sont transportés et se redéposent le long de leur cheminement vers l'aval. Une partie de ceux-ci arrivent dans les rivières et bassins de rétention engendrant des coûts écologiques et économiques. La Flandre est plus particulièrement touchée (Verstraeten *et al.*, 2006). Le dépôt de ces sédiments dans le lit des rivières entraîne une réduction des débits accompagnée d'inondations par débordement plus fréquentes et des problèmes de navigation. L'accumulation annuelle de sédiments était estimée à $1,2 \cdot 10^6$ tonnes en 2003, correspondant à un coût de dragage de € 32 millions (Verstraeten *et al.*, 2006). Les pesticides et engrais rejoignent également les cours d'eau avec les particules de sol pouvant provoquer une eutrophisation de ceux-ci. Peu d'études quantifient ce phénomène. Néanmoins, à partir des résultats de la concentration en phosphate dans la Dyle de Steegen *et al.*, Gilijns *et al.* ont estimé que l'exportation du phosphore correspond à $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Steegen *et al.*, 2000 ; Gilijns *et al.*, 2005).

Outre le transfert de sédiments dans les rivières, l'érosion engendre également des inondations. Une étude de Biielders *et al.* réalisée sur les 262 communes wallonnes montre que 50 % de celles-ci ont connu des épisodes d'inondations dus au ruissellement

depuis les surfaces agricoles entre 1991 et 2001. Les régions sablo-limoneuses, argilo-limoneuses et le Condroz sont principalement touchés. 66 % des communes ont subi ce type d'événements contre 28 % dans le reste de la Région. En outre, 70,7 % des agriculteurs de la ceinture limoneuse ont connu des événements d'érosion hydrique dans cette même période et 26 % en ont connu tous les deux ans minimum. Parmi ceux-ci, 71 % ont observé des ravines sur leur parcelle et 95 % témoignent de dommages sur leur exploitation. Il s'agit de dégâts aux cultures (60,3 %), de sédimentation (56,7 %) ou d'une perte de fertilité du sol (17,7 %). 66 % des agriculteurs témoignent également de dégâts hors-site, la redéposition des particules de terres sur les routes (33,3 %), le colmatage des avaloirs (19,1 %) et les inondations (16,4 %) étant les plus souvent cités. 73,8 % des agriculteurs ont pris une ou plusieurs mesures antiérosives. Ceux qui ont déjà connu des épisodes érosifs sont proportionnellement deux fois plus nombreux à avoir pris des dispositions (Biielders *et al.*, 2003).

A l'échelle des terres agricoles, l'érosion provoque une perte de sol in-situ. A court terme, les ravines compliquent les opérations de labour et de récolte. Les frais de remembrement sont cependant négligeables comparés aux pertes de rendement (Kuhlman *et al.*, 2010). Les jeunes pousses et les graines sont emportées, ont leurs racines exposées ou sont enfouies sous les terres redéposées. Une partie des engrais est également lessivée. Des gradients spatiaux de rendements peuvent être observés sur les parcelles concernées. Selon Bollinne *et al.*, les pertes moyennes pour l'agriculture dans les parcelles soumises à une érosion substantielle peuvent être estimées entre 3 et 5 % de la valeur de la récolte (Bollinne *et al.*, 1978), ce qui affecte les marges bénéficiaires de l'agriculteur.

A plus long terme, l'érosion impacte la perte de fertilité des sols, en particulier, là où la couche de limon est fine. En effet, dans une partie de la ceinture limoneuse, les couches limoneuses reposent sur des sables tertiaires peu fertiles. Ceux-ci peuvent se retrouver dans la couche arable à la suite des travaux de labour et entraîner une diminution de la qualité du sol. Globalement, là où l'épaisseur de la couche limoneuse est faible, l'érosion peut entraîner une diminution de la qualité du sol due à une diminution de la profondeur d'enracinement ainsi que de la réserve en eau utile. Pour les sols profonds, ces paramètres n'ont que peu d'incidence dans le rendement tant que les apports d'engrais et d'amendements organiques compensent la perte en éléments nutritifs (Gillijns *et al.*, 2005).

Les coulées de boues sont un phénomène récurrent dans le centre de la Belgique. 79 %

des communes ont connu au moins un épisode par décennie et 22 % d'entre elle plus de dix épisodes sur la même période (Biielders *et al.*, 2003). Les inondations boueuses sont principalement générées sur des pentes (1-30 ha), dans des petits (10-300 ha) et moyens bassins versants (100-300 ha) (Evrard *et al.*, 2007). Pour les versants, indépendamment des propriétés pédologiques et agricoles, la surface contributive, le gradient de la pente et les précipitations sont les facteurs responsables des coulées boueuses. Dans les petits et moyens bassins versants, une précipitation intense et l'absence de mesures antiérosives suffisent. Une pluie avec un temps de retour de 5 ans provoque des coulées de boues dans 99% des bassins versants de cette région. Celles-ci peuvent provoquer le colmatage des avaloirs et autres entrées d'égouts mais également des dégâts considérables aux voiries ou autres infrastructures publiques nécessitant des travaux de remise en état. Ces événements engendrent des coûts fortement variables en fonction de l'intensité des événements et des infrastructures rencontrées. Cela peut se chiffrer en milliers d'euros, voire en millions d'euros. Ils ont été estimés entre 16 et 172 millions € annuellement pour la ceinture limoneuse belge (Evrard, 2008). Ces coûts liés aux inondations comprennent les interventions des pompiers, le nettoyage ou la réparation des voiries ainsi que l'indemnité octroyée par le fond de calamités. Néanmoins, une étude plus récente relativise ces montants et évoque une somme annuelle totale de 1 780 000 € (Dogot *et al.*, 2019). Cette différence s'explique par une prise en compte par *Evrard* des événements dont les périodes de retour surpassent 20 ans ainsi qu'une extrapolation à partir d'une commune et non des sites sensibles. L'extrapolation des coûts d'un bassin versant à l'autre est très hasardeuse car ceux-ci dépendent surtout des infrastructures situées en aval. Les coûts sont également fortement dépendants de l'intensité de l'événement pluvieux et suivent une relation exponentielle présentée dans le Tableau 1.1. La surface drainante et l'aléa d'inondation jouent aussi. Ainsi, le coût moyen d'un événement double entre une aire contributive comprise entre 0 et 9 ha et une aire contributive supérieure à 18 ha, passant de 2 137 € à 4 441 €. Le Tableau 1.2 concerne l'aléa d'inondation et indique qu'un facteur de 2,94 est observé entre l'aléa élevé et l'aléa faible (Dogot *et al.*, 2019).

A l'échelle d'un bassin versant, *Evrard* a évalué des dégâts annuels équivalants à 54 € ha⁻¹ an⁻¹ sur un bassin versant situé à Velm. A Saint-Trond, le coût oscille entre 33 000 € et 85 000 € pour des bassins versants de 100 à 300 ha avec un épisode tous les 5 ans (Evrard, 2008). *Dogot et al.* ont également effectué des estimations sur des bassins. Les coûts moyens annuels par hectare, 174 € et 152 €, sont plus élevés mais

Tableau 1.1 – Facteur multiplicatif des dommages sur des habitations en fonction de la période de retour de la pluie. T005 : période de retour de 5 ans ; T020 : période de retour de 20 ans (Dogot et al., 2019).

Période de retour \ Coefficient	Coefficient (T005 = 1)	Coefficient (T025 = 1)
25 ans	32	1
50 ans	154	5
100 ans	670	21
Extrême	870	27

Tableau 1.2 – Comparaison des coûts de dommages en fonction des aléas d'inondation des axes ERRUISSOL (Dogot et al., 2019).

\ Aléa	Elevé	Moyen	Faible	Pas d'aléa
Nombre d'observation	32	34	41	74
Coût moyen par évènement	5363,94 €	3350,09 €	1825,64 €	1694,66 €
Ecart-type du coût moyen	6151,37	4817,26	1898,90	4176,49
Coefficient par événement	2,94	1,83	1	0,93

mesurés pour des bassins versants de plus petite superficie, respectivement 15,8 ha et 42,7 ha et prenant également en compte les pertes agricoles (Dogot *et al.*, 2019).

Dans l'ensemble des estimations précédentes, la perte de valeur des biens immobiliers ainsi que les problématiques liées à la perte aux assurances (perte, difficulté ou impossibilité de retrouver un contrat) n'ont pas été évaluées. Outre l'impact économique, les conséquences psychologiques de ces événements ne doivent pas être négligées. La perte ou les dégradations éventuelles de biens ayant une valeur affective peuvent empêcher certains habitants de partir en vacances et provoquent des troubles du sommeil, voire des dépressions (Stratec, 2015). Ces dommages sont peu quantifiables à ce jour.

Une partie des particules transportées sédimente dans les bassins d'orage, principalement après d'importants événements pluvieux. Ces bassins doivent donc être régulièrement entretenus afin de retirer les sédiments accumulés. Une étude réalisée sur 20 bassins d'orages ayant des aires contributives allant de 7 à 5 000 ha dans la région limoneuse de Belgique montre que leur capacité de rétention diminue annuellement de 3 à 28 %. A l'échelle du pays, 200 000 à 400 000 m³ se déposeraient chaque année dans ces bassins ; cela occasionnerait à un coût de dragage compris entre 12 et 24 millions € (Verstraeten *et al.*, 2006).

La carte de l'érosion hydrique de la Région Wallonne a été réalisée à partir de l'équation USLE via le modèle EPICgrid (Sohier, 2011). Cette équation permet de calculer la perte

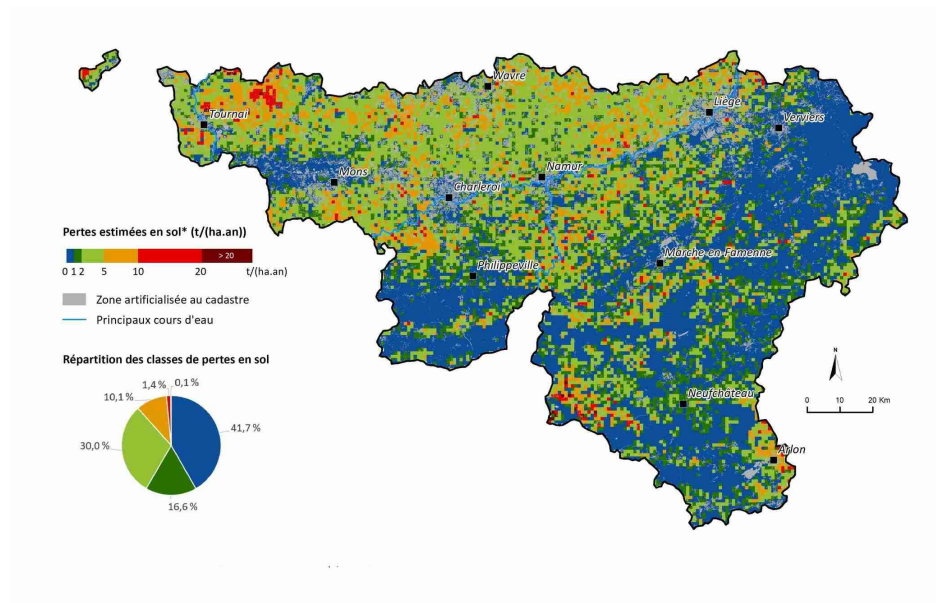


FIGURE 1.3 – Pertes moyennes estimées en sol par érosion hydrique diffuse : 2013 - 2017 (Service Public de Wallonie).

en terre annuelle, exprimée en $\text{t ha}^{-1} \text{an}^{-1}$, à long terme, par érosion hydrique diffuse.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Avec

A , la perte en terre annuelle moyenne à long terme [$\text{t ha}^{-1} \text{an}^{-1}$]

R , l'érosivité de la pluie [$\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{an}^{-1}$]

K , l'érodibilité du sol [$\text{t h mm}^{-1} \text{MJ}^{-1}$]

LS , le facteur topographique [-]

C , le facteur cultural [-]

P , le facteur des mesures antiérosives » [-]

La figure 1.3 illustre ces pertes en sol moyennes, hors sols artificialisés, pour la période 2013-2017. Celles-ci ont été estimées à $2,3 \text{ t ha}^{-1} \text{an}^{-1}$. Depuis 2002, année lors de laquelle les pluies étaient particulièrement érosives, l'érosion des sols semble faiblement diminuer en Wallonie. Bien que cette valeur reste en moyenne sous le seuil d'érosion soutenable de $5 \text{ t ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ défini par *Panagos et al.*, 29 % des surfaces agricoles subissent des pertes supérieures à ce dernier. Cependant, une amélioration est à entrevoir avec une réduction de ces surfaces de 38 % depuis 2002.

En outre, la part de sédiments atteignant les eaux de surface a été estimée à $0.26 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur la période 2013-2017, soit 11 % de la quantité totale de sols érodés (Wallonie.be, 2019).

Maugnard et al. ont quantifié, en 2013, les différents paramètres de l'équation USLE pour la région. L'érosion potentielle, EPot, est déterminée à partir des facteurs d'érosivité de la pluie, d'érodibilité du sol et de facteurs topographiques. Elle représente donc l'érosion potentielle moyenne annuelle.

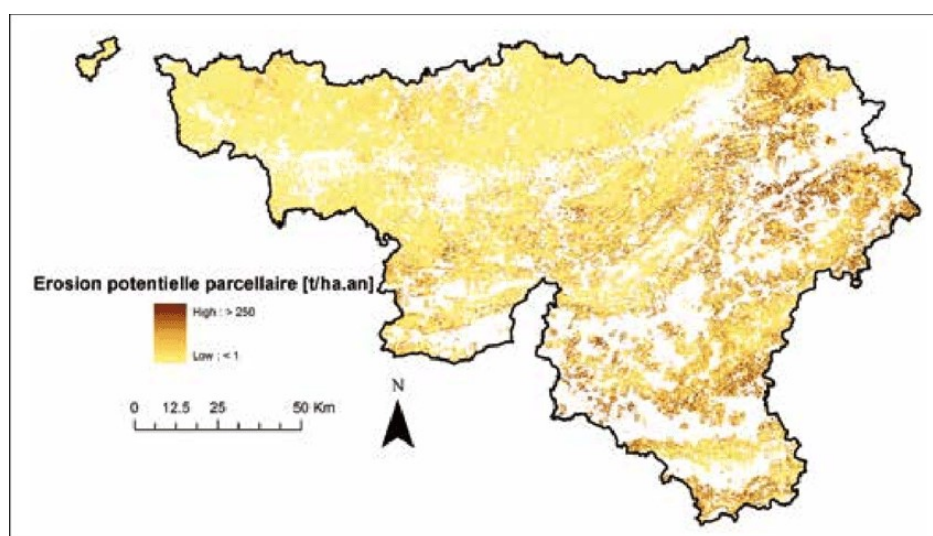


FIGURE 1.4 – Carte du taux d'érosion potentielle du parcellaire agricole wallon par pixel de 10 m pour des parcelles isolées hydrologiquement (Maugnard et al., 2013).

Les valeurs d'érosion potentielle sont plus élevées au sud de la Région Wallonne en raison de précipitations plus importantes et du relief plus accidenté comme illustré sur la figure 1.4.

Le facteur cultural, présenté à la figure 1.5, possède des valeurs plus grandes dans la région limoneuse et sablo-limoneuse. Dans celle-ci, se trouve davantage de grandes cultures industrielles. Ce différentiel justifie les pertes en sol plus importantes au nord de la Wallonie malgré une érosion potentielle plus faible. Cette observation montre l'importance des cultures et des mesures antiérosives.

L'absence de politique agricole commune à l'échelon européen pour lutter contre l'érosion laisse la liberté aux états de procéder individuellement. L'agriculture étant une compétence régionale en Belgique, la Flandre et la Wallonie appliquent une législation différente.

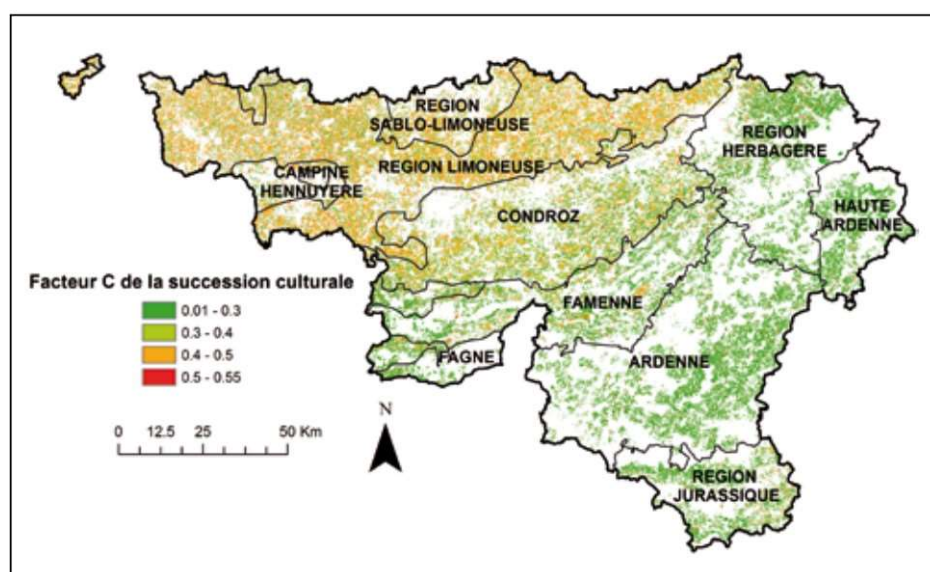


FIGURE 1.5 – Carte du facteur C des principales successions culturelles répertoriées sur base du parcellaire agricole wallon de 2007 à 2009 (Maignard et al., 2013).

En Région Wallonne, la politique n'est pas basée sur des cartes d'érosion potentielle des parcelles comme en Flandre. Il existe néanmoins différentes lois visant à limiter celle-ci. Dans le cadre de la conditionnalité des aides, peuvent être cités l'installation d'une bande enherbée pour les cultures sarclées ainsi que la présence d'un couvert végétal durant l'interculture sur des parcelles comportant plus de 50 % de la superficie ou 50 ares et ayant une pente supérieure à 10 % (Service Public de Wallonie, 2019). Le maintien des caractéristiques topographiques est également stipulé.

La Région accorde également des subsides pour différentes mesures agri-environnementales et climatiques (M.A.E.C.). La majorité de ces mesures n'ont pas été développées pour lutter contre l'érosion, mais certaines contribuent directement ou indirectement à la réduction du risque d'érosion du sol. Les MAEC les plus fréquemment mises en place sont des haies, des arbres et des arbustes, des prairies naturelles et des tournières. Le taux de participation des agriculteurs à ces mesures était de 54 % en 2013 (Natagriwal, 2020).

Pour les surfaces artificialisées, toute demande de permis d'urbanisme le long des axes d'écoulements concentrés est soumise à la consultation de la cellule GISER au sens de l'article R.IV.4-3, alinéa 1er, 4° du Code de Développement territorial (Code du Développement territorial, 2019).

1.4 Facteurs et processus de l'érosion hydrique

Les deux principaux processus liés à l'érosion hydrique des sols sont le détachement et le transport des sédiments. Lors d'un épisode pluvieux, l'impact de la pluie provoque la désagrégation des particules à la surface du sol (Ellison, 1944). Elles sont ensuite transférées en aval par une lame d'eau ruisselante. Cette érosion est définie comme érosion diffuse ou en nappe (*sheet erosion* ou *interrill erosion*) (Leguédais, 2003). Ce ruissellement peut se concentrer le long d'axes lui permettant d'acquérir une capacité érosive suffisante pour emporter des particules du sol. Dans ce cas, il s'agit d'érosion concentrée (*rill erosion*).

L'érosion diffuse engendre une perte en terre équivalent à 20 % de l'érosion totale (Lal, 2002). Par son action, elle décape la couche superficielle du sol, exportant les produits d'épandage qui se retrouvent dès lors dans les cours d'eau.

L'érosion concentrée se présente en amont sous forme de rigoles. Celles-ci se créent quand la contrainte de cisaillement exercée par les eaux de ruissellement dépasse la résistance au cisaillement du sol, souvent entre les rangs de cultures ou dans les sillons formés par le travail du sol. Les rigoles formées peuvent s'agrandir et laisser place à des ravines. Certaines ravines, dites éphémères, peuvent être éliminées par un travail du sol plus conséquent qu'un nivellement au moyen de simples instruments aratoires. Les ravines se caractérisent par une surface de section supérieure à 929 cm² et une profondeur minimale située entre 0,3 et 0,6 m (Poesen et Govers, 1990). Une fois formées, les ravines deviennent souvent des éléments permanents du paysage ; les thalwegs en témoignent. Ces derniers s'étendent vers l'amont lors des événements érosifs et peuvent devenir inactifs quand ils sont stabilisés par la végétation.

L'érosion est influencée par différents facteurs : les caractéristiques des précipitations, le sol, la topographie ainsi que l'occupation du sol (Gilley, 2005).

Les précipitations peuvent intervenir dans le détachement des sédiments, dans leur transport par rejaillissement (« splash ») ainsi que dans la formation de croûtes de battance. L'impact des gouttes provoque la désagrégation des particules du sol ou la réduction de celles-ci en agrégats plus petits. Si l'intensité de la pluie est supérieure à la capacité d'infiltration, un phénomène de ruissellement peut être observé. Ce dernier participe au transport des particules sur des distances plus ou moins longues. Les particules désagrégées qui se redéposent peuvent combler les espaces entre les agrégats et ainsi réduire la porosité du sol. Ce colmatage par redéposition dans les macropores est

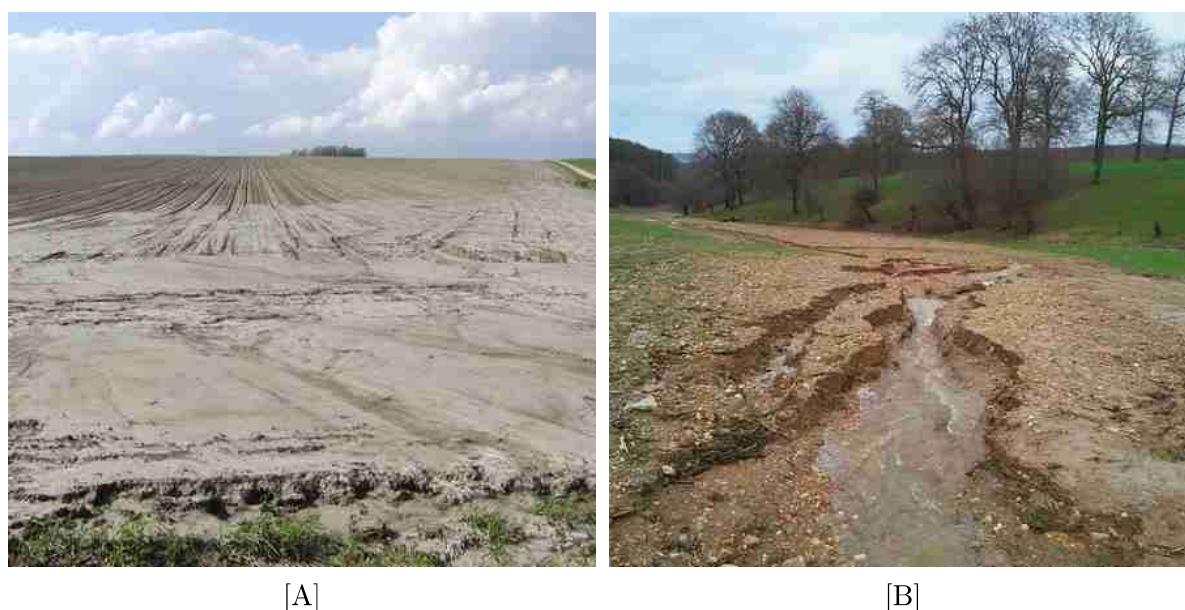


FIGURE 1.6 – Erosion en nappe (A) et ravine (B) dans la province du Limbourg
(source : *Limburg.be*).

appelé la battance. La capacité d'infiltration étant réduite et la surface du sol moins rugueuse, la vitesse de ruissellement est accentuée (Jones *et al.*, 2003). Le même phénomène peut être observé sur les sols compactés par le passage fréquent d'outils agricoles formant une couche superficielle peu perméable (Hoefer et Hartge, 2010).

La nature et l'état du sol ont également une influence sur l'érosion. Les sols présentant une texture fine ou moyenne, tels les sols limoneux, sont plus érodibles que des sols avec une texture très fine ou grossière (Torri *et al.*, 1997 ; Cerdan *et al.*, 2010). En outre, la teneur en matière organique joue un rôle important dans la structure des sols. En quantité suffisante, elle permet une meilleure stabilité des agrégats et, par conséquent, de la capacité d'infiltration et de la rugosité des surfaces. L'érosion étant dépendante d'un ensemble de facteurs, il est difficile d'estimer la quantité de matière organique nécessaire pour empêcher un événement érosif (Guerra, 2007). Les sols limoneux belges ont une teneur en matière organique généralement inférieure au seuil recommandé de 2,5 % (Gillijns *et al.*, 2005) ; ces sols sont plus susceptibles de subir une dégradation physique. L'agriculture intensive et l'utilisation de herse rotatives ont contribué à cette perte de structure (Boardman et Poesen, 2006).

L'humidité du sol doit également être prise en compte. Un sol initialement humide sera moins sensible à l'érosion qu'un sol plus sec (Ciampalini et Torri, 1998).

Les problèmes d'érosion sont souvent corrélés à la couverture végétale. Les parties

aériennes des plantes interceptent les gouttes de pluies et atténuent leur impact sur le sol, réduisant ainsi les phénomènes de battance (Rey *et al.*, 2004). De plus, les résidus végétaux contribuent à freiner les eaux de ruissellement. A partir d'une revue de littérature, Verstraeten *et al.* remarquent des cas de coulées de boues plus fréquents lors des mois de mai et juin tandis que les problèmes d'inondations non-boueuses sont plus récurrentes en juillet et août. Les cultures d'été, telles que la pomme de terre, le maïs, la betterave, les chicons ou encore les céréales d'été, sont ensemencées au printemps et offrent une faible couverture végétale lors des mois de mars à juin (Verstraeten et Poesen, 2001a).

Le gradient de la pente et la superficie de la zone contributive en amont influencent la vitesse et le débit du ruissellement. La force de cisaillement de l'eau augmente avec ces deux paramètres et contribue à l'érosion le long des axes de ruissellement. Des parcelles sur des pentes raides sont plus sensibles à l'érosion. L'agriculture intensive et la mécanisation qui l'a accompagnée ont permis de cultiver ces espaces plus vulnérables et ont conduit à la diminution des obstacles naturels tels que les haies (Boardman et Poesen, 2006).

1.4.1 Connectivité de l'érosion hydrique

L'étude de l'érosion à l'échelle du bassin versant permet de donner des informations complémentaires sur les processus actifs entre les différentes parcelles. La connectivité est un concept récent permettant de comprendre les liens qui existent entre les zones de production sédimentaire et leur localisation dans l'espace et le comportement global du bassin qui résulte de l'organisation de ces liens (Reulier *et al.*, 2017). Les processus dominant les phénomènes de ruissellement, de formation de sédiments et de leur transfert n'étant pas semblables partout, aucune définition unique de la connectivité n'existe (Cantreul *et al.*, 2020). Il est néanmoins communément admis que «la connectivité hydrologique peut opérer selon les dimensions longitudinales, latérales, verticales et temporelles des systèmes hydrologiques» (Ali, 2010). La connectivité peut se produire soit par contact physique direct entre les zones émettrices de sédiments et les zones de réception, soit par l'intermédiaire d'un transfert de matériel entre les zones ou les deux (Bracken *et al.*, 2015). La déconnectivité met dès lors en avant les effets de rupture de connectivité entre deux points par une absence de relation entre les quantités de terres érodées aux échelle locales et les quantités exportées à l'exutoire (Turnbull *et al.*, 2010).

Vertraeten et Poesen font valoir l'importance de l'étude de la connectivité. Selon eux, les mesures à l'échelle de la parcelle ne fournissent pas les schémas spatiaux de transport de sédiments et de déposition ou de transition entre les parcelles au sein d'un bassin versant permettant de déterminer le rendement en sédiments à la sortie de celui-ci (*Verstraeten et Poesen, 2001a*). Or, l'augmentation de la taille des parcelles favorise la formation d'axes de concentration et l'exportation de sédiments en aval, augmentant ainsi la connectivité hydrologique (*Maugnard, 2015*).

En Belgique, le réseau de drainage et d'infrastructures joue un rôle sur la connectivité. Ainsi, sur un échantillon de 100 lieux inondés en Flandre, la connectivité entre le lieu érodé et impacté a été établie. Dans 36 % des cas, il s'agit de phénomènes « classiques » d'érosion (en nappe, rigoles ou ravine) tandis que les routes jouent le rôle de transfert dans 31 % des cas et le réseau de drainage existant (cours d'eau, fossés, buses *etc.*) le fait dans 33 % des sites étudiés (*Evrard et al., 2007*).

1.5 Dispositifs de lutte contre l'érosion

Dans le but de garantir une conservation du sol et de limiter l'érosion et les coulées de boues, diverses solutions existent. Celles-ci peuvent être préventives, curatives ou les deux.

Les mesures préventives agissent à la source, en limitant l'érosion. Leurs effets ne sont pas toujours immédiats. L'ensemble des modifications des pratiques agricoles affectant la couverture végétale du sol et sa structure font partie de ces mesures. Le semis d'une culture de couverture après la récolte de la culture principale, l'apport d'amendements organiques sur la parcelle après la récolte, le paillage, la présence d'un sous-semis sous la culture principale, le travail du sol parallèle aux courbes de niveau, le double ensemencement pour les cultures développant des racines ramifiées, ou encore, les techniques culturales simplifiées comme le non-labour en font partie (*Gillijns et al., 2005 ; AMINAL, 2002 ; Uri et al., 1998*).

Les mesures curatives ont un impact immédiat et limitent les transferts en aval. Elles ont pour effet de réduire la connectivité. Celles-ci sont, par exemple, les chenaux et les bandes enherbées, les éléments végétatifs linéaires (fascines, haies *etc.*) ainsi que les bassins d'orage. Les stratégies diffèrent selon le type d'écoulement. Pour un écoulement diffus, les bandes enherbées sont préférées. Ces bandes larges de 1 à 25 mètres sont généralement situées en bas de pente (*Van Dijk et al., 1996*). Les surfaces enher-

bées présentent une rugosité hydraulique plus importante que les surfaces cultivées, diminuant ainsi la vitesse d'écoulement et la capacité de transport des sédiments. Il en résulte une redéposition des particules. Celle-ci est plus importante pour le sable et, dans une moindre mesure, pour le limon. Le type de végétation, sa hauteur et sa densité (Ligdi *et al.*, 1995), l'humidité initiale, la durée de ruissellement, le débit du flux et la pente sont autant de facteurs qui ont un impact sur la sédimentation. Pour une bande enherbée de 5 m de large, la sédimentation reste supérieure à 40 % pour des pentes inférieures à 15 % (Pan *et al.*, 2010).

La lutte contre l'érosion concentrée peut se faire par l'implantation, sur les axes, d'éléments végétaux linéaires ou la présence d'un chenal enherbé. Ce dernier, exigeant un espace plus important, est moins facilement accepté par les agriculteurs (Richet *et al.*, 2017 ; Frankl *et al.*, 2018). Les éléments végétaux linéaires sont donc préférés aux chenaux enherbés. Ce sont des bandes de végétation naturelle ou plantée, le plus souvent localisées au bas de la parcelle ou sur celle-ci afin de réduire la longueur de la pente. Contrairement aux chenaux enherbés, ces installations sont situées perpendiculairement à la pente. Leur rôle premier ne consiste pas à empêcher l'érosion mais à favoriser la sédimentation. Les bosquets, haies, tournières enherbées et les fascines font partie de ces éléments végétaux linéaires.

Lorsque ces aménagements ne suffisent pas, des installations plus importantes peuvent être envisagées. Les bassins d'orages ou des barrages de contrôles de crue permettent une rétention des eaux de ruissellement et la décantation des sédiments. Ces infrastructures sont plus lourdes d'un point de vue financier et urbanistique car elles nécessitent un permis d'urbanisme et un entretien régulier (Gillijns *et al.*, 2005).

1.5.1 Cas des écoulements concentrés : les fascines

Von Liberman *et al.* décrivent les fascines comme des grilles en tôle perforée (Von Liberman *et al.*, 1997). Situées perpendiculairement à l'axe de ruissellement, les fascines réduisent la vitesse du flux allant jusqu'à un facteur 3 par l'augmentation de la rugosité (Richet *et al.*, 2017). Une accumulation d'eau se fait en amont de la fascine favorisant ainsi l'infiltration et la sédimentation. L'efficacité de capture des sédiments varie entre 16 et 99 %, les particules les plus grossières ayant une probabilité de redéposition plus élevée (Frankl *et al.*, 2018). A la sortie des fascines, le ruissellement comprenant les particules plus fines non redéposées, est libéré de manière diffuse mais se concentre à nouveau quelques mètres en aval.

Les fascines peuvent être constituées de paille (également appelées filtres à paille) ou de branchages. Ces dernières consistent en des fagots de branches droites et peu ramifiées d'un diamètre de 1 à 3 cm, placés entre deux rangées de piquets en bois. Les essences locales telles le saule, le noisetier, l'aulne ou le frêne sont préférées. Si les fascines sont constituées d'au moins un élément vivant, les pieux ou les tiges piquées autour du fagots, elles sont appelées fascines «vives», par opposition aux fascines «mortes».

Les fascines de branchages sont placées pour des aires contributives de plusieurs hectares contrairement aux fascines de pailles installées à l'échelle d'une parcelle (Cellule GISER, 2016). La Cellule GISER conseille de multiplier les dispositifs le long des pentes problématiques et de prévoir une longueur suffisante pour que le ruissellement ne contourne pas le dispositif quelques années seulement après leur installation. La référence prise est un dénivelé de 50 cm entre le fond de l'axe de concentration et les extrémités de la fascine (Cellule GISER, 2016).

La durée moyenne de vie d'une fascine de branchages est de 4 ans. Elle dépend de l'entretien qui lui est accordé et de la sédimentation en amont. Après 5 à 7 ans, les fagots ont presque entièrement disparu et doivent être remplacés. Plusieurs événements pluvieux intenses peuvent également combler l'amont de la fascine et nécessiter une évacuation des terres ou un rehaussement de la fascine. L'installation d'une fascine en branchages coûte entre € 55 et € 70 TVAC par mètre linéaire et € 20 à € 25 pour des fascines de paille dont la durée de vie est plus courte (1 à 2 ans) et pour lesquels un seul événement peut les colmater.

En 2015, sur les 91 fascines recensées en Région wallonne, 83 % étaient des fascines de branchages «mortes», 9 % des fascines de branchages «vives» et 8 % en paille. Pour les deux premières, la longueur moyenne des installations varie respectivement de 26,6 m pour les fascines mortes à 33,6 m pour les fascines vives, la longueur maximale rencontrée étant de 111 m (Biolders *et al.*, 2016a). Leur placement repose actuellement sur une expertise. Il n'existe pas de consensus sur la localisation ou le nombre à placer dans un bassin versant. A titre d'exemple, sur neuf experts consultés par *Cantreul* dans le cadre de sa thèse, huit ont proposé l'installation de fascines à des endroits divers sur le même bassin versant. Ces localisations varient d'un expert à l'autre. (Cantreul *et al.*, 2020).

L'Areas a mené une étude permettant de caractériser l'efficacité des fascines et des haies dans le cadre de la réduction du ruissellement érosif entre 2009 et 2011 (Ouvry *et al.*, 2012) et (Richet *et al.*, 2017). Des expérimentations, ayant comme caractéristiques



Fascine morte
(source : USAGMA)



Fascine vive
(source : P. Charpiat)



Fascine de paille
(source : Lanouvellegazette.be)

FIGURE 1.7 – Fascines de branchages et fascine de paille.

des débits compris entre 0,5 et 18 $\text{ls}^{-1} \text{m}^{-1}$ et des concentrations de l'ordre de 9 à 28 gl^{-1} , ont été menées sur des fascines vives et mortes. La prédiction par modèle en utilisant le coefficient de Manning permet de reproduire de manière satisfaisante les hauteurs de la lame d'eau au niveau de la fascine. Ce coefficient caractérise les forces de frottement et permet d'estimer les vitesses d'écoulement. Connaissant les débits, le périmètre mouillé et la pente, le coefficient peut être calculé au droit de la fascine avec l'équation suivante :

$$V = \frac{1}{n} R_h^{2/3} p^{1/2} \quad (2)$$

Avec

V , la vitesse d'écoulement au droit de l'obstacle [m s^{-1}];

n , le coefficient de manning [$\text{s m}^{-1/3}$];

R_h , le rayon hydraulique [m];

p , le gradient d'énergie correspondant généralement à la pente du terrain.

Le coefficient de Manning d'une fascine dépend du flux arrivant à la fascine. Pour les fascines ayant un débit d'entrée supérieur à 10 $\text{ls}^{-1} \text{m}^{-1}$, ce coefficient a été évalué entre 0,4 et 1,0 $\text{s m}^{-1/3}$ (Richet *et al.*, 2017). Pour des débits inférieurs, la gamme est plus large et varie entre 0,15 et 2,9 $\text{s m}^{-1/3}$. Cette variation s'explique par le rôle déterminant que joue la litière et les «bourelets» de terre pour les débits inférieurs à 5 $\text{ls}^{-1} \text{m}^{-1}$. Au-delà de ce débit, la densité des branchages est prépondérante. Les fascines avec une

densité volumique de tiges dans le fagot comprise entre 30 et 40 %, ont un coefficient de Manning inférieur à $0,5 \text{ s m}^{-1/3}$ et compris entre 0,5 et $1 \text{ s m}^{-1/3}$ pour une densité volumique entre 40 et 45 %. (Ouvry *et al.*, 2012). Une fascine plus récente présente un coefficient de Manning plus faible. Dans le cadre de son mémoire de fin d'étude, Deloge a évalué le coefficient de Manning pour des fascines à l'aide d'un simulateur où l'eau ruisselle dans un canal. Des valeurs similaires à celles rapportées par Ouvry *et al.* ont été observées. De plus, en présence d'une surface de ruissellement lisse, le coefficient augmente avec la pente (Deloge, 2017).

Le taux de sédimentation, déduit à partir du taux de transfert mesuré par Ouvry *et al.*, est compris entre 74 et 99 %. Ce taux dépend de la part des particules ayant une taille supérieure à $125 \text{ } \mu\text{m}$ et du débit, la rétention maximale étant observée pour des débits égaux ou inférieurs à $4 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$. Si la part des particules ayant un diamètre supérieur à $125 \text{ } \mu\text{m}$ est inférieur à 35 % le taux de sédimentation varie entre 74 et 91 % contre 93 à 99 % pour une part supérieure à 50 %. Bielders *et al.* ont également mesuré la rétention des sédiments par les fascines pour des débits de 3 ou $9 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ et des concentrations en sédiments, riches en limon (76,3 %), de 30 et 80 g l^{-1} . La rétention par la fascine de l'ordre de 10 à 20 % y est plus faible que les valeurs rapportées par Ouvry *et al.* (Bielders *et al.*, 2016b). Les fascines en paille prises en compte dans l'expérimentation sont plus efficaces que les fascines de branchages.

Par ailleurs, les résultats de ces deux études attestent que la redéposition a principalement lieu juste après le ressaut hydraulique. Cela est dû à la chute de vitesse causée par la rétention d'eau. A mesure que les dépôts forment un plateau sédimentaire, la pente s'adoucit et la zone calme s'allonge favorisant la sédimentation des plus fines particules (Richet *et al.*, 2017).

Une forte corrélation positive est établie entre la sédimentation et le coefficient de Manning (Bielders *et al.*, 2016b). Cette dernière vient appuyer l'affirmation de Richet *et al.* considérant que, étant donné que le taux de transfert des sédiments est uniquement dépendant de la distance entre l'obstacle végétatif et le ressaut hydraulique, la rugosité hydraulique peut être considérée comme le seul paramètre qui évalue l'efficacité d'un barrage filtrant pour des débits, des pentes et une gamme de taille de sédiments similaires Richet *et al.* (2017).

En ce qui concerne la réinfiltration de l'eau au niveau de la fascine, le ratio médian entre le volume de sortie et d'entrée de la fascine est de 0,99, soit 50 mm h^{-1} en moyenne (Landemaine, 2016 ; Richet *et al.*, 2017). Les fascines ont donc un impact négligeable sur

la réduction des volumes ruisselés mais jouent un rôle dans le laminage des écoulements et la sédimentation.

Malgré l'effet tampon des fascines, un *clear water effect* peut être observé en aval de celles-ci. Les eaux de ruissellement étant moins chargées en sédiments, une nouvelle incision dans le sol peut se créer en aval (Frankl *et al.*, 2018).

1.6 Modélisation de l'érosion hydrique

L'érosion hydrique fait intervenir différents processus tels le détachement des particules du sol, leur transport et leur redéposition. Ces phénomènes peuvent être caractérisés à des échelles allant d'une parcelle au continent et d'un événement pluvieux à une ou plusieurs années. De nombreux modèles existent pour caractériser ces phénomènes, chacun ayant des spécificités propres.

Les modèles mathématiques peuvent être classés en différentes catégories : empirique, conceptuel, physique ou orienté sur le processus. La plupart des modèles combinent plusieurs de ces catégories (Alewell *et al.*, 2019). D'autres classifications sont possibles et distinguent la modélisation du détachement et du transport et la modélisation de la redéposition (Biielders *et al.*, 2016b).

Le modèle empirique USLE est le plus populaire car il répond le mieux aux besoins dans de nombreuses conditions différentes (Risse *et al.*, 1993). Ce modèle est flexible, demande des données simples à trouver et fait appel à une paramétrisation parcimonieuse. De plus, les nombreuses études menées sur ce modèle permettent de l'adapter à presque toutes les situations rencontrées (Alewell *et al.*, 2019). Il permet de quantifier le taux d'érosion à long terme mais possède tout de même de nombreuses limites (Nearing, 2004). L'absence de considération pour l'érosion en ravine en est une.

Les modèles de régression permettent d'identifier les variables prédominantes du rendement en sédiments. Cependant, ces modèles ne sont pas optimaux pour la prédiction ; les équations étant généralement instables lors de la validation. En effet, les résultats obtenus sont peu représentatifs, les rendant inexploitable pour une extrapolation en dehors des données de calibration. Les prédictions pour de larges bassins versants supérieurs à 10 000 km², sont généralement plus précises, les effets d'extrêmes locaux étant atténués (de Vente *et al.*, 2013).

Les modèles de type physique tels LISEM et PESERA sont théoriquement les plus complets, intégrant la complexité des processus intervenant dans l'érosion. Générale-

ment gourmand en paramètres d'entrée, ils sont également plus sensibles à la qualité des données. Un modèle complexe avec des intrants de faible qualité entraîne une erreur grossière par la propagation des erreurs. Un remplacement de ces paramètres par des valeurs moyennes permet de réduire cette propagation mais une simplification trop importante résulte en une erreur plus large (Van Rompaey et Govers, 2002).

L'absence d'intégration des processus dominants à l'échelle du bassin versant dans les modèles empiriques tels USLE est limitant tandis que les modèles physiquement basés requièrent un nombre d'intrants important et pas toujours disponibles, rendant la prédiction compliquée ou impossible (Takken *et al.*, 1999). Des modèles dits à base experte (expert-based) offrent une solution alternative en mettant l'accent sur les processus majeurs et évitent ainsi la sur-paramétrisation et les problèmes de propagation des erreurs.

Ces processus majeurs sont identifiés par les experts sur bases de mesures de terrains dans des régions spécifiques. STREAM (Cerdan *et al.*, 2002) en est un exemple. Il a été développé sur base des sols limoneux de Normandie. Adapté pour prédire le ruissellement et l'érosion dans des environnements dominés par un ruissellement hortonien, son application pour la ceinture limoneuse belge a donné de bons résultats (Evrard *et al.*, 2009). Le modèle est néanmoins plus adapté à des bassins versants élémentaires (1 à 10 km²) qu'à des bassins versants fluviaux de plusieurs centaines de km².

L'importance des différents processus intervenants dans l'érosion variant d'un lieu à un autre, certains modèles sont plus adaptés à certaines régions (Guo *et al.*, 2019). Par exemple, le modèle WATEM-SEDEM a une meilleure prédiction pour l'érosion en Belgique que pour celle en Espagne où lui sera préféré le modèle FSM (de Vente *et al.*, 2013).

Pour des modèles matriciels, le choix de la taille des cellules peut être important en fonction de l'objectif recherché. Un maillage plus fin permet généralement une meilleure précision des résultats mais prend plus de temps de simulation. Cantreul *et al.* ont démontré qu'au-delà d'une taille de 5 m, une perte considérable des informations sur les axes d'écoulement concentré est constatée. A une échelle inférieure à 2 m, des axes d'écoulements secondaires peuvent être observés; ces derniers étant plus facilement distinguables à une échelle de 1 m (Cantreul *et al.*, 2017).

En substance, le modèle optimal varie en fonction de l'objectif de l'étude et des processus dominant l'érosion et le transport et donc des facteurs environnementaux.

Dans le cadre de la lutte contre les coulées de boues, la redéposition et la caractérisa-

tion de l'érosion dans le bassin versant concerné lors d'un événement ponctuel sont des éléments essentiels dans la prédiction (Steege *et al.*, 2000 ; Verstraeten *et al.*, 2006). L'intégration directe ou indirecte de la connectivité dans le modèle est également primordiale (Cantreul *et al.*, 2020).

2 | Objectifs

Le présent travail a pour objectif de déterminer la meilleure implantation des fascines au sein d'un bassin versant. En effet, il n'existe actuellement pas de méthode permettant de déterminer l'emplacement optimal des fascines, les experts ayant des avis divergeant sur leur localisation. Le rôle des fascines consiste à limiter l'exportation de sédiments en aval et ainsi de minimiser l'impact des coulées boueuses. WATERSED, un outil de modélisation hydrologique et sédimentaire prenant en compte les effets des fascines, est utilisé à cet effet.

Ce mémoire évalue deux méthodes d'approche pour l'implantation des fascines : la première basée sur une distance minimale entre chaque fascine ; la seconde sur une aire contributive minimale entre chaque fascine. La sélection à partir de ces deux approches est également évaluée. La revue bibliographique montre que les fascines les plus courantes en Wallonie sont les fascines de branchages mortes. Les caractéristiques de ces fascines sont donc considérées. L'ensemble des simulations sont réalisées indépendamment de toute variation d'occupation du sol. Cette dernière est, dès lors, uniformisée sur l'ensemble du bassin versant. Une culture et une période propice à l'érosion sont choisies : la culture de betteraves sucrières au mois de juin.

La modélisation est menée pour un bassin versant pilote situé à Chastre. Celui-ci est caractéristique des bassins versants de la ceinture limoneuse belge. Pour confirmer les résultats obtenus, un bassin versant plus étendu est également utilisé.

3 | Protocole

3.1 Description de la zone d'étude

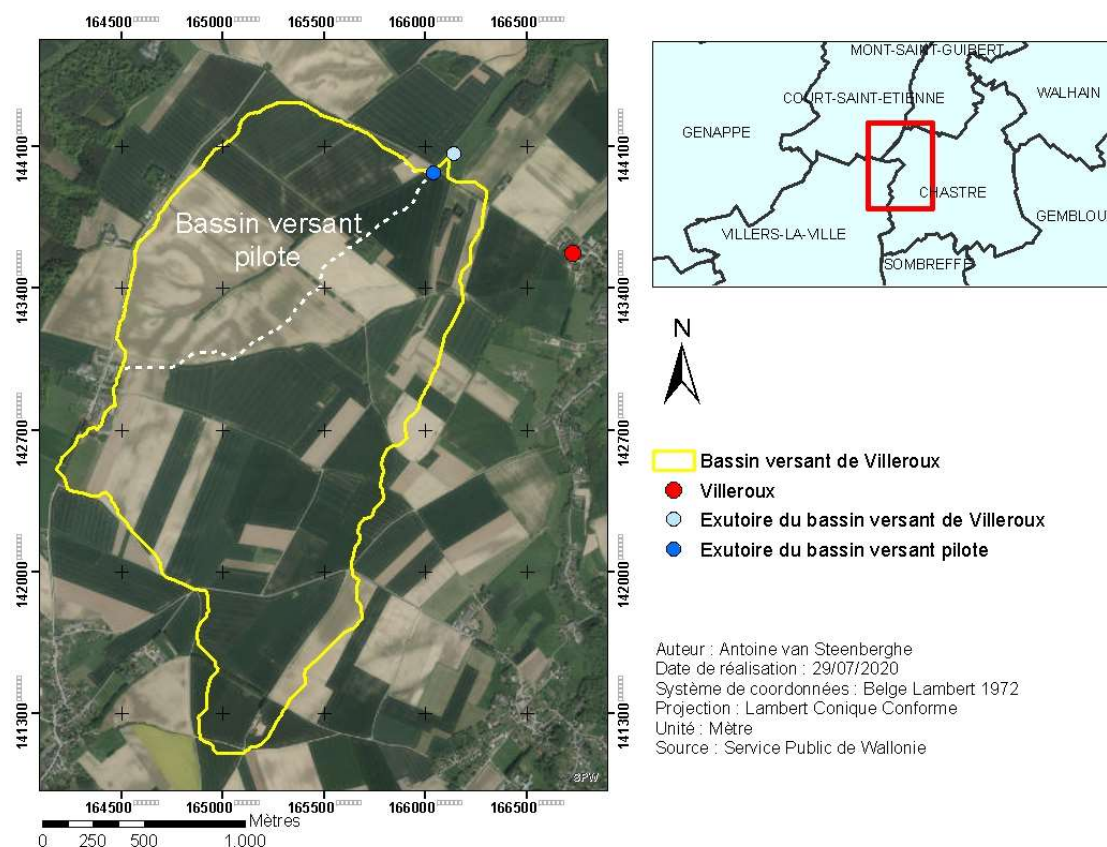


FIGURE 3.1 – Localisation du bassin versant de Villeroix et du bassin versant pilote.

Le bassin versant d'étude est situé à cheval sur la commune de Chastre et de Villers-la-Ville. Il est nommé, dans le cadre de ce mémoire, bassin versant de Villeroix et est délimité, en aval, par une route menant au village portant le même nom. D'une superficie 365,5 ha, il a été sélectionné dans le cadre des conventions «GISER» (Gestion intégrée sol-érosion-ruissellement) financées par le Service public de Wallonie (SPW) pour sa localisation, son occupation, sa superficie et son sol limoneux. Depuis lors, différentes études ont été menées sur le bassin versant, et plus particulièrement sur le bassin versant pilote, permettant une bonne caractérisation de celui-ci.

La pédologie est composée de Luvisols et Cambisols. L'occupation du sol est principalement agricole, 93 % des terres étant cultivées ; le reste étant composé de bandes enherbées, de bois, de bâtiments ou de routes. Les pentes varient entre 0 et 15 % avec

une moyenne de 3,7 %. La moyenne pluviométrique annuelle y est de 826 mm an⁻¹ (IRM, s.d.).

Le bassin versant est constitué de deux sous-bassins versants dont la jonction a lieu à proximité de l'exutoire. Le bassin versant pilote, situé à l'ouest, s'étend sur 111,3 ha.

La caractérisation du bassin versant repose principalement sur les recherches menées par V. Cantreul dans le cadre de sa thèse (Cantreul, 2020).

3.2 Watersed

WATERSED est un modèle dérivé de STREAM (Landemaine, 2016). Il a été développé pour la prédiction d'événement érosifs et de ruissellement pour des surfaces allant de l'hectare à 1000 km². Ce modèle à base experte est non-dynamique et permet de modéliser la distribution spatiale du ruissellement et de l'érosion des sols en tout point du bassin versant pour un événement pluvieux donné. Dans la pratique, ce modèle se fonde sur un modèle hydrologique et un modèle sédimentaire.

Le modèle hydrologique repose sur le bilan hydrique. Chaque pixel agit comme un réservoir dont le bilan est déterminé par l'équation suivante :

$$HB_{R_i} = R_i - IR_i - (\theta \cdot IC_i \cdot t_{eff_i}) \quad (3)$$

Avec,

HB_{R_i} , le bilan hydrique de la cellule [mm] ;

R_i , la hauteur de précipitation sur la cellule [mm] ;

IR_i , la hauteur d'eau nécessaire pour saturer le sol [mm] ;

θ , un coefficient d'ajustement de la capacité d'infiltration [-] ;

IC_i , le taux d'infiltration [mm h⁻¹] ;

t_{eff_i} , la durée effective de la pluie [h].

Le coefficient d'ajustement permet de prendre en compte l'effet de la taille de pixel sur le taux d'infiltration en fonction de la taille de pixel considérée. Plus le pixel est grand, plus le coefficient est proche de 1. Par ailleurs, la réinfiltration a été identifiée comme un processus majeur à l'échelle d'un bassin versant. A l'aide du modèle STREAM, *Cerdan et al.* ont observé une décroissance du coefficient de ruissellement de l'échelle parcellaire (500 m²) à l'échelle du bassin versant (1 à 10 km²) (*Cerdan et al.*, 2004). WATERSED se différencie de STREAM par la considération de cette réinfiltration en

tout temps en intégrant la durée de ruissellement pour chaque pixel.

La direction de ruissellement dans le modèle est dépendante de la pente. Pour des pentes supérieures à 2 %, il est caractérisé par un Single Flow direction (SFD), concentrant le flux en une seule cellule, au contraire du Multiple Flow Direction (MFD), utilisé pour des pentes plus faibles. Ce seuil a été déterminé sur base d'observations sur le terrain (Cerdan *et al.*, 2002).

Le module sédimentaire quantifie l'érosion diffuse et concentrée ainsi que les rendements en sédiments et la redéposition. Le rendement en sédiments est la quantité totale de sédiments transférés par le ruissellement arrivant en un point. Pour ce travail, ce point est l'exutoire du bassin versant. Le modèle considère la topographie, les caractéristiques de surface du sol et de précipitations comme les facteurs dominants les processus d'érosion.

L'érosion en nappe dépend à la fois de la concentration potentielle en sédiments dans l'eau de ruissellement et du volume d'eau non-infiltré. Elle est caractérisée par l'équation suivante :

$$SE_{S_i} = E_{R_i} \cdot S_{C_i} \quad (4)$$

Avec,

SE_{S_i} , la masse de sédiment érodés au i^e pixel [kg] ;

E_{R_i} , le volume d'eau non-infiltré au i^e pixel [mm ou m³] ;

S_{C_i} , le potentiel de concentration en sédiments au i^e pixel [g l⁻¹] (voir 3.3.5).

Le passage de l'érosion diffuse à l'érosion concentrée est déterminé par un débit minimal défini par l'utilisateur. La taille de la rigole ou de la ravine formée par l'érosion concentrée dépend du débit de pointe en chaque pixel. Cette taille est limitée par le modèle à 0,25 m² maximum. Le volume de terre érodé sur chaque pixel est défini par l'équation suivante :

$$SE_{G_i} = A_{G_i} \cdot L_i \cdot EF_i \cdot \rho \quad (5)$$

Avec,

SE_{G_i} , la masse de terre érodée par érosion concentrée au i^e pixel [kg] ;

A_{G_i} , la section de la rigole ou de la ravine au i^e pixel [m²] ;

L_i , la taille du i^e pixel [m] ;

EF_i , le coefficient d'érodibilité du sol au i^e pixel [-] ;

ρ , la densité apparente du sol [kg m³].

Le coefficient d'érodibilité du sol EF_i est compris entre 0 et 1. Il repose sur une adaptation de la méthodologie développé par *Souchère et al.* (2003) pour déterminer la sensibilité des sols.

WATERSED considère une densité apparente uniforme sur l'ensemble du bassin versant et équivalent à $1,5 \text{ kg m}^{-3}$.

La sédimentation peut avoir lieu quand le pixel a une capacité d'infiltration tel qu'il peut infiltrer une partie où la totalité du volume de ruissellement entrant ou quand la concentration moyenne en sédiments en suspension supère la concentration potentielle en sédiments. Cette concentration est définie par l'équation suivante :

$$SC_{TC_i} = \bar{SC}_i \cdot \exp\left(-\beta \cdot \frac{n_i}{h_i}\right) \quad (6)$$

Avec,

SC_{TC_i} , la concentration potentielle en sédiments au i^e pixel [g l^{-1}];

$\bar{SC}_i$, la concentration moyenne au i^e pixel [g l^{-1}];

β , le paramètre de décantation [-];

n_i , le coefficient de rugosité de Manning i^e pixel [s m^{-1}];

h_i , la hauteur de l'eau au i^e pixel [m].

La description des équations du modèle initial se trouve en annexe 6.1. Une version actualisée prenant en compte les dernières modifications est en cours de rédaction par les auteurs de WATERSED.

WATERSED fait appel à plusieurs cartes. Parmi celles-ci, un modèle numérique de terrain (MNT) et une carte caractérisant les cours d'eau afin d'isoler la pente et les flux de ruissellement. Des cartes caractérisant l'événement pluvieux (durée et volume de précipitation), l'aptitude au ruissellement (coefficient d'imbibition, capacité d'infiltration, coefficient de rugosité de Manning), le transport des sédiments et le coefficient d'érodibilité sont également nécessaires. Des paramètres d'ajustement permettent d'optimiser le modèle. Parmi ceux-ci, un coefficient de récession régule le temps de concentration dans le bassin versant.

Le modèle inclut également dans la modélisation l'impact de divers aménagements hydrauliques : les fascines, les haies, les bandes enherbées et les retenues d'eau (barrages, mares, bassins). Chacun de ces aménagements est caractérisé par une largeur d'aménagement (m), une capacité d'infiltration (mm h^{-1}), un coefficient de Manning (s m^{-1})

et un volume de rétention (m^3).

WATERSED est un module conçu pour tourner sur SAGA-GIS. Le modèle est une boîte blanche ; son code est modifiable par tout utilisateur. Dans le cadre de ce travail, la version V2.923a est utilisée.

3.3 Paramètres d'entrée

Afin de caractériser l'emplacement des fascines indépendamment des pratiques agricoles, des paramètres uniformes sont considérés pour l'ensemble du bassin versant. La période et la culture choisie, la betterave sucrière au mois de juin, satisfont des conditions érosives importantes.

3.3.1 Modèle numérique de terrain (MNT)

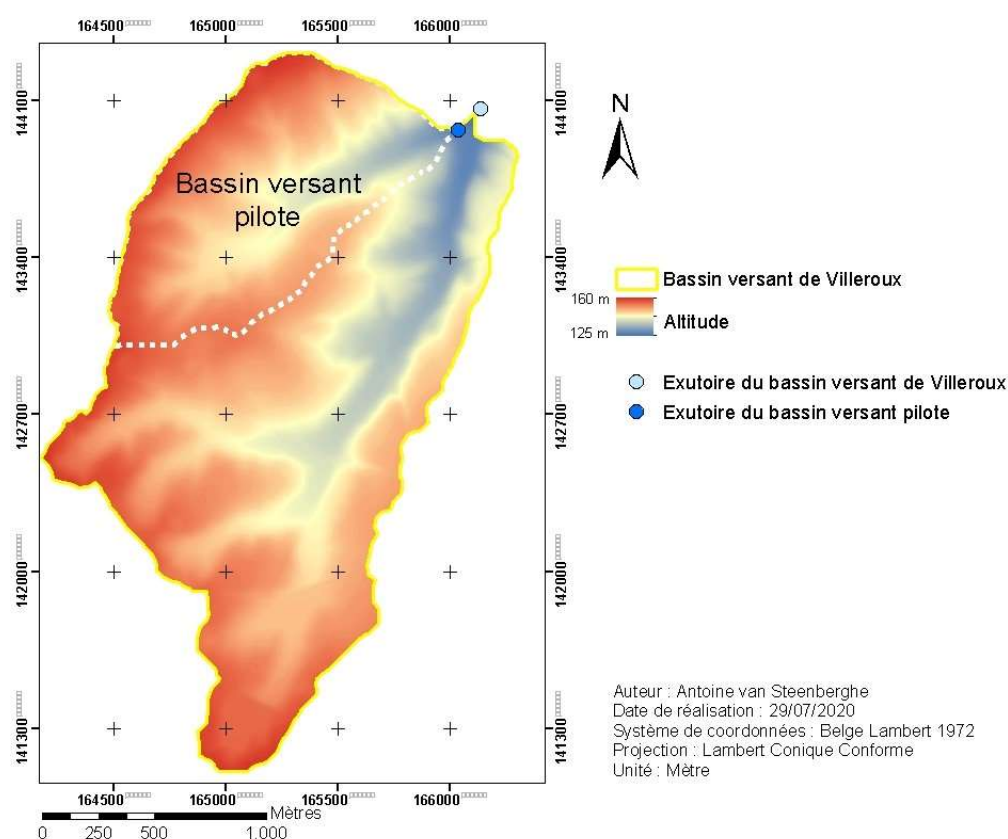


FIGURE 3.2 – Modèle numérique de terrain (MNT) du bassin versant de Villeroix.

Le modèle numérique de terrain utilisé est issu des données LiDAR du Service Public de Wallonie prises entre le 12 décembre 2012 et le 9 mars 2014. D'une résolution originale

planimétrique de 1 m et altimétrique de 0,12 m, il a été converti en un maillage de 2 m pour une optimisation temporelle et spatiale de la modélisation. Les cuvettes (*sinks*), zones où les données altimétriques sont inexistantes, présentes dans le MNT ont été comblées par la méthode de Wang Liu (Wang et Liu, 2006). Un lissage a ensuite été effectué à l'aide de la méthode ViGrA (Conrad, 2006), supprimant ainsi l'influence d'éléments agricoles temporaires tels que les sillons.

3.3.2 Largueur des cours d'eau

En présence d'un cours d'eau, l'érosion est considérée comme nulle sur les parts de sections traversées par le cours d'eau. Le bassin versant n'étant pas traversé par un cours d'eau, ce paramètre n'a aucune influence sur la modélisation de l'érosion.

3.3.3 Durée de précipitation

La modélisation s'est faite sur base d'une pluie projet. La durée de l'événement pluvieux a été fixé au temps de concentration du bassin versant estimé par la cellule GISER à l'aide du module SCS-GISER, soit 75 minutes pour le bassin pilote (Biielders *et al.*, 2012).

3.3.4 Volume de Précipitation

Pour obtenir un phénomène d'érosion observable, des précipitations avec des temps de retour de $T = 5$ ans et $T = 20$ ans ont été considérées. Pour la commune de Chastre, cela correspond respectivement à 25 mm et 37,5 mm pour une durée de 75 minutes (IRM, s.d.). Pour faciliter la comparaison des résultats, les mêmes caractéristiques de pluie ont été appliquées au bassin versant pilote et au bassin versant de Villeroux.

3.3.5 Capacité d'infiltration, coefficient d'imbibition, potentiel de concentration en sédiments, coefficient de Manning et coefficient d'érodibilité du sol

La capacité d'infiltration, le coefficient d'imbibition, le potentiel de concentration en sédiments et les coefficient de Manning et d'érodibilité du sol dépendent des propriétés de surface du sol et des cultures. Ces dernières varient en fonction de la période de l'année et peuvent être caractérisées par un code C-R-F reflétant l'état de surface. Le facteur C représente le pourcentage de recouvrement par le couvert végétal, le facteur

R correspond à la rugosité du sol et le facteur F exprime l'état d'encroûtement de la surface du sol.

Les tableaux 3.1, 3.2 et 3.3 reprennent les descriptions de chacun des facteurs.

Tableau 3.1 – Classes de valeur pour le couvert végétal (Souchère et al., 2003).

Classe	Couvert végétal
C1	0 - 30 %
C2	30 - 60 %
C3	60 - 100 %

Tableau 3.2 – Classes de valeur pour la rugosité (Souchère et al., 2003).

Classe	Rugosité
R0	Inférieure à 1 cm
R1	Comprise entre 1 et 2 cm
R2	Comprise entre 2 et 5 cm
R3	Comprise entre 5 et 10 cm
R4	Supérieure à 10 cm

Tableau 3.3 – Etat d'encroûtement de la surface du sol (Souchère et al., 2003).

Classe	Etat initial conféré par le travail du sol
F1	Etat initial conféré par le sol
F11	Croûte structurale
F12	Croûte sédimentaire dans les dépressions, croûte structurale ailleurs
F2	Croûte sédimentaire généralisée

Ces propriétés peuvent être directement mesurées ou observées sur le terrain ou être obtenues par leur association avec un code d'«unité pédologique» (UP). A chaque pixel est assigné un code en fonction de sa catégorie d'occupation et un autre selon la nature pédologique du sol. Ces codes sont présentés dans les tableaux 3.4 et 3.5.

Le code d'unité pédologique est obtenu selon la relation suivante :

$$\text{Code UP} = 10 \times \text{code d'occupation du sol} + \text{code de nature pédologique} \quad (7)$$

Selon la saison, le code UP fait correspondre un code C-R-F. La table d'association est présentée en annexe 6.1.

Pour la détermination des codes C-R-F sur le terrain, les propriétés de surface du sol ont été observées mensuellement sur chaque culture du bassin versant pilote entre 2014

Tableau 3.4 – Code d'occupation des sols (Landemaine, 2016).

Code d'occupation du sol	Occupation du sol
1	Culture d'hiver
2	Culture de printemps précoce
3	Culture de printemps tardive
4	Prairie
5	Culture permanente
6	Bâti
7	Sol nu
8	Forêt
9	Surface en eau
10	Route
11	Chemin
12	Espace vert

Tableau 3.5 – Code de classification en fonction de la nature pédologique (Landemaine, 2016).

Code de nature pédologique	Type de sol
1	Sols limoneux à drainage favorable
2	Sols limoneux à drainage faible
3	Sols limono-caillouteux
4	Sols argileux
5	Sols sableux

et 2016. Elles ont été couplées aux observations faites dans la ceinture limoneuse belge (Evrard, 2008 ; Cantreul, 2020). Les différents codes C-R-F propres à chaque occupation et mois sont présentés en annexe 6.3.1. A ces états de surface ont été associés des capacités d'infiltration et de concentration potentielle en sédiments mesurées en juin 2018 et en juin 2019, mises en relation avec les valeurs déterminées par *Evrard et al.* (Cantreul, 2020 ; Evrard *et al.*, 2009).

Dans ce cas d'étude, une culture de betteraves sucrières au mois de juin 2016 est choisie. Les propriétés de surface du sol pour cette culture correspondent au code C1 R1 F12 (annexe 6.3.1). La capacité d'infiltration associée vaut 6 mm h^{-1} et la concentration potentielle en sédiments entre 5 et 10 g l^{-1} pour une pluie dont l'intensité est comprise entre 10 et 40 mm h^{-1} (annexes 6.3.2 et 6.3.3). Pour cette dernière, la médiane sera considérée, soit $7,5 \text{ g l}^{-1}$.

Le coefficient d'imbibition caractérise la hauteur d'eau qui peut être infiltrée avant d'atteindre l'état stationnaire. Cette hauteur d'eau ne participe donc pas au ruisselle-

ment. Elle dépend de la capacité d'infiltration et de l'humidité du sol, cette dernière étant déterminée à partir des précipitations au cours des dernières 48 heures. Aucune précipitation antérieure n'a été prise en compte dans le cas présent. Avec une capacité d'infiltration de 6 mm h^{-1} , le coefficient d'imbibition vaut 8 mm (annexe 6.4). Les coefficients de Manning et d'érodibilité du sol sont extraits des tables d'association du code d'unité pédologique présentes en annexe 6.2.2 et 6.2.3 et équivalentes à $0.04 \text{ s.m}^{-1/3}$ pour le coefficient de Manning et 1 pour celui de l'érodibilité.

3.3.6 Capacité de stockage de l'eau

La capacité de stockage de l'eau représente la quantité totale d'eau que le sol peut infiltrer avant saturation. Afin de caractériser un ruissellement hortonien, typique des événements pluvieux du printemps, le réservoir d'eau ne peut être saturé au cours de l'événement considéré. Une valeur de 200 mm a été appliquée sur l'ensemble du bassin versant.

3.3.7 Paramètres d'ajustements

Le coefficient d'ajustement de la capacité d'infiltration a été adapté pour une taille de pixel de 2 m, soit une valeur de 0,8 sur base des recommandations de *V. Landemaine*. Le coefficient de récession a , quant à lui, été ajusté manuellement pour que le temps de concentration du bassin versant pilote reproduit par le modèle corresponde à celui déterminé par la cellule GISER (Biolders *et al.*, 2012). Les deux autres paramètres d'ajustement, le débit de pointe critique entraînant une érosion concentrée et le coefficient d'ajustement pour le calcul de la concentration de matières en suspension, conservent leur valeur par défaut.

3.3.8 Paramètres des fascines

Les paramètres d'entrée pour l'aménagement sont appliqués sur la part de surface du pixel qui est déterminée par la longueur d'aménagement et la largeur spécifique attribuée par le modèle. Pour une fascine, cette largeur correspond à 0,5 m. La longueur d'aménagement des fascines est maximisée et correspond donc à la taille du pixel, soit 2 mètres. Les fascines étant placées sur les axes d'érosion concentrée où le débit supère $10 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ lors de l'événement pluvieux considéré, le coefficient de Manning est compris entre 0,4 et $1 \text{ s m}^{-1/3}$ (Richet *et al.*, 2017). Le coefficient mesuré par Richet *et al.* pour des conditions de concentration en sédiments semblable est attribué, soit $0,4 \text{ s m}^{-1/3}$.

La capacité d'infiltration aux fascines équivaut à l'infiltration moyenne mesurée par *Richet et al.* 50 mm h^{-1} .

Le paramètre de rétention en eau pour les aménagements est spécifique aux barrages ou aux bassins d'orages. Il est donc nul dans ce cas d'étude.

3.3.9 Tableau récapitulatif des données d'entrée

Le tableau 3.6 résume l'ensemble des valeurs attribuées aux données d'entrée dans le modèle.

Tableau 3.6 – Données d'entrée dans le modèle.

Paramètres d'entrée	Valeur associée
Taille du pixel (m)	2
Durée de précipitation (min)	75
Volume de précipitation (mm)	25 (T = 5ans) 37,5 (T = 20 ans)
Coefficient d'imbibition (mm)	8
Capacité d'infiltration (mm h^{-1})	6
Coefficient d'ajustement de la capacité d'infiltration (mm h^{-1})	0,8
Potentiel de concentration en sédiments (g l^{-1})	7,5
Coefficient de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$)	0,04
Coefficient d'érodibilité du sol (-)	1
Coefficient de récession (-)	0,75
Débit de pointe critique entraînant une érosion concentrée ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-1}$)	0,01
Coefficient d'ajustement pour le calcul de la concentration des matières en suspension pour la capacité de transport (-)	0,00004
Paramètres des fascines	
Longueur d'aménagement (m)	2
Coefficient de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$)	0,4
Capacité d'infiltration (mm h^{-1})	50
Volume de stockage (m^3)	0

3.4 Implantation des fascines

Le positionnement des fascines sur le bassin versant a été fait selon deux approches différentes : la première basée sur la distance, la seconde sur l'aire contributive.

Pour l'approche basée sur la distance, la première fascine est placée à une distance de 10 mètres en amont de l'exutoire. Les autres fascines se placent en amont avec une

distance minimale déterminée entre chaque fascine. Elles se situent le long des axes de concentration du ruissellement ayant une aire contributive de 1 ha au minimum.

La pente moyenne le long de l'axe de concentration de ruissellement dans la partie aval du bassin versant est de 1,72 %. Considérant que les fascines répertoriées en Wallonie ont une hauteur comprise entre 38 et 75 cm (Biielders *et al.*, 2016a), et qu'il faut limiter le nombre de fascines ayant un différentiel d'altitude inférieur à ces hauteurs, la distance minimale entre deux fascines est fixée à 50 m. Des distances minimales de 100, 150, 250, 500, 750, 1000, 1500 et 2000 m entre chaque fascine sont également expérimentées.

Le placement des fascines pour l'approche basée sur l'aire contributive repose sur une aire contributive déterminée entre chaque fascine. Aucune distance minimale entre les fascines n'est implémentée. Les simulations prennent en compte des aires contributives de 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 25, 50 et 100 ha.

Les codes permettant d'implanter les fascines sur SAGA GIS sont présents en annexes 6.8.1 et 6.8.2.

Pour l'approche basée sur la distance, le code est directement implémenté dans WATERSED et permet de fixer la distance à l'exutoire de la première fascine, la distance entre chaque fascine et les caractéristiques de celles-ci. Ces dernières sont uniformisées sur l'ensemble du bassin versant.

La mise en place des fascines selon l'aire contributive se fait à l'aide d'un module divisé en 2 parties (*Fascine area contribution - part 1* et *Fascine area contribution - part 2*). Ce module nécessite une carte d'exclusion. Cette carte permet à l'utilisateur de choisir les lieux où la fascine pourra être implantée ou non (1 : implantation possible ; 0 : implantation impossible). Elle peut notamment empêcher l'installation de cet élément végétatif linéaire sur des espaces occupés par des infrastructures (routes, bâtiments etc.) mais également les forcer à être placées en bordure des parcelles. Deux modules complémentaires (*MID distance mapping* et *MID altitude mapping*) permettent d'imposer pour l'un une distance minimale, pour l'autre une dénivellation minimale entre chaque fascine (annexes 6.8.3 et 6.8.4). Ces deux modules peuvent être combinés. Ils ne sont néanmoins pas utilisés dans le cadre de ce travail.

Le code actuel ne permet que le placement de fascines sur les pixels traversés par les axes de concentration de ruissellement, les fascines ne s'étendant pas au-delà de ces pixels. Dans la suite de ce document sera donc considéré comme fascine le pixel sur l'axe de concentration où est implantée la section de fascine.

3.5 Sélection des fascines

La sélection des fascines les plus efficaces consiste à déterminer quelles sont celles permettant de réduire au maximum les coulées de boues et donc le rendement en sédiments à l'exutoire. Le rendement en sédiments à l'exutoire peut être défini comme la quantité de sédiments arrivant ou passant un point d'intérêt sur une période considérée. Dans ce travail, il est mesuré à l'exutoire et pour l'événement pluvieux tel que :

$$SY_i = E_{up_i} - S_{up_i} \quad (8)$$

Avec

SY_i , le rendement en sédiments au i^e pixel [kg] ;

E_{up_i} , la masse de terres érodés en amont du i^e pixel [kg] ;

S_{up_i} , la masse de terres redéposées en amont du i^e pixel [kg].

WATERSED produit un ensemble de cartes en sortie de simulation. Les cartes de sédimentation et de rendement en sédiments revêtent un intérêt particulier. En effet, les fascines étant des éléments végétatifs linéaires, elles n'ont qu'une faible influence sur l'érosion. Cependant, elles jouent un rôle dans le rendement en sédiments à l'exutoire du bassin versant en favorisant la sédimentation en amont.

Afin de déterminer le nombre maximal de fascines à conserver, une possibilité est de se baser sur le coût des fascines et des inondations boueuses. *Dogot et al.* ont mis en avant que le coût des coulées de boues dépendent de nombreux facteurs tels la période de retour de l'événement pluvieux, la superficie du bassin versant, l'aléa d'inondation ou encore les infrastructures situées en aval (*Dogot et al.*, 2019). L'estimation du nombre de fascines à implanter dans un bassin versant n'est dès lors pas aisée. Le bassin versant de Heulen Gracht ayant une superficie, une topographie et une occupation des sols assez semblables au bassin versant de Villeroix, les estimations de coût des inondations boueuses estimées par *O. Evrard* seront utilisées pour calculer le nombre optimal de fascines à implanter. Pour un événement pluvieux avec un temps de retour de 5 ans, les dégâts avoisinent 33 000 € et 85 000 € pour des superficies respectives de 100 et 300 ha, soit un coût de 330 € ha⁻¹ et 293 € ha⁻¹ (*Evrard*, 2008). La longueur moyenne des fascines à branchages étant de 30 m, leur coût n'excédant pas 70 € par mètre linéaire et leur durée de vie moyenne étant de 4 ans, une fascine peut être implantée tous les 8 à 9 ha d'aire contributive. Ce calcul ne prend pas en compte les coûts d'entretien. Il en va

de même pour les dégâts causés aux parcelles par les inondations boueuses, moindres mais pas inexistantes, les fascines ne faisant que réduire l'export des sédiments. Dans le cadre de ce travail, le nombre optimal de fascines sera dès lors arrondi à une fascine tous les 10 ha d'aire contributive, soit 11 fascines pour le bassin versant pilote et 37 pour le bassin versant de Villeroux.

Les fascines sont sélectionnées à partir de deux méthodes différentes qui seront appelées : «avec écrémage» ou «sans écrémage». La méthode dite «avec écrémage» consiste à retirer 10 par 10 les fascines pour lesquelles la redéposition est la plus faible. Entre chacun de ces retraits, une nouvelle simulation est réalisée. Quand il reste moins de 10 fascines excédentaires au nombre optimal, le retrait est adapté pour arriver atteindre ce nombre.

La méthode «sans écrémage» repose sur la sélection directe des fascines ayant la redéposition la plus importante lors de la simulation comprenant l'ensemble des fascines implantées dans le bassin versant.

Pour l'approche d'implantation la plus efficace, les deux méthodes sélectives sont comparées entre elles à l'aide du test de Kruskal-Wallis. Ce test non-paramétrique permet de vérifier, par une analyse de la variance, s'il existe une différence statistique significative entre deux groupes.

Ce test est également utilisé pour comparer si une différence significative existe en fonction des paramètres de distance ou d'aire déterminés pour l'implantation des fascines.

Pour savoir quelles variables initiales influencent la sélection des fascines, une analyse factorielle des données mixtes est réalisée. Cette méthode est semblable à une analyse en composantes principales (ACP). Elle s'en distingue cependant car elle permet aussi une prise en compte de variables qualitatives. La pertinence des fascines est analysée. Celle-ci reflète l'efficacité de la fascine. Plus la pertinence est élevée, plus elle est sujette à être sélectionnée.

Les variables considérées caractérisent le ruissellement et l'érosion au sein du bassin versant avec ou en l'absence de fascines. Pour limiter ce nombre de variables dans l'analyse, celles qui ont une très forte corrélation entre elles sont représentées par une seule variable.

3.6 Connectivité

La modélisation de la connectivité hydrologique dans ce travail repose sur les travaux de *Borselli et al. (2008)* et *Cavalli et al. (2012)*.

Pour chaque pixel, un indice de connectivité est calculé. Celui-ci exprime les liens entre les différentes parties du bassin versant et permet d'évaluer la potentielle connexion entre les pentes, les axes de ruissellement et l'exutoire du bassin (*Cavalli et al., 2014*). L'indice de connectivité donne une valeur relative, cette dernière augmentant pour une plus grande connectivité. Il dépend principalement de la topographie et est défini par l'équation suivante :

$$IC = \log_{10}\left(\frac{D_{amont}}{D_{aval}}\right) = \log_{10}\left(\frac{\bar{W}\bar{S}\sqrt{A}}{\sum_i \frac{d_i}{W_i S_i}}\right) \quad (9)$$

Avec,

IC , l'indice de connectivité [-] ;

D_{amont} , la composante amont de la connectivité [-] ;

D_{aval} , la composante aval de la connectivité [-] ;

$\bar{W}$, la moyenne du facteur de pondération en amont [-] ;

$\bar{S}$, la pente moyenne en amont [m m^{-1}] ;

A , l'aire contributive [m^2] ;

d_i , la longueur du flux du i^{e} pixel à l'exutoire suivant la direction la plus pentue [m] ;

W_i , le facteur de pondération au i^{e} pixel ;

S_i , la pente au i^{e} pixel.

La composante de connectivité amont est le potentiel d'acheminement vers l'aval des sédiments produits en amont et dépend de la pente et de l'aire contributive ainsi que d'un facteur de pondération. La composante de connectivité aval exprime le chemin que la particule de sédiment doit parcourir jusqu'à l'exutoire.

Cavalli et al. ont opté pour une approche utilisant une direction de flux qualifiée de D-infinity plutôt que D8 dans laquelle le flux ne peut être exporté que dans les 8 directions correspondant aux cellules adjacentes (*Cavalli et al., 2013*).

Le facteur de pondération reflète les caractéristiques de surface qui influencent le ruissellement et le transport des sédiments. Les obstacles au déplacement des particules

sont donc représentés par ce facteur. Il peut être choisi librement mais doit reposer sur les propriétés de surface du sol (Borselli *et al.*, 2008). *Borselli et al.* conseillent l'utilisation du facteur C de l'équation USLE. Cependant, dans ce cas d'étude, les fascines se caractérisent principalement par un changement de coefficient de Manning. Ce coefficient est donc choisi comme facteur de pondération. La valeur du facteur devant être comprise entre 0 et 1, aucune adaptation du coefficient n'est nécessaire. Comme l'indice de connectivité repose sur une direction de flux D-infinity et que les fascines ne sont caractérisées que par un seul pixel, leur coefficient de Manning est étendu sur un rayon de 6 m pour la mesure de l'indice de connectivité.

La toolbox «connectivity index» tourne à l'aide du logiciel ArcGIS 10.3.

4 | Résultats

4.1 Erosion dans le bassin versant pilote

Tableau 4.1 – Données résultant de la modélisation de l'érosion au sein du bassin versant pilote.

Temps de retour de l'événement pluvieux	Masse de sédiments érodés (tonnes)	Redéposition totale (tonnes)	Rendement en sédiments à l'exutoire (tonnes)
5 ans	176,0	0	176,0
20 ans	246,6	0	246,6

Des événements pluvieux avec des temps de retour de 5 et 20 ans entraînent respectivement des pertes en terre de 176,0 et 272,5 tonnes dans le bassin versant pilote, soit 1,5 et 2,3 tonnes ha⁻¹. La redéposition nette au sein de ce bassin versant est nulle en tout point.

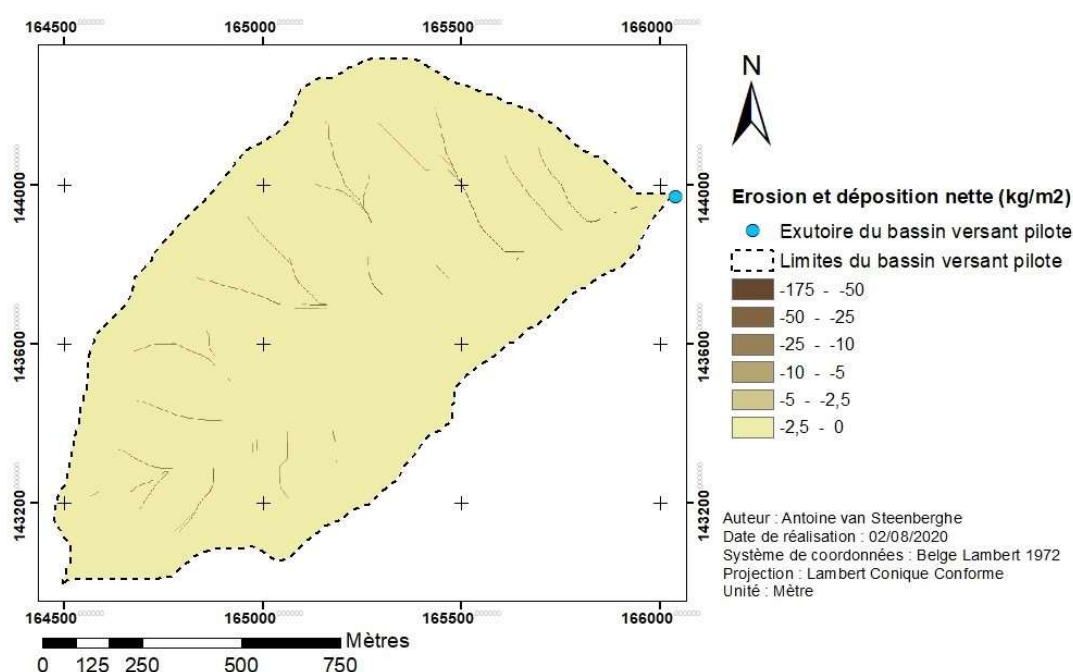


FIGURE 4.1 – Erosion et déposition nette (kg m⁻²) au sein du bassin versant pilote pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans.

La figure 4.1 montre que la perte en terre est plus importante le long des axes de ruissellement où la pente dépasse 2%. En deçà, aucun phénomène d'érosion concentrée

n'est observé malgré un débit supérieur à $10 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$. Cela est dû à l'utilisation du module MFD par WATERSED. Le modèle ne génère plus d'érosion concentrée sur ces pixels et les phénomènes d'érosion en nappe dominant. L'érosion concentrée est responsable de 63,6 % de l'érosion au sein du bassin versant.

4.2 Implantation des fascines

4.2.1 Approche basée sur la distance

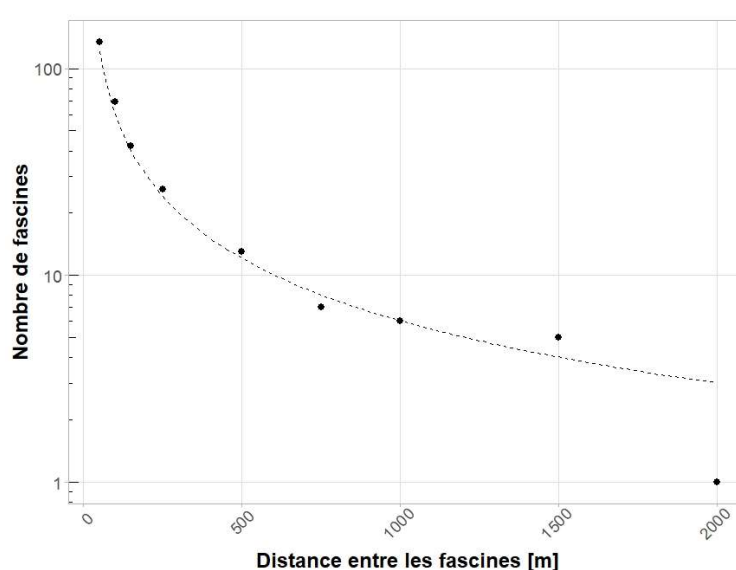


FIGURE 4.2 – Nombre de fascines sur le bassin versant pilote en fonction de l'écartement minimal entre les fascines ainsi que la fonction exprimant le rapport entre la somme des longueurs des axes de concentration et la distance entre les fascines.

La figure 4.2 montre que le nombre de fascines implantées suit approximativement un rapport entre la somme des longueurs des axes de concentration et la distance entre les fascines, représentée par la fonction en pointillés. Plus la distance entre les fascines est petite, plus le nombre de fascines est important. La quantité de fascines dans le bassin versant dépend principalement des caractéristiques propres à ce bassin versant, en l'occurrence la longueur de parcours du flux d'eau et, dans une moindre mesure, le degré de ramification des axes d'écoulement. 138 fascines sont présentes avec un intervalle de 50 m. Pour des écartements plus importants, la tendance décrite précédemment disparaît. Ainsi 7 fascines sont implantées pour un écartement de 750 m entre les fascines contre 5 pour un écartement deux fois supérieur et une seule, la fascine

à l'exutoire, pour un intervalle de 2000 m.

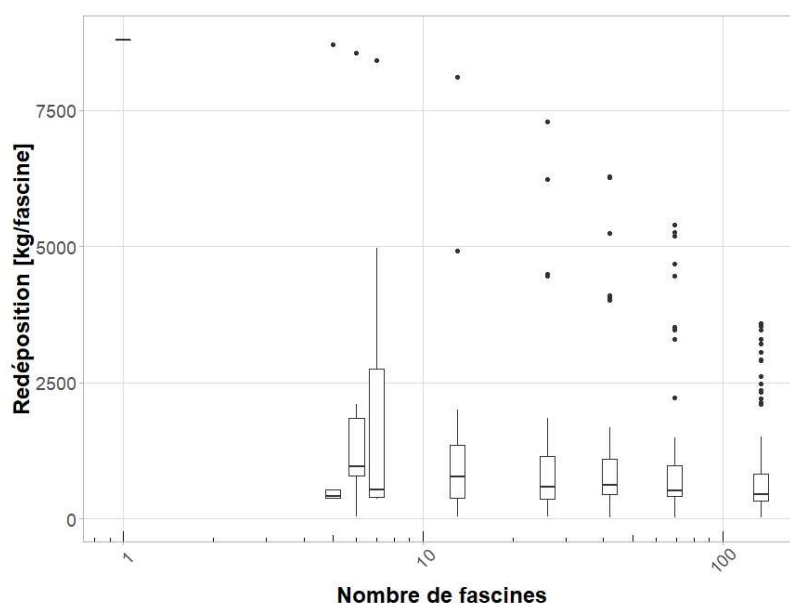


FIGURE 4.3 – Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans ($\square$ Q1-Q3, $|$ 1.5 IQR).

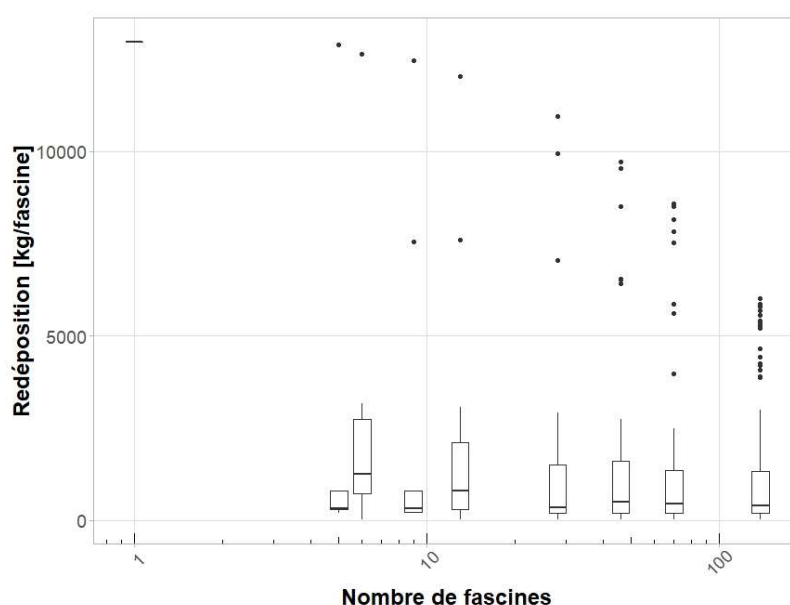


FIGURE 4.4 – Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 20$ ans ($\square$ Q1-Q3, $|$ 1.5 IQR).

L'écartement entre les fascines affecte de manière irrégulière le comportement général des fascines. La sédimentation médiane aux fascines est comprise entre 448 kg et 960 kg pour la pluie de 25 mm sauf pour la redéposition obtenue avec une seule fascine implantée (figure 4.3). Celle relative à une pluie de 37,5 mm varie entre 336 kg et 794 kg (figure 4.4). Les médianes sont plus faibles malgré une sédimentation totale plus élevée, comme expliqué dans le paragraphe suivant. Les fascines plus en amont retiennent moins de sédiments, au contraire des fascines plus en aval. Cela est dû au débit du ruissellement arrivant aux fascines.

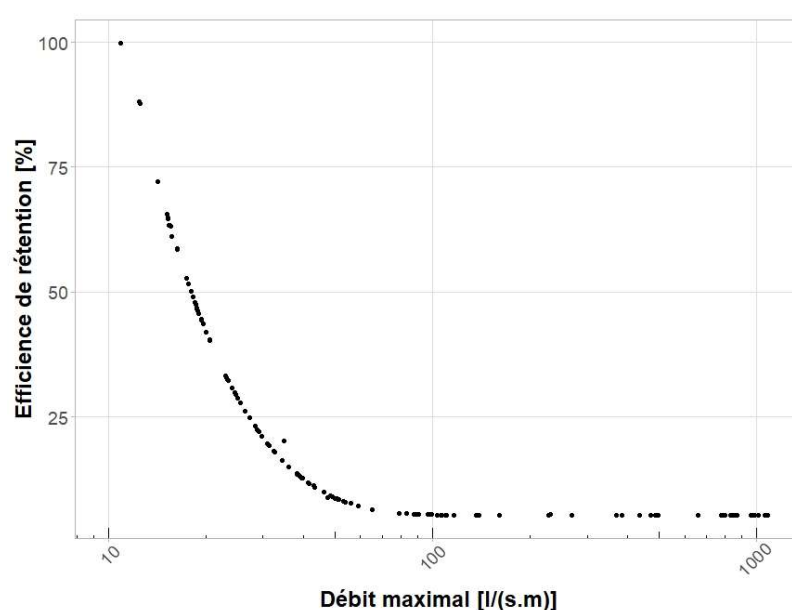


FIGURE 4.5 – Efficacité de la redéposition en fonction du débit maximal pour les 138 fascines implantées avec un écartement de 50 m pour un événement pluvieux sur le bassin versant pilote avec un temps de retour $T = 5$ ans.

La figure 4.5 montre la relation entre l'efficacité de rétention et le débit. L'efficacité de rétention correspond au pourcentage de sédiments redéposés à la fascine. Plus le débit maximal à la fascine est faible, plus l'efficacité de rétention est élevée. Ainsi, pour un débit de $10 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$, tous les sédiments sont redéposés à la fascines, 60 % le sont pour un débit de $15 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$, 30 % pour $25 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ et moins de 10 % pour un débit de $50 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$. Au-delà de ce débit, l'efficacité est assez stable et tend vers 5 %. Une augmentation du débit pour les fascines situées en amont lorsqu'on passe d'une pluie $T = 5$ ans à une pluie $T = 20$ ans entraîne donc une réduction de l'efficacité de sédimentation à ces fascines. Cette diminution n'est pas compensée par l'augmentation de la quantité de

sédiments les traversant. Il en résulte une diminution de la redéposition. En revanche, les fascines situées en aval retiennent une plus grande quantité de sédiments car, pour les débits élevés, la variation du débit n'a que très peu d'impact sur l'efficacité (figure 4.5). En effet, tous les axes de concentration ayant une aire contributive supérieure à 44 ha rencontrent des débits qui dépassent $50 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ pour la précipitation de 25 mm. L'efficacité des fascines aval restant sensiblement la même quelque soit la pluie, mais la quantité de sédiments érodés augmentant avec la pluie, la rétention de sédiments par les fascines aval croît lorsqu'on passe d'une pluie $T = 5$ ans à une pluie $T = 20$ ans. La figure 4.6 montrant la localisation des fascines implantées avec une distance de 750 m et le débit associé pour la pluie de 25 mm permet de constater que les fascines en amont sont sur des axes avec de faibles débits. Cela explique donc la réduction de la médiane de la redéposition avec l'accroissement de l'intensité pluvieuse.

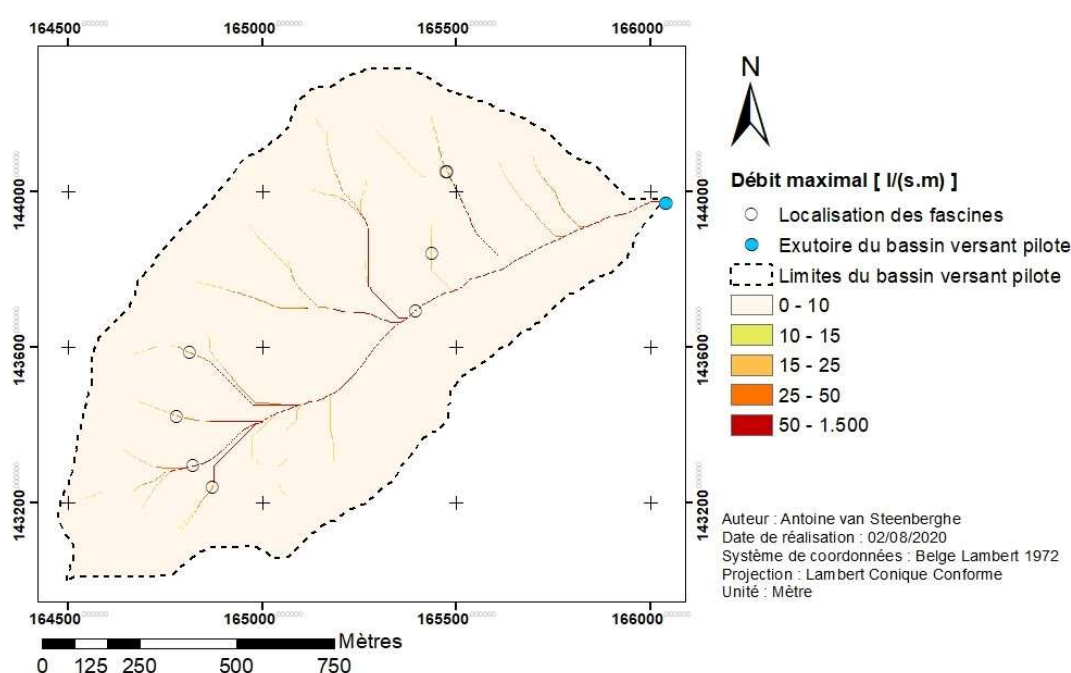


FIGURE 4.6 – Débit maximal dans le bassin versant pilote pour une pluie avec un temps de retour $T = 5$ ans et localisation des fascines implantées à partir d'un écartement de 750 m.

La tendance de la courbe d'efficacité explique pourquoi la redéposition maximale augmente avec un nombre décroissant de fascines implantées. Elle passe de 3580 kg pour 138 fascines à 8800 kg pour une seule fascine pour la précipitation de 25 mm. Cette redéposition maximale a toujours lieu à la fascine située à l'exutoire du bassin versant.

Il en va de même pour l'ensemble des fascines. Plus une fascine est située en aval, plus grande sera la déposition (figure 4.7). Pour des débits élevés, comme ceux observés à l'exutoire, l'efficacité de sédimentation reste constante. La redéposition dépend alors uniquement de la quantité de sédiments arrivant à la fascine.

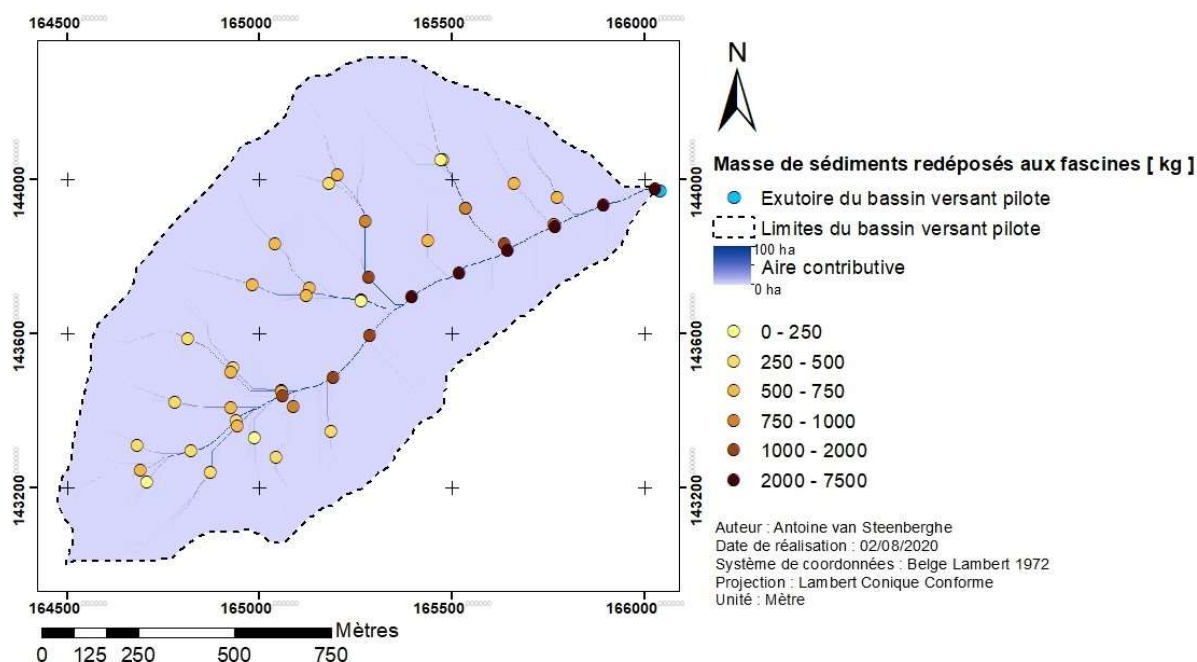


FIGURE 4.7 – Sédimentation aux fascines implantées avec un écartement de 150 m sur le bassin versant pilote pour une pluie avec un temps de retour $T = 5$ ans.

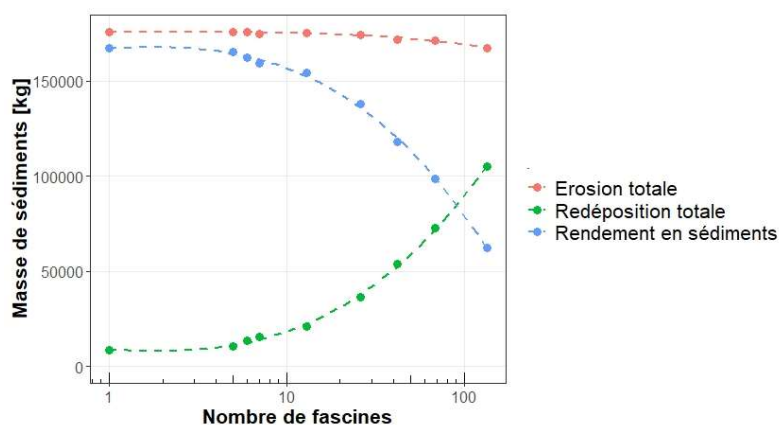


FIGURE 4.8 – Érosion, redéposition et rendement en sédiments en fonction du nombre de fascines implantées sur le bassin versant pilote par l'approche basée sur la distance pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans.

Comme en atteste la figure 4.8, la quantité totale de terre érodée varie peu en fonc-

tion du nombre de fascines. Pour 134 fascines implantées et un événement pluvieux avec un temps de retour de 5 ans, 167,5 tonnes sont érodées sur l'ensemble du bassin versant contre 176,0 tonnes pour une seule fascine. Cette différence est en partie due aux fascines placées sur les axes d'érosion concentrée. Une fascine localisée sur un pixel générant initialement de l'érosion concentrée empêche ce phénomène d'avoir lieu. Or, pour certains pixels, l'érosion concentrée peut engendrer une perte en terre allant jusqu'à 700 kg.

Pour 138 fascines, la rétention des sédiments dans le bassin versant est légèrement plus efficace pour l'événement pluvieux ayant un temps de retour $T = 5$ ans avec 59,5 % de redéposition contre 55,2 % pour l'événement avec un temps de retour $T = 20$ ans (figure présente en annexe 6.5.1).

4.2.2 Approche basée sur l'aire contributive

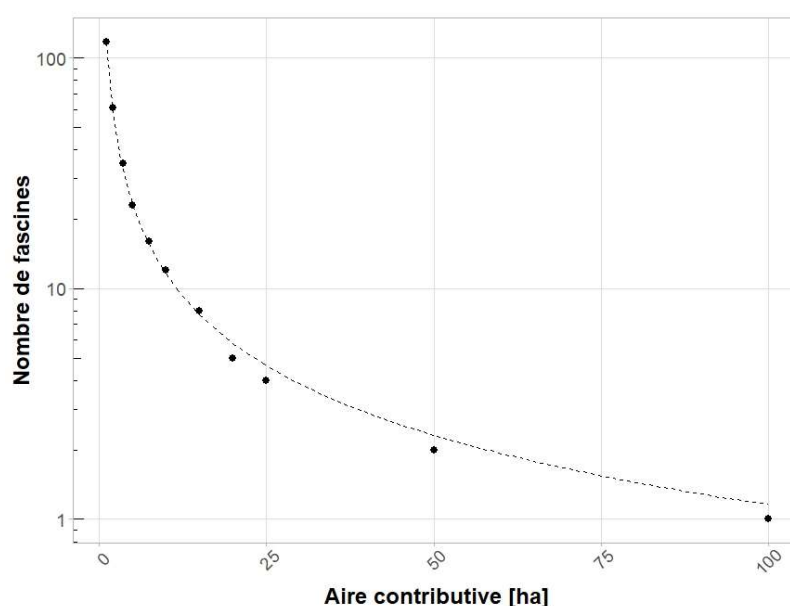


FIGURE 4.9 – Nombre de fascines implantées en fonction de l'aire contributive considérée ainsi que la fonction exprimant le rapport entre l'aire contributive totale du bassin versant pilote et l'aire contributive considérée.

La figure 4.12 montre que le nombre de fascines implantées est proche du rapport entre l'aire totale du bassin versant et l'aire contributive déterminée, représentée par la fonction en pointillé. 118 fascines sont créées à partir d'une aire contributive déterminée de 1 ha sur le bassin versant pilote faisant 116 ha.

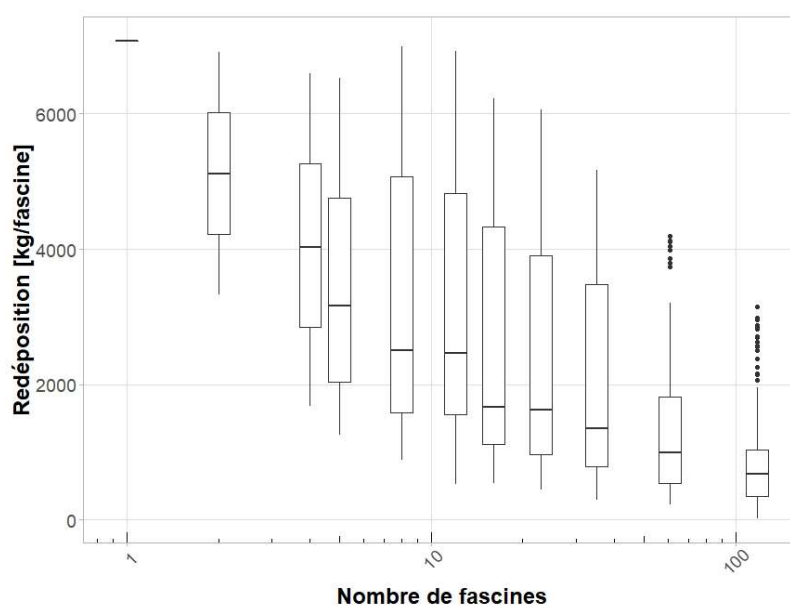


FIGURE 4.10 – Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines (kg/fascine) en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur l'aire contributive pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans.

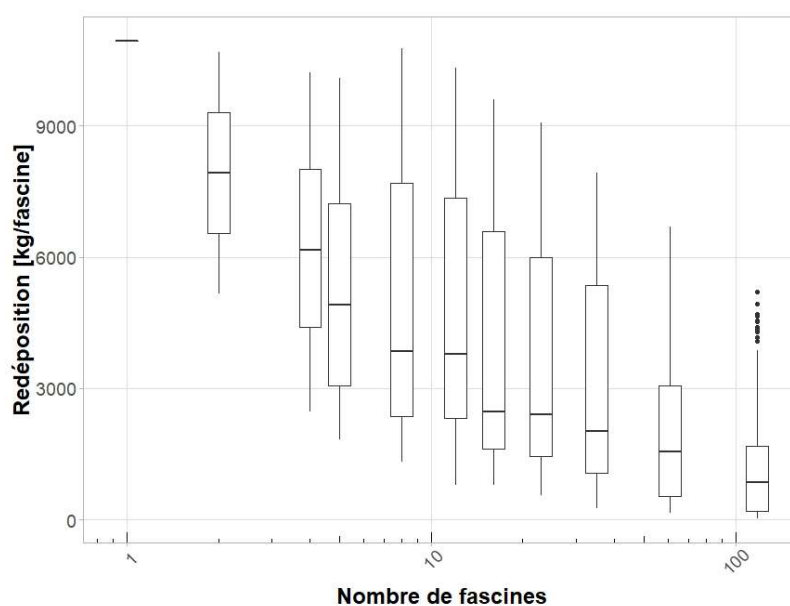


FIGURE 4.11 – Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines (kg/fascine) en fonction du nombre de fascines sur le bassin versant pilote obtenu par l'approche basée sur l'aire contributive pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 20$ ans.

Contrairement à l'approche basée sur la distance, la quantité médiane de sédiments

redépôts aux fascines suit une tendance continue en fonction du nombre de fascines et de l'aire contributive. La déposition médiane à la figure 4.10 est de 683,8 kg pour 118 fascines contre 7082,3 kg pour une seule fascine. La déposition minimale aux fascines suit la même tendance, celle-ci étant de 13,9 kg pour une aire contributive de 1 ha contre 3332,4 kg pour 50 ha d'aire contributive. Les redépôts maximaux mesurés pour une aire contributive de 1 ha sont localisées dans la partie aval du bassin versant. Contrairement à l'approche basée sur la distance, la sédimentation médiane aux fascines pour la pluie de 37,5 mm (figure 4.11) est toujours supérieure à celle obtenue pour la pluie de 25 mm. Les fascines étant proportionnellement plus nombreuses en aval le long des axes de ruissellement avec des débits supérieurs à $50 \text{ l s}^{-1} \text{ m}^{-1}$, leurs efficacités de sédimentation ne varient que faiblement. La sédimentation ne repose dès lors plus que sur le rendement en sédiments, plus important pour l'événement pluvieux avec la pluie $T = 20$ ans.

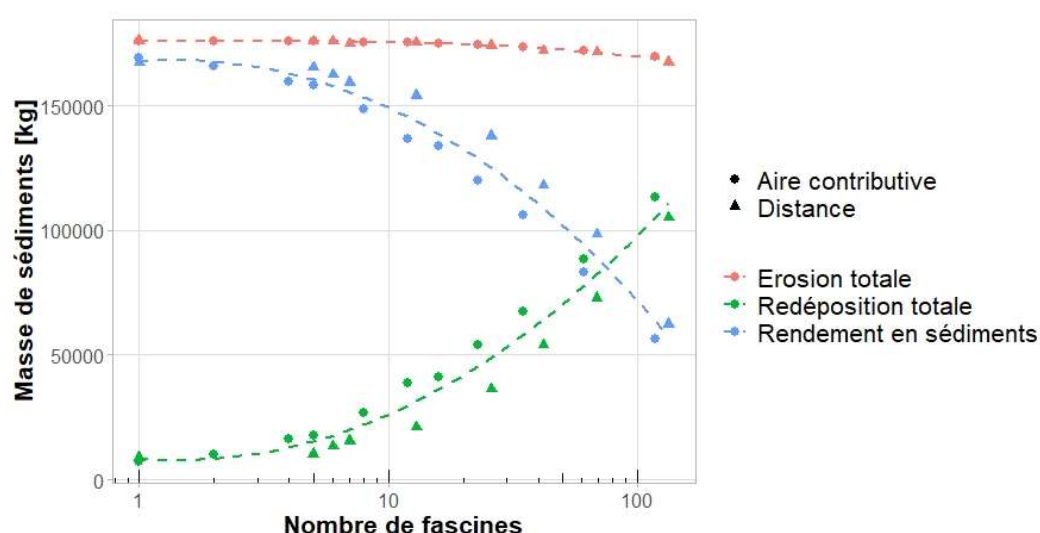


FIGURE 4.12 – Érosion totale et rendement en sédiments en fonction du nombre de fascines implantées selon une approche distance ou aire contributive pour un événement pluvieux avec un temps de retour $T = 5$ ans sur le bassin versant pilote et régression polynomiale de la moyenne des deux événements pour chaque paramètre.

Comme indiqué sur la figure 4.12, la redéposition totale est plus grande pour l'approche basée sur l'aire contributive. Pour une pluie de 25 mm, 113,1 tonnes sédimentent aux 118 fascines de cette approche contre 105,1 tonnes recueillies par les 134 fascines de l'approche basée sur la distance. Le rendement en sédiments est également plus faible. A titre d'exemple, avec 13 fascines installées selon l'approche reposant sur la distance, 154,1 tonnes arrivent à l'exutoire contre 148,5 tonnes pour 8 fascines implantées selon

l'autre approche. La seule exception à cette observation est le rendement en sédiments supérieur de 1,7 tonnes pour une seule fascine. Cette fascine implantée avec une aire contributive de 100 ha se situe plus loin de l'exutoire et réceptionne dès lors moins de sédiments.

L'approche basée sur l'aire contributive a donc une meilleure efficacité pour un même nombre de fascines ; l'efficacité étant la capacité à minimiser l'exportation de sédiments hors du bassin versant.

4.3 Sélection des fascines les plus efficaces

4.3.1 Comparaison des efficacités entre les deux approches d'implantation

Tableau 4.2 – Données de sortie des simulations pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans et les 11 fascines les plus efficaces sélectionnées à partir des différents scénarios de distances minimales entre les fascines et pour l'implantation d'une fascine tous les 10 ha d'aire contributive sur le bassin versant. Les résultats sont identiques avec ou sans écrémage.

Distance minimale entre les fascines	Nombre de fascines	Masse de sédiments érodés (tonnes)	Redéposition totale (tonnes)	Rendement en sédiments à l'exutoire (tonnes)
<i>aire contributive initiale : 10 ha</i>	12	176,0	38,8	138,5
50 m	11	174,6	65,6	109,0
100 m	11	174,1	52,0	122,1
150 m	11	174,9	42,3	132,6
250 m	11	175,4	31,8	143,6
500 m	11	174,9	20,8	154,1

Le tableau 4.2 montre les données issues des simulations après sélection des 11 fascines les plus efficaces pour l'approche basée sur la distance avec une pluie ayant un temps de retour de 5 ans. La méthode d'écrémage donnant exactement les mêmes résultats que la méthode de sélection directe, les valeurs de sortie n'ont été exprimées qu'une seule fois pour chaque distance minimale initiale entre les fascines. Les fascines sélectionnées à partir de la précipitation de 37,5 mm sont identiques et ne sont donc pas présentées. La masse totale de terres érodées dans le bassin versant pilote est légèrement plus faible pour une implantation basée sur la distance entre les fascines que pour une implantation basée sur une aire contributive de 10 ha entre chaque fascine.

La sélection suivant une distance minimale imposée entre les fascines permet une réduction de la quantité totale de sédiments exportés hors du bassin pour des distances de 50, 100 et 150 m par rapport à l'implantation d'une fascine tous les 10 ha d'aire contributive. Jusqu'à 29,5 tonnes supplémentaires peuvent être conservées au sein du bassin versant pilote, ce qui représente une réduction de 16,8 % du rendement en sédiments.

Tableau 4.3 – Données de sortie des simulations pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans et les 11 fascines les plus efficaces sélectionnées de fascines à partir des différentes aires contributives considérées.

Aire contributive initiale	Méthode	Nombre de fascines	Masse de sédiments érodés (tonnes)	Redéposition totale (tonnes)	Rendement en sédiments à l'exutoire (tonnes)
10 ha	/	12	175,3	38,8	136,5
1 ha	Avec écrémage	11	175,3	62,1	113,2
	Sans écrémage		174,6	66,0	108,6
2 ha	Avec écrémage	11	174,0	61,1	112,9
	Sans écrémage		173,8	61,2	112,6
3,5 ha	Avec écrémage	11	174,6	54,7	119,9
	Sans écrémage		174,6	54,7	119,9
5 ha	Sans écrémage	11	174,6	46,7	127,9
7,5 ha	Sans écrémage	11	175,3	38,0	137,3

Le tableau 4.3 montre que, bien qu'il y ait une fascine de moins, la sélection de fascines à partir d'aires contributives inférieures à 10 ha donne un rendement en sédiments à l'exutoire moins élevé qu'avec l'implantation directe d'une fascine tous les 10 ha d'aire contributive. Pour cette dernière, 136,5 tonnes atteignent l'exutoire. La différence de rendement atteint 27,9 tonnes quand la sélection sans écrémage a lieu à partir d'une aire contributive de 1 ha. La sélection avec écrémage pour cette même aire contributive initiale engendre un rendement en sédiments supérieur, avec 113,2 tonnes contre 108,6 sans écrémage. Cela peut s'expliquer par le fait que la sélection par écrémage repose uniquement sur la redéposition aux fascines. En effet, la présence d'une fascine sur un pixel générant en temps normal de l'érosion concentrée, empêche ce phénomène érosif d'avoir lieu. Or, cette perte en terre évitée (jusqu'à 700 kg) n'est pas quantifiée par la redéposition. Cela explique pourquoi la quantité de terres érodées pour la sélection avec écrémage à partir de 1 ha est plus élevée que pour les sélections à partir d'aires contributives de 2 et 3,5 ha. Pour une sélection à partir de 2 ha d'aire contributive, le rendement est moindre avec 112,9 tonnes de sédiments atteignant l'exutoire. La méthode sans écrémage est également légèrement plus efficace (- 0,3 tonnes). Pour ces

deux aires contributives, la sélection sans écrémage engendre moins d'érosion sur le bassin versant.

Des rendements en sédiments plus faibles, ne confirment pas toujours une érosion moindre. En effet, malgré un rendement en sédiment plus élevé, les masses de sédiments érodés obtenues pour la sélection à partir de 2 ha d'aire contributive sont plus faibles que celles obtenues, sans écrémage, à partir de 1 ha d'aire contributive.

La sélection réalisée pour une pluie avec un temps de retour de 20 ans conduit exactement au même emplacement de fascines contrairement à la sélection avec écrémage à partir de 1 ha d'aire contributive pour laquelle une seule fascine diffère. La sélection sur la pluie de 37,5 mm a remplacé la fascine la plus en aval, obtenue avec l'autre pluie, par une fascine plus en amont. La carte de ces fascines est présentée en annexe 6.6.1. Soumises à la précipitation de 25 mm, celles-ci donnent un rendement en sédiments à l'exutoire de 113,2 tonnes, soit une valeur supérieure aux 114,1 tonnes pour la sélection à partir de la pluie de 37,5 mm. Cette constatation est identique avec un temps de retour de 20 ans (1,1 tonne recueillie en plus à l'exutoire).

Les rendements en sédiments obtenus par la sélection à partir de l'approche basée sur l'aire contributive sont, pour la plupart, moindres à ceux obtenus à partir de l'approche basée sur la distance. En outre, la sélection à partir d'un événement pluvieux de 5 ans est plus probante car elle conduit à un rendement en sédiments équivalent ou plus faible.

Au vu de ces résultats, une attention particulière est portée aux fascines sélectionnées à partir d'aires contributives de 1, 2 et 3.5 ha et de la pluie de 25 mm.

4.3.2 Analyse des méthodes de sélection

La figure 4.13 montre que les différentes étapes d'écrémage ne conduisent pas nécessairement à une sédimentation médiane supérieure aux fascines. Pour une aire contributive initiale de 1 ha, la redéposition totale modélisée aux fascines sélectionnées par écrémage est de 62,1 tonnes contre 66,0 tonnes pour la sélection sans écrémage. La redéposition médiane aux fascines pour la sélection par écrémage avec une aire contributive initiale de 1 ha n'est cependant pas significativement différente comparé à celle sans écrémage ; la p-valeur du test de Kruskal-Wallis étant supérieure à $p = 0,05$. Pour des aires contributives de 2 ha, la redéposition est légèrement inférieure, avec respectivement 61,0 et 61,8 tonnes sédimentées, pour la méthode avec écrémage et pour celle sans écrémage. Le test de Kruskal-Wallis montre une similitude importante entre les

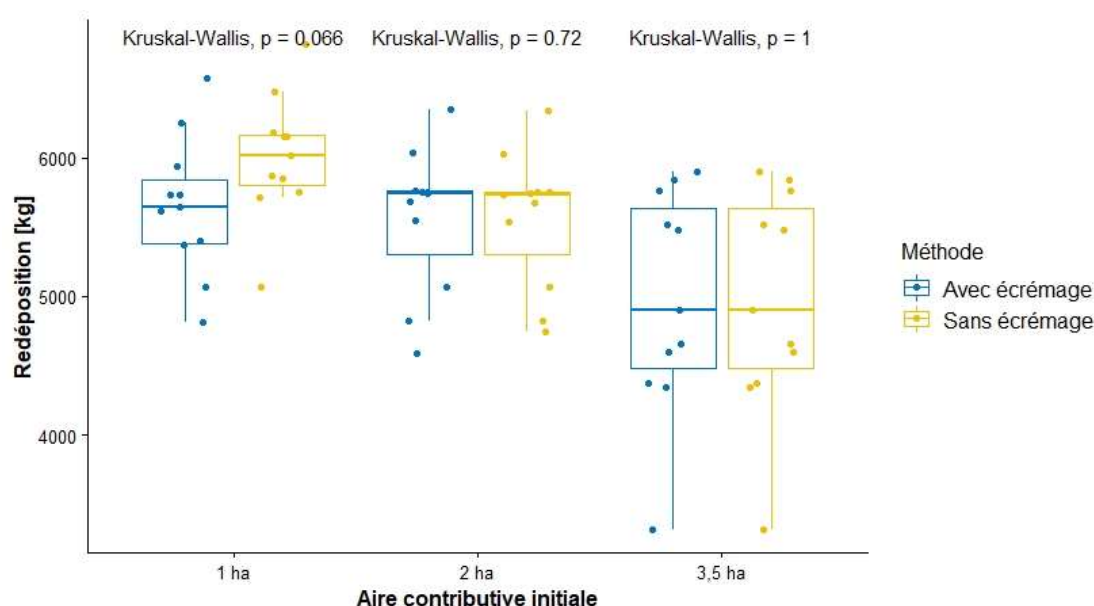


FIGURE 4.13 – Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines résultant de la méthode de sélection selon l'aire contributive initiale pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans et test de Kruskal-Wallis entre les méthodes pour une aire contributive initiale identique.

médianes obtenues par les deux méthodes de sélection pour cette aire contributive. Les fascines obtenues par la méthode d'écrémage sont majoritairement identiques à celles obtenues sans les étapes d'écrémage. Pour une aire contributive initiale de 3,5 ha, elles sont toutes, la p-valeur valant $p = 1,0$. Une aire contributive minimale plus petite entraîne une redéposition plus homogène entre chaque fascine sélectionnée. Dans le bassin versant pilote, 50 % des fascines sélectionnées à partir d'une aire contributive de 1 ha ont une redéposition entre 5,4 tonnes et 5,9 tonnes tandis que pour 3,5 ha d'aire contributive, la sédimentation varie de 4,4 tonnes à 5,8 tonnes.

La sélection par écrémage donne des redépositions aux fascines significativement différentes à celles obtenues en implantant des fascines tous les 10 ha d'aire contributive. Le test de Kruskal-Wallis sur la figure 4.14, avec $p < 0,05$ par rapport à une aire contributive initiale de 1 ha, en témoigne. La sélection des fascines à partir d'aires contributives plus petites est donc censée. La redéposition aux fascines sélectionnées à partir d'une aire contributive de 1, 2 et 3,5 ha ne présente pas de différence significative entre elles. Les sédimentations aux fascines pour les aires contributives de 1 et 2 ha sont d'ailleurs assez similaires.

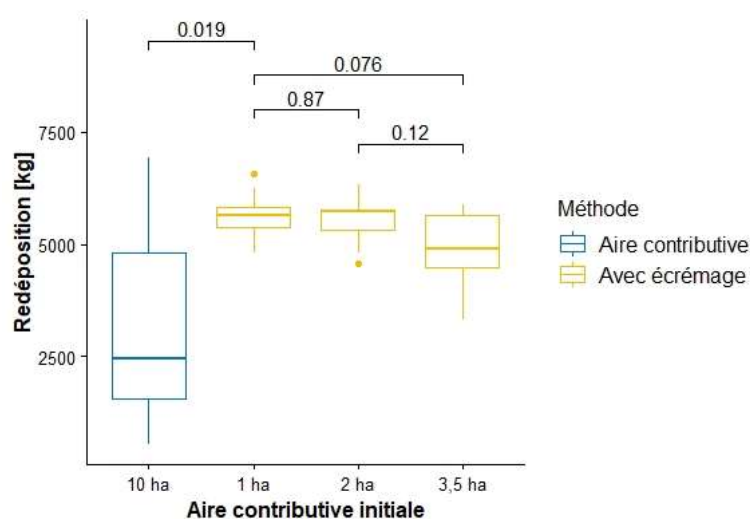


FIGURE 4.14 – Boîtes à moustaches de la redéposition aux fascines résultant de la méthode de sélection pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans selon l'aire contributive initiale et test de Kruskal-Wallis entre les redépositions mesurées des fascines résultant de l'écrémage et d'une aire contributive initiale de 10 ha.

4.3.3 Évolution de l'érosion en fonction de l'avancement de la sélection

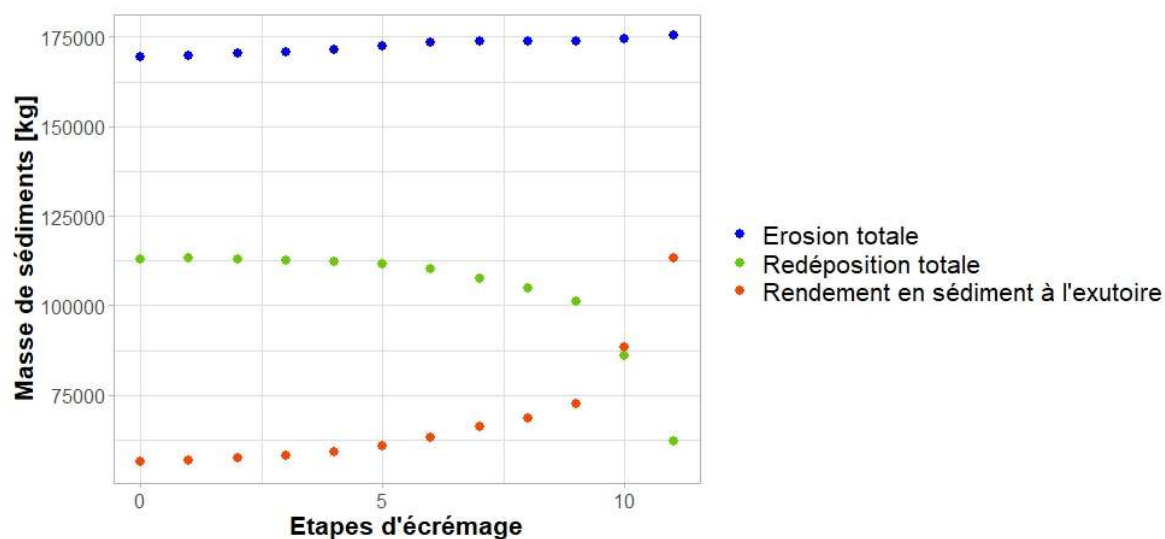


FIGURE 4.15 – Evolution de l'érosion et de la redéposition totale au sein du bassin versant pilote en fonction de l'étape d'écrémage (0 : état initial ; 11 : état final) pour une sélection à partir de 1 ha d'aire contributive et une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans.

Comme le montre la figure 4.15, l'érosion totale au sein du bassin versant pilote augmente avec un nombre décroissant de fascines dans le bassin versant. La redéposition

totale au sein de bassin versant diminue faiblement avec les premiers retraits de fascines. Plus l'étape d'écrouissage est avancée, plus grande est la diminution de sédimentation au sein du bassin versant pilote. Pour les cinq premières étapes, la diminution entre chaque étape n'excède pas une tonne. Pour les deux dernières étapes la réduction est de 15,2 et 24,0 tonnes.

4.3.4 Analyse factorielle des données mixtes

L'analyse factorielle des données mixtes a été réalisée pour une sélection à partir d'une fascine implantée tous les 1 ha d'aire contributive et une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans.

La table de corrélation, présente en annexe 6.6.2, a permis de sélectionner les variables représentatives pour cette analyse factorielle. Le débit maximal, la hauteur de ruissellement, le rendement en sédiments et la vitesse maximale, avec et sans fascines, ainsi que l'aire contributive ont une corrélation avec la redéposition supérieure à 0,90. La redéposition a été choisie comme variable représentative. Les durées de ruissellement avec ou sans fascines présentent également une très forte corrélation. Elles sont regroupées sous une seule variable.

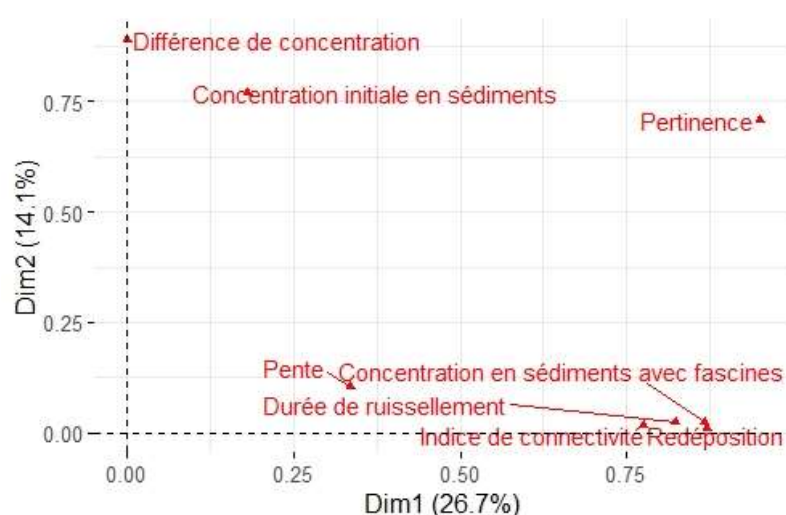


FIGURE 4.16 – Corrélation entre les variables et contribution des variables aux deux premières dimensions.

La figure 4.16 montre que la caractérisation des variables dans les deux premières dimensions est assez faible. 40,8 % de la variance est expliquée par ces deux dimensions. La redéposition, la concentration en sédiments en présence de fascines, la durée de

ruissellement et l'indice de connectivité sont les principaux contributeurs de la première dimension tandis que les différences de concentration en sédiments ainsi que la concentration initiale le sont pour la seconde dimension. La pertinence est caractérisée dans ces deux dimensions.

La troisième dimension comporte 8 % de l'information. La pertinence et la pente contribuent respectivement à 60 % et 25 % de cette dimension. Les autres axes, ayant une part explicative inférieure à 6 %, sont principalement définis par la pertinence (plus de 90 % de contribution). Ils ne sont donc pas pris en considération pour la suite de l'analyse factorielle.

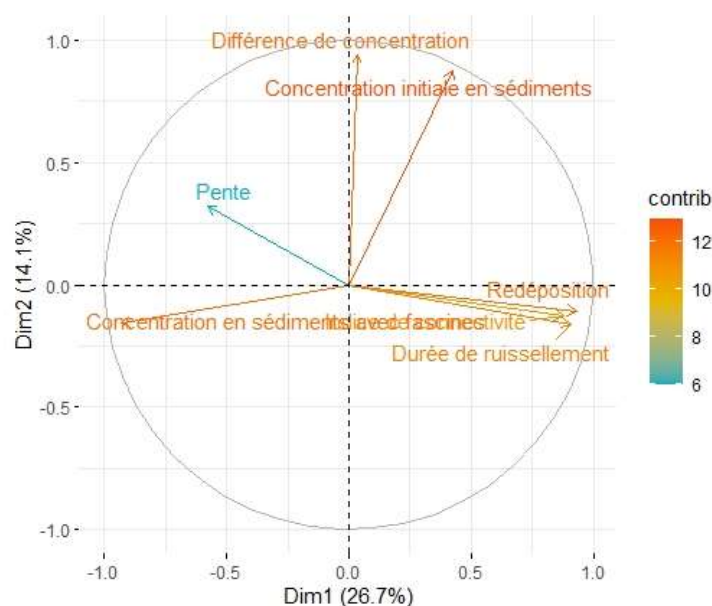


FIGURE 4.17 – Cercle de corrélation des variables quantitatives et qualité de la représentation de ces variables sur les deux premières dimensions.

D'après la figure 4.17, la première dimension caractérise la sédimentation. La redéposition est positivement corrélée à l'aire contributive, la durée de ruissellement et la différence de concentration aux fascines et inversement corrélée à la pente. La redéposition a donc lieu en aval du bassin versant où les pentes sont plus faibles. La différence de concentration aux fascines est indépendante de la concentration initiale en sédiments et faiblement corrélée à la concentration finale en sédiments.

La figure 4.18 montre que la sélection des fascines est, dans un premier temps, caractérisée par les variables de la première et seconde dimension, c'est à dire, la sédimentation et les concentrations en sédiments avec et sans fascines. Ensuite, la sélection est in-

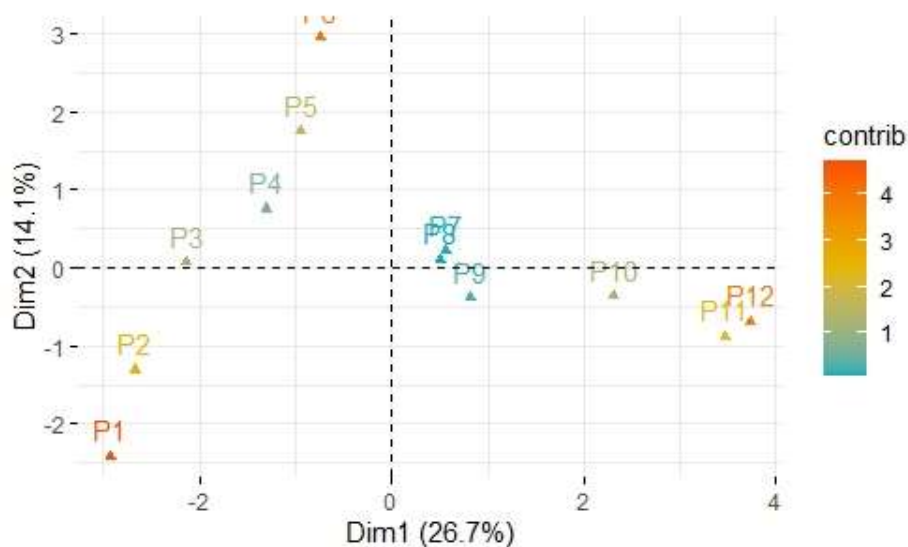


FIGURE 4.18 – Caractérisation de la pertinence sur les deux premières dimensions (P1 : fascines les moins pertinentes ; P12 : fascines les plus pertinentes).

dépendante des variables intervenant dans les deux premières dimensions et est liée à celle de la troisième dimension : la pente (P7, P8 et P9). Les fascines résultantes sont finalement sélectionnées selon les critères caractérisant la sédimentation de la première dimension.

4.3.5 Localisation des fascines sélectionnées

Les fascines issues de la sélection sont toutes situées en aval du bassin versant, le long de l'axe de concentration du ruissellement avec des aires contributives supérieures à 65 ha.

La méthode d'écramage à partir de 1 ha d'aire contributive produit certaines fascines plus en amont que pour la méthode sans écramage (figure 4.19). Pour la sélection avec écramage à partir de l'événement pluvieux de $T = 20$ ans, une seule localisation diffère. La fascine la plus en aval avec une pluie $T = 5$ ans disparaît au profit d'une nouvelle fascine 150 m plus en amont (annexe 6.6.1).

Pour les fascines sélectionnées à partir de 1 ha d'aire contributive et une précipitation $T = 5$ ans, les deux fascines extrêmes sont séparées de 625 m suivant l'axe de ruissellement. 8 fascines sur 11 se retrouvent sur un intervalle de 265 m, soit une fascine tous les 33 mètres ; certaines étant distantes de 11 m.

Les fascines résultantes pour cette aire contributive ne correspondent pas aux 11 fascines les plus en aval du bassin versant parmi les 118 avant la sélection. Cette constatation n'est plus d'application à partir d'une aire contributive de 3,5 ha.

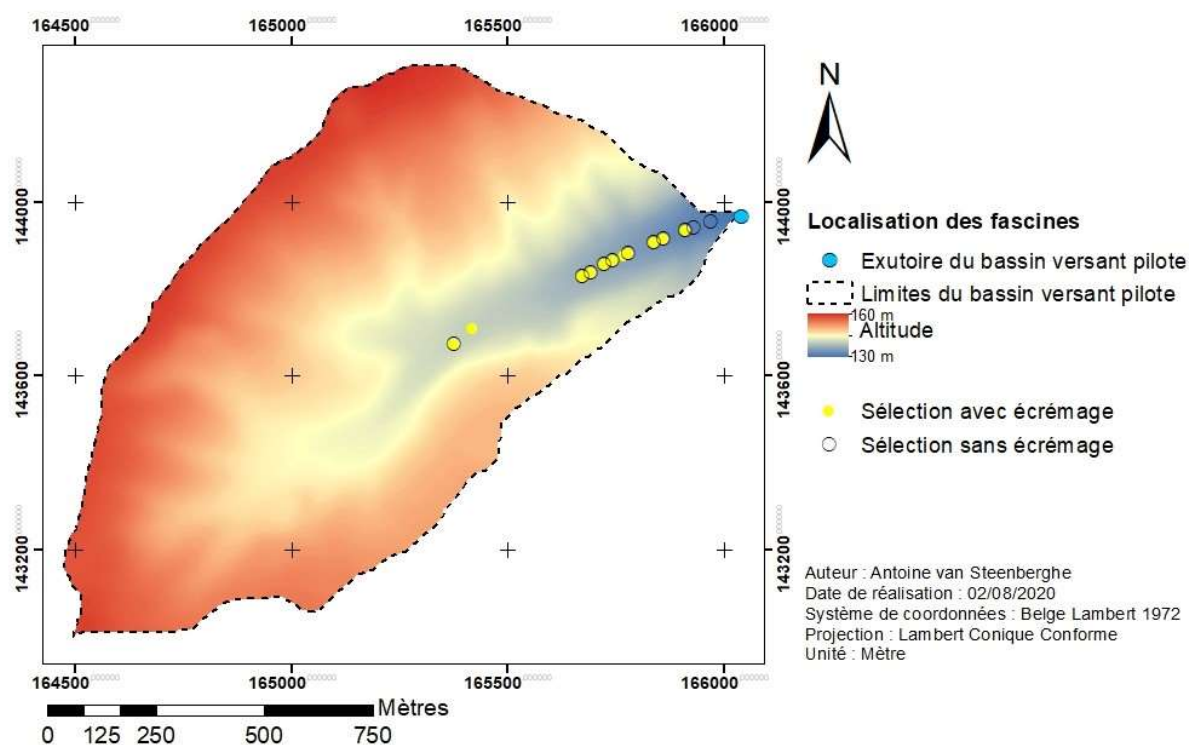


FIGURE 4.19 – Localisation des fascines sélectionnées à partir d'une aire contributive de 1 ha selon les deux méthodes de sélection pour une précipitation avec un temps de retour $T = 5$ ans.

4.4 Connectivité

La figure 4.20 montre que les fascines ont un impact sur la connectivité dans le bassin versant pilote (la carte de la connectivité sans fascines se trouve en annexe 6.7). La variation de cette connectivité diffère selon une approche sélective à partir de 1 ha d'aire contributive et un emplacement de fascines tous les 10 ha d'aire contributive. Pour un emplacement tous les 10 ha d'aire contributive, la réduction de la connectivité a surtout lieu en amont du bassin versant pilote. Cette réduction reste faible, ne dépassant pas 5,8 %. Pour les pixels n'intervenant pas dans la contribution des 80 premiers hectares d'aire contributive, la différence de connectivité par rapport à l'état initial sans fascine est quasiment nulle, excepté le long de l'axe de ruissellement. 9 des 11 fascines sont

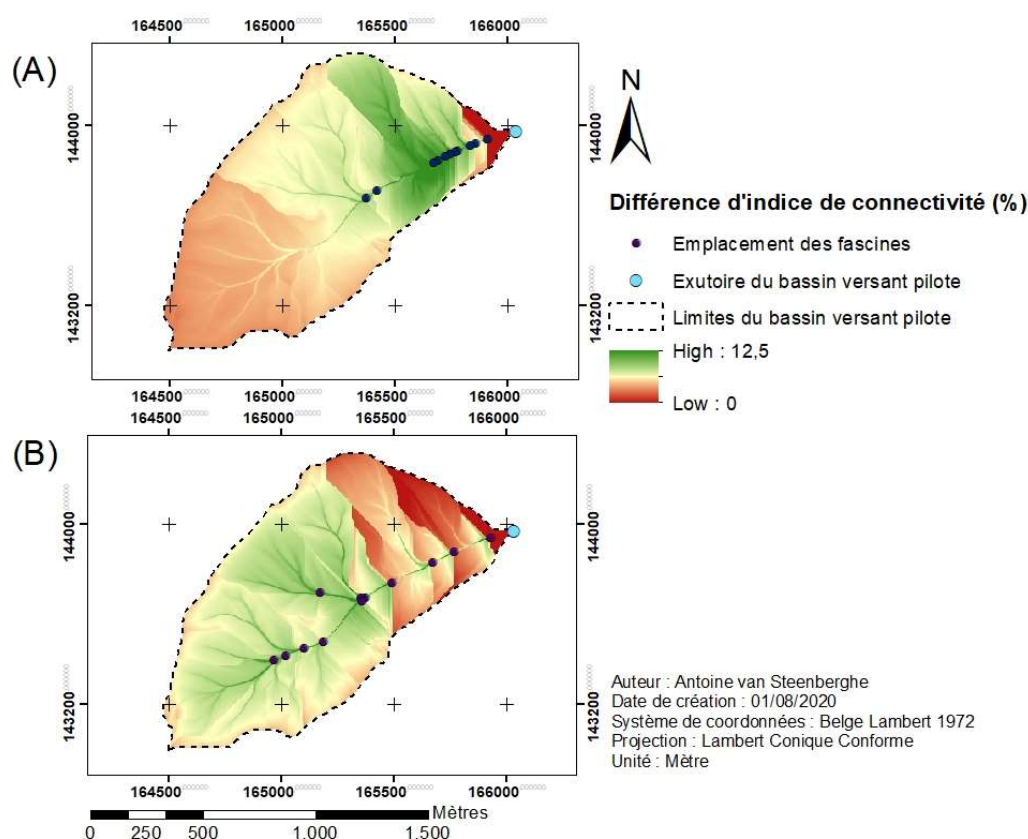


FIGURE 4.20 – Variation de l'indice de connectivité dans le bassin versant pilote entre l'absence et la présence de fascines selon une sélection par écrémage à partir de 1 ha d'aire contributive (A) ou 10 ha d'aire contributive (B).

situées en amont de ce point, pour 56 % des sédiments érodés dans le bassin versant pilote sans aménagement.

Les fascines sélectionnées influencent de manière négligeable l'indice de connectivité sur les pentes les plus éloignées de l'exutoire. La réduction de cet indice est plus grande en aval où se concentrent les fascines. Cette réduction atteint jusqu'à 12,6 % sur les versants à proximité du regroupement des fascines.

4.5 Confirmation sur le bassin versant de Villeroix

Afin de déterminer si les résultats précédemment obtenus ne sont pas occasionnels, une confirmation est faite sur le bassin versant de Villeroix. La méthode de sélection la plus efficace identifiée, soit celle à partir de l'aire contributive pour une précipitation de 25 mm pendant 75 minutes, est reproduite.

Tableau 4.4 – Données de sortie des simulations pour les sélections de fascines à partir des différentes aires contributives considérées et une précipitation de 25 mm pendant 75 minutes.

Aire contributive initiale	Méthode	Nombre de fascines	Masse de sédiments érodés (tonnes)	Redéposition totale (tonnes)	Rendement en sédiments à l'exutoire (tonnes)
10 ha	/	43	411,8	133,0	278,8
1 ha	Avec écrémage	37	410,1	208,8	201,3
	Sans écrémage	37	410,1	207,6	202,5
2 ha	Avec écrémage	37	410,8	195,9	214,9
	Sans écrémage	37	410,8	206,2	204,5
3,5 ha	Avec écrémage	37	411,4	181,8	229,7
	Sans écrémage	37	411,4	181,3	230,1
5 ha	Avec écrémage	37	410,5	160,0	250,5
	Sans écrémage	37	410,5	160,0	250,5
7,5 ha	Avec écrémage	37	410,6	136,4	274,2
	Sans écrémage	37	410,6	136,4	274,2

Deux axes d'écoulement principaux peuvent être identifiés dans ce bassin : le premier dans la partie occupée par le bassin versant pilote, le second dans l'autre partie. Ces deux axes se rejoignent à proximité de l'exutoire. En présence d'une pluie de 25 mm, 412,6 tonnes de terre sont exportées à l'exutoire dont 176 proviennent du bassin versant pilote. 48 % de l'érosion est diffuse. Le tableau 4.4 montre que plus l'aire contributive initiale pour la sélection est petite, plus le rendement en sédiments est faible. Pour une sélection à partir d'une aire initiale de 1 ha, 201,3 tonnes de sédiments arrivent à l'exutoire contre 278,8 tonnes pour une implantation de fascines avec une aire contributive de 10 ha entre chaque fascine ; soit une économie de 77,5 tonnes ou 27,8 % et cela pour 6 fascines de moins.

La sélection par écrémage n'apporte, au mieux, qu'une faible réduction du rendement en sédiments à l'exutoire, (1,2 tonnes pour une aire contributive initiale entre chaque fascine de 1 ha), mais peut également s'avérer moins efficace qu'une sélection directe. Ainsi, pour une aire contributive initiale entre chaque fascine de 2 ha, la sélection par écrémage entraîne un rendement à l'exutoire de 10,1 tonnes supplémentaire comparée à la méthode sans écrémage.

L'érosion totale au sein du bassin versant n'est guère influencée par les différentes sélections opérées. La différence de 1,7 tonnes obtenue entre une sélection à partir d'aires contributives de 1 ha et de 10 ha est insignifiante par rapport aux 411,8 tonnes érodées dans le bassin versant.

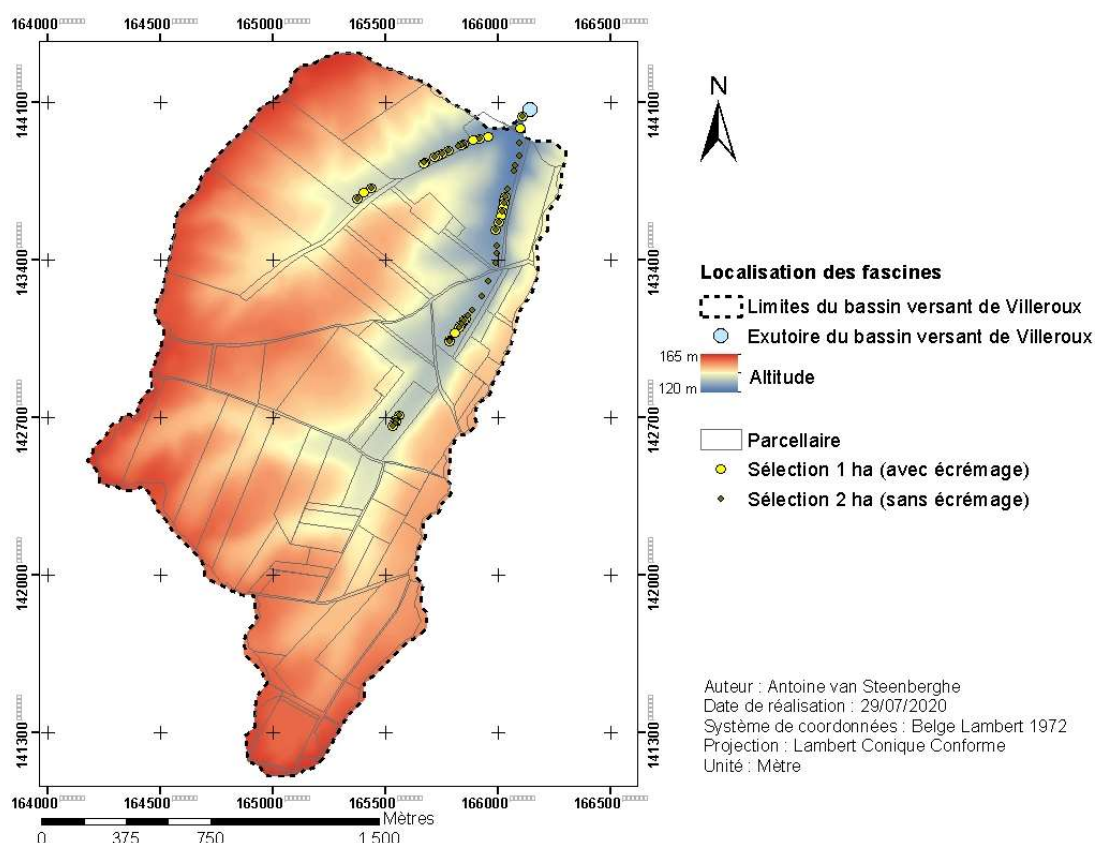


FIGURE 4.21 – Localisation des fascines sélectionnées pour une aire initiale contributive de 1 et 2 ha entre chaque fascine à partir d’une pluie de 25 mm pendant 75 minutes sur le bassin versant de Villeroix.

Les fascines sélectionnées par la méthode d’écrouissage, à partir d’une aire contributive minimale de 1 ha entre chaque fascine, sont rassemblées en différents lieux du bassin versant par groupes de 3 à 12 fascines dans lesquels la distance entre chaque fascine ne dépasse 50 m ; certaines sont distantes de 6 mètres seulement. Deux fascines situées à proximité de l’exutoire ne répondent pas à cette observation . L’aire contributive minimale aux fascines est de 76 ha. 14 fascines sont implantées dans le bassin versant pilote ; 22 le sont le long de l’axe de ruissellement de l’autre partie du bassin versant de Villeroix et 1 fascine se retrouve à l’intersection des deux axes. La redépôt sur l’axe du bassin versant pilote est de 77,2 tonnes contre 123,0 tonnes pour l’autre axe, soit respectivement 43,1 % et 54,0 % des sédiments érodés sur leur zone contributive. La redépôt moyenne pour les fascines du bassin versant pilote est de 5,5 tonnes contre 5,6 tonnes pour l’autre partie du bassin versant de Villeroix.

Les fascines sélectionnées par la méthode sans écouillage à partir d’une aire contributive de 2 ha se répartissent de manière plus régulière dans le bassin versant. L’aire

contributive minimale des fascines vaut également 76 ha. 10 fascines sont localisées sur le bassin versant pilote, 26 dans l'autre partie du bassin versant et 1 à la jonction des deux axes de ruissellement concentré.

La figure 4.21 montre les limites des parcelles dans le bassin en 2016 ainsi que la localisation des fascines sélectionnées. Les limites des parcelles sont minoritairement perpendiculaires aux axes de concentration qui les traversent. L'installation des fascines, sans affecter le travail agricole, est dès lors plus ardue. Les fascines résultant de la sélection se situent pour la majorité au milieu de ces parcelles.

5 | Discussion

5.1 Comparaison dans les approches d'implantation

Les deux méthodes d'implantation évaluées dans ce travail présentent chacune des avantages et des inconvénients.

L'approche basée sur la distance entre les fascines garantit une distance minimale entre chaque fascine le long de l'axe de concentration. Bien que cette distance soit maintenue, deux sections peuvent être latéralement séparées de quelques mètres car elles se trouvent sur des axes de ruissellement différents et peuvent être considérées comme deux fascines distinctes malgré le fait qu'elles n'en forment qu'une seule sur le terrain (figure 5.1).

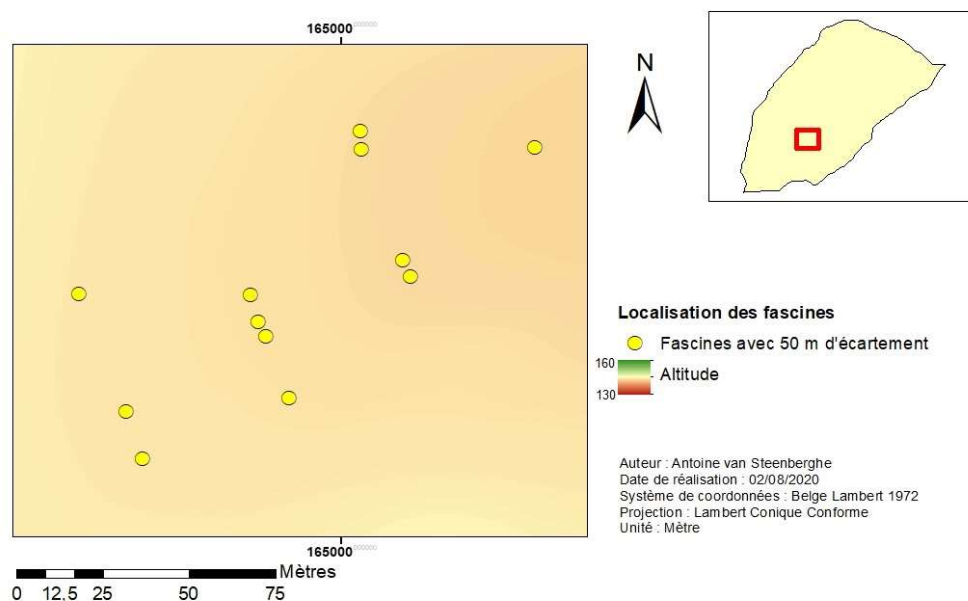


FIGURE 5.1 – Localisation de fascines implantées avec un écartement de 50 m sur une partie du bassin versant pilote.

L'approche s'appuyant sur l'aire contributive permet, quant à elle, de placer des fascines aux jonctions des axes de ruissellement. Cependant, en aval, où les flux se concentrent, cela entraîne l'implantation de fascines à proximité l'une de l'autre sur de courtes distances (figure 5.2). Ainsi, il n'est pas rare de trouver 3 fascines sur des distances inférieures à 20 m, ce qui peut entraîner des difficultés lors de leur installation.

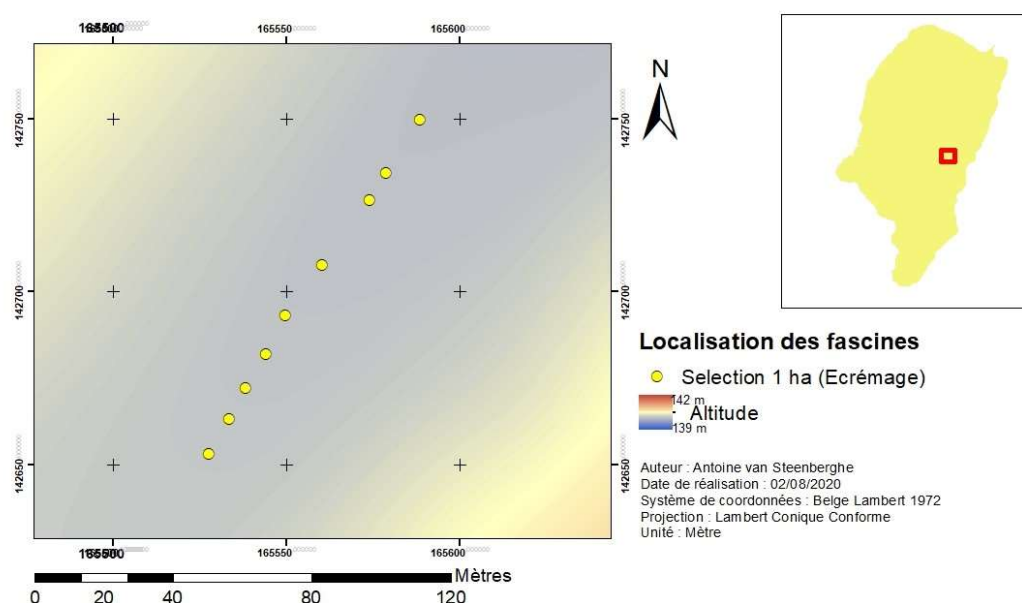


FIGURE 5.2 – Localisation de fascines sélectionnées par la méthode d'écrémage pour une sélection à partir de 1 ha d'aire contributive au sein du bassin versant de Villeroix avec une précipitation de 25 mm pendant 75 min.

La redéposition dépend du débit et de la quantité totale de sédiments passant par l'aménagement. La figure 4.5 montre qu'au-delà d'un certain débit, l'efficacité de rétention est constante et que la sédimentation repose uniquement sur le rendement en sédiments à la fascine. L'efficacité est maximale pour des débits égaux ou inférieurs à 10 ls^{-1} et décroît rapidement pour des débits plus élevés. *Ouvry et al.* ont mesuré des efficacités semblables pour des concentrations en sédiments similaires et des débits inférieurs à 12 ls^{-1} (entre 94 % 99 % pour des particules de taille supérieure à $63 \mu\text{m}$) (*Ouvry et al.*, 2012). De même, *Richet et al.* observent une augmentation du taux de transfert des sédiments avec des débits plus élevés (*Richet et al.*, 2017). Cependant, aucune étude évaluant l'efficacité des fascines pour des débits supérieurs à 20 ls^{-1} n'est à ce jour disponible. Or, la majorité des débits de pointe rencontrés dans ce travail sont supérieurs à cette valeur.

Pour un événement pluvieux générant des débits élevés, une concentration des fascines en aval, comme le permet l'approche basée sur l'aire contributive, est plus efficace.

La sédimentation aux fascines a lieu grâce au ralentissement du ruissellement qu'elles engendrent. Pour une précipitation avec une intensité de 20 mm h^{-1} , le débit de pointe mesuré en aval est supérieur à 1000 ls^{-1} . Ce dernier doit être relativisé car, pour les faibles pentes, les flux ne se concentrent pas tous sur 2 m. Néanmoins, des interroga-

tions peuvent se poser quant à la robustesse des fascines face à de tels débits et à leur capacité à laminar ceux-ci sans être submergées.

L'approche basée sur l'aire contributive devrait donc être privilégiée car elle répond à l'observation de l'augmentation de redéposition avec l'aire contributive et permet de réduire la quantité de sédiments exportés hors du bassin versant.

La prise en compte de l'écartement n'est, cependant, pas dénuée de sens car elle résout un des problèmes de l'implantation basée sur l'aire contributive : la concentration de fascines le long de l'axe de ruissellement sur des distances courtes empêchant l'implantation sur le terrain.

5.2 Sélection des fascines les plus efficaces

La sélection des fascines à partir de l'aire contributive, plus efficace que celle basée sur la distance, montre que le rendement à l'exutoire varie en fonction de la méthode de sélection et de l'aire contributive minimale entre chaque fascine. Une aire contributive initiale plus petite entraîne généralement un rendement moindre. Par ailleurs, il est difficile de déterminer quelle méthode est la plus efficace, chacune l'étant à son tour pour les bassins versants.

L'analyse factorielle des données mixtes a montré qu'il était compliqué d'obtenir, de façon plus simple, les fascines sélectionnées par la méthode avec écrémage ; chacune des variables identifiées intervenant à une ou plusieurs étapes du processus. Pour un nombre réduit de fascines avant la sélection, il est déconseillé d'utiliser la méthode d'écrémage car elle apporte les mêmes résultats que la sélection directe.

De plus, la sélection à partir d'une pluie de 20 ans, donne les mêmes fascines que celle avec une pluie de 5 ans, sauf pour celles réalisées avec une aire contributive de 1 ha. Cependant, le rendement en sédiments des fascines sélectionnées est légèrement moins bon pour l'approche avec une pluie vicennale. Une sélection à partir d'un événement pluvieux quinquennal doit donc être préféré.

Les fascines pour lesquelles la redéposition est maximisée se situent en aval du bassin versant ; ces fascines étant généralement proches l'une de l'autre et à la jonction d'axes de ruissellement. Comme expliqué précédemment, la redéposition totale dépend principalement du débit et de la quantité totale de sédiments traversant chaque pixel. Elle est donc globalement plus importante pour des aires contributives plus grandes. Il est

dès lors judicieux de placer plusieurs fascines les-unes à la suite des autres en aval des bassin versants tout en restant critique sur leur résistance et leur efficacité face à de tels débits.

En outre, la sélection des fascines repose, dans ce travail, uniquement sur la redéposition. Cette approche donne de bons résultats mais ne semble pas être la plus optimale. En effet, si la sélection par la maximisation de la redéposition l'était, la méthode de sélection avec écrémage devrait toujours donner des résultats meilleurs ou équivalents à ceux obtenus par la sélection sans écrémage, ce qui n'est pas le cas. Cela s'explique par l'absence de considération de l'effet anti-érosif engendré par la fascine dans la sélection. Les éléments végétatifs linéaires permettent de disperser le ruissellement concentré et de prévenir la formation de rigoles (NRCS, s.d.). Leur retrait ne provoque donc pas seulement une perte de sédimentation mais peuvent également engendrer de l'érosion supplémentaire. Dans les simulations réalisées, une perte en terre additionnelle allant jusqu'à 700 kg peut être mesurée au seul emplacement de la fascine. La prise en compte de l'érosion induite par le retrait de ces aménagements doit dès lors être intégrée à la sélection.

5.3 Limites des données, du modèle et des codes d'implantation

Lors du choix des données d'entrée, un certain nombre d'hypothèses discutables ont été faites.

Tout d'abord, les valeurs caractérisant le ruissellement et le transport des sédiments au sein du bassin versant proviennent de sources différentes. La capacité d'infiltration et le potentiel de concentration en sédiments sont issus de la caractérisation réalisée par *V. Cantreul* pour le bassin versant, tandis que le coefficient d'imbibition, le coefficient de Manning et l'érodibilité proviennent des travaux de *V. Landemaine* (Cantreul, 2020 ; Landemaine, 2016). Ces derniers sont une extrapolation de données mesurées sur des bassins versants du nord de la France. Or, les caractéristiques des sols normands ne sont pas identiques à celles rencontrées dans le bassin versant de Villeroix.

De plus, les valeurs issues de *V. Landemaine* varient d'une saison à une autre. L'exactitude de ces valeurs est donc moindre que celles issues de *V. Cantreul* qui sont exprimées par mois. L'association à partir du code d'unité pédologique entraîne également des approximations. En effet, ce code ne prend en compte que 5 types de sols alors que le SPW en identifie jusqu'à 20 pour la Région wallonne.

Les données d'érosion pour le bassin versant sont dès lors peu fiables mais semblent néanmoins réalistes. L'objectif de ce travail étant de caractériser le positionnement optimal des fascines, cela ne constitue pas une problématique majeure.

Outre les paramètres d'entrée, le modèle présente également certaines approximations et limites.

Premièrement, l'écoulement hors du pixel dépend de la pente. Sous 2 %, le flux est multidirectionnel (*Multiple Flow Direction*) et au-delà, il est unidirectionnel (*Single flow direction*). Bien que cette distinction soit issue d'observations sur le terrain (Cerdan *et al.*, 2002), la transition entre les deux crée des incohérences dans les phénomènes érosifs. Aucune rigole ne se forme sur les pixels soumis au MFD, malgré un débit suffisant pour provoquer de l'érosion concentrée. Ainsi, certains pixels, pourtant voisins le long de l'axe de concentration, connaissent une érosion nette pouvant passer de moins de 2,5 kg m² à 175 kg m² et inversement.

De plus, la redéposition dans les pixels n'est pas limitée. La redéposition moyenne aux fascines est de 5,6 tonnes, soit 1,4 tonnes par mètre carré. La hauteur des fascines n'excédant pas 75 cm, elles ne peuvent retenir la totalité des sédiments sur un seul pixel. Cependant, la longueur moyenne de ces fascines est de 30 m (Biielders *et al.*, 2016a). Cette redéposition peut donc généralement avoir lieu au-delà des axes de ruissellement concentré.

Le code utilisé pour l'implantation des fascines connaît également des limites.

Comme le modèle crée une fascine, uniquement sur la section traversée par l'axe de concentration du ruissellement, la largeur de la fascine dépend de la taille du pixel. Dans le cadre de ce travail, la fascine ne fait dès lors que 2 m de large. La direction du flux dans WATERSED n'est pas influencée par la présence de la fascine, ce qui limite le problème de l'étendue de la fascine. Associée à la pente, cette étendue permettrait, cependant, d'estimer la capacité de stockage de la fascine et donc sa «longévité».

De plus, cette limite spatiale complique la détermination du nombre optimal de fascines à placer dans le bassin versant. En effet, il a été considéré une longueur moyenne de 30 m pour chaque fascine. Or, la longueur de la fascine dépend des caractéristiques altimétriques. Des fascines situées sur des portions plus plates seront plus étendues que des fascines situées sur des terrains escarpés.

En sus du point précédent, l'estimation du coût des dégâts a été réalisée par une extrapolation d'estimations réalisées pour un autre bassin versant de la ceinture limoneuse. Dogot *et al.* ont démontré que le coût des dégâts varie de manière significative d'un

bassin versant à l'autre et dépend surtout des infrastructures en aval. Par ailleurs, le nombre optimal de fascines repose sur l'hypothèse de la rétention de tous les sédiments par celles-ci et donc des dégâts inexistantes en aval. Or, pour bassin versant de Villeroix, plus de 49 % des sédiments sont exportés malgré les 37 fascines présentes. Une estimation du coût en fonction du nombre de tonnes exportées du bassin versant est plus appropriée.

Enfin, l'hypothèse a été émise que les caractéristiques agricoles sont uniformes sur l'ensemble du bassin versant. Or, dans les faits, les cultures varient d'une parcelle à l'autre. Une simulation prenant en compte les cultures actuellement implantées est exacte pour la période considérée. Cependant, les fascines sont installées pour palier à plusieurs événements érosifs et restent donc en place pour plusieurs années. Comme l'assolement varie chaque année, il est judicieux de réaliser la simulation en prenant en compte les éléments de paysage permanents (prairies, bois *etc.*) et en considérant des parcelles sensibles à l'érosion typiques du bassin versant.

5.4 Perspectives

L'implantation de fascines à partir de la modélisation permet d'optimiser l'emplacement de celles-ci sur un bassin versant. L'efficacité de celles-ci dépend notamment du modèle et des paramètres d'entrée.

Le modèle étant récent, il est encore sujet à des mises à jour régulières permettant de mieux caractériser l'érosion et l'impact des aménagements. La dernière version, en phase finale de développement, caractérise mieux les écoulements d'une cellule à une autre. N'ayant pas été évaluée pour les bassins versants limoneux de Belgique, elle n'a pas été utilisée pour ce travail. WATERSED offre néanmoins des perspectives intéressantes pour l'évaluation de l'efficacité des fascines.

Pour répondre aux contraintes agricoles et prendre en compte la présence d'infrastructures ou d'autres éléments empêchant l'implantation de fascines, l'utilisation de la carte d'exclusion dans les modules peut se révéler intéressante. Elle pourrait, par exemple, répondre à la problématique de la localisation des fascines au milieu des parcelles, en les contraignant aux limites de celles-ci.

Et, afin d'éviter d'avoir deux fascines séparées par un dénivelé inférieur à la hauteur de la fascine, l'utilisation de l'outil complémentaire de sélection des fascines suivant le critère de dénivellation minimal est intéressant.

Le code peut être amélioré par l'ajout de l'extension des fascines au-delà du pixel et l'adaptation de l'étendue de celles-ci en fonction du relief. Cela permettrait une meilleure évaluation de l'efficacité des fascines en prenant en compte leur volume de stockage. La détermination du nombre de fascines à planter devrait également reposer sur une évaluation des coûts d'une coulée boueuse propre au bassin versant. Connaissant le nombre d'habitations et les infrastructures pouvant potentiellement être touchées, une estimation grossière peut être réalisée à l'aide des observations réalisées par *Dogot et al. (2019)*.

Aussi, la redéposition aux fascines est une méthode intéressante pour la sélection des fascines performantes. Cependant, baser cette sélection sur ce seul critère ne permet pas d'obtenir les fascines les plus efficaces. Une sélection sur le rendement à l'exutoire serait utile ; le but étant de minimiser le transfert de sédiments hors du bassin versant. Une simulation de l'ensemble des scénarios possibles et la sélection de l'implantation à partir de ceux-ci serait judicieuse. Cette sélection est, certes, plus laborieuse mais s'avère intéressante compte tenu des enjeux financiers.

Enfin, bien que l'objectif premier de ce travail soit de déterminer les emplacements optimaux pour des fascines sur un bassin versant, le regroupement de plusieurs fascines sur une distance réduite est un indicateur pour décider d'implanter de chenaux enherbés sur ces secteurs. Les résultats obtenus par le modèle nécessitent une analyse complémentaire avant le placement de fascines aux endroits localisés.

Conclusion

L'objectif de ce mémoire était de déterminer la meilleure implantation possible pour une fascine au sein d'un bassin versant. A cette fin, WATERSED, un modèle caractérisant l'érosion et la redéposition a été utilisé. Deux approches d'implantation, l'écartement minimal et l'aire contributive entre les fascines, ainsi que deux méthodes de sélection (avec ou sans écrémage) ont été comparées pour deux événements érosifs sur un même bassin versant.

La sédimentation repose principalement sur le rendement en sédiments aux fascines. Néanmoins, en amont, les plus faibles débits jouent un rôle dans celle-ci. Une concentration des fascines en aval permet de réduire la quantité de sédiments exportés. De manière générale, une diminution de l'écartement ou de l'aire contributive pour la sélection des fascines engendre une réduction de la quantité totale des sédiments exportés hors du bassin versant.

L'approche basée sur l'aire contributive conduit à une meilleure efficacité des fascines que celle définie par l'écartement. Cependant, leur forte proximité n'est pas toujours réaliste.

En ce qui concerne la sélection des fascines, il n'existe pas de différence significative entre les deux méthodes utilisées. Les épisodes érosifs considérés ont conduit à des résultats similaires. Ces résultats ont montré que l'efficacité des fascines ne repose pas uniquement sur la redéposition qu'elles engendrent mais également sur l'érosion qu'elles empêchent.

Afin de compléter cette analyse, il serait intéressant d'utiliser des modules complémentaires d'exclusion et de distanciation dans le but d'associer ces résultats aux cartes parcellaires.

Bibliographie

- AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT. (1995). *L'environnement dans l'Union européenne - 1995; Rapport en support à l'examen du cinquième Programme d'action pour l'environnement*. Accessible sur <https://www.eea.europa.eu/fr/publications/92-827-5263-1-sum>.
- ALEWELL, C., BORELLI, P., MEUSBURGER, K., & PANAGOS, P. (2019). Using the USLE : Chances, challenges and limitation of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, 7 : 203-225.
- ALI, G. (2010). *Utilisation du concept de connectivité en hydrologie. Définitions, approches expérimentales et éléments de modélisation*. (Thèse de doctorat, Université de Montréal). Montréal, Canada.
- ADMINISTRATIE MILIEU,- NATUUR-, LAND- EN WATERBEHEER, AFDELING LAND. (2002). *Werk maken van erosiebestrijding*. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Brussel, 33 pp.
- BIELDERS, C., RAMELOT, C., & PERSOONS, E. (2003). Farmer perception of runoff and erosion and extent of flooding in the silt-loam belt of the Belgian Walloon Region. *Environmental Science & Policy*, 6 : 85-93.
- BIELDERS, C., DEGRÉ, A., DEMARCIN, P., DE WALQUE, B., DEWEZ, A., MAUGNARD, A., & PINEUX, N. (2012). Convention cadre "GISER" gestion intégrée sol érosion ruissellement - Rapport final de la première année (version provisoire). *Université catholique de Louvain, ULG-Gembloux Agro-Bio Tech*, 129p.
- BIELDERS, C., DEGRÉ, A., DEMARCIN, P., DE WALQUE, B., DEWEZ, A., PINEUX, N., STAQUET, J.-B., & SWERTS, G. (2016). GISER - Rapport : Connaissance et gestion du risque de ruissellement et d'érosion. *Université catholique de Louvain, ULG-Gembloux Agro-Bio Tech*, 237p.
- BIELDERS, C., DEGRÉ, A., DEMARCIN, P., DE WALQUE, B., DEWEZ, A., PINEUX, N., STAQUET, J.-B., & SWERTS, G. (2016). Rapport 2015-2016 – Résumé non technique. *Université catholique de Louvain, ULG-Gembloux Agro-Bio Tech*, 184p.

- BOARDMAN, J. & POESEN, J. (2006). Soil Erosion in Europe : Major Processes, Causes and Consequences. *Soil Erosion in Europe*, 477–487.
- BOLLINNE, A., HANOTIAUX, G., & PISSART, A. (1976). L'érosion en milieu agricole. *Pédologie*, 28 :233-245.
- BORSELLI, L., CASSI, P., & TORRI, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape : A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 73 (3) :268-277.
- BRACKEN, L.J., TURNBULL, L., WAINWRIGHT J., & BOGAART, P. (2015). Sediment connectivity : a framework for understanding sediment tranfer at multiple scales. *Earth, Surfaces, Processes and Landforms*, 40 :177-188.
- CAVALLI, M., COMITI, F., & TREVISANI, S. (2013). Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology*, 188 :31-41.
- CAVALLI, M., CREMA, S., & MARCHI, L. (2014). Guidelines on the Sediment Connectivity ArcGISToolbox and stand-alone application. *Sediment management in Alpine bassin*. (s.l).
- CANTREUL, V., BIELDERS, C., CALSAMIGLIA, A., & DEGRÉ, A. (2020). How pixel size affects a sediment connectivity index in central Belgium. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(4) : 884-893.
- CANTREUL, V., PINEUX, N., SWERTS, G., BIELDERS, C., & DEGRÉ, A. (2020). Performance of the LandSoil expert-based model to map erosion and sedimentation : application to a cultivated catchment in central Belgium. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(6) : 1376-1391.
- CANTREUL, V. (2020). *Etude de la connectivité hydrologique et sédimentaire en milieu de plaine agricole – mesure, modélisation et aménagement d'un bassin versant*. (Thèse de doctorat, Université de Liège, ULG-Gembloux Agro-Bio Tech).
- CELLULE GISER. (2016). Bonnes pratiques pour la gestion du risque de ruissellement en zone rurale. *Université catholique de Louvain, ULG-Gembloux Agro-Bio Tech*, 36p.

- CELLULE GISER. (2013). Fiche n°1 : module SCS-GISER - Outil de quantification du ruissellement et du rendement en sédiments. *Université catholique de Louvain, ULG-Gembloux Agro-Bio Tech*, 48p.
- CERDAN, O., COUTURIER, A., LE BISSONNAIS, Y., LECOMTE, V., & SOUCHÈRE, V. (2002). Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : sealing and transfer. *Catena*, 46 : 189-205.
- CERDAN, O., LE BISSONNAIS, Y., GOVERS, G., LECOMTE, V., VAN OOST, K., COUTURIER, A., KING, C., & DUBREUIL, N. (2004). Scale effect on runoff from experimental plots to catchments in agricultural areas in Normandy. *Journal of Hydrology*, 299 : 4-14.
- CERDAN, O., GOVERS, G. LE BISSONNAIS, Y., VAN OOST, K., POESSEN, J. SABY, N., GOBIN, A. ... & DOSTAL T. (2010). Rates and spatial variations of soil erosion in Europe : A study based on erosion plot data. *Geomorphology*, 122(1-2) : 167-177.
- CIAMPALINI, R. & TORRI, D. (1998). Detachment of soil particles by shallow flow : Sampling methodology and observations. *Catena*, 32 : 37-53.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. (2006). *Stratégie thématique en faveur de la protection des sols*. Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, au Comité économique et social européen et au Comité des régions, COM(2006)231 final. Accessible sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006DC0231&from=EN>, consulté le 03/03/2020.
- COMMISSION EUROPÉENNE. (2012). *Définition d'un cadre sur la protection des sols. Mise en œuvre de la stratégie thématique en faveur de la protection des sols et activités en cours. Rapport de la commission au Parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions*. Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, Comité économique et social européen et au Comité des régions, SEC(2006)620. Accessible sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52012DC0046&from=EN>, consulté le 03/03/2020.
- COMMISSION EUROPÉENNE. (2002). *Décision No1600/2002/CE du Parlement européen et du conseil du 22 juillet 2002 établissant le sixième programme d'action communautaire pour l'environnement*. Journal officiel des Communautés eu-

- ropéennes, L242. Accessible sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002D1600&from=fr>, consulté le 03/03/2020.
- CONRAD, O. (2009). *The VIGRA Computer Vision Library Version 1.11.1*. Accessible sur <http://ukoethe.github.io/vigra/>, consulté le 15/02/2020.
- DE VENTE, J., POESEN, J., VERSTRAETEN, G., GOVERS, G., VANMAERCKE, M., VAN ROMPAEY, A. ARABKHEDRI, M., & BOIX-FAYOS, C. (2013). Predicting soil erosion and sediment yield at regional scale : Where do we stand? *Earth-Science Reviews* 127 : 16-29.
- DAUTREBANDE, S., CORDONNIER, H., BIELDERS, C., & THIRION, M. *Lutter contre l'érosion des terres*. In : Région wallonne, Direction Générale de l'Agriculture, *Les livrets de l'agriculture*, 2006, p. 41.
- DELOGE, C. (2017). *Etude de l'efficacité relative des barrages filtrants dans la rétention de sédiments*. (Mémoire de fin d'études, Université catholique de Louvain).
- DOGOT, T., XANTHOULIS, D., BEUVE-MÉRY, J., & STAQUET, J.B. (2019). *Appui à la gestion des risques d'inondation par ruissellement en zones rurales. Analyse des enjeux et quantification des dommages*. Université de Liège, Gembloux.
- DEPARTEMENT LEEFMILIEU, NATUUR EN ENERGIE (2011). *Erosie in Vlaanderen*. Accessible sur <https://www.vlaanderen.be/publicaties/erosie-in-vlaanderen>, consulté le 17/05/2020.
- ELLISON, W. D. (1944). Studies of raindrop erosion. *Agricultural Engineering*, 25 : 131-136, 181-182.
- EVARD, O.(2008). *Muddy floods in the Belgian loess belt : problems and solutions*. (Thèse de doctorat, Université catholique de Louvain).
- EVARD, O., BIELDERS, C., VANDAELE, K., & VAN WESEMAEL, B. (2007). Spatial and Temporal Variation of Muddy Floods in Central Belgium, off-Site Impacts and Potential Control Measures. *CATENA* 70(3), 443-454.
- EVARD, O., CERDAN, O., VAN WESMAEL, B., CHAUVET, M., LE BISSONNAIS, Y., RACLOT, Y., ... & BIELDERS, C. (2009). Reliability of an expert-based runoff and erosion model : Application of STREAM to different environments. *CATENA*, 78(2) : 129-141.

- FRANKL, A., PRÊTRE, V., NYSSSEN, J., & SALVADOR, P.-G. (2018). The success of recent land management efforts to reduce soil erosion in northern France. *Geomorphology*, 303 : 84-93.
- GILLEY, J. E. (2005). Erosion : water-induced. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, 463-469.
- GILLIJNS, K., GOVERS, G., POESEN, J., MATHIJS, E., & BIELDERS, C. (2005). Erosion des sols en Belgique : Etat de la question. *Institut Royal pour la Gestion durable des ressources naturelles et la promotion des Technologies propres*, vol. 10.
- GUERRA, A. (2007). The effect of organic matter content on soil erosion in simulated rainfall experiments in W. Sussex, UK. *Soil Use and Management*. *Soil Use and Management*, 10(2) : 60-64.
- GUO, Y., PENG, C., ZHU, Q., WANG, M., PENG, S., & HE, H. (2019) Modelling the impacts of climate and land use changes on soil water erosion : Model applications, limitations and future challenges. *Journal of Environmental Management* 250 : 109403.
- GUTIÉRREZ, C. (2007) *Rapport sur la proposition de directive du Parlement européen et du Conseil définissant un cadre pour la protection des sols et modifiant la directive 2004/35/CE*. Commission de l'environnement, de la santé publique et de la sécurité alimentaire, PE378.893v03-00. Accessible sur <https://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//NONSGML+REPORT+A6-2007-0410+0+DOC+PDF+V0//FR&language=FR>, consulté le 03/03/2020.
- JONES, R. J. A., LE BISSONNAIS, Y., DIAZ, J. S., DÜWEL, O., OYGARDEN, L., BAZZOFFI VOLKER PRASUHN, P., & YORDANOV, Y. ET AL. (2003). *Nature and extent of soil erosion in Europe*. Commission européenne DG ENV B1 18, 19 septembre 2003.
- HOEFER G. & HARTGE K. H. (2010). Subsoil Compaction : Cause, Impact, Detection, and Prevention. *Soil Engineering*, édité par Athanasios P. Dedousis et Bartzanas T., *Soil Biology*, 20 : 121-145. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg.

- IRM (s.d.). *Statistiques des précipitations extrêmes des communes belges - Chastre (INS 25117)*. Accessible sur https://www.meteo.be/resources/climatology/climateCity/pdf/IDF_table_INS25117_fr.pdf, consulté le 05/02/2020.
- KUHLMAN, T., REINHARD, S., & GAAFF, A. (2010). Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. *Land Use Policy*, 27 : 22-32.
- LAL, R. (2010). Gully erosion *Encyclopedia of soil science*, 630-632. Marcel Dekker, New-York.
- LANDEMAINE, V. (2016). *Erosion des sols et transferts sédimentaires sur les bassins versants de l'Ouest du Bassin de Paris : analyse, quantification et modélisation à l'échelle pluriannuelle*. (Thèse de doctorat, Normandie université).
- LEGUÉDOIS, S. (2003). *Mécanismes de l'érosion diffuse des sols : Modélisation du transfert et de l'évolution granulométrique des fragments de terre érodés*. (Mémoire de fin d'études, Université d'Orléans).
- LIGDI, E. E. & MORGAN, R. P. C. (1995). Contour grass strips : a laboratory simulation of their role in soil erosion control. *Soil Technology*, 8(2) : 109-117.
- MAUGNARD, A. (2015). *Characterization and prediction of ephemeral gully erosion in Wallonia*. (Thèse de doctorat, Université catholique de Louvain).
- MAUGNARD A., BIELDERS C. L., BOCK L., COLINET G., CORDONNIER H., DEGRÉ A., & DEMARCIN P., (2013). Cartographie du risque d'érosion hydrique à l'échelle parcellaire en soutien à la politique agricole wallonne (Belgique). *Etude et Gestion des Sols*, 20(2) : 127-141.
- NATAGRIWAL (2020). *Méthodes agro-environnementales et climatiques*. Accessible sur www.natagriwal.be/fr/mesures-agro-environnementales/en-quelques-mots, consulté le 20/05/2020.
- NEARING, M. A. (2004) Soil erosion and conservation. in J. Wainwright, & Mulligan (Eds.), *Environmental modelling : Finding simplicity in complexity* : 277-290. John Wiley & Sons, Ltd.
- OUVRY J. F., RICHET J. B., BRICARD O., LHÉRITAU M., BOUZID M., & SAUNIER M. (2012). Fascines et haies pour réduire les effets du ruissellement érosif : caractérisation de l'efficacité et conditions d'utilisation. *Areas*. 68 p.

- PAN, C., MA, L., & SHANGGUAN, Z. (2010). Effectiveness of grass strips in trapping suspended sediments from runoff. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(9) : 1006–1013.
- PANAGOS, P., BORRELLI, P., POESEN, J., BALLABIO, C., LUGATO, E., MEUSBURGER, K., MONTANARELLA, L., & ALEWELL, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 29(3) : 471-484.
- PANAGOS, P., STANDARDI, G., BORRELLI, P., LUGATO, E., MONTANARELLA, L., & BOSSELO, F. (2018). Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union : from direct cost evaluation to the use of macroeconomic models. *Land degradation and development*, 54 : 438-447.
- POESEN, J. & GOVERS, G. (1990). Gully Erosion in the Loam Belt of Belgium - Typology and Control Measures. *Soil erosion on agricultural land*, 54 : 513-530 687.
- PARLEMENT EUROPÉEN. (2008). *Définition d'un cadre sur la protection des sols*. Journal officiel de l'Union européenne, C 282 E, 281-306. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:C:2008:282E:FULL&from=EN>
- REULIER, R., DELAHAYE, D., VIEL, V., & DAVIDSON, R. (2017). Connectivité hydro-sédimentaire dans un petit bassin versant agricole du nord-ouest de la France : de l'expertise de terrain à la modélisation par Système Multi-Agent. *Géomorphologie*, 23(4) : 327-340.
- REY, F., BALLAIS, J.L., MARRE, A., & ROVÉRA, G. (2004). Role of vegetation in protection against surface hydric erosion. *Comptes Rendus Geoscience*, 366 : 991-998.
- RICHT, J.-B., OUVRY, J.-F., & SAUNIER, M. (2017). The role of vegetative barriers such as fascines and dense shrub hedges in catchment management to reduce runoff and erosion effects : Experimental evidence of efficiency, and conditions of use. *Ecological Engineering*, 103 : 455–469.
- RISSE, L.M., NEARING, M.A., LAFLEN, J.M., & NICKES, A.D. (1993). Error assesment in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, 57(3) : 825.

- SERVICE PUBLIC DE WALLONIE (2019). *La conditionnalité en Région Wallonne*. Agriculture Wallonie : 56-72.
- SERVICE PUBLIC DE WALLONIE (2019). *Code du Développement territorial*. Accessible sur http://lampspw.wallonie.be/dgo4/site_aménagement/index.php/juridique/codt, consulté le 20/05/2020.
- SOHIER, C. (2011). *Développement d'un modèle hydrologique sol et zone vadose afin d'évaluer l'impact des pollutions diffuses et des mesures d'atténuation sur la qualité des eaux en Région wallonne*. (Thèse de doctorat, Université de Liège).
- SOUCHÈRE, V., CERDAN, O., LUDWIG, B., LE BISSONNAIS, Y., COUTURIER, A., & PAPY, F. (2003). Modelling ephemeral gully erosion in small cultivated catchments. *CATENA*, 50(2-4) : 489–505.
- STEEGEN, A., GOVERS, G., NACHTERGAELE, J., TAKKEN, I., BEUSELINCK, L., & POESEN, J. (2000). Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. *Geomorphology*, 33 : 25-36.
- STRATEC (2015). Rapport d'incidences environnementales du Plan de Gestion des Risques d'Inondation en Wallonie (PGRI) du district hydrographique international de la Meuse. *Service Public de Wallonie*.
- TAKKEN, I., BEUSELINCK, L., NACHTERGAELE, J., GOVERS, G., POESEN, J., & DEGRAER, G. (1999). Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*, 37(3-4) : 431-447.
- TORRI, D., POESEN, J., & BORSELLI, L. (1997). Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. *Catena*, 31(1-2) : 1-22.
- TURNBULL, L., WAINWRIGHT, J., & BRAZIER, R.E. (2010). Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes*, 24 : 393-414.
- URI, N.D., ATWOOD, J.D., & SANABRIA, J. (1998). The environmental benefits and costs of conservation tillage. *Science of The Total Environment*, 216 : 13-32.
- US NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. (S.D.). *Core4 Conservation Practices : Chapter 3i : Vegetative Barriers*. Accessible sur https://www.vetiver.org/USA_NGHR.html, consulté le 14/08/2020.

- VAN DIJK, P. M., KWAAD, F. J. P. M. & KLAPWIJK, M. (1996). Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological processes*, 10(8) : 1069–1080.
- VAN ROMPAEY, A. & GOVERS, G. (2002) Data quality and model complexity for regional scale soil erosion prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 16(7) : 663-680.
- VERSTRAETEN, G. & POESEN, J. (2001). Factors Controlling Sediment Yield from Small Intensively Cultivated Catchments in a Temperate Humid Climate. *Geomorphology*, 40 : 123-144.
- VERSTRAETEN, G., VAN OOST, K., VAN ROMPAEY, A., POESEN, J., & GOVERS, G. (2001B). Integraal land- en waterbeheer in landelijke gebieden met het oog op het beperken van bodemverlies en moddero-verlast (proefproject Gingelom) – eindrapport juli 2001. *Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – afdeling Land* : 67p.
- VERSTRAETEN, G. & POESEN, J. (1999). The nature of small-scale flooding, muddy floods and retention pond sedimentation in central Belgium. *Geomorphology*, 29(3-4) : 275-292.
- VERSTRAETEN, G., POESEN, J., GOOSSENS, D., GILLIJNS, K., BIELDERS, C., GABRIELS, D. & GOVERS, G. (2006). Belgium. *Soil Erosion in Europe*, 385–411.
- VON LIBERMAN, N., MATHEJA, A., SCHWARZE, H., & ZIMMERMANN, C.(1997). Optimirung von Küstensicherungsarbeiten im Küsten vor feld der Nordseeküste. *Tech.rep., Franzius-Institut für Wasserbau und Küsteningenieurwesen.*, Universität Hannover, Hannover.
- WALLONIE.BE (2019). *Érosion hydrique des sols*. Etat de l'environnement wallon. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/SOLS%203.html>, consulté le 20-05-2020.
- WANG, L. & H. LIU (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(2) : 193-213.

Optimisation de l'implantation des fascines pour lutter contre les inondations boueuses

Antoine van Steenberghe

Les inondations boueuses sont un phénomène récurrent en Belgique. Les dégâts qu'elles causent se chiffrent annuellement en millions d'euros. Afin de pallier à ces phénomènes, différentes solutions existent dont l'installation de fascines. Celles-ci sont utilisées dans le cas d'écoulements concentrés et retiennent une certaine quantité de sédiments. Les avis des experts divergent quant à leur lieu d'implantation.

Cette étude tente d'élaborer une méthode permettant de déterminer l'emplacement optimal de fascines sur base d'un modèle d'érosion hydrique. Deux approches d'implantation, l'une exigeant un écartement minimal entre les fascines, l'autre faisant de même avec l'aire contributive, ainsi que deux modes de sélections ont été évaluées.

La sédimentation aux fascines repose principalement sur le rendement en sédiments à celles-ci. Une concentration des fascines en aval permet dès lors de réduire la quantité de sédiments exportés.

L'approche basée sur l'aire contributive conduit, par ailleurs, à une meilleure efficacité des fascines sélectionnées que celle définie par l'écartement.

Cependant, leur forte proximité peut rendre leur installation compliquée. Ces résultats ont également montré que l'efficacité des fascines ne repose pas uniquement sur la redéposition qu'elles engendrent mais également sur l'érosion qu'elles empêchent.

Cette étude offre des perspectives intéressantes dans le cadre de la lutte contre les coulées de boues. L'utilisation des outils complémentaires créés dans le cadre de ce travail mais qui n'ont pu être expérimentés sont une piste pour améliorer l'optimisation de la localisation des fascines.

Université catholique de Louvain

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro