



HAL
open science

Du versant au cours d'eau : structure paysagère et connectivité hydro-sédimentaire en contexte viticole (Beaujolais, France)

Jessica Pic

► **To cite this version:**

Jessica Pic. Du versant au cours d'eau : structure paysagère et connectivité hydro-sédimentaire en contexte viticole (Beaujolais, France). Géographie. Université Jean Moulin - Lyon III, 2023. Français. NNT : 2023LYO30059 . tel-04852198

HAL Id: tel-04852198

<https://theses.hal.science/tel-04852198v1>

Submitted on 20 Dec 2024

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

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



Jessica Pic

Du versant au cours d'eau : structure paysagère et connectivité hydro-sédimentaire en contexte viticole (Beaujolais, France)

PIC, Jessica. *Du versant au cours d'eau* **[en ligne]** : *structure paysagère et connectivité hydro-sédimentaire en contexte viticole (Beaujolais, France)*. Sous la codirection d'Étienne COSSART et de Mathieu FRESSARD. Version incomplète. Thèse de doctorat : Géographie - Aménagement. Lyon : Université Jean Moulin Lyon 3, 2023.

Disponible sur : <https://www.theses.fr/2023LYO30059>



Document diffusé sous le contrat *Creative Commons* « **Attribution – Pas d'utilisation commerciale - Pas de modification** »

Vous êtes libre de le reproduire, de le distribuer et de le communiquer au public à condition d'en mentionner le nom de l'auteur et de ne pas le modifier, le transformer, l'adapter ni l'utiliser à des fins commerciales.



N° d'ordre NNT : 2023LYO30059

THÈSE DE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ JEAN MOULIN LYON 3

Membre de l'université de Lyon

École doctorale n° 483 - Sciences sociales

Discipline :

Géographie - Aménagement

Soutenue publiquement le 18/12/2023, par

Jessica PIC

Du versant au cours d'eau : structure paysagère et connectivité hydro-sédimentaire en contexte viticole (Beaujolais, France)

Laboratoire de recherche : **EVS, Environnement, ville, société**

Codirecteurs de thèse : **M. Étienne COSSART** et **M. Mathieu FRESSARD**

Devant le jury composé de :

M. Étienne COSSART

Professeur des universités, université Jean Moulin Lyon 3. Codirecteur de thèse

M. Mathieu FRESSARD

Chargé de recherche, CNRS, université de Caen Normandie. Codirecteur de thèse

Mme Emmanuèle GAUTIER

Professeure des universités, université Paris 1 Panthéon-Sorbonne. Présidente du jury

M. Daniel DELAHAYE

Professeur des universités, université de Caen Normandie. Rapporteur

M. Dennis FOX

Professeur des universités, université Côte d'Azur, Nice. Rapporteur

Mme Nadia CARLUER

Ingénieure en chef des ponts, des eaux et des forêts,

Habilitée à diriger des recherches,

Centre INRAE Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes, Villeurbanne. Examinatrice

*À ma petite sœur dont les rires ne cessent de m'accompagner dans
la grisaille des journées de pluie, merci !*

Remerciements

À bien y réfléchir, je crois que cette histoire commence au détour d'une petite phrase d'un certain Clément à l'automne 2017 : « *Passionnée comme tu es par tout et n'importe quoi, tu devrais faire de la recherche !* ». Sans le savoir, il avait désherbé une parcelle de mon cerveau qui, au fil des événements pluvieux, a donné naissance à cette thèse.

Ce cheminement n'aurait pas été le même sans Étienne Cossart et Mathieu Fressard à qui je désire exprimer toute ma gratitude. Vous m'avez accompagnée dans chaque étape de mon apprentissage du métier d'enseignante-chercheuse. Je vous remercie pour le soutien et la confiance que vous m'avez accordée, pour vos retours critiques mais toujours bienveillants et pour les sources d'inspiration que vous êtes. C'était un plaisir de travailler avec de tels professionnels et humains, je réitérerais l'expérience avec joie !

Je tiens ensuite à remercier sincèrement Daniel Delahaye et Dennis Fox pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail et qui me font l'honneur d'en accepter la charge de l'évaluation. Je remercie également Nadia Carluer et Emmanuèle Gautier d'avoir accepté de faire partie de ce jury, de relire et de discuter ce travail. Au plaisir d'échanger avec vous !

Malgré trois périodes de confinement limitant les interactions, ce travail s'est inscrit dans un riche environnement de travail. L'UMR 5600 Environnement Ville Société m'a permis de bénéficier d'un environnement de recherche stimulant au sein auquel j'ai eu du plaisir à contribuer dans l'équipe de représentant-e-s des doctorant-e-s. À échelle plus fine, je remercie la direction du CRGA et de l'IRG pour leur accueil et l'ensemble des collègues pour les échanges enrichissants. Merci à Vincent pour son appui technique à la plateforme OMEAA. Un remerciement spécial s'adresse à Franck pour son aide avec la station et les discussions sympathiques. Je te promets : je ne grillerai plus de préleveur ! Je remercie aussi les membres de mon comité de suivi, Nadia Carluer, Hélène Mathian et Oldrich Navratil, pour leurs conseils précieux et leurs idées venues nourrir ma réflexion.

Cette thèse s'est aussi intégrée dans le cadre du projet PULSE dont je retiens des échanges scientifiques enrichissants avec l'ensemble des collègues. Je remercie spécialement Nadia et Véronique pour cette collaboration scientifique à laquelle j'ai pris part avec beaucoup de plaisir ! Merci aussi à Léa et Lucas, stagiaires au printemps 2020, pour leur contribution à la mise en place des dispositifs et au suivi de terrain.

Je remercie évidemment Fanny, à qui ce travail doit beaucoup. Il y en aura eu des sorties de terrain et des coups de fils inopinés où ta réactivité n'a jamais failli. C'était un plaisir de travailler avec toi mais aussi de partager des discussions joyeuses, des gourmandises, des râleries, des astuces tricot et des diabolos de fin de journée dans notre bistro préféré en compagnie de ses drôles de tenanciers et de leur vieux chien. Même si ce travail est terminé, j'espère que nous continuerons à partager de beaux moments !

Je remercie également l'ensemble des acteurs-trices du Beaujolais avec qui j'ai eu le plaisir d'interagir, qui ont contribué à ma connaissance du territoire et se sont rendu disponibles pour

répondre à mes questions : syndicat mixte et syndicat de rivières du Beaujolais, chambre d'agriculture, IFV, géoparc. Je remercie tout particulièrement J.-P. Ducroux, viticulteur à Saint-Joseph, pour l'accueil du dispositif de mesure sur sa parcelle.

En parallèle, j'ai eu le plaisir de faire mes premiers pas d'enseignante au sein du département de géographie et aménagement de l'Université Jean Moulin Lyon 3 puis de l'institut d'urbanisme et de géographie alpine de l'Université Grenoble Alpes. J'en remercie les équipes pédagogiques pour l'accueil bienveillant, la confiance qui m'a été accordée et les conseils avisés. Mes derniers remerciements d'enseignante reviennent aux étudiants·e·s qui m'enseignent aussi à leur manière et que j'ai plaisir à voir évoluer. J'ai une pensée émue pour les L1 de ma première année d'enseignement qui sont désormais pour la plupart en M2. Il était temps que je termine avant que vous me rattrapiez !

Une pensée spéciale s'adresse aux habitant·e·s des différents espaces de travail que j'ai eu le plaisir de fréquenter au cours de ces 4 ans. Merci d'avoir été, et de rester, de joyeux compagnons et de joyeuses compagnes ! J'adresse donc un bouquet de fleurs séchées aux farfadets de la très célèbre 505 : Amélie, Anne, Arnaud, Alexis, Célia, Clara, Marine, Pauline², Thomas, Vincent et William. Un bol de soupe bien chaude revient aux trolls de la caverne de Bron : Brian, Fatima, Mélanie et Théo. Je lègue quelques tricots colorés aux servan·e·s¹ grenoblois·e·s qui, de surcroît, m'ont supportée dans ces dernières semaines de thèse et ont accepté la mission de la chasse aux coquilles. Anastasia, Félix, Héloïse, Inès, Julia, Margot, Milan, Salomé, Simon, Sophie, Thibault et Victor : je vous remercie doublement ! Enfin, j'adresse quelques douceurs à Charlotte et Tom, croisé·e par monts et par vaux.

Un salut s'adresse à Thomas, coéquipier toujours partant pour tout type d'aventure entre eau et sol. Merci pour ton énergie communicative et tes questions acérées ! Merci aussi de m'avoir entraînée dans des stages de kayak qui m'ont permis de me sentir matière en suspension. Pour te remercier, je remets mon coup de pioche à ton service quand tu veux !

J'envoie en filigrane une pensée aux ami·e·s qui ont suivi ce travail de près et à ceulles qui n'y ont pas pris part mais qui ont rendu les journées brumeuses un peu plus gaies. Merci à toutes pour vos joyeuses compagnies et pour l'inspiration que vous glissez dans mon quotidien ! Je tiens à remercier plus largement toutes les personnes qui m'ont demandé où j'en étais et comment ça allait dans ces dernières semaines intenses. Vous avez créé de petites respirations.

Une pensée pleine de gratitude s'adresse à ma famille qui n'a jamais semblé douter de moi. J'espère que mon travail vous paraît un peu plus concret et moi, pas trop loin. À Manuel qui, il y 2 ans, me questionnant sur mon travail me demanda « *Mais, tu veux devenir scientifique ?* » : je te souhaite de grandir paisiblement et de garder ta curiosité !

Ma dernière pensée s'adresse à Rémi. Merci pour l'appui technique avec Python pour lequel tu n'as ni compté les heures ni mes humeurs multicolores. Merci pour ton indéfectible soutien, ta douceur quotidienne et d'avoir accepté un an de vie au pied du Mont-Brouilly ! Vivement la suite de nos aventures !

¹ Le Servan (ou sarvan, sarvin en patois) est, dans le folklore alpin, un lutin bénéfique, protecteur du bétail et du foyer.

Sommaire

Liste des sigles et abréviations	6
Introduction générale.....	7
PARTIE 1 – Complexité des transferts hydro-sédimentaires : cheminement scientifique et contexte spatial de la recherche	11
Chapitre 1 – Étudier les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles aménagés : effets d'échelles et de connectivité au sein de la cascade sédimentaire.....	12
Chapitre 2 – Intégrer la structure paysagère pour simuler les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants : typologie critique des modèles	55
Chapitre 3 – Le Beaujolais viticole : une structure paysagère complexe propice à l'étude des transferts sédimentaires	85
Conclusion de la première partie	109
PARTIE 2 – Réseaux anthropiques et connectivité sédimentaire dans les bassins versants du Beaujolais viticole.....	111
Chapitre 4 – Méthodologie : analyse spatiale pour l'évaluation de la connectivité sédimentaire en contexte agricole	112
Chapitre 5 - Analyser et modéliser la structure paysagère pour mesurer la connectivité sédimentaire en Beaujolais viticole.....	145
Conclusion de la deuxième partie.....	192
PARTIE 3 – Ampleur et rythmes des transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole	193
Chapitre 6 – Mesurer la connectivité sédimentaire <i>in situ</i> : un nécessaire suivi multi-scalaire pour décrypter les emboîtements d'échelles.....	194
Chapitre 7 – Analyse multi-scalaire de la dynamique de transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole	223
Conclusion générale.....	265
Annexes	270
Références bibliographiques	277
Liste des tableaux.....	301
Table des illustrations	302
Table des matières	311

Liste des sigles et abréviations

Les sigles ou abréviations sont systématiquement accompagnés de leur signification la première fois qu'ils sont utilisés dans le texte.

ACP	Analyse en composantes principales
AOC	Appellation d'origine contrôlée
BDOH	Base de Données des Observatoires en Hydrologie
IC	Indice de connectivité
IGN	Institut national de l'information géographique et forestière
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
LISEM	Limburg Soil Erosion Model
MES	Matières en suspension
MNT	Modèle numérique de terrain
MOS	Mode d'occupation du sol
OSR	Observatoire des sédiments du Rhône
PULSE	Paysages, ParticULEs, peSticides (projet de recherche)
SAAM	Site atelier Ardières-Morcille
SIG	Système d'Information Géographique
SDR	Sediment Delivery Ratio
USLE	Universal Soil Loss Equation – Équation universelle des pertes en terre. RUSLE : permet de quantifier la production sédimentaire pour l'intégralité d'un bassin versant pour évaluer les tendances à long terme. MUSLE permet de quantifier la production sédimentaire à l'échelle d'un événement hydrologique.
ZABR	Zone Atelier Bassin du Rhône

Introduction générale

Contexte de recherche

En 2015, 33 % des terres émergées étaient considérées comme modérément à hautement dégradées (FAO & ITPS, 2015). Il est estimé que d'ici 2050, 90 % des sols mondiaux pourraient subir un impact d'origine anthropique (IPBES, 2018). Si la valeur absolue de ces chiffres peut être discutée, ils témoignent de l'impact des activités humaines sur la qualité et la pérennité de la ressource en sol à échelle mondiale. L'**érosion des sols** est un facteur prépondérant dans la dégradation de la ressource en sol. Les pertes en sols impliquent de nombreux enjeux environnementaux et économiques : altération du potentiel agronomique des terres agricoles et des services écosystémiques des sols, crues turbides, coulées de boue, altération de la qualité de l'eau et de la biodiversité aquatique... Actuellement les pertes en terre liées à l'érosion hydrique des sols au sein de l'Union Européenne, sont estimées à 970 millions de tonnes par an (Panagos *et al.*, 2015b) et devraient prendre de l'ampleur avec les évolutions liées au dérèglement climatique (IPCC, 2023).

Le terme érosion est entendu, dans ce travail, comme l'assemblage des processus élémentaires de production, de transfert et de dépôt sédimentaire et n'aborde que sa composante hydrique. Bien que l'érosion hydrique ait lieu à l'échelle de la particule de sol, ses conséquences s'observent à des échelles bien plus larges (parcelle, versant, bassin versant, région). Il s'agit d'un processus naturel mais qui peut être exacerbé ou atténué par les pratiques anthropiques (IPCC, 2023). De ce fait, les **secteurs agricoles** sont parmi les plus affectés par les pertes en sol (Panagos *et al.*, 2015b), du fait des pratiques culturales et, à plus forte raison, dans les secteurs d'agriculture intensive. A titre d'exemple, les taux de dénudation des terres agricoles sont estimés en moyenne à 3 t/ha/an (Cerdan *et al.*, 2010) tandis que la perte tolérable pour une gestion durable de la ressource en sol a été estimée entre 0,3 et 1,4 t/ha/an (Verheijen *et al.*, 2009).

L'érosion hydrique est un sujet ancien, elle a été investiguée notamment par des travaux à l'échelle de la **parcelle** ou de la placette expérimentale (e.g. Fox *et al.*, 1998 ; Le Bissonnais *et al.*, 1998 ; Nearing *et al.*, 1999 ; Fox & Bryan, 2000 ; Marques *et al.*, 2010 ; Cerdà & Rodrigo-Comino, 2020 ; Mirás-Avalos *et al.*, 2020). Ces études ont permis de quantifier l'ampleur de la production sédimentaire selon différents contextes et d'examiner les réponses des processus élémentaires de l'érosion aux facteurs qui la contrôlent (type de sol, dynamique des précipitations, topographie, occupation et usage du sol) (Wischmeier & Smith, 1978 ; King & Le Bissonnais, 1992 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002).

En parallèle, les transferts sédimentaires ont été investigués au niveau des **exutoires de bassins versants** (e.g. Penven & Muxart, 1995 ; Lefrançois, 2007 ; Vongvixay, 2012 ; Viel, 2012 ; Landemaine, 2016). A cette échelle, la mesure traduit un taux de fourniture sédimentaire, c'est-à-dire le ratio entre la production sédimentaire du bassin versant et le stockage des sédiments sur les versants ou au sein du réseau hydrographique (Walling, 1983). La bonne compréhension des volumes et signaux mesurés nécessite d'évaluer l'organisation des liens entre les zones de production et de stockage sédimentaire. Ainsi, il s'agit d'évaluer

le rôle de facilitation et de rétention des flux par les différents éléments du bassin versant, qui constituent un système complexe (McGuinness *et al.*, 1971 ; Delmas *et al.*, 2012).

Entre la parcelle élémentaire et l'exutoire d'un bassin versant, la connaissance des dynamiques des transferts sédimentaires sur les versants reste encore aujourd'hui lacunaire alors qu'ils sont un rouage essentiel de l'érosion hydrique. Comprendre les transferts sédimentaires à l'échelle du versant nécessite la prise en compte de la **structure paysagère**, c'est-à-dire des objets géographiques du paysage, de leur nature, mais aussi de leurs interrelations. La vision à l'échelle de la parcelle ne permet pas de tenir compte des éléments situés dans leurs interstices. Or des éléments de nature linéaire et ponctuelle, intégrés entre les parcelles, jouent un rôle de premier plan dans la dynamique spatiale et temporelle des transferts hydro-sédimentaires à l'échelle du bassin versant (Mérot, 1999 ; Carlier & De Marsily, 2004 ; Bocher, 2005 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 2011 ; Reulier, 2015).

En réponse, aborder l'érosion hydrique sous l'angle de la **connectivité**, c'est-à-dire les transferts entre les différents compartiments du paysage (Pringle, 2001 ; Jain & Tandon, 2010 ; Wainwright *et al.*, 2011 ; Fryirs, 2013), permet de mettre en exergue les modalités d'organisation interne des bassins versants. Dans le cas de la connectivité sédimentaire, il s'agit de décrypter le cheminement des transferts de sédiments depuis une zone source jusqu'à un puits (Bracken *et al.*, 2015). Investiguer les transferts sédimentaires sous l'angle de la connectivité revient à formaliser la cascade sédimentaire sous la forme d'un ensemble de liens entre les zones de production, de stockage et les relais intermédiaires. L'organisation de ce réseau dépend de la topographie et de la structure paysagère.

Dans un contexte agricole associé à une forte production sédimentaire, l'apport en sédiments aux écosystèmes aquatiques est, généralement, excédentaire par rapport à ses besoins. L'enjeu n'est alors pas tant de connecter les sédiments au réseau hydrographique que de les en déconnecter. Pour cela il est nécessaire de mettre en place des stratégies de déconnexion efficaces, c'est-à-dire dans la plus grande ampleur possible, à moindre coût et de manière à collecter les sédiments érodés.

Problématiques de recherche et orientations méthodologiques

Ainsi, la question au centre de cette thèse est celle de l'influence de la structure paysagère sur le parcours des sédiments dans les bassins versants agricoles. L'implication des divers éléments de la structure paysagère dans la rétention ou la facilitation des transferts hydro-sédimentaire est attestée mais leur contribution individuelle dans la cascade sédimentaire reste difficile à établir. L'enjeu de cette recherche est de développer des méthodes issues de la géomatique pour caractériser la **structure paysagère** et mesurer l'**implication des éléments qui la constituent dans les transferts hydro-sédimentaires au cours d'eau**.

Pour ce faire, les problématiques suivants ont été formalisés :

- Quelle est l'influence de l'organisation de la structure paysagère sur les volumes de sédiments transportés et la dynamique de transfert sédimentaire à différentes échelles spatiales ?

- Comment formaliser par des indicateurs la relation entre structure paysagère et transferts sédimentaires afin d'en obtenir une visualisation spatialisée ?
- Comment évaluer l'efficacité de l'assemblage des infrastructures paysagères en place dans les effets de (dé)connexion des sédiments au cours d'eau ?

Pour répondre à ces questionnements, une démarche méthodologique reposant, d'un côté, sur (1) la mesure *in situ* des transferts hydro-sédimentaires et, de l'autre, (2) sur une approche cartographique a été mise en place. Il s'agit alors de :

- 1) De mesurer l'ampleur et la temporalité des transferts hydro-sédimentaires à différentes échelles spatiales ;
- 2) Décrire de manière exhaustive l'organisation de la structure paysagère et des modalités de connexions ;
- 3) D'évaluer l'efficacité de ces connexions et de discuter les enjeux géomorphologiques qui en découlent en termes de gestion de la ressource en sol

La dernière orientation méthodologique de ce travail réside dans le choix d'un secteur d'étude combinant sensibilité à l'érosion hydrique et structure paysagère complexe. Parmi les secteurs agricoles, les taux de production sédimentaire des **secteurs viticoles** sont parmi les plus hauts (Cerdan *et al.*, 2010). En France, les taux moyens d'ablation dans les vignobles sont évalués entre 10,5 et 54 t/ha/an (Viguié, 1993 ; Quiquerez *et al.*, 2008 ; Paroissien *et al.*, 2010 ; Prosdocimi *et al.*, 2016 ; Fressard *et al.*, 2022). De manière générale, le taux de dénudation des sols est très variable selon les vignobles (Prosdocimi *et al.*, 2016). Les caractéristiques spatiales des vignobles et leurs modes de conduite expliquent cette forte variabilité dans les vitesses d'érosion mesurées (Brenot, 2007).

Le choix du secteur d'étude s'est porté sur le **Beaujolais viticole**. Les transferts sédimentaires n'y ont pas été mesurés mais la production sédimentaire y est estimée *a priori* comme forte. En effet, le secteur se caractérise par un paysage de monoculture de vigne sur versant en pente forte : la vigne et les infrastructures associées sont omniprésentes, et le désherbage y est intensif. De même, de nombreux indices morphologiques de surface (ravines, rigoles, zones de dépôt) peuvent y être régulièrement observées et témoignent de l'activité des processus. Le choix du Beaujolais, seulement situé à environ 50 km au nord de Lyon, permet de limiter les coûts financiers et environnementaux d'accès au terrain.

Structuration de la thèse

Cette thèse s'organise en trois parties et sept chapitres.

La **première partie** présente le contexte scientifique et spatial de la recherche. Il s'agit de considérer tant l'état de l'avancée de la recherche sur la question de la relation entre la structure paysagère et les transferts sédimentaires, que les spécificités du terrain d'étude.

- Le **chapitre 1** aborde les outils conceptuels et méthodologiques qui encadrent l'étude des transferts hydro-sédimentaires. La cascade sédimentaire forme un système complexe au sein duquel émergent des signaux difficiles à interpréter. Ainsi, les stratégies d'évaluation des transferts sédimentaires reflètent la complexité du processus. Dans

les bassins versants aménagés, la structure paysagère joue un rôle clef dans l'organisation des transferts et de la connectivité mais reste difficile à quantifier.

- Le **chapitre 2** est l'occasion de souligner la diversité des outils de modélisation développés pour estimer les transferts hydro-sédimentaires. Les modèles sont regroupés selon trois approches : la production, les transferts ou la connectivité sédimentaire. Quelle que soit l'approche empruntée, l'intégration des éléments de la structure paysagère représente un enjeu important de la modélisation et en découle une grande diversité des formes d'intégration.
- Le **chapitre 3** présente les spécificités du Beaujolais viticole et son intérêt dans l'étude des transferts hydro-sédimentaires. Ce territoire combine une forte sensibilité à l'érosion hydrique associée à des stratégies de gestion des flux hydro-sédimentaires. La structure paysagère y est complexe, notamment du fait d'infrastructures de drainage qui fragmentent le vignoble.

La **deuxième partie** s'intéresse à différentes métriques paysagères pour évaluer la connectivité sédimentaire de deux petits bassins versants du Beaujolais viticoles à la structure paysagère différenciée. L'objectif de cette partie réside dans la conception et l'évaluation de métriques qui rendent compte de la complexité de la structure paysagère et de son influence dans l'organisation de la cascade sédimentaire à différentes échelles.

- Le **chapitre 4** présente les choix méthodologiques effectués pour évaluer la contribution de la structure paysagère dans la connectivité hydro-sédimentaire. Elle repose sur une approche par analyse spatiale en deux temps qui vise, (1) à inventorier et décrire le rôle fonctionnel des éléments de la structure paysagère dans les transferts hydro-sédimentaires ; et (2) à développer un outil de modélisation basé sur la théorie des graphes afin d'en comprendre leur rôle collectif à l'échelle du bassin versant.
- Le **chapitre 5** présente les résultats de ces analyses. Il vise à décrypter l'influence de la structure paysagère sur l'organisation de la cascade sédimentaire. Elle permet d'en individualiser les effets et souligne les stratégies de gestion des flux.

La **troisième partie** investigate les transferts de sédiments par un suivi métrologique à différentes échelles. L'objectif est de questionner les signaux sédimentaires, c'est-à-dire les quantifier, en décrypter les dynamiques spatiales et temporelles et émettre des hypothèses sur les relations de connectivité qui peuvent les expliciter.

- Le **chapitre 6** décrit la stratégie d'organisation du réseau de suivi de terrain. Le suivi est organisé autour de quatre stations à différentes échelles spatiales : d'une parcelle expérimentale au bassin versant d'une centaine de kilomètres carrés.
- Le **chapitre 7** permet de faire le bilan des transferts sédimentaires et d'en interroger les rythmes, notamment par la comparaison des différentes échelles temporelles et spatiales. Il est également l'occasion d'une discussion à l'échelle de la thèse, mettant en relation l'organisation de la structure paysagère et les transferts sédimentaires mesurés.



PARTIE 1 – Complexité des transferts hydro-sédimentaires : cheminement scientifique et contexte spatial de la recherche

La **première partie** présente le contexte général dans lequel s'intègre cette thèse. Elle s'organise autour de trois chapitres qui présentent successivement le cadre conceptuel, le cadre méthodologique et le terrain d'étude.

Le **premier chapitre** discute du concept de cascade sédimentaire, dont l'organisation en réseau dépend de la structure paysagère. La décrypter nécessite d'intégrer des outils conceptuels et métrologiques dans une perspective de compréhension multi-scalaire. Son analyse nécessite l'intégration exhaustive des éléments de la structure paysagère, ainsi que de leur capacité de transport et de rétention sédimentaire qui restent, toutefois, difficiles à évaluer.

En conséquence, le **deuxième chapitre** est orienté sur la description des outils de modélisation existants pour estimer les transferts hydro-sédimentaires. Ils sont aussi nombreux que les approches qui les sous-tendent, traduisant les incertitudes d'évaluation du processus dans sa complexité. Le chapitre formalise une typologie critique portant notamment sur les modalités d'intégration de la structure paysagère dans les modèles.

Le **troisième chapitre** présente les spécificités du Beaujolais viticole, terrain d'étude sur lequel se concentre ce travail. Comme d'autres vignobles et plus globalement comme de nombreux milieux agricoles, ce terrain combine une sensibilité à l'érosion hydrique associée à des stratégies de gestion des flux hydro-sédimentaires.

Chapitre 1 – Étudier les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles aménagés : effets d'échelles et de connectivité au sein de la cascade sédimentaire

Introduction du premier chapitre

Les bassins versants agricoles aménagés sont reconnus pour leur forte production sédimentaire et leur **signaux sédimentaires complexes** (Neboit, 1991 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Morgan, 2009). Les multiples composantes de l'érosion hydrique se combinent, agissent selon des échelles spatiales et temporelles différentes et se regroupent en sous-systèmes hiérarchisés qui interagissent mutuellement. Ces différents éléments déterminent le fonctionnement global du bassin versant (Delahaye, 2002). Ainsi, décrypter les transferts hydro-sédimentaires implique d'en investiguer la **cascade sédimentaire**. En tant que formalisation des liens entre les zones de production et de stockage sédimentaire, elle peut être conceptualisée sous la forme d'un **réseau** qui témoigne de la **connectivité** sédimentaire du bassin versant. Ce réseau dépend, notamment, de la **structure paysagère**, c'est-à-dire des objets géographiques constitutifs du paysage, de leur nature et de leurs interrelations.

L'objectif de ce chapitre est de faire l'**état des lieux** des connaissances, des questionnements et des approches qui permettent d'étudier les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles aménagés. Une attention particulière est portée au rôle de la structure paysagère dans les transferts. La première partie de ce chapitre a pour objectif de formaliser le **cheminement** des flux de sédiments depuis les zones sources jusqu'au cours d'eau. La seconde partie se concentre sur l'influence des composantes de la **structure paysagère** sur les transferts hydro-sédimentaires et leur implication dans la **connectivité** sédimentaire.

1. Étudier l'érosion hydrique : de l'échelle de la parcelle à l'échelle du bassin versant

1.1. Échelles d'observation de l'érosion hydrique et des transferts sédimentaires

La compréhension de la dynamique temporelle et des formes spatiales des transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants doit prendre en compte le caractère **multi-scalaire** des processus. Les changements d'échelle sont perceptibles dans les différences observées entre les pertes en sols mesurées sur les parcelles et les sédiments effectivement transférés à l'exutoire d'un bassin versant (Walling, 1983) ainsi que dans l'**absence** de **linéarité** des processus entre les différentes échelles spatiales (McGuinness *et al.*, 1971 ; Cammeraat, 2002). Ces effets d'échelle restent **difficiles à décrypter** du fait de la multiplicité des facteurs de contrôle qui interviennent à la fois sur la production, la mise en mouvement et le cheminement des sédiments dans le bassin (Poesen, 2018). Ces éléments agissent sur les temporalités, les

seuils et les échelles spatiales et temporelles (Viel, 2012). De ce fait, l'analyse des flux hydro-sédimentaires doit prendre en compte les **interactions entre** les différents **sous-systèmes** (e.g. de la parcelle agricole à l'échelle régionale) et doit **questionner les effets d'échelles** qui existent entre ces différents compartiments (Douvinet *et al.*, 2008 ; De Vente, 2009).

1.1.1. Du processus unitaire à la cascade sédimentaire : variabilités spatiale et temporelle des transferts hydro-sédimentaires

1.1.1.1. Caractère spasmodique des signaux sédimentaires

Étudier les signaux des transferts hydro-sédimentaires sur une période à long terme (décennie, siècle) mène au constat d'une **variabilité temporelle** des flux. Les transferts de sédiments présentent une grande variabilité au cours de l'année hydrologique² et se concentrent sur des période relativement courtes (e.g. Gao, 2008 ; López-Tarazón, 2011). Cette variabilité temporelle est conditionnée par les éléments ci-après.

- Les transferts de sédiments sont, avant tout, dépendants de la **temporalité des événements pluvieux**, c'est-à-dire des périodes d'occurrence des précipitations mais aussi de leur historique (Salles *et al.*, 2000 ; Erpul *et al.*, 2002). De plus, la production sédimentaire est reliée au couple **intensité-durée** des événements pluvieux (e.g. González-Romero *et al.*, 2021).
- À événement équivalent, la **couverture des sols** et la **densité** de couvert végétal déterminent la sensibilité d'une parcelle à la formation du ruissellement de surface et sa capacité de transfert des flux hydro-sédimentaires (Le Bissonnais *et al.*, 2002).
- A conditions homogènes des cadres spatiaux et pluviométriques, les signaux de transferts sédimentaires mesurés en différents points d'un même bassin versant sont désynchronisés. Cette désynchronisation témoigne des effets liés au **temps de déplacement et d'accumulation** des flux dans l'espace entre les différents points de mesure (Deasy *et al.*, 2011).

La variabilité temporelle des transferts sédimentaires dans un bassin versant témoigne d'effets liés au caractère du processus mais aussi de **conditions spatiales hétérogènes** au sein du bassin versant. Celles-ci sont liées à des rugosités, c'est-à-dire à des irrégularités de la surface du sol, qui interfère avec l'agencement des flux. Ainsi, si les précipitations expliquent le signal sédimentaire à l'échelle de l'événement, les modifications de la structure paysagère expliquent, quant à elles, la variabilité des signaux pluriannuels (Figure 1-1) (Foucher *et al.*, 2021).

² Année hydrologique : période de 12 mois qui débute après le mois habituel des plus basses eaux. Elle dépend de la situation météorologique du secteur étudié.

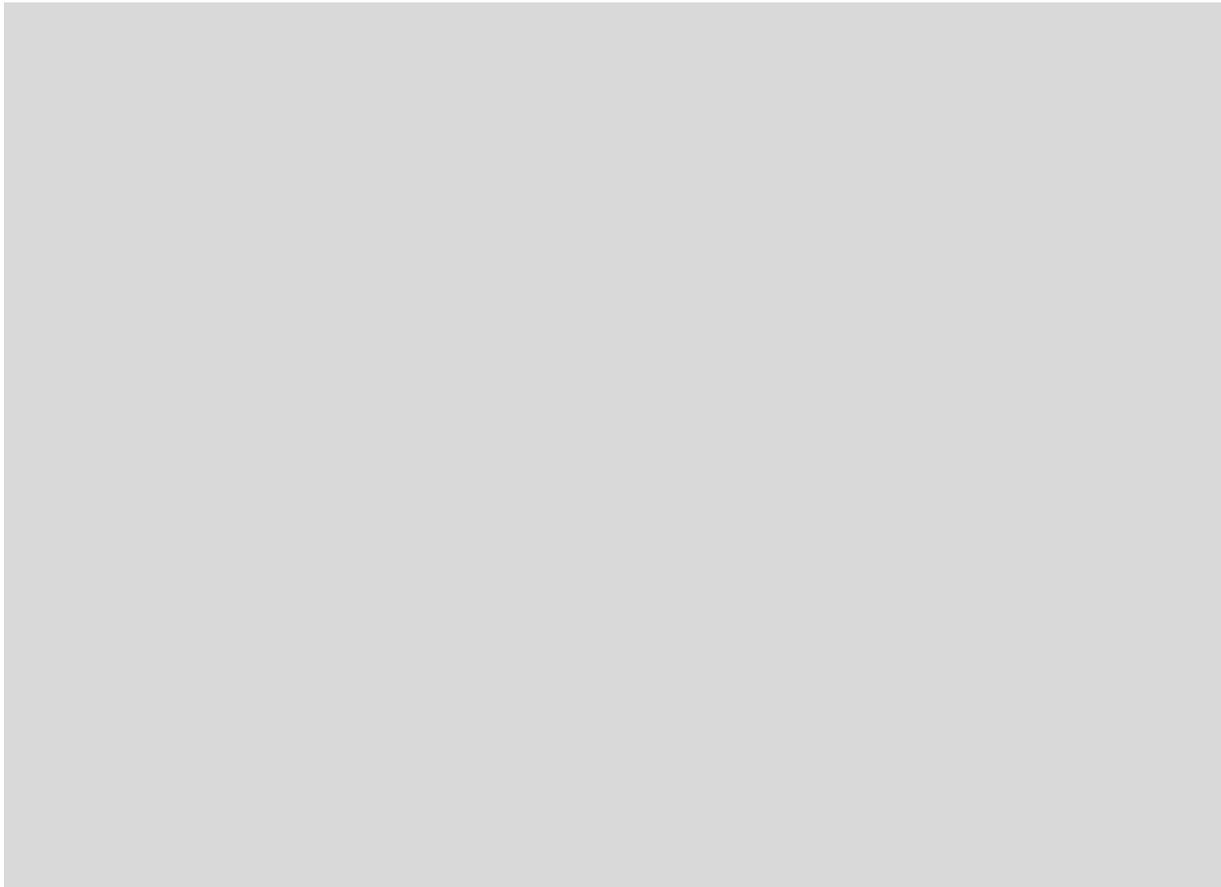


Figure 1-1 : Interactions et importance des différents facteurs pour l'évaluation des dynamiques sédimentaires sur le long-terme. Source : Vanwalleghem et al. (2017).

1.1.1.2. Une relation spatiale complexe des transferts hydro-sédimentaires

Les échelles spatiales et temporelles sont **interdépendantes** puisqu'il existe une forte corrélation entre la **fréquence** et la **durée** du processus d'une part et son **extension spatiale** d'autre part (Urban *et al.*, 1987 ; Viel, 2012). Toutefois, les facteurs de contrôle de l'érosion hydrique diffèrent selon l'échelle spatiale considérée. A **large échelle** (plusieurs milliers de km²), les facteurs de contrôle de l'érosion sont d'ordre climatique, géologique, tectonique ou géomorphologique (Schumm, 1977). A **échelle fine** (quelques km²), les facteurs de contrôle sont plus locaux : état hydrique des sols, érodibilité, couvert végétal, structure paysagère (Mérot, 1999 ; Le Bissonnais *et al.*, 2002 ; Delahaye, 2002 ; Carlier & De Marsily, 2004 ; Bocher, 2005 ; Delahaye, 2005 ; Viel, 2012 ; Reulier, 2015). De manière générale, plus un bassin versant est vaste, plus les possibilités de piégeage de sédiments en amont de l'exutoire sont nombreuses (Dendy & Bolton, 1976 ; Milliman & Robert, 1983 ; Summerfield & Hulton, 1994 ; Einsele & Hinderer, 1997 ; Rădoane & Rădoane, 2005 ; Renwick *et al.*, 2005). Toutefois, la relation entre la superficie du bassin versant et la part des sédiments érodés effectivement transférés à son exutoire demeure complexe (*e.g.* Lane *et al.*, 1997 ; Osterkamp & Toy, 1997 ; Slaymaker, 2006 ; De Vente, 2009). Ainsi, du fait d'effets d'échelles, des incertitudes persistent en ce qui concerne l'estimation de l'érosion (Oakes *et al.*, 2012).

La spatialisation à l'échelle du bassin versant implique le passage de la dynamique parcellaire à celle de l'hydrosystème. Malgré la compréhension des processus à l'échelle de la parcelle, il reste **difficile d'établir** clairement **les liens de cause à effet** entre l'observation de l'érosion dans les parcelles agricoles et les signaux des transferts sédimentaires dans les cours d'eau. Il faut pour cela **envisager les modalités de transfert** de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant (Viel, 2012). Pour décrypter les transferts sédimentaires, différents **compartiments** sont à prendre en compte : les versants, la plaine alluviale et le réseau hydrographique (Figure 1-2). La **contribution** de chacun de ces compartiments **fluctue** au fil de la cascade sédimentaire et selon le secteur considéré (e Vente & Poesen, 2005).

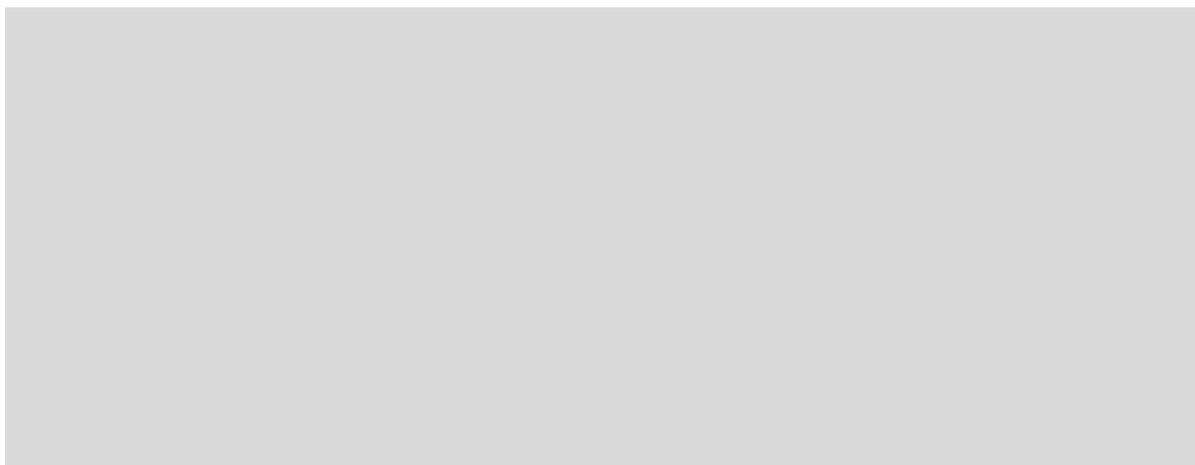


Figure 1-2 : Approche pour identifier l'origine des sédiments dans un bassin versant. Source : Viel (2012).

La **relation** entre la **superficie** du bassin versant et le **taux de fourniture sédimentaire**³ **n'est pas linéaire**. Toutefois l'**interprétation** de cette relation permet de **souligner les facteurs de transfert dominants**. Le Tableau 1-1 explicite l'absence d'une relation unique entre transferts hydro-sédimentaires et superficie du bassin versant et distingue trois cas de figures possibles (De Vente, 2009). Pour déterminer cette relation, plusieurs facteurs interdépendants sont à prendre en compte : échelle d'observation du phénomène, contribution du(des) processus d'érosion dominant(s), seuils topographiques, et agencement spatial de la lithologie, de la topographie, du climat et des modes d'occupation du sol.

Dans les bassins versants aménagés, l'érosion des versants est généralement dominante et le taux de fourniture sédimentaire tend à décroître avec l'augmentation de la superficie du bassin (Tableau 1-1 – A). La réduction de pente moyenne et le stockage sédimentaire en limite de parcelle, dans les cuvettes et dans le fond de vallée expliquent cette relation (Walling, 1983 ; Dedkov & Moszherin, 1992 ; Osterkamp & Toy, 1997 ; Church *et al.*, 1999 ; Slaymaker *et*

³ La fourniture sédimentaire d'un bassin versant correspond aux sédiments transférés à l'exutoire du bassin versant. Le taux de fourniture sédimentaire (Sediment Delivery Ratio) permet de quantifier la différence entre la perte en sol mesurée sur les parcelles et les transferts sédimentaires à l'exutoire du bassin versant (Walling, 1983).

al., 2003 ; De Vente, 2009). À l'inverse, la contribution des versants occupe une moindre place dans les bassins dont l'empreinte anthropique est plus restreinte par rapport celle du fond de vallée et du chenal (Dedkov & Moszherin, 1992 ; Church *et al.*, 1999 ; Slaymaker *et al.*, 2003). Le taux de fourniture sédimentaire tend à croître avec la superficie du bassin versant (Tableau 1-1 – B) du fait de la disponibilité de sédiments dans le fond de vallée et d'un dépôt restreint (De Vente, 2009).

Tableau 1-1 : Relation entre la superficie du bassin versant et le taux de fourniture sédimentaire spécifique.
Source : De Vente, (2009).



Le rôle de l'**occupation du sol** et de son **organisation spatiale** dans les processus d'érosion à l'œuvre est fondamental pour comprendre les transferts hydro-sédimentaires. L'occupation du sol conditionne la dynamique de transfert sédimentaire au travers de la **production** du ruissellement et de sédiments, ainsi que sur la ré-**infiltration** des flux hydriques et sur le **dépôt** des sédiments qu'ils transportent. À l'échelle de la parcelle, la dynamique de ruissellement dépend des pratiques agricoles, telles que les modes de cultures et les pratiques de gestion des sols. A l'échelle du bassin versant vient s'ajouter l'organisation spatiale de ce dernier (Delahaye, 2002 ; Delahaye, 2005 ; Viel, 2012). Il s'agit également de comprendre quelles sont les connexions qui existent entre toutes les parcelles, le long d'une pente. La nature et le rôle de ces connexions dépendent directement de la maille paysagère, c'est-à-dire aussi bien des caractéristiques physiques du milieu (topographie, géométrie du réseau d'écoulement) que des infrastructures humaines susceptibles de créer des interférences locales (nature du

couvert végétal, fossés, drains, terrasses). Toute la difficulté est alors de décrire comment cette combinaison complexe des éléments paysagers constitutifs d'un terroir peut modifier la structure d'un bassin versant.

Ainsi, la **configuration spatiale interne** du bassin en termes d'occupation du sol, de lithologie, de topographie et de climat, influence localement la disponibilité des sources et des stockages sédimentaires. Des conditions locales ou régionales favorables permettent d'expliquer l'augmentation de la fourniture sédimentaire quelle que soit l'échelle spatiale considérée (Tableau 1-1 – C). Cette réponse variable est le reflet de l'auto-organisation interne de la cascade sédimentaire (disponibilité sédimentaire et structure de la cascade) d'un bassin versant. L'**auto-organisation** des bassins versants tant dans la dynamique du processus, dans la structure spatiale, que dans son évolution sur le temps long explique les relations variables entre la superficie et la fourniture sédimentaire (De Vente, 2009).

1.1.1.3. Intérêt d'une étude multi-scalaire des transferts sédimentaires

Au-delà des **multiples facteurs** de contrôle qui contribuent à l'érosion hydrique, la difficulté à appréhender les transferts hydro-sédimentaires d'un bassin versant est liée à la combinaison de l'ensemble des processus qui agissent selon des **échelles spatiales et temporelles variables** (e.g. Figure 1-3). Ils sont regroupés en **sous-systèmes hiérarchisés** et sont **interdépendants** (Delahaye, 2002 ; Delahaye, 2005). Ainsi, la seule connaissance des composantes internes d'un bassin versant n'est pas suffisante pour décrypter ses dynamiques hydro-sédimentaires et une analyse des interactions entre les différents sous-systèmes et des effets d'échelles demeure nécessaire (Douvinet *et al.*, 2008 ; Viel, 2012).

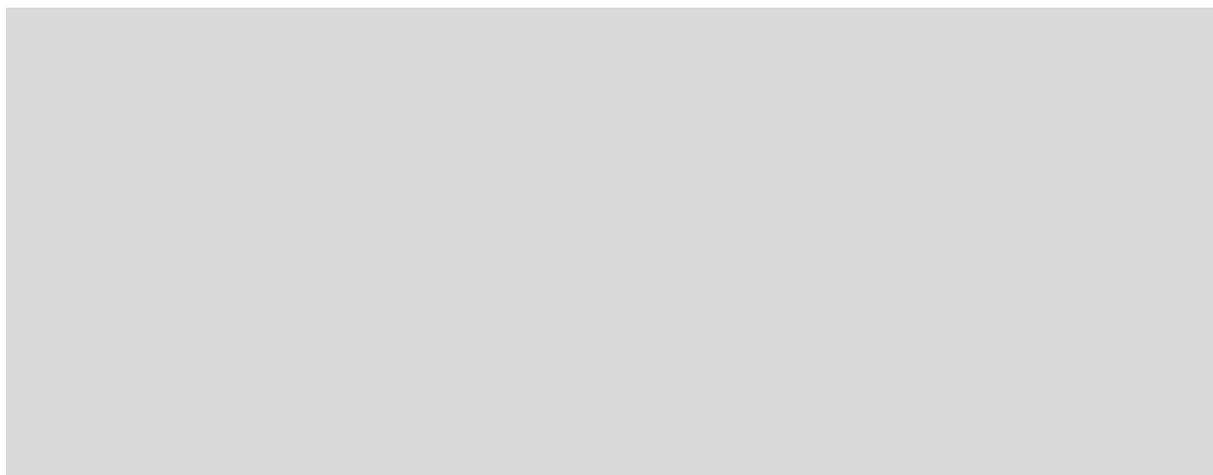


Figure 1-3 : Cadre conceptuel qui présente les relations entre les processus à différentes échelles pour les bassins versant de Campo de Panes (Espagne) et de Schrondeweilerbaach (Luxembourg). Source : Cammeraat (2002).

De fait, l'étude de l'érosion hydrique à différentes échelles (parcelle, bloc cultural, bassin versant) présente un intérêt pour la compréhension de la dynamique sédimentaire. L'analyse systémique permet d'envisager les **connexions**, les **interrelations** et les **transferts** entre les

différents **compartiments du système complexe** (Viel, 2012). Cela passe par un maintien des études de terrain pour la production de données continues sur le long-terme ainsi que par une démarche d'analyse spatiale des liens entre les compartiments du système (Anache *et al.*, 2017).

1.1.2. Étudier la connectivité, une clef pour l'interprétation des transferts hydro-sédimentaires ?

Appréhender les processus qui ont lieu au sein de la cascade sédimentaire nécessite de décrypter les interactions qui relient les unités géomorphologiques qui la composent (Reulier, 2015). Pour déterminer la contribution des versants au budget sédimentaire d'un bassin versant, il est nécessaire d'identifier les surfaces effectivement connectées au cours d'eau (Viel, 2012). Dans cette perspective, le concept de connectivité, appliqué aux objets géomorphologiques, permet de mieux envisager l'influence de la structure paysagère sur les transferts hydro-sédimentaires.

1.1.2.1. Principes généraux de la connectivité dans la question des transferts sédimentaires

Si le concept de connectivité a fait sa première apparition en écologie, il a depuis été repris par de nombreuses autres disciplines (Turnbull *et al.*, 2018). Il suscite un intérêt grandissant en géomorphologie depuis les années 2010 (Cossart *et al.*, 2017). La **connectivité** se définit comme « *le niveau auquel un système facilite le mouvement de la matière et de l'énergie en son sein. Il s'agit d'une propriété émergente de l'état du système* » (Connecteur, 2015). Il s'agit donc de considérer le transfert de matière, d'énergie ou d'organismes entre plusieurs compartiments du paysage (Pringle, 2001 ; Jain & Tandon, 2010 ; Wainwright *et al.*, 2011 ; Fryirs, 2013). La connectivité implique un aspect multidimensionnel des flux, qui s'intègrent à différentes échelles et au travers de différents processus (Wohl *et al.*, 2017). Elle va de pair avec les concepts de **déconnectivité** ou de **discontinuité**, synonymes, et qui se focalisent sur l'étude et la quantification des effets de rupture de connectivité entre deux points (Bracken & Croke, 2007), voire à différentes échelles (Fryirs, 2013) et qui ont un rôle central sur les signaux sédimentaire à l'échelle du bassin versant (Gran & Czuba, 2017). La **connectivité** est **latérale** si l'intérêt est porté aux transferts hydro-sédimentaires qui ont lieu sur les versants et entre les versants et le cours d'eau. La connectivité est dite **longitudinale** quand elle porte sur les transferts hydro-sédimentaires au sein du réseau hydrographique (Brierley *et al.*, 2006).

La connectivité se définit relativement à l'objet auquel elle s'intéresse. Ainsi, la connectivité hydrologique et sédimentaire correspond au degré de facilitation des transferts, respectivement, d'eau et de sédiments entre les différentes composantes du système. Elles s'établissent au travers de relations de **synchronisation** et de **désynchronisation** des flux d'eau et de sédiments (Bracken *et al.*, 2015). Les **désynchronisations** adviennent lorsque que des effets de rétention ont lieu sur les flux de sédiments mais pas sur les flux d'eau (*e.g.* Weigelhofer *et al.*, 2018). Les flux d'eau et de sédiments peuvent aussi être synchronisés mais

subir tous deux des effets de rétention. La connectivité hydrologique s'applique aussi bien aux écoulements de surface que de subsurface. Seuls les écoulements de surface doivent être pris en compte dans la connectivité sédimentaire dans la mesure où les écoulements de subsurface ne contribuent pas au déplacement des sédiments (Reulier, 2015).

Bien que ce point soit discuté dans la littérature scientifique, quel que soit l'objet considéré, deux aspects de la connectivité peuvent être distingués (Wohl *et al.*, 2019).

- La connectivité **processuelle**⁴ (Figure 1-4) correspond aux interactions entre les différents processus hydrologiques et géomorphologiques, au sein du système (Wainwright *et al.*, 2011). De ce fait, les transferts sédimentaires dépendent de la dynamique des processus géomorphologiques. Ils résultent de l'interaction entre les facteurs biophysiques à la genèse des processus et les propriétés du paysage (Heckmann *et al.*, 2018). Des interactions entre des processus peuvent créer des mécanismes d'auto-organisation minimisant la perte en sol ou, a contrario, des mécanismes qui vont exacerber cette perte par un phénomène de résonance.

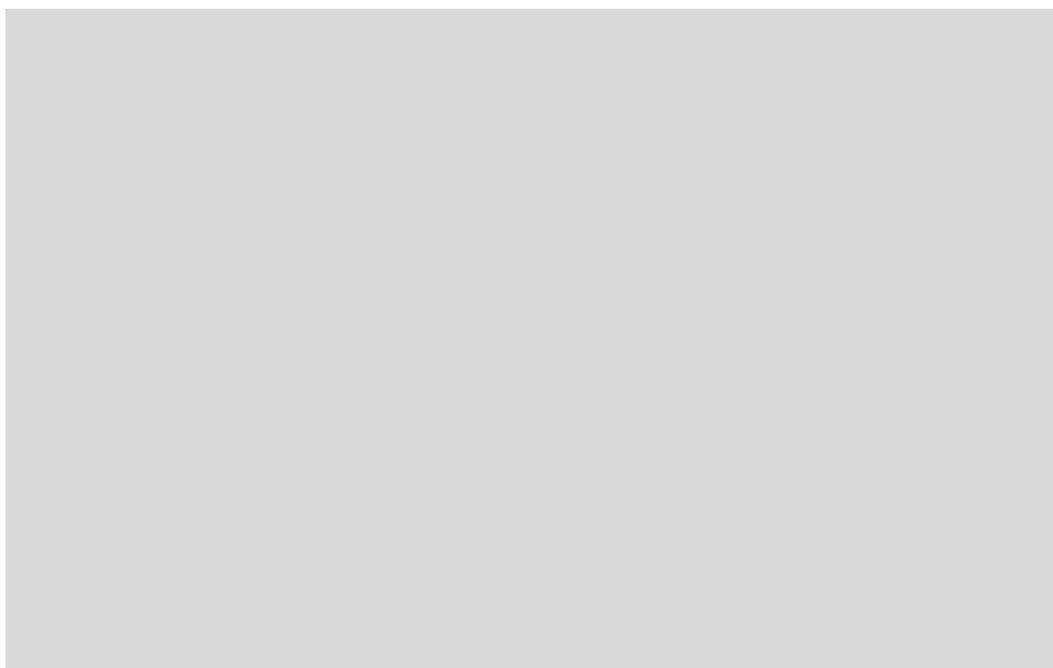


Figure 1-4 : Modèle conceptuel des connectivités hydrologique ou sédimentaire et leurs facteurs d'influence. Source : Heckmann *et al.* (2018).

- La **connectivité structurelle** (Figure 1-4) dépend, quant à elle, de la configuration spatiale du système, c'est-à-dire la connexion potentielle entre les différents éléments du paysage (Wainwright *et al.*, 2011 ; Wohl *et al.*, 2019). Elle dépend de la structure paysagère, c'est-à-dire du paysage et de son arrangement spatial (Heckmann *et*

⁴ Processuel : qui est relatif au processus ; utilisé pour correspondre au « process-based » de Bracken *et al.* (2015).

al., 2018). La complexité des transferts sédimentaires est en partie le reflet de la connectivité structurelle. Heckmann & Schwanghart (2013) utilisent le terme de **couplage** pour décrire les liens entre deux unités du paysage reliées par les flux de sédiments. Décrire les couplages revient à une description de la cascade sédimentaire à échelle fine. L'analyse de la connectivité structurelle doit intégrer les différents facteurs de contrôle des transferts sédimentaires, leur variabilité selon l'échelle considérée ainsi que les changements d'ordre physique ou anthropique (Figure 1-4).

De ce fait, en tant que support des processus géomorphologiques, le paysage a une place privilégiée dans les questions de connectivité hydro-sédimentaire. Certains éléments de la littérature défendent même l'idée d'une connectivité paysagère, un concept permettant de s'intéresser aux flux et stockages de diverses formes de matière à l'échelle du paysage (Brierley *et al.*, 2006 ; Wohl *et al.*, 2017). Quelles que soient les divergences conceptuelles sur ce point, les auteurs-trices s'entendent sur le fait que la compréhension de la structure paysagère est essentielle pour appréhender le comportement hydro-géomorphologique des systèmes (Cavalli *et al.*, 2019).

1.1.2.2. Objets de la connectivité sédimentaire structurelle

Au-delà des concepts généraux qui encadrent le concept de connectivité, il existe un certain nombre d'objets constitutifs de la connectivité sédimentaire structurelle qui forment la **cascade sédimentaire**. Cette dernière est « *définie comme l'ensemble des flux de sédiments qui s'organisent depuis les zones sources, à l'amont, vers les zones d'évacuation (exutoires) ou de stockage durable* » (Cossart, 2016). Dans ce cadre, les transferts sédimentaires constituent un ensemble de connexions et de déconnexions, qui prennent la forme d'un **réseau orienté** de l'amont vers l'aval, ponctué de **zones de stockage intermédiaires** (Figure 1-5). Cette formalisation rend explicite les compartiments, les liaisons et les flux de la cascade sédimentaire, ainsi que les zones de concentration et les découplages (Cossart, 2016).

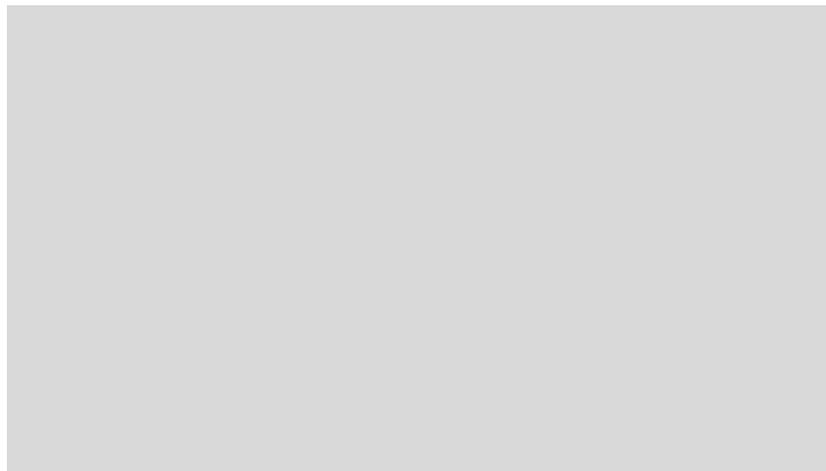


Figure 1-5 : Formalisation schématique d'une cascade sédimentaire.
Source : Cossart (2016) d'après Jones (2000).

Les zones de stockage intermédiaires sont nombreuses et jouent le rôle de connecteurs venant activer ou entraver les transferts sédimentaires vers l'aval (Walker, 1990). Leur rôle varie en fonction de l'intensité des événements ruisselants (Jordan & Slaymaker, 1991 ; Fryirs *et al.*, 2007) ainsi que de leur position et leur agencement dans la cascade sédimentaire. Ces éléments régulant les transferts hydro-sédimentaires sont de trois types (Figure 1-6) : les **zones tampons**, les **barrières** et les **couvertures**⁵ (Fryirs *et al.*, 2007).

- Les zones tampons empêchent l'entrée des sédiments dans le réseau hydrographique.
- Les barrières entravent le transfert des sédiments au sein du réseau hydrographique.
- Les couvertures, quant à elles, déconnectent de manière temporaire les sédiments de la cascade sédimentaire par un stockage sur les versants ou un pavage au sein du réseau hydrographique.

La difficulté principale dans l'évaluation de l'influence des infrastructures paysagères sur les transferts sédimentaires réside dans la diversité de leur comportements individuels, contribuant à la complexité de la cascade sédimentaire (Reulier, 2015 ; Cossart, 2016).

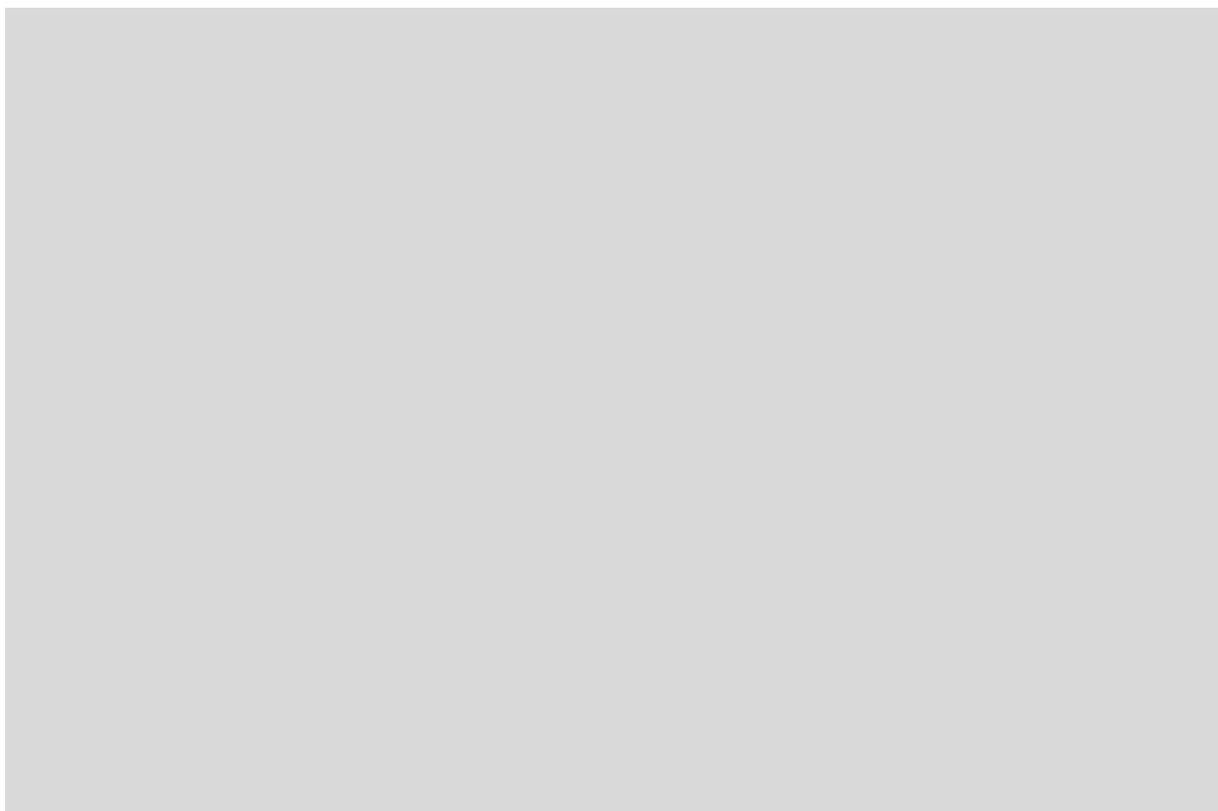


Figure 1-6 : Efficacité des infrastructures paysagères sur la connectivité hydro-sédimentaire. Source : Fryirs *et al.* (2007).

De ces effets des connecteurs sur la cascade sédimentaire découle la notion de **bassin versant efficace**, correspondant à la superficie du bassin versant qui contribue au transfert

⁵ (Fryirs *et al.*, 2007) utilisent respectivement les termes de « buffers », « barriers » et « blankets ».

sédimentaire du réseau hydrographique (Figure 1-6) (Fryirs *et al.*, 2007). Le **temps de retour efficace** correspond, quant à lui, aux caractéristiques d'intensité de l'événement rendant le stockage obsolète (Harvey, 2002). Ces deux éléments sont dépendants de l'échelle d'efficacité du connecteur et de sa position dans la cascade sédimentaire (Meade, 1982). Cette configuration en réseau varie donc dans le temps ; en fonction de la position des connecteurs dans la cascade sédimentaire, de la nature de leurs interactions et du temps de manifestation des changements (Fryirs *et al.*, 2007).

Comme le note Meynier (1971), du fait des questions d'échelle, un même raisonnement ne peut s'appliquer à des phénomènes de l'ordre du millier de kilomètres carrés et à ceux de l'ordre du mètre carré. Dans ce jeu d'échelles, il est important de comprendre où se situent les seuils, les discontinuités et les ruptures (Brunet, 1968). Pour les évaluer, il est nécessaire de passer par des mesures des processus. Différentes méthodes ont été développées et possèdent chacune leurs objectifs, leurs intérêts et limites.

1.2. Une diversité de stratégies de mesure de l'érosion reflet de la complexité du processus

Comme décrit précédemment (cf. chap.1 - 1.1), l'étude du processus d'érosion hydrique dans son ensemble implique la compréhension d'effets d'échelles spatiales et temporelles et d'éléments relatifs à la connectivité. Du fait de cette complexité inhérente au phénomène, il n'existe pas de système de mesure permettant de l'étudier dans son intégralité. Afin de décrypter les spécificités des transferts hydro-sédimentaires aux différentes échelles, une grande diversité de systèmes de mesure a été développée. Chaque **méthode** se focalise sur un aspect particulier du processus, et présente des **intérêts** et **limites**. Cette partie revient sur les principales méthodes utilisées selon l'échelle de travail sans toutefois avoir vocation à proposer un inventaire exhaustif.

1.2.1. Mesurer la production sédimentaire à l'échelle de la parcelle

De nombreuses études sur l'érosion hydrique ont été réalisées à l'échelle de la **parcelle** expérimentale. Cette échelle permet la réalisation d'un **bilan** de la **production sédimentaire** sur ce secteur réduit où le cadre physique et les pratiques agricoles sont connues dans le détail. De ce fait, de nombreux systèmes de mesure *in situ* ont été développés, les paragraphes suivants présentent les systèmes les plus communs parmi la diversité de stratégies existantes.

1.2.1.1. Budget sédimentaire parcellaire court-terme à l'aide de collecteur de sédiments

Les **collecteurs de sédiments** sont des pièges qui fonctionnent selon le principe de la décantation et sont placés en aval d'une parcelle afin de collecter l'ensemble des matériaux qui en sont exportés (Gerlach, 1967 ; Biddoccu *et al.*, 2016 ; Ferreira *et al.*, 2018). Le piège agit en échantillonneur passif qui ne permet pas de suivre l'évolution des transferts

sédimentaires lors d'un événement ruisselant mais qui permet de réaliser un bilan de la production sédimentaire pour chacun des événements. La Figure 1-7 présente un exemple de collecteur de sédiments mis en place en contexte viticole. Du fait de la diversité des contextes spatiaux, il n'existe pas de système de mesure généralisé. L'installation d'un collecteur de sédiments en parcelle expérimentale nécessite un ajustement aux caractéristiques du site de mesure et des transferts hydro-sédimentaires qui y sont à l'œuvre. De fait, les systèmes expérimentaux de captures de sédiments nécessitent un investissement de temps important tant pour la conception que pour l'entretien des dispositifs.

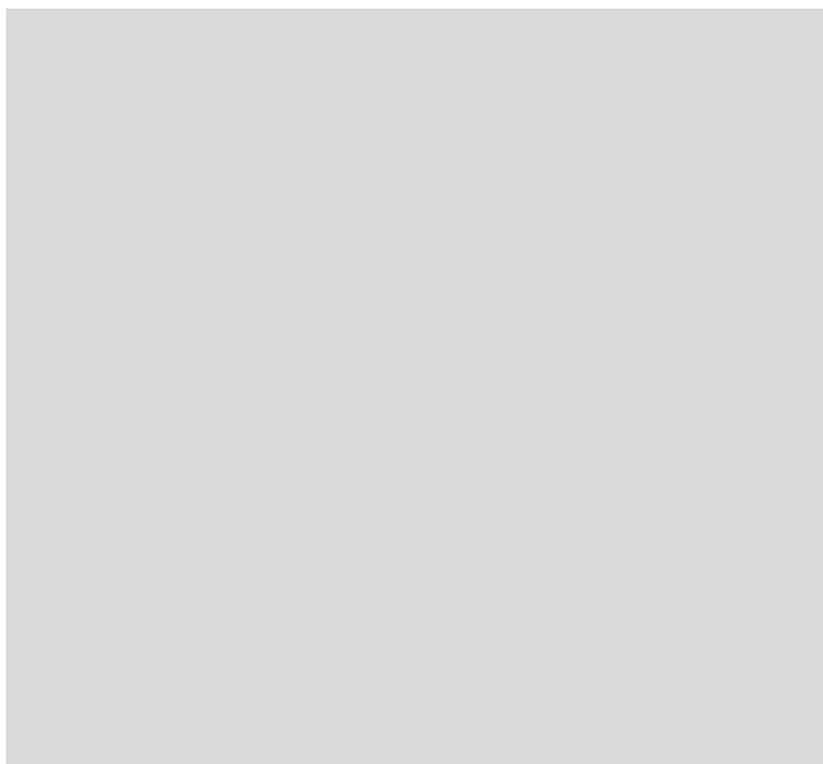


Figure 1-7 : Exemple de collecteur de sédiments. Source : Biddoccu et al., (2016).

1.2.1.2. Étudier l'influence des caractéristiques des précipitations par simulateur de pluie

Le **simulateur de pluie** est une méthode utilisée depuis les années 1930 pour étudier l'érosion hydrique (Cerdà, 1999). Elle consiste à générer des pluies artificielles dont les caractéristiques sont déterminées *a priori*. L'objectif du dispositif est d'évaluer l'influence des conditions pluviométriques sur la production du ruissellement érosif. Cette méthode permet une maîtrise fine des caractéristiques de la pluie : quantité, durée, intensité, taille des gouttes, vitesse de chute et énergie cinétique. Pour ce faire, un dispositif d'aspersion est utilisé pour arroser une parcelle d'une surface délimitée par un cadre (un exemple de simulateur est présenté en Figure 1-8). L'eau ruisselée est mesurée en bas de parcelle et échantillonnée pour en connaître la concentration en sédiments. La méthode permet d'évaluer l'impact de différents facteurs qui influencent l'érosion hydrique, tels que : la pente, les caractéristiques du sol, l'effet *splash* des gouttes d'eau, le couvert végétal et le type de végétation (Bowyer-Bower & Burt, 1989). Cette méthode ne peut être appliquée que sur de petites surfaces, généralement inférieures à

1 m² et ne permet de mesurer que le détachement des particules de sols. L'influence du transfert hydrologique sur la production sédimentaire ne peut pas être mesurée à cette échelle.



Figure 1-8 : Exemple de simulateur de pluie. Source : Szabó et al. (2020).

1.2.1.3. Estimer les pertes en sol sur le long-terme par dendrogéomorphologie

La **dendrogéomorphologie** est l'emploi de méthodes basées sur des marqueurs végétaux pour obtenir une mesure des événements géomorphologiques. Les végétaux peuvent servir de marqueur de l'érosion dans le cas où ils présentent un système racinaire et aérien morphologiquement différents, ce qui permet d'avoir un repère spatial marquant le niveau du sol. L'ablation du sol crée une mise à nu du système racinaire qui permet d'obtenir une mesure de la vitesse d'ablation quand l'âge du végétal est connu (Bodoque *et al.*, 2005 ; Brenot, 2007 ; Gärtner, 2007). Différents végétaux peuvent être utilisés comme marqueurs.

Par exemple, la méthode « **Stock Unearthing Measurement** » (SUM) utilise la vigne comme marqueur. Cela est possible du fait que les ceps de vigne sont greffés sur des porte-greffes depuis les crises du Phylloxera (XIX^{ème} siècle). Le **niveau du greffon** correspond à la marque du greffon sur le porte-greffe et doit être positionné au niveau de la surface du sol lors de la plantation. La perte en sol est quantifiée à partir du déchaussement du pied de vigne (Figure 1-9). La mesure est réalisée à l'aide d'un décimètre sur la face aval du porte-greffe. Les mesures sont réalisées sur l'ensemble des ceps d'une parcelle à l'exception des ceps trop âgés ou morts, des ceps jeunes, des ceps butés ou débutés et des ceps plantés tardivement. Ces exceptions représentent en moyenne 10 à 15 % de la population des ceps dans une parcelle. La vitesse de déchaussement est déterminée en divisant le taux d'ablation par l'âge des ceps de vigne. Des mesures de l'inter-rang peuvent être réalisées en complément (Brenot, 2007 ; Rodrigo-Comino & Cerdà, 2018 ; Fressard *et al.*, 2022).

Cette méthode est intéressante pour estimer une **vitesse moyenne** de la production sédimentaire sur le secteur étudié. Une vigne pouvant vivre jusqu'à 100 ans, cette technique permet une estimation de la production sédimentaire sur un temps relativement long : à une **échelle temporelle pluri-décennale**. La comparaison des vitesses issues des méthodes de dendrogéomorphologie avec des mesures à échelle temporelle plus courte (e.g. collecteur de sédiments), permet de mesurer l'efficacité d'événements érosifs dans le bilan sédimentaire.

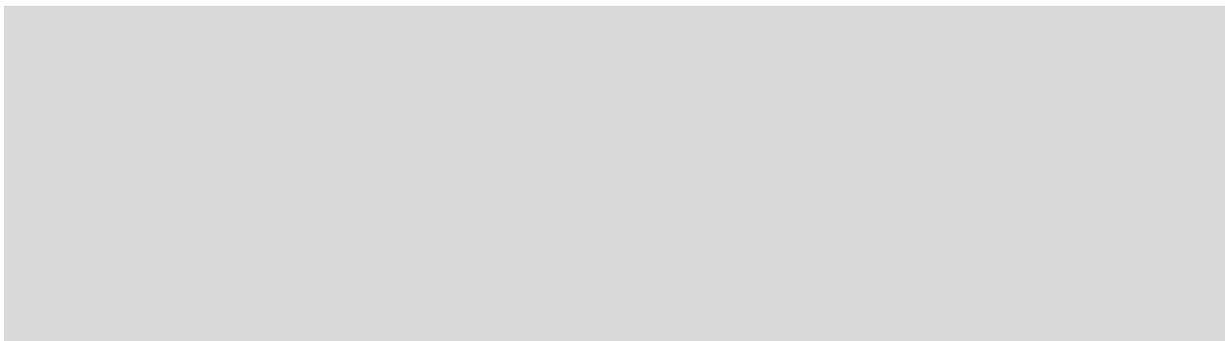


Figure 1-9 : Principe de la RUM. A – Le niveau du greffon ne bouge pas durant toute la vie de la vigne à l'inverse du cep et du système racinaire. B – Taux d'ablation estimé. Source : Brenot (2007).

1.2.2. Mesurer les transferts sédimentaires à l'échelle d'un bassin versant

À l'échelle du **bassin versant**, la mesure des transferts hydro-sédimentaires passe par l'évaluation du débit liquide et solide du cours d'eau (Chatelin, 1979). Le débit solide se partage entre les matières en suspension⁶ et la charge de fond⁷. Il synthétise toutes les combinaisons de processus de transfert et de rétention sédimentaire qui se sont produites amont du point de mesure (Fournier, 1965). Les méthodes qui s'intéressent aux transferts sédimentaires à l'échelle du bassin versant sont utilisées depuis la moitié du XX^e siècle. Elles permettent d'évaluer la variabilité des transferts sédimentaires dans le cours d'eau, notamment au cours des crues (Fournier, 1965). Comme à l'échelle de la parcelle, différents systèmes de mesure ont été développés. Une synthèse récente et complète peut être trouvée dans Camenen & Melun (2021).

1.2.2.1. Transports solides en suspension dans les cours d'eau

Le transport solide en suspension correspond à un flux de sédiments transporté sur la section mouillée en fonction de la vitesse de l'écoulement (Camenen & Melun, 2021). Différentes méthodes permettent d'évaluer la quantité de sédiments transitant par un point de mesure dans le réseau hydrographique. L'évaluation se base généralement sur un enregistrement des débits liquides et solides en continu sur la période d'étude. Pour cela, un enregistreur de

⁶ Les matières en suspension sont des particules très fines en suspension dans l'eau. Elles sont insolubles et visibles à l'œil nu.

⁷ La charge de fond correspond aux sédiments transportés sur le lit du cours d'eau. Le déplacement de la charge de fond se fait en roulant, en glissant ou par saltation.

données est placé en bord de cours d'eau et différentes sondes correspondantes aux paramètres à mesurer y sont reliées (Figure 1-10).

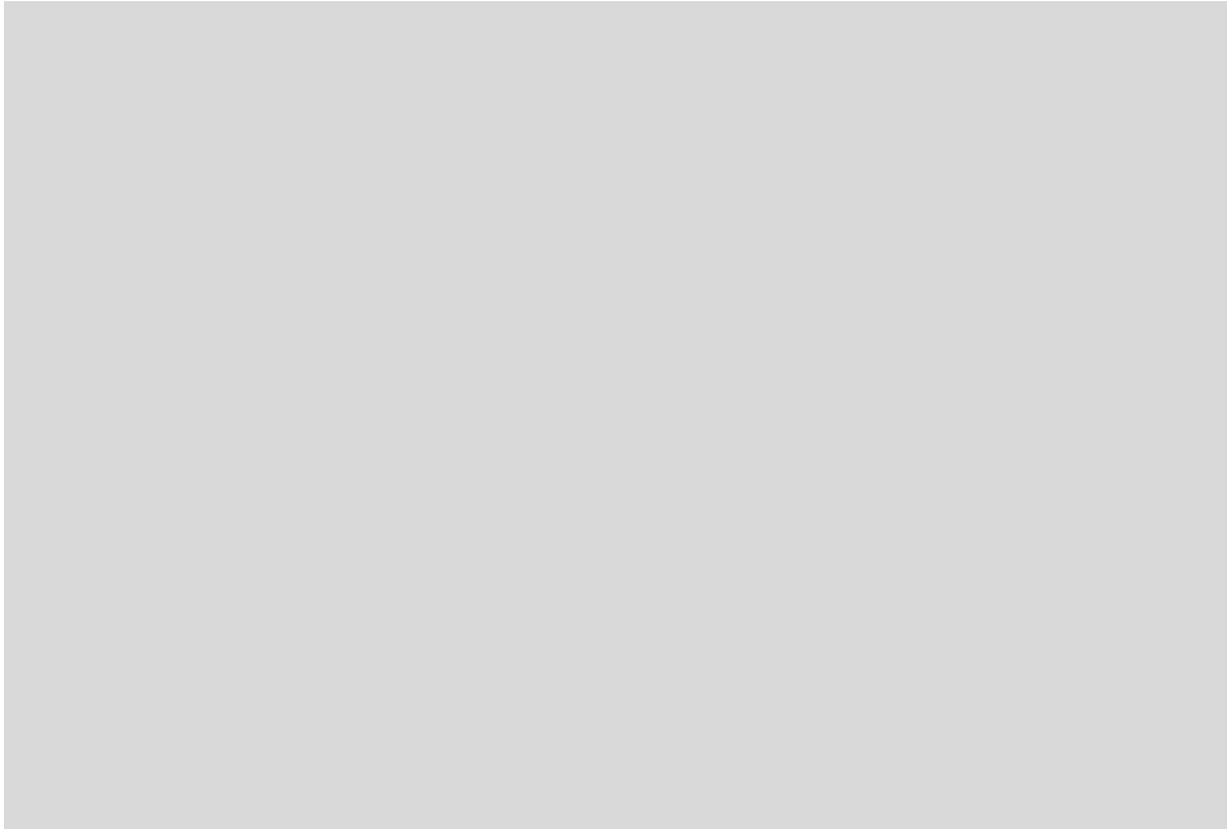


Figure 1-10 : Exemple de station de mesure des transports solides en suspension sur le bassin versant du Giroux (Bourgogne). Source : Chaize (2022).

La mesure du signal sédimentaire est réalisée à l'aide d'un **turbidimètre**. Il s'agit d'un appareil optique permettant de mesurer la turbidité, c'est-à-dire la capacité de l'eau à diffuser ou absorber la lumière incidente. La **concentration en matières en suspension** est déterminée à partir de la turbidité. Les turbidimètres sont très sensibles aux caractéristiques des sédiments transportés (granulométrie, couleur, etc.). De fait, des prélèvements d'échantillons doivent être associés à la mesure afin de calibrer la relation entre la turbidité et la concentration en matières en suspension. Une mesure du **débit liquide** en continu est nécessaire pour évaluer le volume de sédiments, elle peut être réalisée à l'aide d'une **sonde pression**, d'un capteur à **ultrasons** ou d'un capteur **radar**. Plusieurs limites se posent à ce système : (1) il ne permet pas de déterminer l'origine des sédiments mesurés, (2) il ne permet pas d'évaluer la charge de fond, (3) la capacité à mesurer certaines plages granulométriques⁸ reste en question, notamment les sables qui se déplacent principalement par saltation (Camenen & Melun, 2021).

⁸ La granulométrie permet de catégoriser les sédiments relativement à leur taille. Trois plages granulométriques sont déterminées pour les sédiments fins : les argiles (< 2 µm), les limons (2 µm à 63 µm) et les sables (63 µm à 2 mm).

1.2.2.2. Mesure des transports solides charriés sur le fond du lit des cours d'eau

Le **charriage** est défini comme l'ensemble des sédiments se déplaçant sur le fond du lit de la rivière par glissement, roulement, ou saltation⁹. Ce mode de déplacement concerne l'ensemble des sédiments des sables aux matériaux grossiers (pouvant aller jusqu'aux blocs rocheux). Les systèmes utilisés actuellement sont les suivants : (1) les préleveurs de charriage, (2) les méthodes acoustiques et sismiques, et (3) le marquage actifs ou passifs de galets permettant de suivre leurs déplacements.

- Les **préleveurs de la charge de fond** sont un système similaire au collecteur de sédiments en parcelle. L'objectif est de prélever un échantillon des sédiments charriés via un récipient de capture posé au fond de la rivière pendant un temps donné. L'eau traverse le dispositif et y dépose les sédiments transportés (e.g. Figure 1-11). Pour obtenir une bonne qualité de mesure, plusieurs précautions sont à prendre concernant le dimensionnement de l'échantillonneur, de la buse d'entrée, les mouvements à la pose et à la levée (Camenen & Melun, 2021). Le système employé dépend des caractéristiques du site instrumenté et, de fait, il existe une grande diversité de préleveurs de charriage. Ces préleveurs permettent d'obtenir une mesure directe du charriage et une estimation de la granulométrie mais ne permettent pas de quantifier le transfert sédimentaire total. De plus, la question de l'impact du dispositif sur le charriage et de la représentativité des mesures lors de crues se pose (Fournier, 1965). Pour remédier à ces limites, des pièges à sédiments permettant de capturer l'intégralité de la charge de fond sont utilisés. Ils constituent toutefois des ouvrages conséquents et nécessitent un entretien important.

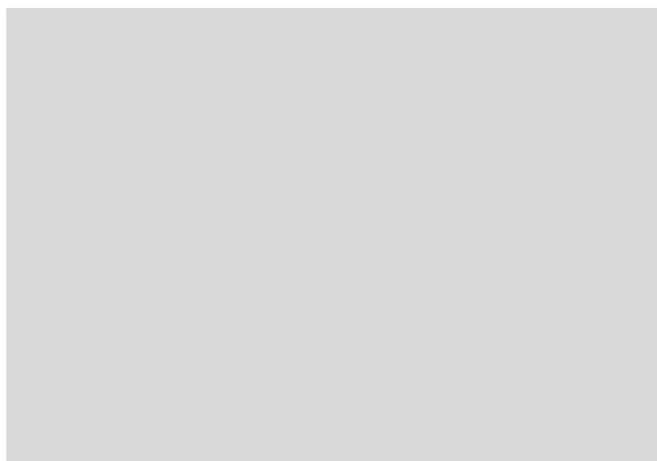


Figure 1-11 : Préleveur Ehrenberger. Source : Camenen & Melun (2021).

- Une technique alternative à la mesure directe du charriage consiste à mesurer le bruit dû aux chocs des sédiments charriés à l'aide d'un microphone. Une première technique pour cela, est le **géophone** (Cassel *et al.*, 2023). Elle consiste à enregistrer le bruit de l'impact des sédiments constituant la charge de fond sur une plaque métallique ou sur des colonnes

⁹ La saltation désigne les mouvements irréguliers de sauts d'un point à un autre.

ou tuyaux d'impact. Les géophones donnent de bons résultats mais impliquent des moyens importants en termes de travaux de génie civil et ne sont en général applicables qu'aux torrents de montagne. L'**hydrophone** est une seconde méthode qui consiste à enregistrer l'énergie acoustique des particules mobiles s'impactant entre elles. Cette technique est bien moins coûteuse que les géophones mais est encore en développement et nécessite des mesures ponctuelles d'étalonnage (Camenen & Melun, 2021).

- Des techniques basées sur le **marquage des sédiments** de la charge de fond ont été développées pour en mesurer la dynamique. Elles consistent à implanter des puces (« *pittaggs* ») émettant des ondes radio dans la catégorie de sédiments voulant être suivie (Cassel *et al.*, 2023). Du fait de la taille des puces, ces techniques ne s'appliquent qu'aux sédiments très grossiers tels que des galets ou des blocs (Figure 1-12). Les puces dites passives doivent être recherchées à l'aide d'une antenne réceptrice. Elles impliquent un conséquent travail de terrain pour effectuer la recherche (Piégay *et al.*, 2016). Pour faire face à ce problème, des puces radio-émettrices peuvent être utilisées. Elles présentent néanmoins un coût élevé et une durée de vie réduite.

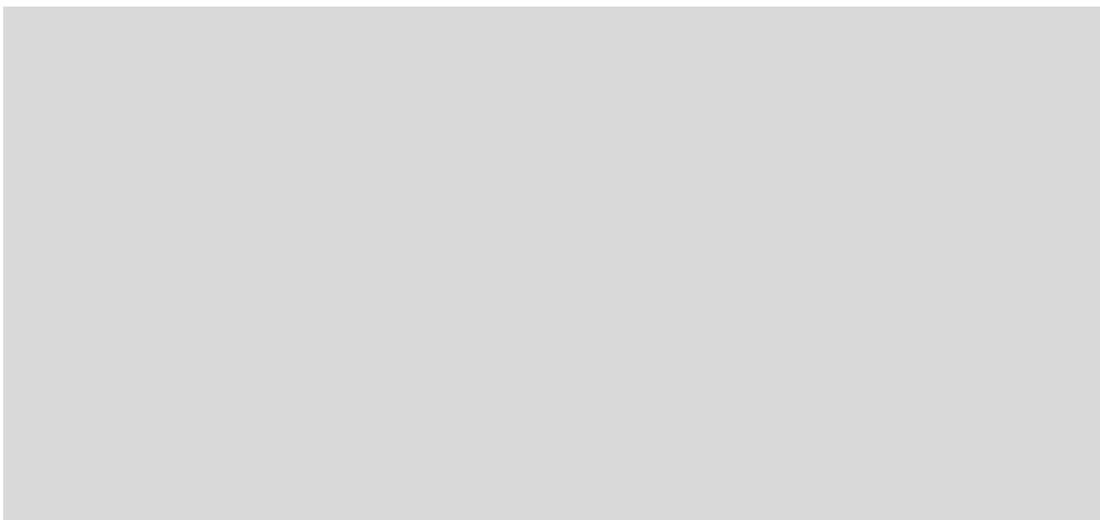


Figure 1-12 : Représentation schématique d'un dispositif de traçage sédimentaire RFID. Source : GRAIE pôle Eau & Territoire & Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) (2020).

1.2.2.3. Étudier l'origine et le mouvement des sédiments par traçage sédimentaire

Le **traçage sédimentaire** est une technique utilisée pour déterminer l'origine des sédiments et en étudier le mouvement au sein des bassins versants. La connaissance de la localisation d'origine du traceur permet l'identification des sources et des puits à sédiments. Le traçage des sédiments peut être réalisé en se basant sur les caractéristiques géochimiques, colorimétriques, biologiques des sédiments ou peut s'intéresser à des éléments ajoutés à la population de sédiments (Camenen & Melun, 2021). Le traçage sédimentaire a fait l'objet d'un vif intérêt dans les dernières décennies, expliquant la diversité de méthodes qui ont été développées. Les méthodes de traçage s'appliquent globalement à des études sur l'érosion qui couvrent une longue période temporelle et se révèlent moins adaptées aux études à

l'événement pluviométrique (Fournier, 1965). Toutefois des travaux ont montré la pertinence du traçage sédimentaire à l'échelle de l'événement sur des grands bassins versants dont les sous-bassins versants présentent des sédiments aux propriétés géochimiques variables (e.g. (Dabrin *et al.*, 2021).

*

Si des techniques identiques sont applicables à différents contextes, elles doivent néanmoins tenir compte des caractéristiques des transferts : granulométrie et quantité de sédiments. Ainsi, les caractéristiques des transferts conditionnent le choix du système et son dimensionnement. Les **incertitudes** sont variables en fonction du **contexte spatial** investigué et du type de **capteur** utilisé.

1.2.3. Métrologie multi-scalaire

La **diversité** des **techniques** de mesure témoigne de la difficulté à étudier l'érosion hydrique de manière exhaustive. Les signaux sédimentaires diffèrent en fonction de l'**échelle** spatiale à laquelle ils sont considérés et la compréhension des modalités d'organisation de la cascade sédimentaire doit passer par une **approche** métrologique **multi-scalaire**. Dans l'idéal, il s'agirait d'en investiguer les différentes composantes de l'échelle la plus fine (parcelle) à l'échelle la plus englobante (bassin versant) en tenant compte de leurs caractéristiques biophysiques et anthropiques.

Dans les grands bassins versants, il est nécessaire d'effectuer la mesure du débit solide dans les sous-bassins qu'il comporte, tout en relevant les caractéristiques locales des facteurs de contrôle de l'érosion : climat, pédologie, géologie, topographie, végétation et éléments anthropiques interférant avec les flux. **Comparer** les débits solides du **bassin** versant dans son ensemble avec celui de ses **sous-bassins** permet d'en déterminer les contributions (quantité et temporalité) relatives. Toutefois, le débit solide ne fournit pas une mesure exhaustive de l'ensemble des transferts sédimentaires puisqu'il ne permet pas de relever les transferts sédimentaires qui ont exclusivement lieu sur les versants. De ce fait, l'évaluation des **transferts sédimentaires** à l'échelle du **bassin** versant est **complémentaire** avec la mesure de la **production sédimentaire** à l'échelle de la **parcelle** expérimentale (Fournier, 1965).

*

Toutefois, comme abordé précédemment (cf. chap.1 - 1.1.1), les changements d'échelles restent complexes à estimer (Poesen, 2018) et des effets d'inertie et de retard sont observés dans les mesures aux différentes échelles. La **structure paysagère** influence la connectivité sédimentaire mais l'intégration des différents éléments du paysage reste difficile que ce soit (1) dans les mesures ou dans (2) les modèles. Ainsi, persiste une nécessité de développer des méthodes qui permettent d'agréger les effets de la structure paysagère à large échelle.

2. Impact des éléments du paysage sur les transferts sédimentaires

Aborder les transferts sédimentaires à l'échelle du bassin versant implique de se questionner sur **cheminement** des sédiments, c'est-à-dire sur la manière dont les flux hydro-sédimentaires se déplacent dans l'espace et font face à des effets de canalisation, de rétention, d'accélération ou de subdivision. Les **bassins versants aménagés** présentent des versants fragmentés par les infrastructures anthropiques (Houben, 2008), créant une **distorsion** des flux hydro-sédimentaires par rapport à une situation où le schéma spatial des écoulements de surface est strictement régi par des liens topographiques.

L'objectif de cette partie est de présenter les différents **éléments des paysages agricoles** et leurs **rôles** dans les transferts hydro-sédimentaires. L'interaction « paysage-processus » est considérée ici dans le sens où le paysage affecte les processus et non dans le sens de l'impact des processus sur le paysage (Reulier, 2015). La discrétisation des éléments du paysage par type d'entité géographique (surfactive, linéaire et ponctuelle) proposée par Reulier (2015) a été reprise de manière à expliciter l'influence des différents éléments du paysage sur les transferts hydro-sédimentaires.

2.1. Connectivité sédimentaire et structure paysagère

À signaux pluviométriques équivalents, les transferts hydro-sédimentaires varient, en quantité et en signal, en fonction de la structure paysagère et des interférences engendrées par les propriétés de connectivité structurelle (cf. chap.1 - 1.1). La **caractérisation** de la **structure** du **paysage** et de la **connectivité structurelle** associée (liens et discontinuités) présente un intérêt pour comprendre l'émergence des signaux sédimentaires. De fait, cette partie a pour objectif d'envisager l'ensemble des aspects du paysage à prendre en compte dans une évaluation de la connectivité sédimentaire.

2.1.1. Prendre en compte les spécificités du paysage dans l'agencement de la connectivité sédimentaire

Le devenir des sédiments dans un bassin versant s'explique par sa structure interne (Nicoll & Brierley, 2017 ; Wohl *et al.*, 2017). En se référant au cadre conceptuel de **connectivité**, les échanges sont formalisés par des **réseaux d'interactions** qui influencent le fonctionnement des systèmes dans lesquels ils s'inscrivent. Ainsi, la dynamique sédimentaire à l'échelle du bassin versant traduit la connectivité de ce dernier qui reflète l'**efficacité** des **assemblages** des liens amont-aval (Coulthard & Van De Wiel, 2017). La **structure paysagère** du bassin, en tant qu'un ensemble de liens, peut alors être considérée comme un **réseau** dont la structure, c'est-à-dire la géométrie et le motif spatial, contrôlent la connectivité sédimentaire. Dans ce cadre, les phénomènes de **déconnexion** et de **discontinuité** ont un rôle crucial sur la dynamique observée à l'échelle du bassin versant et qu'il est nécessaire de saisir (Gran & Czuba, 2017). Dans la détermination du chemin entre les sources et les puits à sédiments, la

configuration spatiale de la structure paysagère occupe une place importante (Fryirs *et al.*, 2007).

Dans un premier temps, l'étude de la **connectivité** revient à s'intéresser au **couplage** c'est-à-dire à l'**assemblage général** des **liens unitaires** entre deux objets. Il s'agit alors d'identifier les zones qui s'organisent en une cascade sédimentaire efficace et les zones qui, au contraire, restent à la marge (Cossart *et al.*, 2017). Dans ce cadre, la **configuration spatiale** du système est essentielle pour déterminer le chemin et les liens entre les zones sources et les zones de stockage sédimentaire. La compréhension des liens permet l'exploration de processus aux caractères multi-scalaires (Viel, 2012 ; Bracken *et al.*, 2015). La connectivité permet de caractériser des agencements spatiaux au sein des cascades sédimentaires et d'appréhender comment ils confèrent cohérence et consistance au réseau (Cossart *et al.*, 2017).

Cinq **facteurs** sont identifiés comme déterminants pour la connectivité hydrologique (Figure 1-13) (Bracken & Croke, 2007). Le climat est, certes, la clef de contrôle du système puisqu'il conditionne la possibilité de ruissellement (type de climat, intensité, durée et antécédents de l'événement pluvieux, cf. chap.1 - 1.1.1.1). Toutefois, le ruissellement dépend de la capacité d'infiltration du bassin versant. Les données **pédologiques** (stabilité structurale, porosité, rugosité), le type de **végétation** et leur densité au sol doivent être pris en compte à l'échelle de la parcelle. La **position dans le paysage**, le **chemin d'écoulement**, c'est-à-dire le trajet emprunté, conditionnent la distance entre la zone source et le cours d'eau. Les zones tampons constituent les zones de stockage sédimentaires intermédiaires sur les versants (Reulier, 2015).

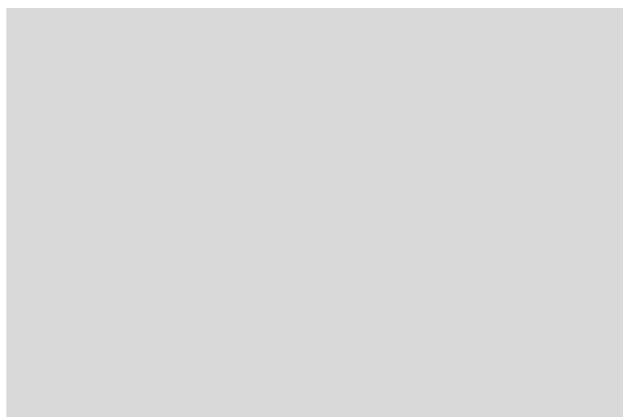


Figure 1-13 : Les facteurs de la connectivité hydrologique. Source : Reulier (2015).

Les **liens** qui existent entre les parcelles au sein d'un bassin versant ont un rôle central dans la **facilitation** ou la **limitation** des transferts d'eau et de sédiments (Gascuel-Oudou *et al.*, 2011). Ces liens sont à l'origine de **chemins préférentiels** de déplacement des flux et impliquent des éléments directement connectés (attenants), indirectement connectés (par le biais d'un réseau) et déconnectés du cours d'eau (Delahaye, 2002) (Figure 1-14). Ces différents secteurs constituent l'aire d'alimentation effective en sédiments d'un cours d'eau du fait d'obstacles favorisant l'infiltration et la sédimentation (Reulier, 2015) et sont activés de manière variable selon l'amplitude des événements pluviométriques (López-Vicente *et al.*, 2021).

2.1.2. Spécificités paysagères du contexte agricole

Depuis l'Antiquité, l'érosion hydrique des **sols cultivés** constitue un objet d'étude privilégié du fait de l'intensité particulière du phénomène dans ce cadre et de l'importance de la pérennité de la ressource en sol pour les pratiques (Dotterweich, 2013). Les **infrastructures anthropiques** y sont **multiples** et la **structure paysagère** y est **complexe**. Les paysages agricoles sont le cadre de **discontinuités**, du fait de la présence de barrières et de puits à sédiments, et de liens additionnels (e.g. Figure 1-15 ; Warner, 2006) par rapport à des paysages pas ou peu aménagés. Les versants agricoles sont considérés comme **fragmentés** du fait d'un apport sédimentaire perturbé dans la cascade sédimentaire (Houben, 2008).

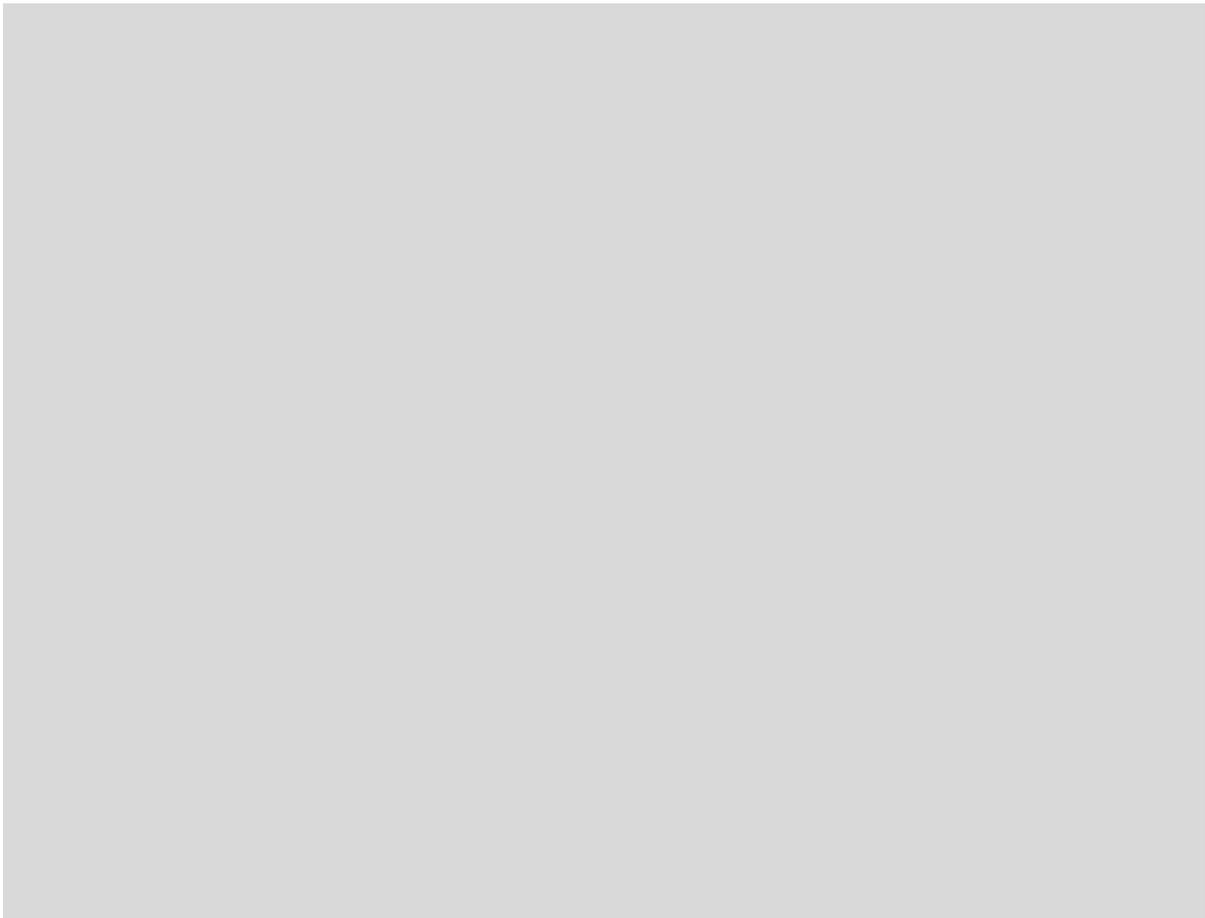


Figure 1-14 : Typologie des connexions hydrologiques dans un bassin versant. Source : Reulier (2015) d'après Delahaye 2002).

Les versants affectés par une activité anthropique présentent un patron spatial et temporel spécifique en termes de zones préférentielles de l'ablation et de la sédimentation, de taux d'érosion, de quantités transportées, de dépôts sur les versants, d'export sédimentaire au cours d'eau et de signaux sédimentaires (Houben, 2008). Les **infrastructures interceptent l'écoulement** sur les versants et affectent la connectivité hydro-sédimentaire : direction et diversion des flux hydro-sédimentaires, distances parcourues, concentration des flux, localisation du dépôt et de rétention sédimentaire (e.g. Walling et al., 2002 ; Chapman et al., 2005 ; Salvador-Blanes et al., 2006).

Les secteurs agricoles sont segmentés en une mosaïque de **parcelles** (Figure 1-16) dont le **mode d'occupation du sol** évolue au cours du temps (Tableau 1-2). Ils impliquent aussi des **éléments linéaires**, plus ou moins connectés les uns aux autres et dont la densité et la diversité sont variables selon le contexte agricole en question (Aurousseau *et al.*, 2009 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2011). Ces infrastructures linéaires ont un effet sur la dynamique hydrologique du bassin-versant, sur l'érosion des sols et sur la qualité des cours d'eau (Viaud *et al.*, 2004). A ces éléments linéaires viennent s'ajouter des **éléments ponctuels** qui font office de piège par des effets de rétention des sédiments.

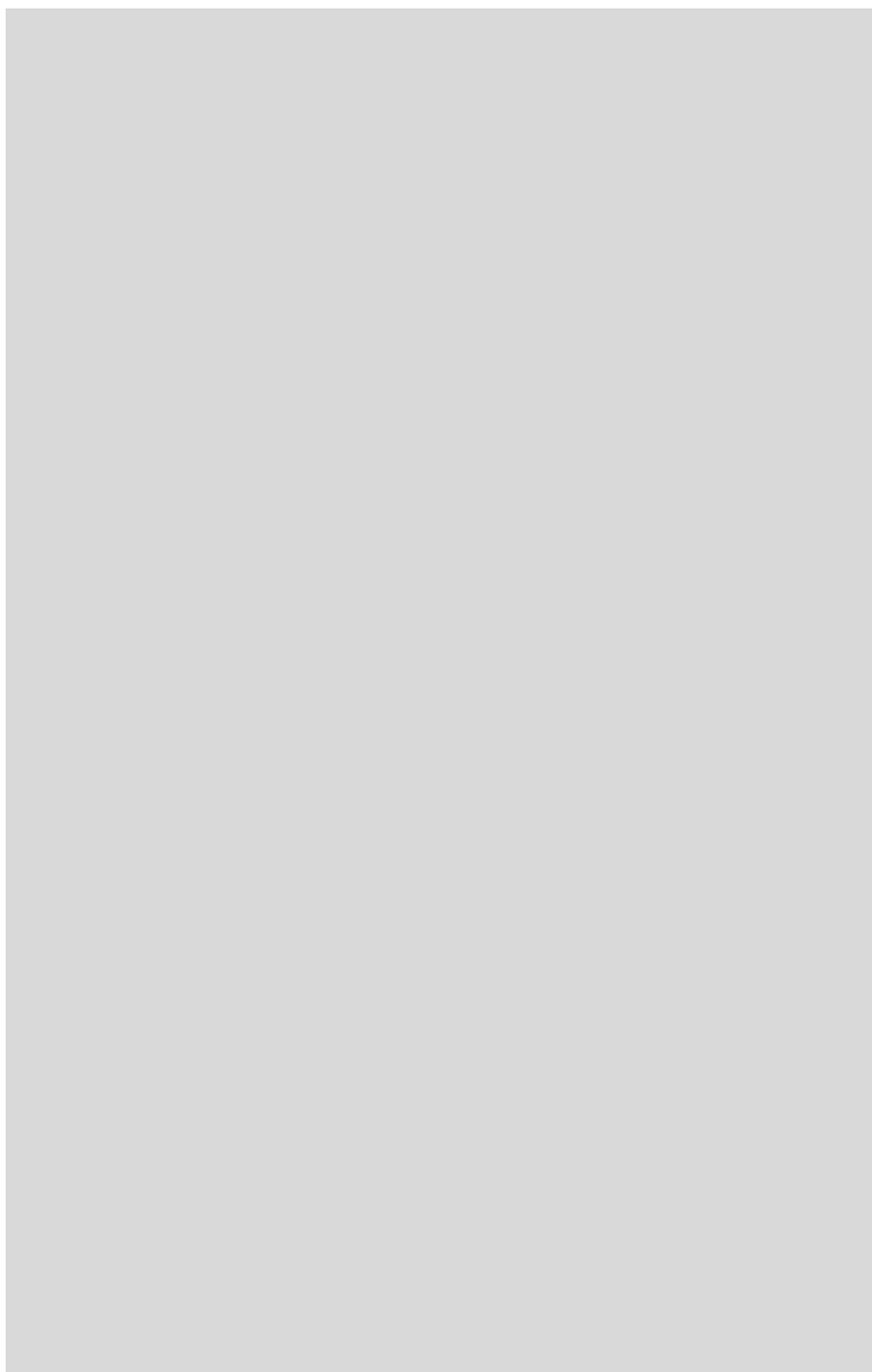
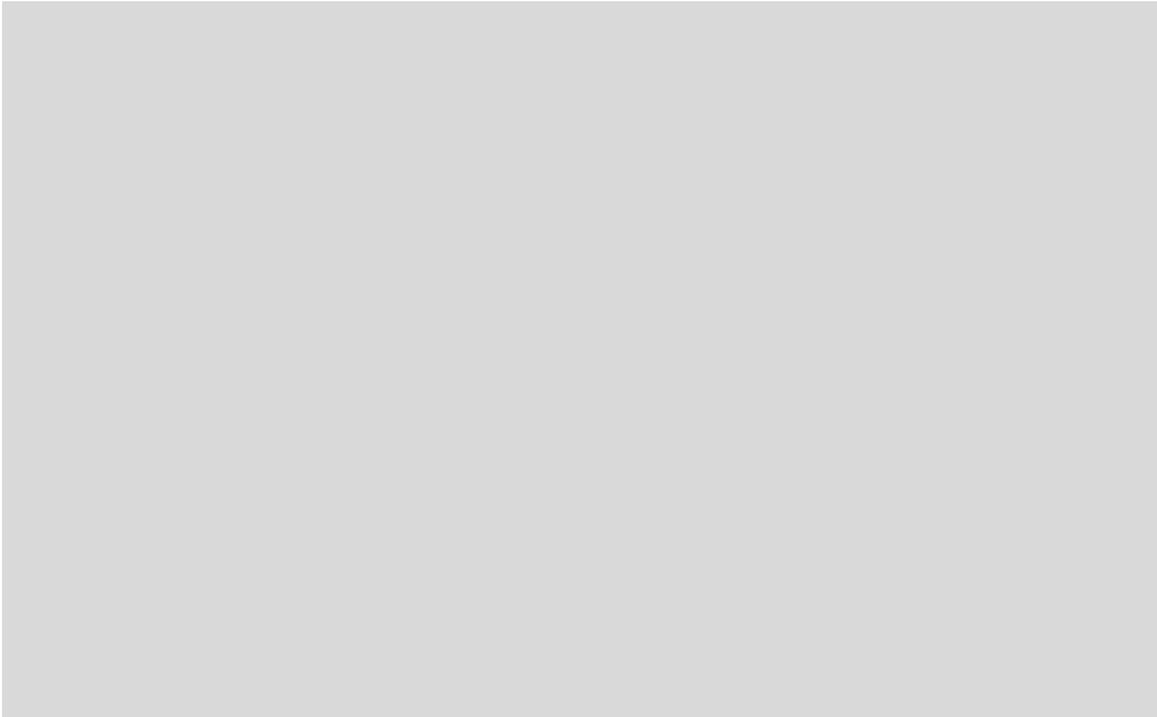


Figure 1-15 : Liens et discontinuités des versants du Luberon. Source : Warner (2006).

Tableau 1-2 : Transformations évoquées pour expliquer l'aggravation de l'érosion des sols cultivés. Source : Auzet (1987).



À l'échelle du bassin versant les effets des différentes entités se combinent et créent un **réseau de drainage artificiel** qui modifie le cheminement topographique des écoulements. La **difficulté** réside dans la **description** de cette combinaison complexe d'infrastructures paysagères, de leur modification sur la structure du bassin versant et leurs implications sur les transferts hydro-sédimentaires.

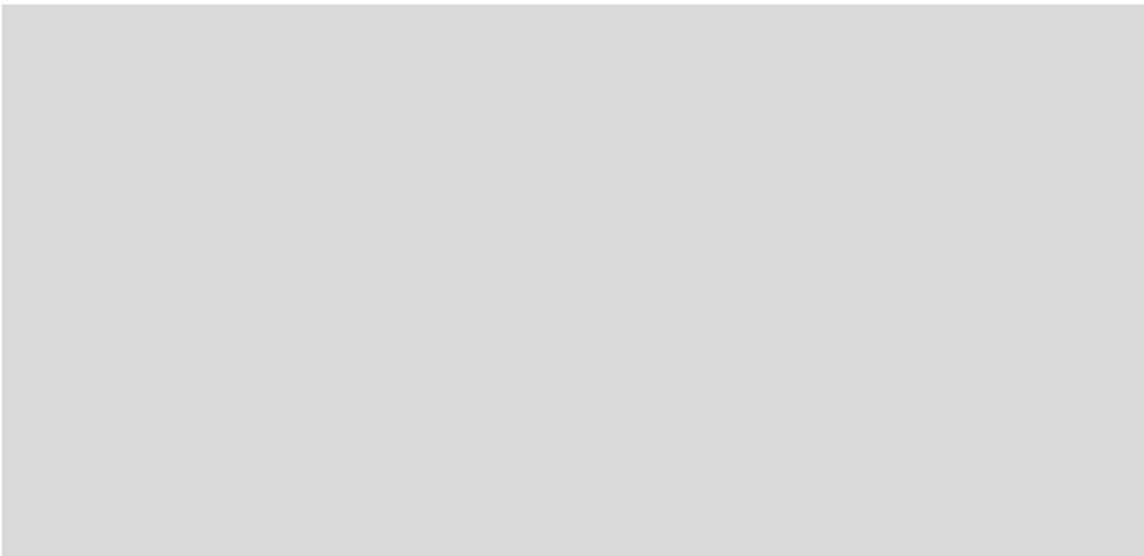


Figure 1-16 : Les entités de la structure paysagère en contexte agricole. Source : Reulier (2015).

Les versants aménagés sont fragmentés entre des secteurs connectés et des secteurs isolés de la cascade sédimentaire. Sur le long-terme, les **limites de parcelles** ont le plus d'influence

en termes de production et stockage sédimentaire mais ce sont les **liens entre les parcelles** qui contribuent aux transferts sédimentaires nets depuis les versants. Les bas de parcelle constituent le site préférentiel d'accumulation des sédiments c'est-à-dire des puits à sédiments efficaces contribuant au découplage de l'eau et des sédiments durant les événements ruisselants. L'efficacité des bas de parcelles en termes de stockage sédimentaire est affectée par les stigmates de l'érosion (rigoles, ravines, etc.) ou par la présence d'infrastructures de drainage. Pour considérer les transferts sédimentaires en contexte agricole, il faut non seulement considérer le cadre physique à l'échelle du versant mais aussi les **pratiques agricoles** de structuration de l'espace. Ces dernières déterminent, de manière volontaire ou non, l'**amplitude des transferts** hydro-sédimentaires ainsi que la **spatialisation** de la production et du dépôt sédimentaire. La densité et la temporalité de la mise en culture d'une parcelle affecte la quantité et la distribution de l'ablation et du dépôt sur les versants. Les transferts sédimentaires entre les différents compartiments de la cascade sont le reflet de l'**intersection** du **milieu physique** et des **infrastructures anthropiques** (Figure 1-17) (Houben, 2008).

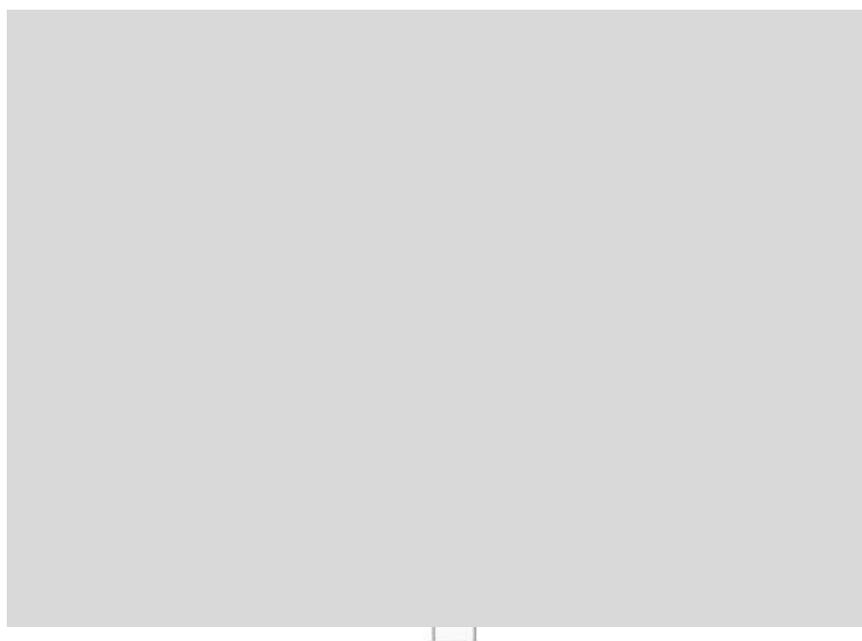


Figure 1-17 : Approche conceptuelle de l'équilibre des flux sédimentaires sur les versants agricoles. La partie droite indique les éléments de contrôle des flux de sédiments en lien avec le contexte physique. La partie gauche met en avant les éléments d'origine anthropique. De l'intersection de ces deux composantes découle des effets d'échelles. Source : Houben (2008).

*

Les parties précédentes ont permis de poser les jalons des questions qui sous-tendent l'étude des transferts hydro-sédimentaires. Si les bases conceptuelles sont bien établies, de nombreuses difficultés persistent dans la compréhension de l'implication des éléments de la structure paysagère dans les transferts hydro-sédimentaires. Les parties suivantes de ce chapitre (cf. chap.1 - 2.2 à 2.4) tendent à faire l'état des lieux de l'influence individuelle des éléments du paysage sur les transferts.

2.2. Les entités surfaciques : effets de production et de rétention sédimentaire

Les entités surfaciques du paysage correspondent aux divers **modes d'occupation du sol**. Une **parcelle** est définie ici comme une unité d'occupation du sol qui présente des caractéristiques homogènes : type de couvert végétal, pratiques culturales, utilisation du sol, etc. Pour comprendre les effets des modes d'occupation du sol sur les transferts hydro-sédimentaires, trois paramètres sont à prendre en compte (Tortrat, 2005 ; Reulier, 2015) :

- La **nature** de la surface : artificialisée ou non
- L'**enherbement** : type de couvert, pourcentage de la parcelle, densité, hauteur de la canopée et nombre de strates
- Le **remaniement** du sol (travail du sol) et sa temporalité

Les paragraphes qui suivent présentent succinctement les spécificités de l'implication des différents modes d'occupation du sol dans l'érosion hydrique (e.g. Figure 1-18).



Figure 1-18 : Contribution de différents modes d'occupation du sol à la production sédimentaire. En bleu la surface associée au mode d'occupation du sol dans l'Union Européenne, en orange le pourcentage de production sédimentaire associée. Source : Panagos et al. (2015b).

2.2.1. Surfaces cultivées

Les **parcelles cultivées** sont des surfaces exploitées pour une activité **agricole**. Il peut s'agir de grandes cultures (céréales, oléagineux, protéagineux), de cultures permanentes (vignes, vergers et pépinières) ou de maraîchage. L'influence des systèmes de culture sur les risques

d'érosion hydrique a fait l'objet de nombreuses recherches dans différents contextes (géologiques, pédologiques et paysagers) et à différentes échelles (e.g. Auzet, 1987 ; Cerdan *et al.*, 2010 ; Biddoccu *et al.*, 2014 ; García-Ruiz *et al.*, 2015). Les terres agricoles sont reconnues comme ayant les taux de production sédimentaire les plus importants relativement aux autres modes d'occupation du sol (Cerdà *et al.*, 2009 ; García-Ruiz *et al.*, 2015 ; Panagos *et al.*, 2015b). Cette production sédimentaire particulièrement élevée des parcelles agricoles tient à différents facteurs de sensibilité à l'érosion hydrique.

Le **couvert végétal** influence l'érosion, le transfert et le dépôt sédimentaire (Coulthard & Van De Wiel, 2017). La **densité** et la **période** de couverture des sols déterminent la sensibilité d'une parcelle cultivée à la formation du ruissellement et à la production sédimentaire (Le Bissonnais *et al.*, 2002). La présence d'un couvert végétal permet de limiter la production sédimentaire. À l'inverse, un sol « mis à nu » est sans protection face aux précipitations érosives. La période de faible densité du couvert végétal sur les parcelles cultivées est variable selon le type de culture. Elles ont, par exemple, lieu durant les périodes d'interculture ou au cours des premiers stades végétatifs pour les grandes cultures (Reulier, 2015) ou encore pendant les périodes de fructification de la vigne (Gristina *et al.*, 2022). La sensibilité des parcelles cultivées à l'érosion hydrique est particulièrement élevée durant ces périodes bien qu'elle soit dépendante de la dynamique des précipitations. Dans ces périodes, les parcelles sont sensibles à l'érosion par *splash* : l'impact des gouttes de pluie à la surface du sol peut occasionner un détachement et un déplacement sur de courtes distances de particules de sol. Ces sédiments sont facilement mobilisables par le ruissellement pouvant être à l'origine d'une croûte de battance qui renforce l'imperméabilisation du sol (e.g. Fox *et al.*, 2004).

Le **compactage mécanique** des sols agricoles favorise l'érosion hydrique (Figure 1-19) (Fullen, 1985 ; Cerdà *et al.*, 2021). Ce **tassement** du sol est occasionné par le passage, répété, des **engins agricoles** dans les parcelles cultivées (Auzet, 1987 ; Lagacherie *et al.*, 2006). Ces passages entraînent une réduction de la porosité du sol (Le Bissonnais *et al.*, 2002) et de ses capacités d'infiltration (Van Dijck & Van Asch, 2002).

Le **travail du sol** est reconnu comme ayant un **effet variable** sur la production sédimentaire dans les parcelles agricoles du fait du contexte dans lequel elles s'inscrivent (Biddoccu *et al.*, 2014 ; Mhazo *et al.*, 2016). A l'échelle de la parcelle il est toutefois reconnu comme ayant une importante contribution sur la redistribution des sédiments (e.g. Lindstrom *et al.*, 1992 ; Govers *et al.*, 1994 ; Montgomery *et al.*, 1999 ; Van Oost *et al.*, 2005). L'influence du travail du sol sur l'érosion hydrique est principalement corrélée à la **profondeur du travail** réalisé (Van Oost *et al.*, 2006). Il peut permettre de limiter la production sédimentaire, en réduisant le compactage mécanique (Biddoccu *et al.*, 2014). Une attention particulière doit être portée au **sens du travail** dont les implications en termes d'érosion du sol seront variables. Ainsi un labour de contre-pente aura tendance à limiter l'érosion à l'inverse d'un labour dans le sens de la pente (Van Oost *et al.*, 2006).

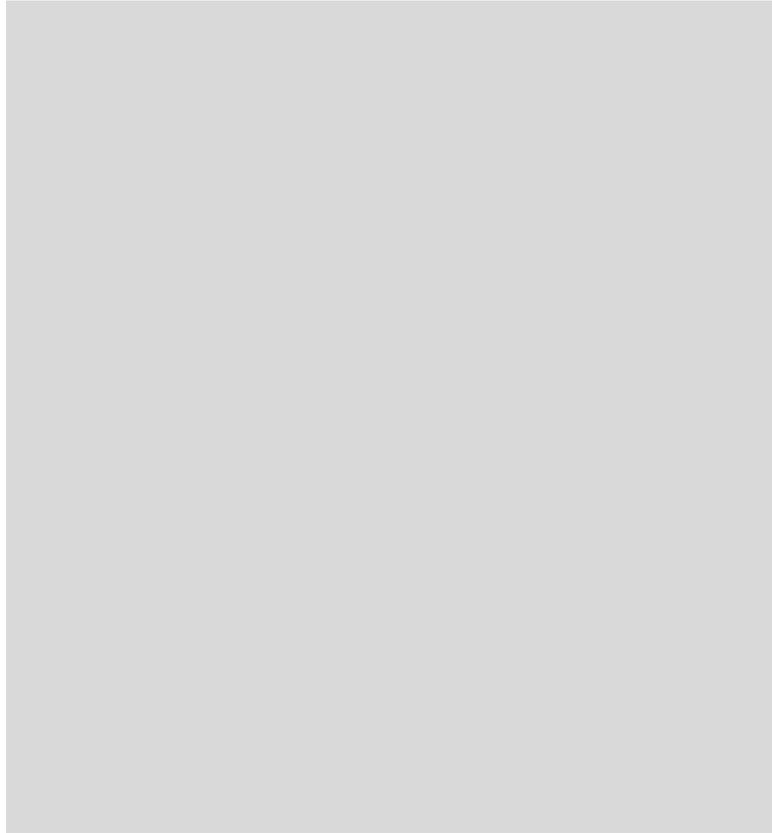


Figure 1-19 : Contribution du passage d'engins agricoles à l'érosion hydrique pour différentes parcelles. Le graphique ne montre pas le résultat pour les parcelles illustrées. Source : Saggau et al. (2022).

Quel que soit le sens, le travail du sol peut être à l'origine d'une augmentation des phénomènes d'érosion hydrique puisque le sens du travail du sol, les tournières¹⁰, les dérayures¹¹, les traces de roues créent des **dépressions linéaires** qui favorisent la **concentration** des écoulements de surface et modifient les dynamiques d'écoulement dans les parcelles (Boiffin *et al.*, 1988 ; Souchere *et al.*, 1998). Les motifs linéaires d'origine agraire (Figure 1-19) apparaissent ainsi comme le premier facteur d'origine anthropique impactant le parcours, jusque-là uniquement topographique, des écoulements de surface (Ludwig *et al.*, 1996 ; Bocher, 2005 ; Morvan *et al.*, 2014). Pour faire face aux effets des pratiques culturales sur l'érosion hydrique (Marfinez-Casasnovas & Sánchez-Bosch, 2000), des **stratégies** de pratiques de **protection** des sols font l'objet d'une attention, scientifique et technique, particulière depuis quelques décennies (Mekonnen *et al.*, 2017 ; Rajbanshi *et al.*, 2023). Ces dernières visent, entre autres, à limiter la production et les transferts sédimentaires par l'amélioration des modes de conduite des parcelles en travaillant, principalement, sur l'**enherbement** et le **travail du sol** (Figure 1-20) (Liu *et al.*, 2011 ; Klik & Rosner, 2020). Pour le travail du sol, il peut s'agir de la mise en place de terrasses ou d'un talus de contre-pente, ou encore de réaliser le labour

¹⁰ Tournière : Agriculture – espace réservé en bordure d'une terre labourée ou cultivée pour pouvoir tourner la charrue ou une machine agricole.

¹¹ Dérayure : Sillon qui sépare deux planches de labour. Les dérayures facilitent l'écoulement des eaux.

perpendiculairement à la pente. La gestion de l'enherbement peut passer par du paillage, la mise en place de bandes enherbées en contre-bas de parcelle ou d'un enherbement inter-rang en période de culture ou bien de cultures intermédiaires¹² dans les périodes d'interculture.

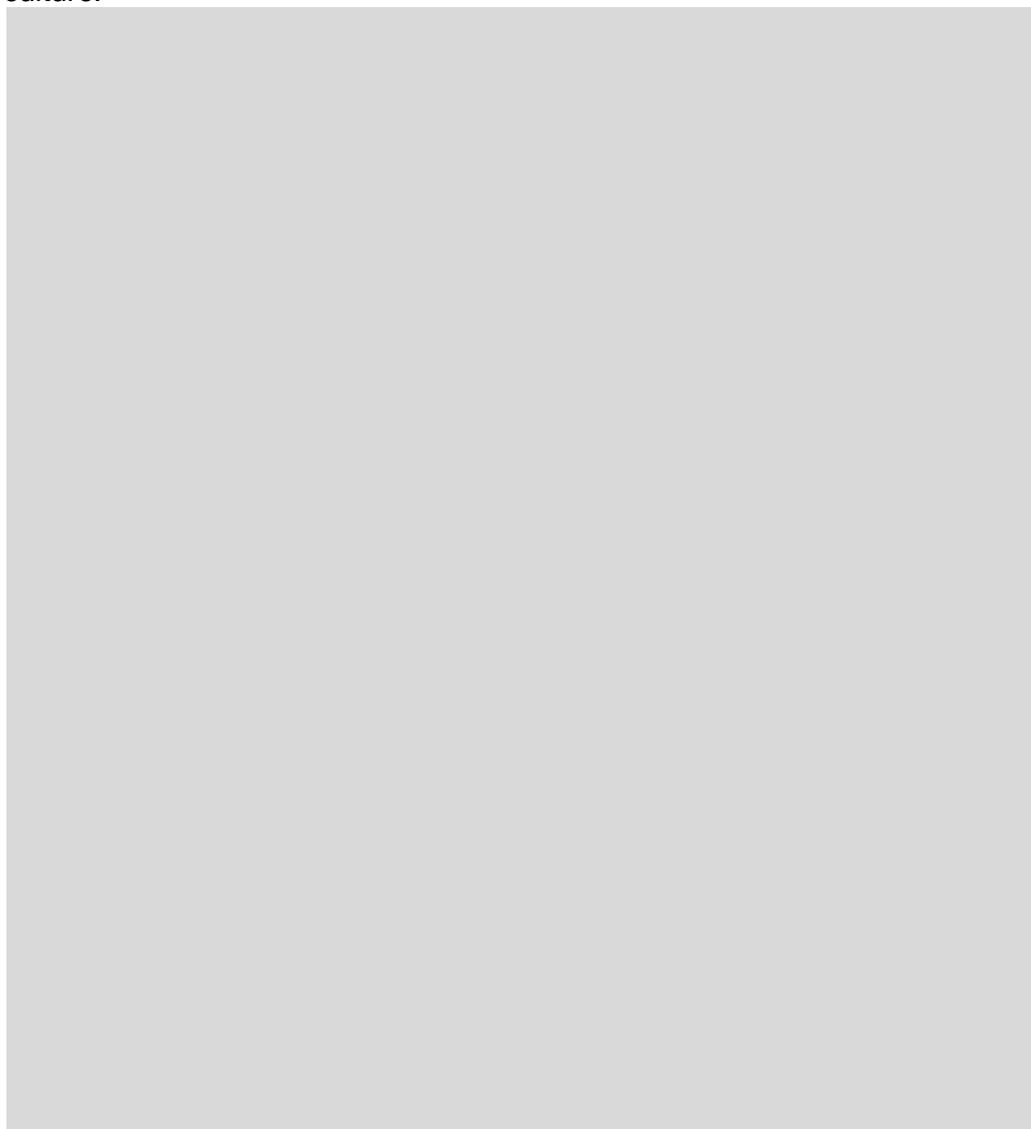


Figure 1-20 : Pratiques de conservation des sols en contexte agricole. (a) Mise en place de terrasses. (b) Labour perpendiculaire à la pente. (c) Talus de contre-pente. (d) Paillage. (e) Enherbement. (f) Bandes enherbées. (g) Haies. Source : Rajbanshi et al. (2023).

¹² Une culture intermédiaire est une culture implantée entre la récolte d'une culture principale et le semis de la culture suivante. La période entre les deux est désignée sous le terme d'interculture et dure pendant une période plus ou moins longue. Les cultures intermédiaires sont destinées à être restituées au sol et n'ont pas vocation à être exportées de la parcelle. Elles sont implantées dans le but d'éviter de laisser le sol sans couverture végétale pendant l'interculture et peuvent rendre de multiples services : amélioration de la structure du sol, limitation de l'érosion et des pertes d'azote minéral nitrique, maintien de la biodiversité. <https://dicoagroecologie.fr/dictionnaire/culture-intermediaire/>

2.2.2. Les surfaces enherbées

Il existe deux types de surface enherbées : les prairies et les bandes enherbées. Les **prairies** sont des surfaces agricoles enherbées destinées à être pâturées ou fauchées afin d'assurer l'alimentation du bétail (Figure 1-21). Le maintien du couvert végétal constitue une **protection** des sols contre les précipitations et le ruissellement érosif (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2008). Il favorise l'augmentation de l'évapotranspiration et de la porosité du sol. Le rôle des prairies est double au sens où elles permettent, non seulement, la **protection** contre l'**érosivité** pluviale mais aussi une **augmentation** de l'infiltration et du **dépôt** sédimentaire.



Figure 1-21 : Prairie en aval d'une parcelle de vigne.

L'efficacité des prairies à limiter le phénomène d'érosion hydrique est, toutefois, dépendante de l'**âge du couvert végétal**. Un couvert ancien a une bonne emprise racinaire au sol et constitue une meilleure protection (Gallien *et al.*, 1995). Selon Fullen *et al.* (1998), les prairies limitent le ruissellement dès que le **taux de recouvrement dépasse** les 30 %. A l'échelle du bassin versant, l'efficacité de l'infiltration des écoulements par les prairies est fonction des **volumes entrants** et de la **forme du ruissellement**. En cela, la **position** des prairies dans le bassin est fondamentale (Fullen *et al.*, 1998). Bien que le rôle de peigne à sédiments des prairies soit reconnu, les études cherchant à quantifier leur capacité de dépôt de sédiments sont rares. Le taux de production sédimentaire des prairies est évalué comme moyen (García-Ruiz *et al.*, 2015). Il a été démontré que les prairies pâturées peuvent aussi constituer des zones de production sédimentaire, le **piétinement** des animaux affectant les propriétés du sol (perméabilité et structure). Toutefois, cet impact négatif est grandement dépendant du **mode de pâturage** employé (e.g. surpâturage) et des caractéristiques du site (Donovan & Monaghan, 2021).

Les **bandes enherbées** sont des éléments du paysage similaires aux prairies mais constituées d'un couvert végétal généralement plus ras et qui s'étendent sur des surfaces plus réduites

(e.g. en gris sur la Figure 1-22). Si elles sont d'abord étudiées sur la question des transferts de produits phytosanitaires (e.g. Reichenberger *et al.*, 2007 ; Bereswill *et al.*, 2012 ; Carluer *et al.*, 2017), elles contribuent aussi à la limitation des transferts sédimentaires. Implémentées au sein de parcelles agricoles, elles **réduisent** de manière significative la **production** sédimentaire en comparaison avec des cultures sur sol nu (Burguet *et al.*, 2018). De plus, elles agissent comme des peignes et des filtres en **favorisant le dépôt** des particules sédimentaires produites en amont (Verstraeten *et al.*, 2006).

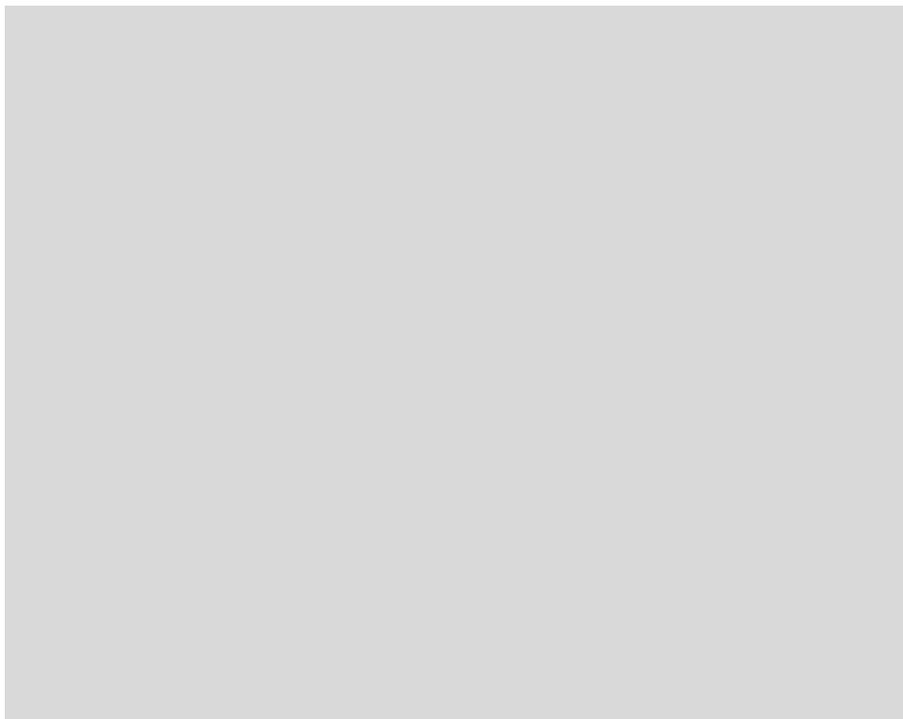


Figure 1-22 : Effet de la convergence des flux hydro-sédimentaires sur l'efficacité de la bande enherbée. (a) Aucune convergence des flux au cours d'eau sur un versant rectiligne ; le ruissellement se répartit sur l'ensemble de la bande enherbée à un débit relativement faible. (b) Convergence des flux sur un secteur restreint de la bande enherbée ; le reste de la bande enherbée ne reçoit presque aucun ruissellement. Source : Verstraeten *et al.* (2006).

L'**efficacité moyenne** en termes de dépôt sédimentaire des bandes enherbées situées en bas de parcelle est estimée à environ **80 %** (Abu-Zreig *et al.*, 2004 ; Verstraeten *et al.*, 2006). Si l'efficacité du dispositif de bande enherbée n'est plus à prouver en termes d'infiltration du ruissellement et de dépôt sédimentaire, elle dépend de leur **largeur** (Abu-Zreig *et al.*, 2004), de leur **pente**, de la **densité du couvert végétal** (Pan *et al.*, 2011) et de l'organisation des flux hydro-sédimentaire provenant de l'amont (Figure 1-22). Verstraeten *et al.* (2006) ont montré qu'elles se révèlent moins efficaces à l'échelle du bassin versant (20 % seulement) quand elles sont en général situées en bord de cours d'eau, du fait d'effets de concentration des flux provenant de l'amont et de leur court-circuitage par des systèmes de drainage ou des axes routiers.

2.2.3. Espaces boisés

Les **surfaces boisées** ou forestières présentent un couvert arboré permanent (Figure 1-23) et ont en général une **faible production sédimentaire** (García-Ruiz *et al.*, 2015). La protection des sols y est forte du fait de la présence d'une canopée qui limite l'impact des gouttes sur les sols, et d'un sol riche en substances humiques¹³, d'un fort développement racinaire, d'une couverture épaisse du sol et une pédofaune qui favorisent l'infiltration des eaux. Des **variabilités** en termes d'érosion hydrique sont observées selon le **climat**, les **caractéristiques** de la forêt et les **modes d'exploitation** dans le cadre d'une gestion sylvicole. Toutefois, dans les études réalisées sur le sujet, la cause principale des pertes en sol et de transfert sédimentaire en contexte forestier est due à la présence de **routes forestières** où le sol a subi un compactage (Sidle *et al.*, 2006 ; Eisenbies *et al.*, 2007), ou de **fossés de drainage** (Nieminen *et al.*, 2018). De plus, la réinstallation d'arbres dans un bassin versant tant sous la forme de ripisylve (McKergow *et al.*, 2003) que de parcelle forestière (Marden, 2012) contribue, en général, à une réduction du budget sédimentaire.



Figure 1-23 : Parcelle de forêt en aval d'un îlot de parcelles de vigne.

2.2.4. Surfaces artificialisées

Les **sols artificialisés** correspondent à l'ensemble des surfaces non-agricoles, forestières ou « naturelles » (Béchet *et al.*, 2019), c'est-à-dire les sols bâtis, les sols revêtus (ex. : routes, voies ferrées, etc.), les mines, carrières, décharges, chantiers, terrain vagues, ainsi que les espaces

¹³ Les substances humiques sont des composés organiques présents dans l'humus, la tourbe et le charbon.

verts artificialisés (espaces verts urbains, équipements sportifs et de loisir). Bien qu'elles soient des surfaces artificialisées, les routes ne sont pas considérées ici comme des entités surfaciques mais comme des entités linéaires du fait de leur implication dans les transferts hydro-sédimentaires plus que dans la production de sédiments (Reulier, 2015).

L'urbanisation est le déterminant prépondérant de l'artificialisation des sols et de la modification de la structure de ces derniers. Bien souvent, l'artificialisation mène à une **destruction** de la **couverture végétale** et à une **compaction des sols**. La majorité des sols artificialisés sont recouverts par des **revêtements** de bitumes, de ciment, ou d'autres composantes imperméables. Ces revêtements présentent des capacités d'infiltration très faibles et une résistance mécanique élevée qui n'impliquent pas de production sédimentaire localement. Ils **augmentent** la **capacité** de ruissellement et donc, le **transfert rapide** des flux vers les cours d'eau. C'est pourquoi, ils sont à l'origine d'importants enjeux en termes de ruissellement de surface, de transfert sédimentaire et d'inondation (Béchet *et al.*, 2019).

De fait, les dynamiques spatiales et temporelles des écoulements de surface s'avèrent plus conditionnées par les effets de l'artificialisation que par les caractéristiques initiales du sol artificialisé. La situation d'**artificialisation** des sols est, toutefois, **hétérogène** selon les usages auxquels ils sont destinés. Ainsi, il existe des surfaces artificialisées, telles que les espaces verts artificialisés, dont la perméabilité est supérieure à celle de certaines parcelles cultivées (Béchet *et al.*, 2019).

2.3. Les entités linéaires : distorsion du patron spatial des transferts sédimentaires

Bien qu'elles soient des composantes interstitielles de la structure paysagère, l'influence des **infrastructures linéaires** d'origine anthropique sur le patron spatial des transferts hydro-sédimentaires a largement été démontré (Carluer & De Marsily, 2004 ; Nario *et al.*, 2009 ; Gascuel-Oudou *et al.*, 2011 ; Levavasseur, 2012 ; Reulier, 2015). Les parcelles constituent le lieu de production, voire de dépôt, des sédiments (cf. chap.1 - 2.2). Le rôle principal des infrastructures linéaires se trouve dans la composante **transferts** du système érosif. Ces infrastructures canalisent les flux hydro-sédimentaires, les interceptent, les redirigent, les concentrent, les accélèrent ou les limitent (Montgomery, 1994 ; Carluer & De Marsily, 2004 ; Bocher, 2005 ; Gascuel-Oudou *et al.*, 2011 ; Bereswill *et al.*, 2012 ; Bereswill *et al.*, 2014 ; Lefrancq *et al.*, 2014 ; Rouzies *et al.*, 2019).

Bien que l'implication des infrastructures linéaires du paysage dans les transferts hydro-sédimentaires soit établie, rares sont les recherches qui s'intéressent à la capacité de rétention des sédiments par les infrastructures linéaires qui drainent les versants (Lecce *et al.*, 2006 ; Cital *et al.*, 2022). La majorité des études portent sur l'**effet hydrologique** des infrastructures linéaires dont la contribution est évaluée à partir de modélisation spatiale (*e.g.* : Carluer & De Marsily, 2004 ; Gascuel-Oudou *et al.*, 2011 ; Buchanan *et al.*, 2013 ; Reulier, 2015). Il est nécessaire de différencier plusieurs types d'infrastructures linéaires au vu de leurs effets sur les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants.

2.3.1. Les réseaux de fossés : extension du réseau hydrographique et stockage sédimentaire

Un **fossé** est une entité linéaire encaissée dans la topographie, conçu dans un but de redirection des « *surplus hydriques vers les points bas par effet de gravité* », et qui agit comme une extension du réseau hydrographique (Reulier, 2015) (Figure 1-24 – A & Figure 1-25).

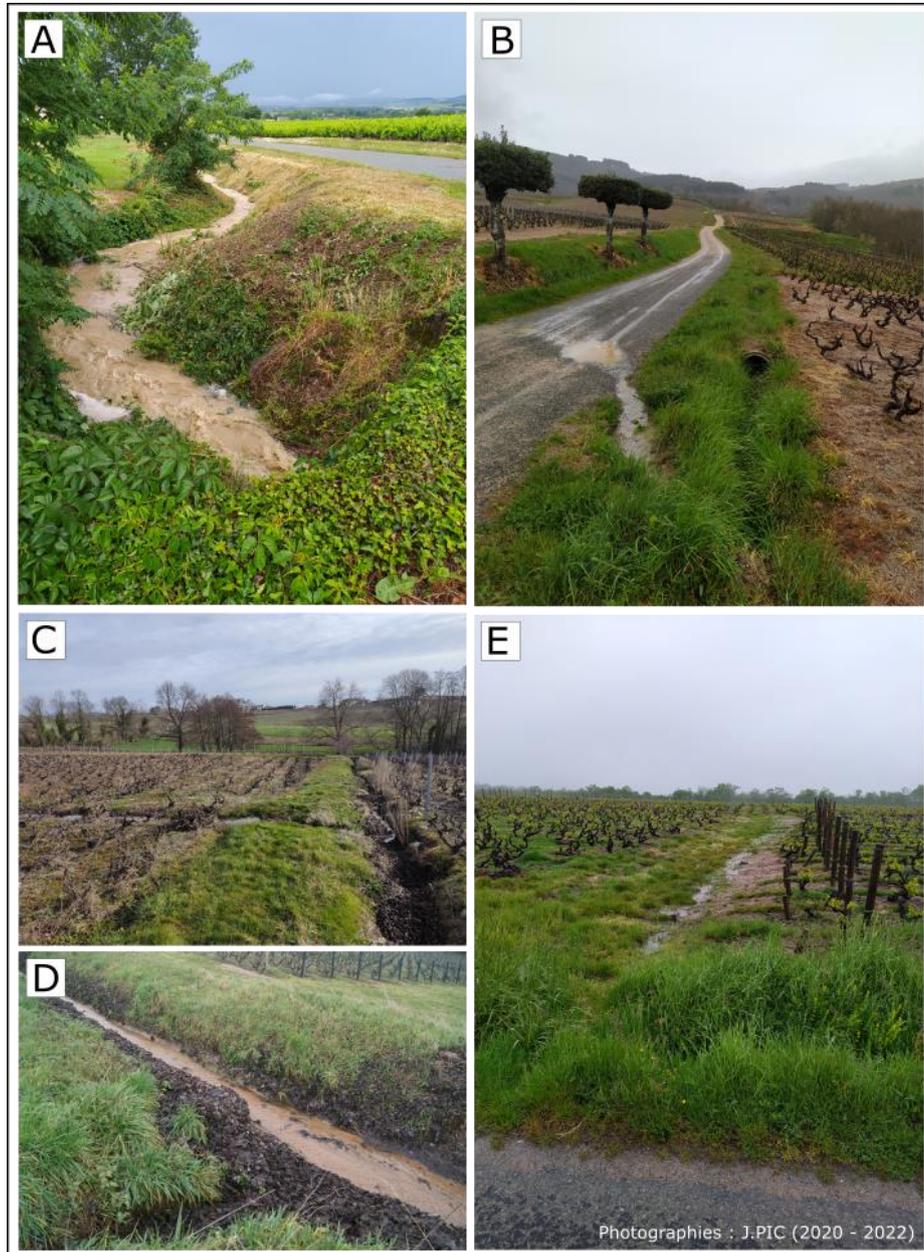


Figure 1-24 : Exemples d'implication de fossés dans les transferts sédimentaires. A – Transferts hydro-sédimentaires dans un fossé. B – Transfert de ruissellement de surface d'une route à un fossé. C – Transfert de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé inter-parcellaire. D – Dépôt sédimentaire dans un fossé. E – Transfert de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé de bord de route.

Les fossés ont une **influence** sur les écoulements de surface (Carluer & De Marsily, 2004 ; Lagacherie *et al.*, 2010 ; Gascuel-Oudou *et al.*, 2011 ; Levavasseur, 2012 ; Buchanan *et*

al., 2013 ; Reulier, 2015). Ils sont généralement **interconnectés** et forment des **réseaux** dans les paysages agricoles (Levavasseur, 2012 ; Viel, 2012). Dans cette configuration, ils **redirigent** les écoulements de façon plus ou moins prononcée. Pourtant ce sont les **caractéristiques fonctionnelles et spatiales** des fossés qui déterminent leur capacité à concentrer ou dissocier les flux hydro-sédimentaires, et à accélérer (Viel, 2012 ; Bereswill *et al.*, 2014 ; Fressard & Cossart, 2019), ralentir (Levavasseur *et al.*, 2016) ou limiter le processus d'érosion du sol (Levavasseur *et al.*, 2016).

Le **rôle multifonctionnel** des fossés est reconnu (Levavasseur *et al.*, 2016), notamment en ce qui concerne l'atténuation de l'érosion hydrique et l'impact sur l'érosion de bord de parcelle (Elliot & Tysdal, 1999 ; Levavasseur *et al.*, 2016), l'intensification en aval des événements de crue (Moussa *et al.*, 2002 ; Buchanan *et al.*, 2013), la réduction des pesticides (Stehle *et al.*, 2011) et le maintien de la biodiversité (Herzon & Helenius, 2008).

Dans la majorité des cas, les réseaux de fossés ne sont pas séparés des parcelles agricoles par des bandes enherbées ou des haies (Buchanan *et al.*, 2013). Dans cette configuration, ils facilitent les transferts des flux hydro-sédimentaires vers le cours d'eau, augmentent l'efficacité de drainage, voire peuvent court-circuiter les mécanismes naturels de retardement des transferts au cours d'eau (Buchanan *et al.*, 2013 ; Boardman *et al.*, 2019).

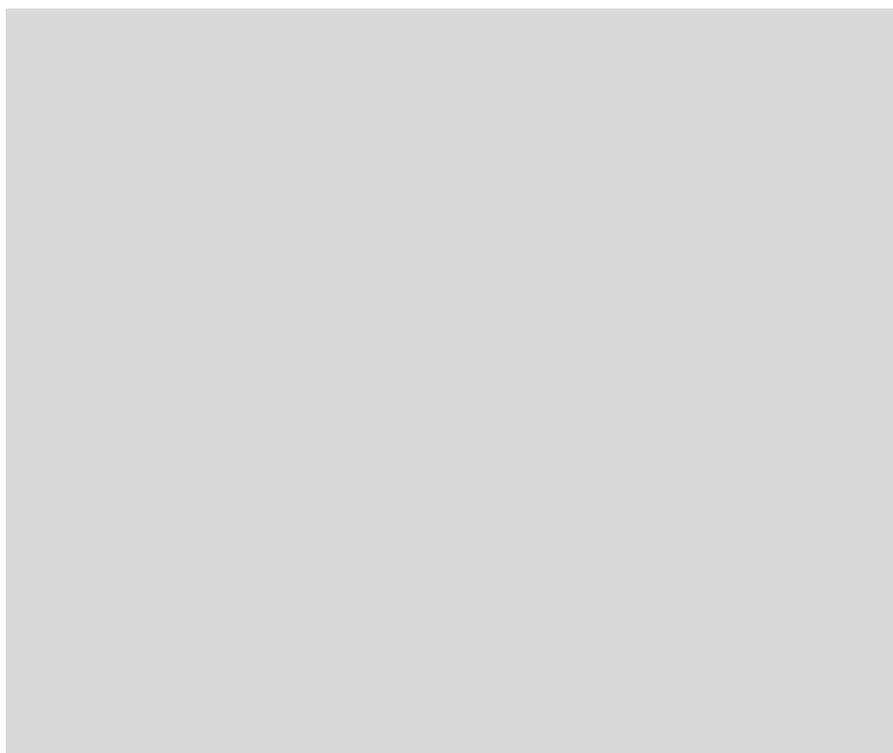


Figure 1-25 : Typologie du rôle hydrologique des fossés. Source : Adamiade (2004) modifié par Viel (2012).

Cital *et al.* (2022) classent les fossés en quatre **catégories** selon leur **capacité de rétention** de sédiments : (1) forte capacité de rétention sédimentaire, pente du fossé inférieure à 2 %, (2) capacité de rétention sédimentaire moyenne, pente de 2 à 5 %, (3) faible capacité de rétention sédimentaire, pente supérieure 5 %, (4) capacité de rétention sédimentaire très

faible, pente supérieure à 10 %. Dans cette étude, la majorité des fossés ont une capacité de rétention sédimentaire moyenne. Cette classification basée sur la rétention sédimentaire des fossés peut être mise en relation avec celle réalisée par Adamiade (2004). Dans cette dernière, il caractérise le fonctionnement hydrologique des fossés en fonction de leur orientation par rapport à la pente (Figure 1-25).

Deux facteurs sont à évaluer pour comprendre l'implication des fossés en termes de transferts hydro-sédimentaires (Viel, 2012). Le premier est la **pente**, la contre-pente pouvant occasionner le **stockage** des écoulements. Le second est l'**état de surface** du fossé qui influence les capacités de ré-**infiltration**. Comme l'ont démontré Lecce *et al.* (2006), les fossés peuvent servir de **pièges à sédiments** (Figure 1-24 – D & Figure 1-26) avec des capacités de rétention allant de 8,6 à 107,2 kg/m. Toutefois, cette capacité de rétention sédimentaire des fossés est variable selon l'**évolution saisonnière de la végétation** et les **pratiques d'entretien** (débroussaillage).

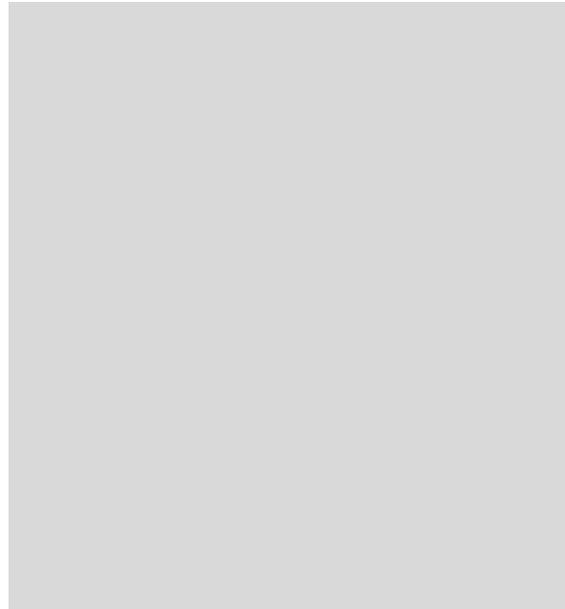


Figure 1-26 : Exemple de budget sédimentaire ($t.km^{-2}.an^{-1}$), bassin versant du Jubilee (Royaume-Uni). Source : Walling *et al.* (2002).

L'influence hydrologique des **fossés de bord de route** est plus importante que celle des **fossés agricoles** du fait de leur plus grande **densité**, de leur **position** le long des routes (Figure 1-24 – B & E) et perpendiculairement à la pente (Buchanan *et al.*, 2013). Les éléments de gestion des écoulements au sein des parcelles agricoles tels que des petits **talus** de ralentissement des flux ou le **labour** de **contre-pente** présentent, en termes de transferts sédimentaires, le rôle hydrologique de fossé mais avec une moindre capacité de canalisation (Figure 1-24 – C & E). Ils contribuent aussi à la **réduction** de la **production sédimentaire** au sein des dites parcelles en limitant la longueur de pente (Yan *et al.*, 2021 ; Wolka *et al.*, 2021).

2.3.2. Les axes routiers : un drainage fortuit mais efficace des versants

Les **axes de déplacement** (carrossables ou non) participent à la canalisation des flux hydro-sédimentaires des versants au sens où ils sont susceptibles d'intercepter, de rediriger, de concentrer ou d'accélérer les processus d'écoulement de surface (Montgomery, 1994 ; Bereswill *et al.*, 2012 ; Bereswill *et al.*, 2014 ; Lefrancq *et al.*, 2014 ; Villarreal *et al.*, 2016 ; Rouzies *et al.*, 2019). Comme en ce qui concerne les fossés, l'organisation spatiale en **réseau** des axes de déplacement conditionne les modalités de connexion des écoulements de surface au cours d'eau (Viel, 2012) (Figure 1-27). Leur impact a longtemps été sous-estimé dans la prise en compte de la connectivité sédimentaire (Saggau *et al.*, 2022).

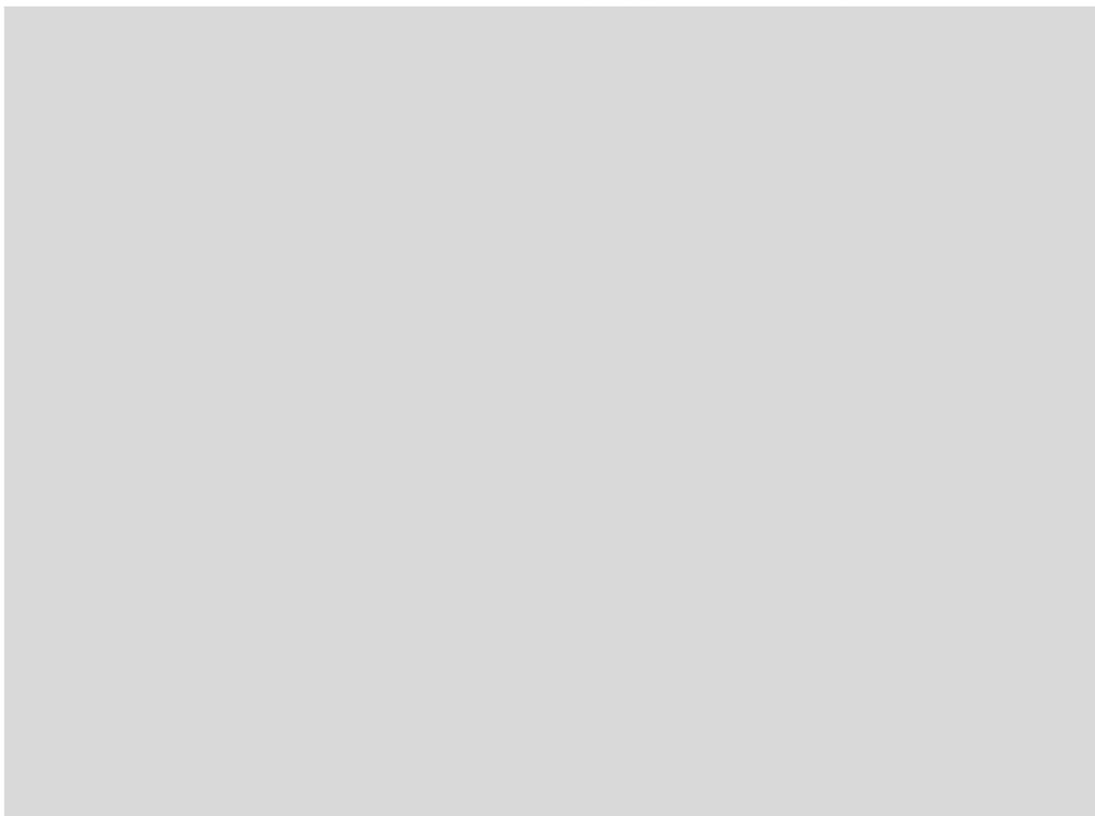


Figure 1-27 : Transferts sédimentaires des axes routiers au cours d'eau. (a) Transferts hydro-sédimentaires directs d'une route au cours d'eau. (b) Connexion route / cours d'eau. (c) État du cours d'eau à l'aval d'une connexion route / cours d'eau. (d) État du cours d'eau non affecté par les transferts hydro-sédimentaires issus des réseaux routiers. Source : Thomaz & Peretto (2016).

Trois **paramètres** contrôlent l'influence du réseau routier sur les flux hydro-sédimentaires : (1) sa nature, (2) son profil et (3) sa topographie (Bocher, 2005).

- La **nature** du tablier correspond à son revêtement qui détermine le degré d'imperméabilisation du tronçon et donc sa capacité à accélérer, ralentir ou infiltrer les flux d'eau et de sédiments.
- La fonction hydrologique du tablier diffère aussi dans son **orientation** (transversale ou longitudinale) **par rapport à la pente** (Bocher, 2005,) qui conditionne sa capacité de concentration et de transfert des flux hydro-sédimentaires. Lorsque ces fonctions sont favorisées, le réseau routier peut jouer, comme les fossés (cf. chap.1 - 2.3.1), le rôle d'extension du réseau hydrographique (Reulier, 2015).

- Le rôle hydrologique du réseau routier est aussi dépendant de la **forme du profil** (en largeur) du tablier qui peut être surélevé, inséré ou encaissé dans le versant et qui donne respectivement lieu à une déviation et un stockage des écoulements, à une absence de modification ou à une collection et un transfert de ces derniers (Bocher, 2005 ; Viel, 2012).

Par exemple, les **routes encaissées canalisent** les flux hydro-sédimentaires et les **connectent** aux bas de versant, au cours d'eau et aux lieux d'habitation (Soulis *et al.*, 2015 ; Zgłobicki *et al.*, 2021). De fait, elles augmentent la densité de drainage et les flux de sédiments (*e.g.* Froehlich & Walling, 1997 ; Verstraeten & Poesen, 1999 ; Steegen *et al.*, 2001 ; Boardman, 2013). Un **réseau routier en terre battue** est une source de **production sédimentaire** (Sosa-Pérez & MacDonald, 2017). Les axes routiers ont une faible capacité de rétention sédimentaire mais permettent un stockage intermédiaire de sédiments (Figure 1-28) pouvant être source de **pollution** par un stockage de métaux lourds dans les sédiments qui y transitent par le réseau routier (*e.g.* Philippe *et al.*, 2021).

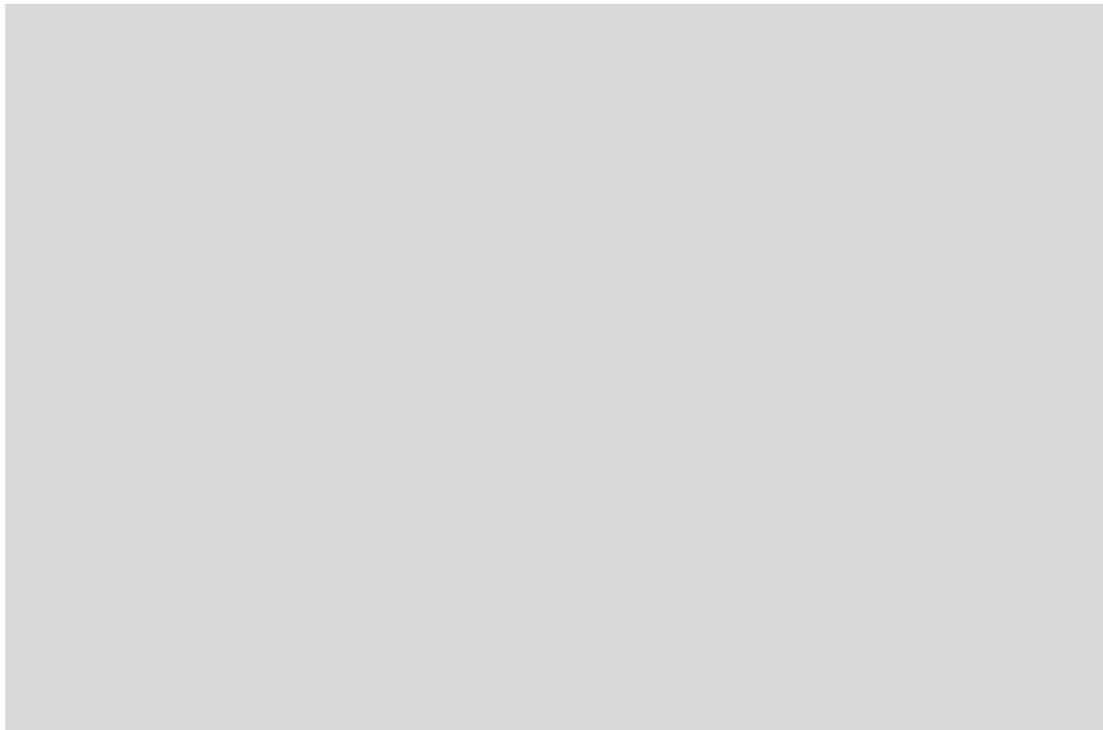


Figure 1-28 : Dépôt sédimentaire sur une route de Rillaar (Belgique) à la suite des événements pluviométriques des 13 et 14 septembre 1998. Source : Verstraeten & Poesen (1999).

2.3.3. Les haies : effets de barrières

Les **haies** consistent en des « *alignements d'arbres, d'arbustes et d'arbrisseaux, que l'on trouve au bord des chemins, des cultures, des prairies ou des jardins* » (Soltner, 1985, cité par Reulier, 2015). Elles présentent une grande diversité de fonctions, notamment en relation avec les écoulements de surface : elles limitent l'érosion des sols à l'échelle des versant, réduisent l'importance des crues, agissent comme zones tampons et limitent les transferts de polluants.

Les haies jouent souvent un effet **barrière** (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2011). Mais cet effet est **variable** selon leur orientation par rapport à la **pente**, l'**association** du fossé avec un **talus** ou les ruptures dans la **végétation** (Figure 1-29). La position par rapport à la **pente** est **primordiale**. Le rôle de barrière des flux hydro-sédimentaire d'une haie dans le sens de la pente sera nul, à l'inverse d'une haie perpendiculaire à la pente qui permet, selon certaines conditions, l'infiltration des écoulements de surface et le dépôt sédimentaire. Une haie oblique aura, quant à elle, préférentiellement, un effet de redirection des flux hydro-sédimentaires (Viaud *et al.*, 2004).

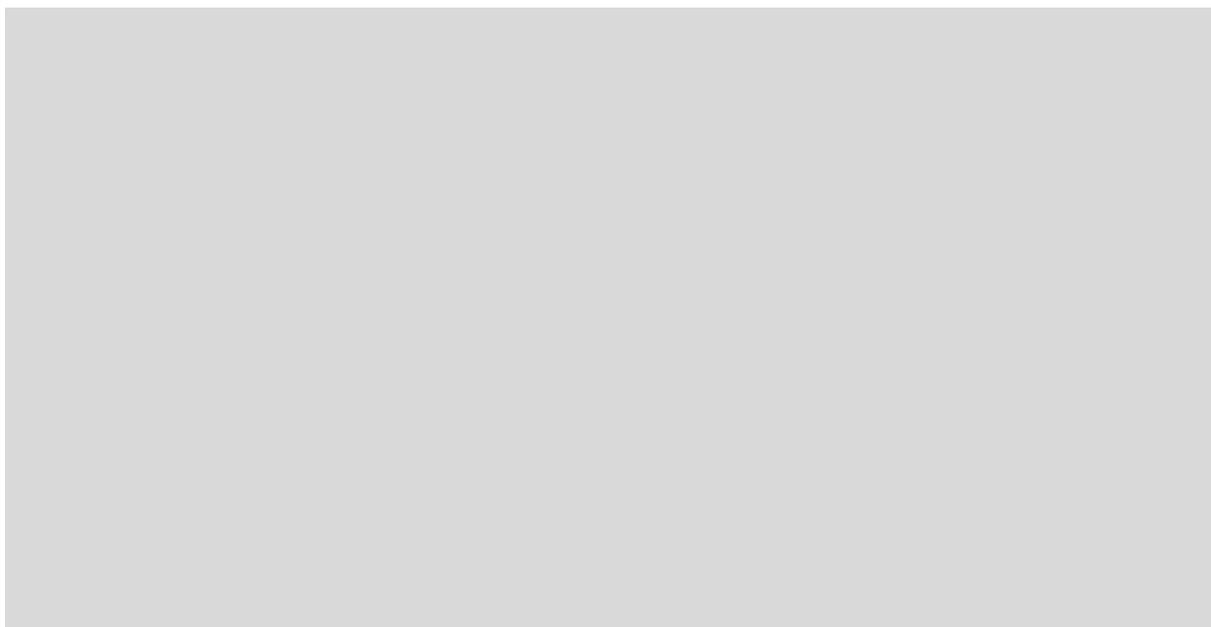


Figure 1-29 : Démarche méthodologique appliquée pour évaluer le rôle hydrologique des haies. Source : Viel (2012).

Si de nombreuses études ont porté sur l'effet des bandes enherbées sur les transferts sédimentaires, celui des haies a moins été étudié (Gay, 2015). Cela peut être expliqué par la **difficulté à mesurer leur efficacité *in situ***, d'autant plus qu'elles s'intègrent généralement dans un **réseau** à échelle plus large que la seule parcelle expérimentale. De même, elles sont souvent **associées** avec **des bandes enherbées** (Daniels & Gilliam, 1996), rendant la contribution relative de chacune délicate à quantifier. La revue de littérature, basée sur 13 études, réalisée par Yuan *et al.* (2009) estime que l'**efficacité** en termes de limitation des transferts hydro-sédimentaires des haies est **équivalente** à celle des **bandes enherbées**.

Les haies jouent un rôle particulièrement important dans les paysages de **bocage** où elles cloisonnent les parcelles agricoles. Une parcelle cloisonnée par des haies sera déconnectée du cours d'eau et jouera un rôle de **puits à sédiments** par le stockage en son sein des flux sédimentaires (Mérot, 1999). Toutefois, les haies sont souvent **associées** à d'autres **entités linéaires** qui interagissent avec les transferts hydro-sédimentaires, notamment les réseaux de fossés (Viel, 2012 ; Reulier, 2015). Comme pour les autres infrastructures linéaires, leur rôle

est à **envisager à l'échelle du versant et du réseau** d'infrastructures linéaires (Owens *et al.*, 2007 ; Lacoste *et al.*, 2014).

2.4. Entités ponctuelles jouant un rôle de piège à sédiments

Les **entités ponctuelles** considérées ici sont des éléments du paysage qui ont pour effet la **désynchronisation** de l'**eau** et des **sédiments** par processus de décantation. Ces entités jouent le rôle de « piège à sédiments » en permettant leur dépôt dans le dispositif alors que l'eau de ruissellement continue de s'écouler.

Cette désynchronisation de l'eau et des sédiments n'est toutefois pas systématique puisque seule une portion des sédiments est capturée par les pièges, relativement à la **taille des particules** de sol qui transitent par le dispositif. Ils capturent préférentiellement les particules de taille grossières (sable) quand les particules fines (limons, argiles) demeurent en suspension et ne sont pas forcément déconnectées des cours d'eau (Foster *et al.*, 2021 ; Boardman & Foster, 2021).

Si leur efficacité en termes de désynchronisation sédiment/eau est moindre dans les bassins versants qui présentent de fortes **pentés** (Schmadel *et al.*, 2019), elle est d'abord dépendante du **type de piège à sédiments** (CEMAGREF de Lyon, 1985 ; Frey, 1991 ; He & Marsalek, 2014 ; MoayeriKashani *et al.*, 2017). Leur capacité à capturer les sédiments dépend de leurs caractéristiques de conception : profondeur, surface, vitesse de l'écoulement dans le dispositif (MoayeriKashani *et al.*, 2017). Ils favorisent plus ou moins la décantation, capturent plus ou moins de particules grossières, et laissent filer plus ou moins de particules fines. Les pièges à sédiments sont des entités ponctuelles du paysage ayant été conçues dans une perspective de limitation du transfert sédimentaire ou jouer ce rôle de manière fortuite. Ainsi, deux types de pièges à sédiments peuvent être distingués.

- Les **points d'eau** : mares, étangs, lacs, qui sont alimentés par les eaux pluviales et dont la terminologie est relative à leur taille. Les mares sont d'une superficie inférieure à 0,5 ha et d'une profondeur de moins de 3 m. Les étangs présentent une superficie supérieure à 0,5 ha et une profondeur comprise entre 5 et 10 m. Les lacs sont des étangs dont la profondeur dépasse 10 m (Reulier, 2015). Ces infrastructures n'ont initialement pas pour objectif la capture des flux sédimentaires mais sont des dispositifs efficaces pour capturer les sédiments et réduire le transport sédimentaire à l'aval (Mekonnen *et al.*, 2017). Des travaux de curage sont nécessaires pour éviter le comblement des points d'eau si le transport sédimentaire est trop important.
- Les **bacs décanteurs** (e.g. Figure 1-30) sont, quant à eux, conçus dans une perspective de capture des sédiments. Ils se composent d'un point d'entrée et d'un point de sortie mais la diversité des bacs décanteurs témoigne de l'importance des choix de conception de manière à capturer autant de sédiments que possible. La conception d'un bac décanteur est dépendante des caractéristiques du site d'implantation.

S'il a été évalué que les pièges à sédiments ont bien une influence sur la quantité et la taille des sédiments transportés à l'exutoire par les eaux de ruissellement de surface, il est aussi souligné que leur **efficacité** se restreint à l'échelle **locale** (Mekonnen *et al.*, 2015 ; Foster *et al.*, 2021). Selon Mekonnen *et al.* (2015) et Chaize (2022), une stratégie de capture des sédiments conçue à l'**échelle du bassin versant** (et non individuelle) serait la manière la plus efficace de réduire le transport sédimentaire à l'exutoire du bassin. Une stratégie efficace implique notamment l'usage de pièges et un entretien régulier des infrastructures.

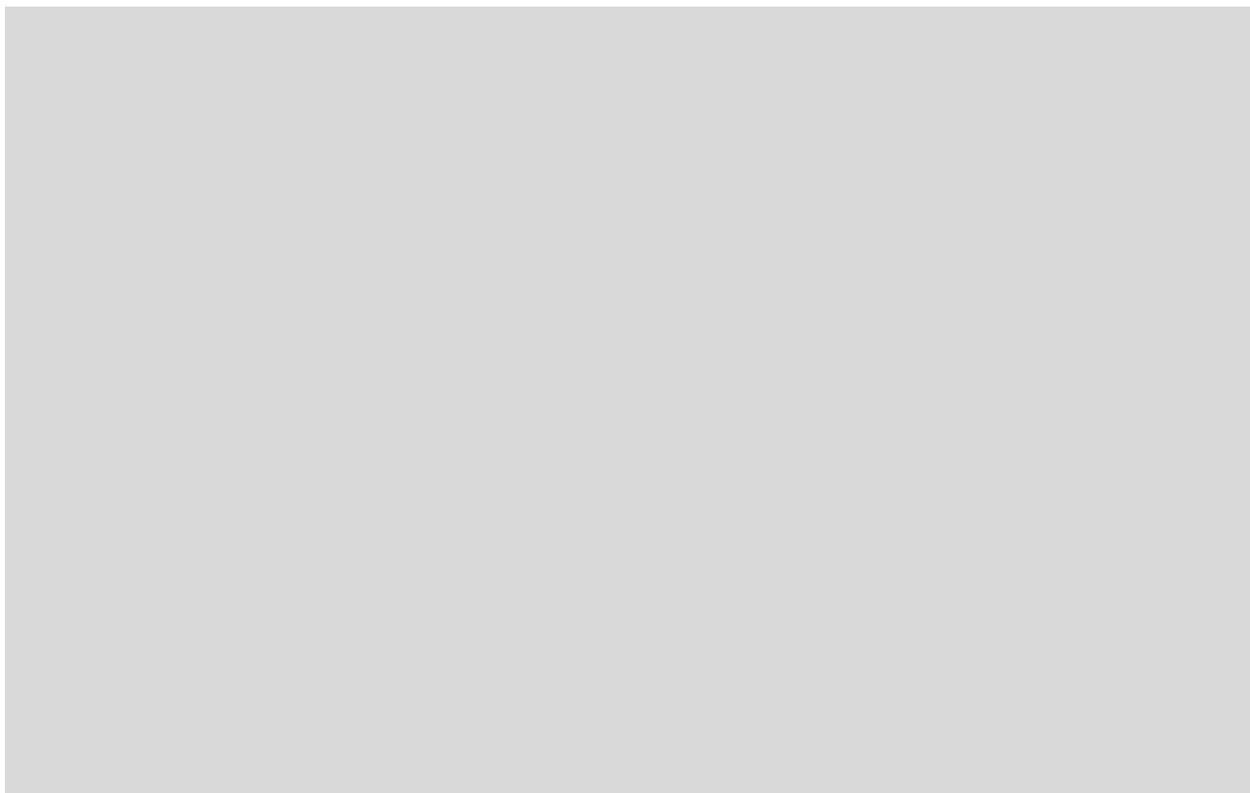


Figure 1-30 : Typologie des pièges à sédiments dans le bassin versant du Giroux (Bourgogne, France). Source : Chaize (2022).

2.5. Fonctionnement en réseau des éléments du paysage dans la dynamique de transferts de sédiments

La prise en compte des **caractéristiques individuelles** des éléments du paysage est essentielle pour comprendre leur influence sur les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants (cf. chap.1 – 2.2 à 2.4). Toutefois, l'absence de linéarité observée dans les transferts sédimentaires à différentes échelles (McGuinness *et al.*, 1971), témoigne d'un fonctionnement de système complexe. C'est pourquoi il est nécessaire d'appréhender le **fonctionnement en réseau** des éléments du paysage. Ainsi, l'implication des infrastructures paysagères dans les transferts sédimentaires dépend de leur **position** dans le bassin versant et de leurs **connexions** au sein de la cascade sédimentaire (Cossart *et al.*, 2017).

Bien que la connaissance précise et individuelle du fonctionnement hydrologique des éléments du paysage soit possible (Ouvry *et al.*, 2012 ; Reulier, 2015), la compréhension de l'**effet du**

réseau (exemple Figure 1-31) reste un élément de recherche à approfondir (Cossart *et al.*, 2018). En l'état des connaissances scientifiques, la description individuelle des infrastructures ne peut pas être dupliquée sur l'ensemble des entités d'un bassin versant et il reste nécessaire de prendre en compte l'**orientation** de chacune des infrastructures, leur **place** dans le bassin versant, l'**organisation** spatiale générale du **réseau** d'infrastructures paysagères, et les éléments associés de **connectivité**. L'ensemble de ces paramètres est à prendre en compte dans la compréhension du rôle hydro-sédimentaire des infrastructures paysagères (Durand, 2004).

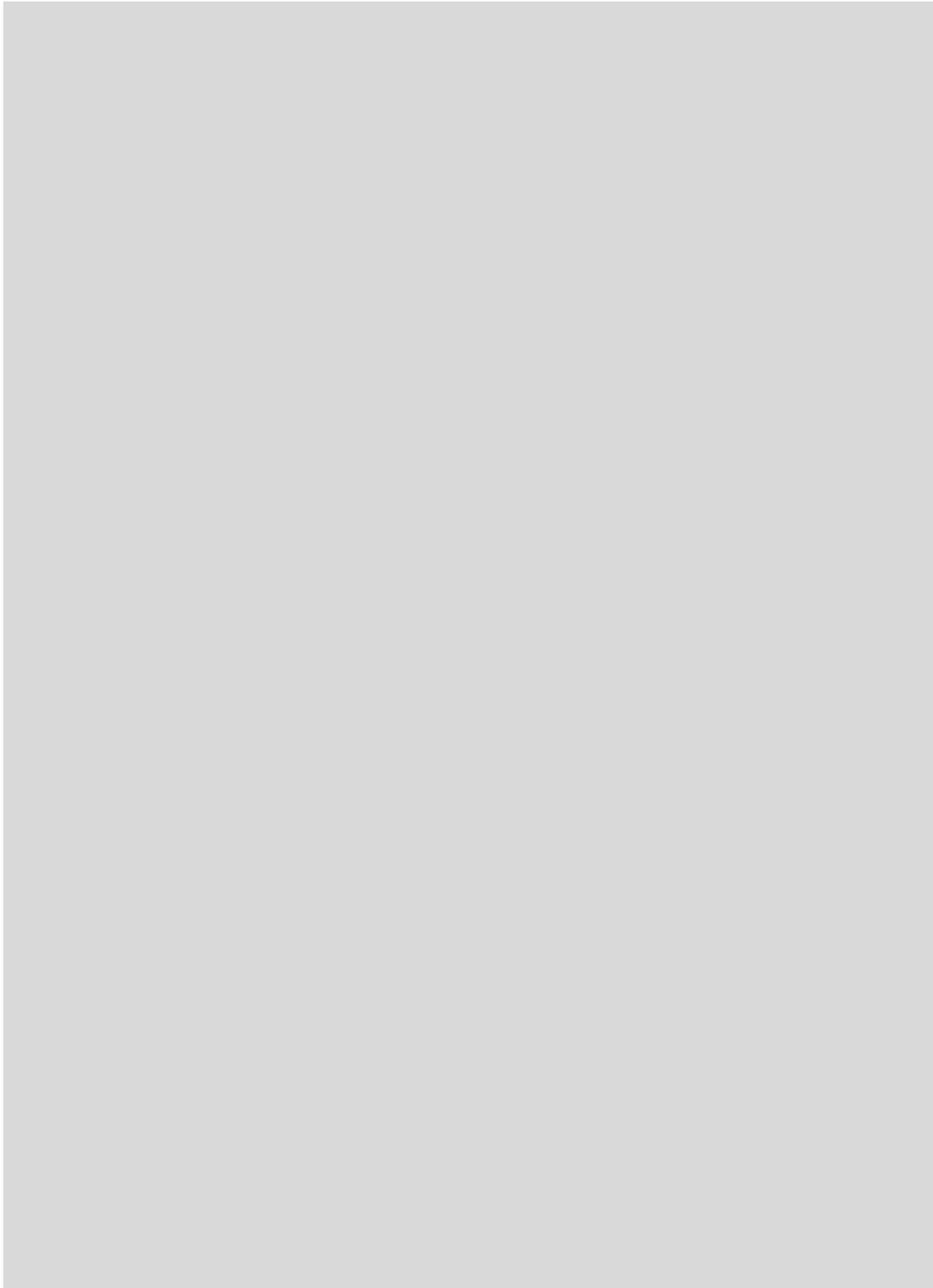


Figure 1-31 : Rôle de la structure paysagère dans la connectivité hydro-sédimentaire. Source : Reulier (2015).

La contribution des éléments du paysage aux transferts hydro-sédimentaires est conditionnée par le fait qu'ils soient connectés, ou non, au cours d'eau. Pour en alimenter la charge solide, ils doivent former un réseau **connecté** au cours d'eau (Viel, 2012). En ce sens, ils agissent comme des **extensions** du **réseau hydrographique**. Conjointement, les parties du réseau **déconnectées** du cours d'eau doivent être considérées relativement à leur **exutoire** (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2011).

L'agencement de différentes structures **linéaires** implique des connexions et déconnexions qui diffèrent des dynamiques purement hydrologiques (Ludwig *et al.*, 1996 ; Mérot, 1999 ; Moussa *et al.*, 2002) notamment du fait d'effets de **routage** des écoulements de surface. Les infrastructures linéaires augmentent ou réduisent les **surfaces drainées**, augmentent l'**efficacité** de drainage et peuvent occasionner des effets de **court-circuit** d'infrastructures contribuant à la limitation des transferts (Buchanan *et al.*, 2013) – comme les bandes enherbées (*e.g.* Hösl *et al.*, 2012) ou les haies. La **structure** et la **typologie** du **réseau de drainage** apportent des informations nécessaires sur la contribution du système aux transferts hydro-sédimentaires et pouvant expliquer les **flux** et les **réentions** sédimentaires au sein du bassin versant (Schmidt & Dikau, 1999). L'**influence** des infrastructures linéaires a longtemps été **sous-estimée** dans la modélisation de l'érosion des sols mais doit être intégrée pour l'évaluation de la connectivité sédimentaire (Saggau *et al.*, 2022).

Conclusion du premier chapitre

Étudier les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants aménagés revient à s'attaquer à un problème, et plus largement à un **système, complexe** : l'organisation de la **cascade sédimentaire**. Deux éléments de la cascade sédimentaire ont largement été investigués : la **production sédimentaire** à l'échelle de la parcelle et la **fourniture sédimentaire** à l'échelle du bassin versant. Ces investigations complémentaires mettent en valeur l'existence de relais de processus intermédiaires. Des effets de facilitation ou de stockage des transferts sédimentaires ont lieu au niveau de ces **échelons intermédiaires** et leur analyse présente un enjeu important de l'étude de la connectivité sédimentaire.

La cascade sédimentaire pose un problème de **réseau** avant tout conditionné par la structure paysagère combinant différentes entités qui interagissent entre elles. Analyser la **structure paysagère** est un paramètre essentiel pour comprendre les modalités de la connectivité sédimentaire et les signaux qui en découlent. Cela représente, toutefois, un vrai défi pour l'approche de terrain qui ne peut adresser qu'individuellement les multiples composantes de la structure paysagère. Ainsi perdurent de nombreuses **incertitudes** quant à la capacité de transport ou de rétention des sédiments par les différents éléments de la structure paysagère. Des outils de **modélisation** ont été développés dans la perspective de les dépasser et de décrypter les signaux sédimentaires à différentes échelles dans les bassins versants. L'objectif du chapitre qui suit est ainsi d'établir une **typologie critique** de ces outils afin d'en souligner les intérêts et les écueils.

Chapitre 2 – Intégrer la structure paysagère pour simuler les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants : typologie critique des modèles

Introduction du deuxième chapitre

Le premier chapitre a permis de souligner les inconnues et incertitudes persistantes dans l'étude des transferts hydro-sédimentaires : effets d'échelles, connectivité sédimentaire, transferts dans les infrastructures anthropiques de drainage. La **modélisation** est un **outil complémentaire** au suivi de terrain pour **évaluer l'organisation de la cascade sédimentaire**. Elle est une représentation conceptuelle, et éventuellement numérique, du phénomène étudié. Aucun modèle ne permet de représenter toute la complexité des processus et la modélisation repose donc sur des **choix** méthodologiques et des **simplifications**. De nombreux modèles existent pour évaluer les processus d'érosion hydrique. Ils sont construits selon **différentes approches** mettant la focale sur la dynamique du processus, sa variabilité dans l'espace ou dans le temps (Gnouma, 2006).

Ce chapitre n'a pas vocation à dresser un inventaire exhaustif des modèles d'érosion hydrique mais de réaliser une **typologie critique** des manières de représenter le phénomène dans une volonté de modélisation. L'objectif est de souligner les **enjeux de modélisation** appréhendés au prisme de l'**intégration** des éléments de la **structure paysagère**. Le chapitre est constitué de **trois parties** organisées selon une **approche thématique** afin d'en expliciter les objectifs sous-jacents. La première partie aborde les modèles de **production sédimentaire**, la seconde les modèles de **transferts hydro-sédimentaires** et la troisième les **indices de connectivité sédimentaire**.

1. Modèles de production sédimentaire

Les **modèles de production sédimentaire** ont pour objectif l'**évaluation** des pertes en sol ou de roche, c'est-à-dire la composante **ablation** du système érosif. Ils sont applicables à différentes échelles : de celle de la parcelle à celle du bassin versant. Le bassin versant est considéré comme un ensemble d'unités élémentaires à la production sédimentaire variable. Les modèles de production sédimentaire les plus connus et les plus appliqués présentent une approche opérationnelle. Ils se fondent sur l'équation universelle de perte en sol.

1.1. Équation universelle de perte en sol : empirique¹⁴ mais éprouvée

Les premiers travaux scientifiques sur la question de l'érosion hydrique se sont attachés à identifier les facteurs responsables de la sensibilité des sols. L'ensemble de ces facteurs ont été synthétisés dans l'équation universelle de perte en terre (**USLE**¹⁵) formalisée par Wischmeier & Smith (1965).

L'équation de l'USLE est la suivante :

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Avec :

- *A* : taux de production sédimentaire ;
- *R* : facteur d'érosivité des pluies ;
- *K* : érodibilité du sol ;
- *LS* : facteur relatif à la topographie ; *L* – longueur de pente, *S* – degré d'inclinaison de la pente ;
- *C* : occupation du sol ;
- *P* : pratiques (notamment culturales) et aménagements.

L'équation universelle de perte en sol constitue la première forme de modélisation de l'érosion hydrique et adresse le phénomène à l'**échelle de la parcelle**. Elle découle d'un considérable travail de terrain initié dans les années 1930. D'abord restreint aux parcelles agricoles, elle est étendue aux milieux naturels et semi-naturels dans les années 1970 (Alewell *et al.*, 2019). Dans les années 1990, l'USLE est adaptée pour être appliquée à l'**échelle du bassin versant**, par une meilleure prise en compte du ruissellement de surface et des différents modes d'occupation du sol. Les modèles RUSLE¹⁶ (Renard *et al.*, 1994) ou MUSLE¹⁷ (Williams, 1975 ; Kinnell & Risse, 1998) en sont dérivés. Ils permettent, respectivement, de quantifier la production sédimentaire pour l'intégralité d'un bassin versant pour évaluer les tendances à **long terme** (RUSLE) ou les effets d'un **événement hydrologique** (MUSLE).

L'intérêt de ces modèles réside dans leur caractère empirique et la possibilité de les intégrer facilement dans un système d'information géographique (SIG) à la condition de disposer des paramètres de l'équation au format raster. Ils mettent ainsi l'accent sur la variabilité dans l'espace de la production sédimentaire. La simplicité conceptuelle des modèles de type USLE et le nombre restreint de données qu'ils mobilisent, favorise leur utilisation pour adresser la question de l'érosion hydrique. Ils ont été appliqués à différentes échelles spatiales et dans divers contextes (Risse *et al.*, 1993 ; Borrelli *et al.*, 2021) (e.g. Figure 2-1 & Figure 2-2).

¹⁴ Un modèle empirique est construit autour de relations mathématiques directes établies entre les entrées et les sorties observées sur le bassin versant. Ce type de modèle ne cherche pas à décrire les processus physiques impliqués dans la relation pluie-débit et est donc souvent considéré comme des modèles « boîtes noires ».

¹⁵ USLE : Universal Soil Loss Equation

¹⁶ RUSLE : Revised USLE

¹⁷ MUSLE : Modified USLE



Figure 2-1 : Variabilité de la production sédimentaire dans le vignoble du bassin versant de Giscle (235 km² - Var, France), entre (a) 1950 et (b) 1982. Source : Roy et al. (2018).

L'influence de la **structure paysagère** sur la production sédimentaire est intégrée dans l'USLE au travers des deux derniers facteurs de l'équation : l'**occupation du sol**, les **pratiques & aménagements**. Ces facteurs, identifiés à l'échelle de la parcelle, ne permettent pas l'intégration de l'ensemble des infrastructures du paysage influençant la production sédimentaire à l'échelle du bassin versant. Jusqu'alors, à l'exception de Cossart *et al.* (2020a), aucune étude employant les modèles basés sur l'USLE n'a pris en compte les **infrastructures linéaires** du paysage bien qu'elles occasionnent une réduction de la longueur de pente par une fragmentation des versants. La (Figure 2-3) présente une intégration possible des infrastructures linéaires dans la réduction de la longueur de pente.

De manière générale, l'**influence anthropique** n'est prise en compte dans l'USLE qu'au travers de l'intégration de l'**occupation du sol**. A l'origine, le facteur-C était calculé à partir de coefficients du rapport de production sédimentaire en fonction de l'érosivité des pluies à l'échelle de la parcelle (Renard *et al.*, 1997). Basée sur des valeurs normées, les valeurs appliquées n'étaient pas représentatives de la diversité des pratiques culturelles pour un même mode d'occupation du sol (Shi *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2014). Actuellement le facteur d'occupation du sol est généralement déterminé à partir du NDVI¹⁸ afin de prendre en compte l'évolution saisonnière du mode d'occupation du sol (De Jong, 1994 ; Gertner *et al.*, 2002 ; Smith *et al.*, 2007 ; Durigon *et al.*, 2014). Toutefois, cette utilisation ne permet pas de déterminer les différences en termes d'usage du sol et de production sédimentaire pour des secteurs avec le même taux de couvert végétal (Tanyaş *et al.*, 2015).

¹⁸ NDVI : Normalized difference vegetation index

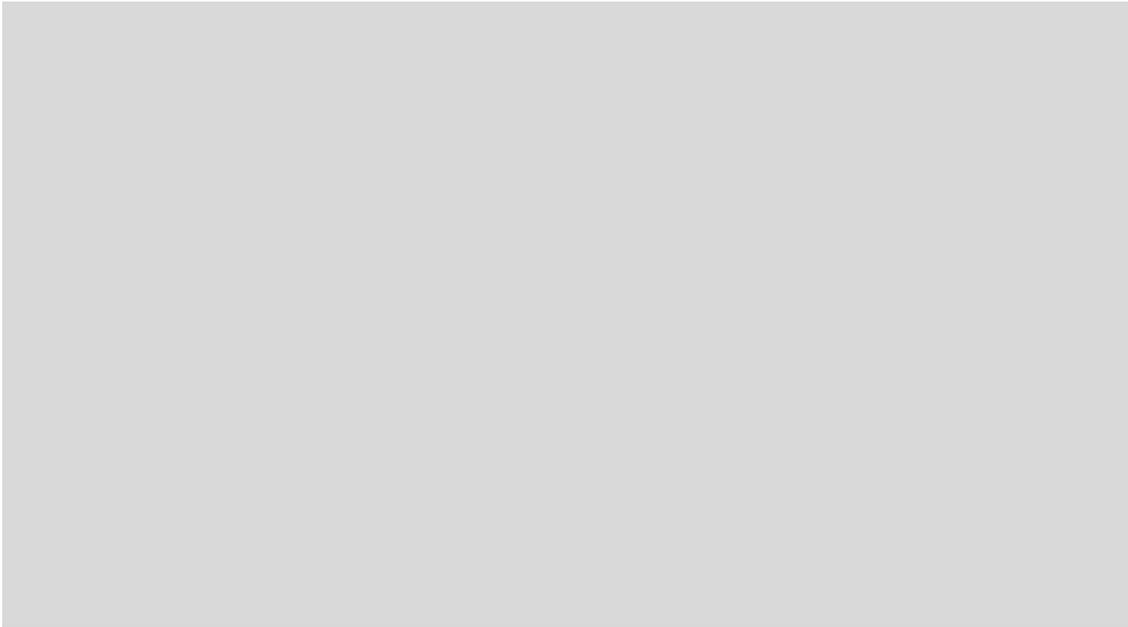


Figure 2-2 : Nombre de publications utilisant une modélisation avec USLE ou RUSLE au cours des 40 dernières années (1977-2017). Source : Alewell et al. (2019).

Pour dépasser cette prise en compte lacunaire, il est possible d'évaluer le facteur d'occupation du sol en fonction de la combinaison de plusieurs facteurs : érodibilité liée au travail du sol, couvert végétal par la canopée, couvert végétal au niveau du sol, rugosité, biomasse du sol, orientation des rangs et état d'humidité du sol (Renard *et al.*, 1997). La prise en compte des **pratiques culturelles** complète l'intégration des éléments du paysage dans l'évaluation de la production sédimentaire dans les bassins versants agricoles, notamment par les éléments liés au travail du sol (Taye *et al.*, 2018 ; Biddoccu *et al.*, 2020).

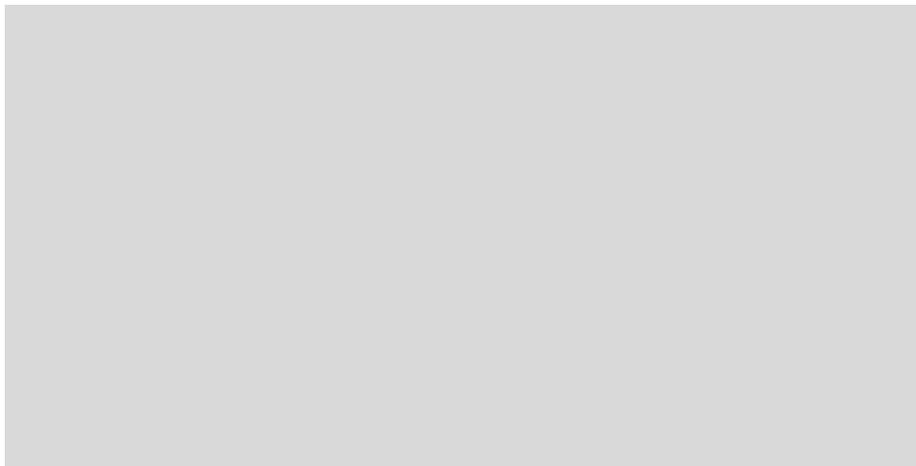


Figure 2-3 : Intégration des infrastructures de drainage dans le facteur LS du RUSLE. Source : Cossart et al (2020a).

*

La seule évaluation de la production sédimentaire ne suffit pas pour envisager la dynamique sédimentaire à l'exutoire du bassin versant. Les modèles basés sur l'USLE permettent d'envisager la production sédimentaire à différentes échelles (parcelle, versant, bassin versant). Toutefois, ils ne permettent pas d'envisager les aspects dynamiques des processus

de transfert et de dépôt. Pour pallier ce manque, les modèles visant à estimer le taux de fourniture sédimentaire ont été développés.

1.2. Taux de fourniture sédimentaire : une difficile intégration de la dimension spatiale

Comme l'a souligné Walling (1983), la relation entre les taux de production sédimentaire (érosion des versants) et le budget sédimentaire à l'exutoire des bassins versants, ainsi que les transferts au sein des bassins versants, sont difficiles à envisager. L'objectif du **taux de fourniture sédimentaire** (SDR¹⁹) est, non seulement, d'évaluer la **production sédimentaire** mais aussi de déterminer la part des **sédiments effectivement transférés** à l'exutoire (Figure 2-4). Une fois le cours d'eau atteint, les sédiments sont considérés comme voués à atteindre l'exutoire du bassin versant. De fait, le taux de fourniture sédimentaire décrit la capacité de **rétenion** des sédiments sur les **versants**. Il correspond au rapport de la quantité de sédiments mesurée à l'exutoire du bassin versant par rapport à la production sédimentaire totale du bassin.

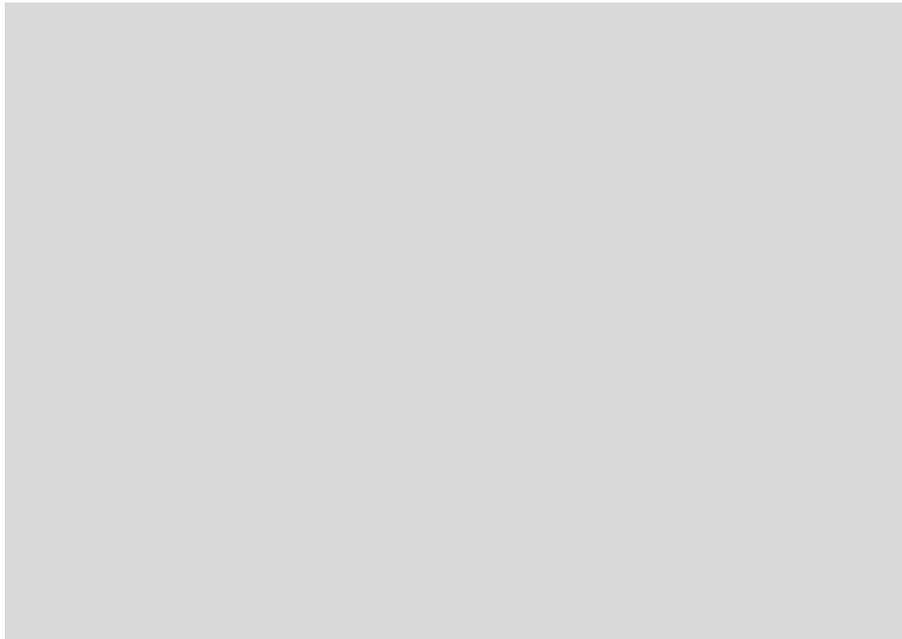


Figure 2-4 : Exemple de carte de taux de fourniture sédimentaire du bassin versant de Konar (Inde). Source : Rajbanshi & Bhattacharya (2020).

Comme l'**intensité** des phénomènes de **rétenion** sédimentaire dans les bassins versants dépend d'une grande variété de facteurs géomorphologiques et environnementaux (Figure 2-5), plusieurs formules ont été proposées pour modéliser au mieux le taux de fourniture sédimentaire (Sharp *et al.*, 2020). Bien qu'aucune formule générale n'ait pu être établie, les facteurs classiques qu'elles prennent en compte sont : les **paramètres morphométriques** du

¹⁹ SDR : Sediment delivery ratio, traduit en français par taux de fourniture sédimentaire.

bassin (surface, périmètre), les caractéristiques du **relief** (pente et longueur), le coefficient de **ruissellement** ou encore le taux annuel de ruissellement.



Figure 2-5 : Contribution des sources au budget sédimentaire d'un bassin versant. La taille des flèches varie selon le contexte considéré. Le modèle SDR se concentre à la production sédimentaire de versant. Source : Sharp et al. (2020).

Trois **méthodes** principales sont utilisées pour déterminer le SDR (Wu *et al.*, 2018) :

- Calculer le ratio entre la production sédimentaire du bassin versant et le bilan sédimentaire à l'exutoire ;
- Appliquer une formule de relation empirique entre le SDR et ses facteurs de contribution ;
- La modélisation spatiale et la simulation numérique basées sur des théories issues de l'hydraulique et de l'hydrologie.

Le concept de taux de fourniture sédimentaire permet d'envisager la **variabilité spatiale et temporelle** de l'érosion hydrique au sein des bassins versants (Walling, 1983). Si l'évaluation de la production sédimentaire annuelle est réalisée à partir du RUSLE, il existe de nombreuses méthodes pour évaluer la part de rétention des sédiments sur les versants. Dans bien des cas, la spatialisation du taux de fourniture sédimentaire reste délicate car elle dépend souvent d'une mesure ponctuelle des transferts sédimentaires à l'exutoire du bassin. De ce fait, dégager les éléments de connectivité sous-jacents reste difficile car cette quantification ne permet pas d'appréhender les effets d'échelle inhérents au fonctionnement du processus au sein du bassin versant (De Vente *et al.*, 2007).

*

Les modèles de production sédimentaire prennent en compte le paysage par les modes d'occupation du sol mais restent une représentation incomplète car ils n'incluent pas les processus de transfert et de dépôt et ne prennent jamais en compte les éléments liés aux infrastructures de drainage et aux collecteurs de sédiments. Les SDR permettent de dépasser

le premier problème mais pas le second, voire ne permettent pas d'identifier les disparités internes aux versants en termes de potentialité de transfert et de rétention de sédiments.

2. Les éléments du paysage dans les modèles de transferts

Considérer les transferts de sédiments nécessite de prendre en compte, une fois les sédiments produits, leur cheminement au sein de la structure paysagère. Comme abordé dans la deuxième partie du chapitre 1, comprendre les **transferts sédimentaires** sur les versants nécessite d'intégrer l'ensemble des **interférences** créées par les éléments de la structure paysagère. De la multiplicité de ces interférences ainsi que de la connaissance partielle de leurs effets sur les transferts hydro-sédimentaires à l'échelle du bassin versant découle une grande **diversité** de **modèles de transferts**. Les modèles qui visent à l'évaluation des transferts de sédiments sont encore peu nombreux. Paradoxalement, l'intégration des éléments du paysage est plus ancienne dans les études sur les transferts de produits phytosanitaires et il en découle un grand nombre de modèles et une grande **diversité** dans la manière **d'intégrer** les **éléments du paysage**. Pour cela, cette partie regroupe, non seulement des modèles de transferts de **sédiments** mais aussi de transferts de **produits phytosanitaires**, intégrant de manière variable les éléments de la structure paysagère afin d'en évaluer la diversité. La première sous-partie présente des modèles orientés sur la formalisation du processus de transfert (chap.2 - 2.1) quand l'intérêt de la seconde réside dans la manière d'intégrer les éléments du paysage (chap.2 - 2.2).

2.1. Des modèles centrés sur la formalisation du processus

2.1.1. WaTEM/SEDEM : modèle empirique à échelle régionale

L'objectif du modèle **WaTEM/SEDEM** (Van Oost *et al.*, 2002) est d'estimer l'ensemble des composantes de l'érosion hydrique : production, transfert et dépôt sédimentaire. Il s'applique à l'**échelle régionale** et du grand bassin versant, à un pas de temps **pluriannuel** (Figure 2-6). Il est issu de la combinaison des modèles WaTEM (Van Oost *et al.*, 2000), composante hydrologique, et SEDEM (Van Rompaey *et al.*, 2001), composante sédimentaire.

WaTEM/SEDEM est un modèle **empirique** qui intègre la dimension spatiale de manière explicite par données SIG au format **raster**. Deux éléments sont pris en compte pour évaluer l'érosion hydrique. La production sédimentaire est adressée à l'aide du **RUSLE** (Borrelli *et al.*, 2018). La deuxième étape consiste à formaliser le **roulage** des sédiments produits jusqu'au réseau hydrographique. Les particules de sol issues de l'érosion hydrique sont considérées en déplacement tant que la capacité de transport par ruissellement est plus importante que la charge en sédiments ou que les flux ne sont pas interceptés par un puits à sédiments.

Le modèle intègre l'influence de la **structure paysagère** dans les transferts sédimentaires par les liens de **connectivité** entre les parcelles ainsi que la quantité de sédiments déposée à leurs limites. Il simule les connexions entre le ruissellement produit sur les parcelles et leur capacité

d'infiltration. Il permet d'établir le **budget sédimentaire** qui rejoint le cours d'eau depuis les versants.

En comparaison à d'autres modèles cherchant à évaluer les transferts sédimentaires, WaTEM/SEDEM nécessite **peu de données** et présente une **structure simple**. Les données nécessaires sont similaires à celles pour calculer le RUSLE. Cependant, il prend en compte la structure du paysage, l'organisation spatiale des différentes unités paysagères et leur connectivité. Il peut être utilisé pour délimiter les **zones sources** de sédiments dans les paysages agricoles et envisager l'impact de différents **scénarios** d'évolution de la structure du paysage sur les taux de production et de transfert de sédiments. Le transfert sédimentaire prend en compte les **limites de parcelles**, l'**orientation du travail du sol** et les **infrastructures routières**.



Figure 2-6 : Taux de pertes en sol et de dépôt estimés à partir de WaTEM/SEDEM pour le bassin versant de Ésera-Isábena (1504 km² - Pyrénées espagnoles). (A) Bassin versant dans son ensemble. (B) Zone axiale. (C) Dépression centrale (badlands sur marnes de l'Éocène). (D) Secteur pré-pyrénéen (cultures sèches). Source : Alatorre et al. (2010).

Il se fonde, toutefois, sur une approche raster qui peut être limitante pour l'intégration des infrastructures linéaires dans des secteurs où elles sont présentes en grande densité. De plus, il est avant tout conçu selon une approche régionale qui ne permet pas d'intégrer les infrastructures de drainage.

2.1.2 Limburg Soil Erosion Model (LISEM) : modèle hydrologique au format raster

Le Limburg Soil Erosion Model (**LISEM**) est un modèle hydrologique²⁰ spatialisé, qui simule le ruissellement de surface et la dynamique sédimentaire associée (De Roo *et al.*, 1998), c'est-à-dire la **production** et le **transfert sédimentaire**. Il s'agit d'un modèle à **base physique** au pas de temps **événementiel**. Il ne peut être appliqué que sur des bassins versants de **petite taille** et de **taille intermédiaire** : de 1 ha à quelques centaines de kilomètres carrés. Son objectif est de quantifier les effets des **changements** de mode d'**occupation du sol** ou de **mesures de conservation** des sols pendant les événements hydrologiques intenses. Il est conçu dans une perspective de gestion du **risque d'inondation** et non pas dans une estimation du transport solide à long terme.

Le modèle en libre accès, openLISEM (LISEM, 2020), est implémenté dans le système d'information géographique PCRaster (Karssenbergh *et al.*, 2010), logiciel conçu dans une perspective de modélisation dynamique du paysage. Il détermine à l'aide d'équations la dynamique des précipitations, l'interception de ces dernières par la végétation, la division de l'eau entre infiltration et ruissellement, le détachement des particules de sol, la dépôt et transport des sédiments (Figure 2-7).

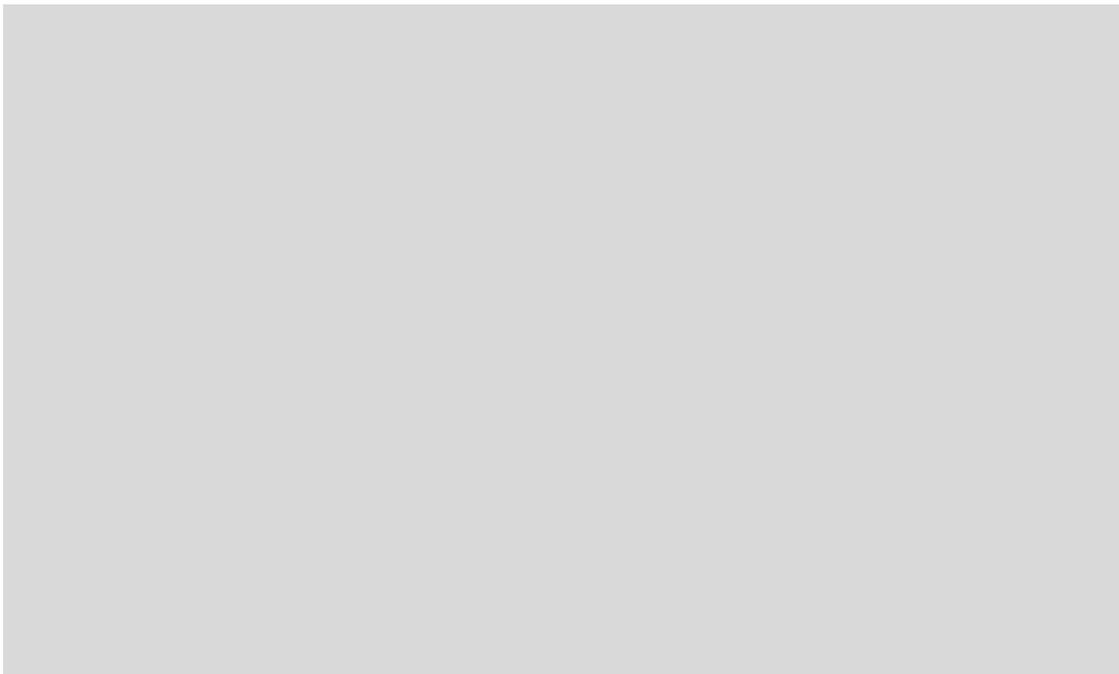


Figure 2-7 : Organigramme des processus et variables intégrés dans le LISEM. Source : LISEM (2020).

LISEM nécessite un minimum de 24 fonds de carte au format raster qui peuvent être dérivés des informations suivantes : (1) le MNT, (2) l'occupation du sol, (3) le type de sol, (4) les zones

²⁰ Un modèle hydrologique, ou modèle pluie-débit, est un outil numérique de représentation de la relation pluie-débit à l'échelle d'un bassin versant. Il permet de transformer des séries temporelles décrivant le climat d'un bassin versant donné (précipitations, températures) en une série de débits.

imperméabilisées (dans les encadrés gris de la Figure 2-7). Il peut aussi intégrer les réseaux routiers, de drainage et la localisation des stations de mesure des précipitations, du débit et de la concentration en matières en suspension associées aux données utilisées pour exécuter le modèle. Le LISEM nécessite des **données détaillées** de la dynamique des précipitations, formalisées sous la forme de séries de cartes de l'intensité de l'événement pluvieux.

L'intérêt du modèle réside dans sa **description fine** des différents éléments du processus de transferts hydro-sédimentaires (Figure 2-8). Cette finesse permet l'extraction de dix paramètres de transfert à l'exutoire, l'intégration de l'influence des différents éléments du paysage et une calibration des paramètres en fonction de données issues de stations de mesure.

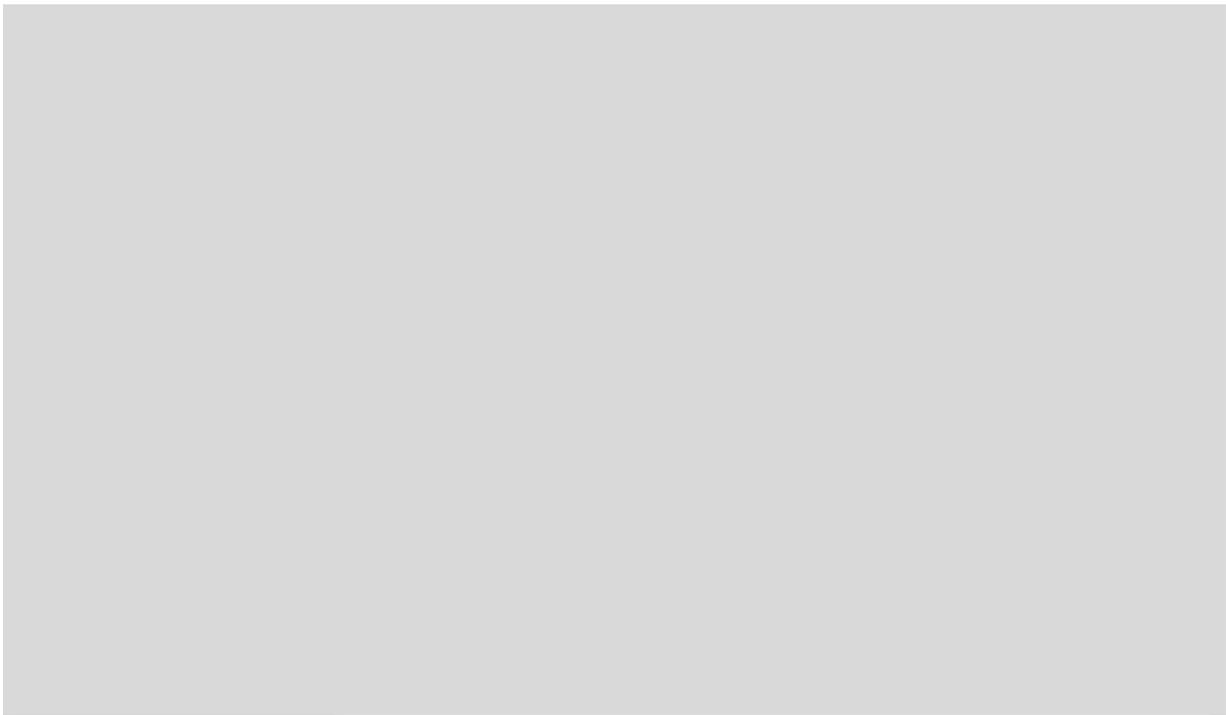


Figure 2-8 : Exemple de carte de perte en sol. Source : LISEM (2020).

Les limites du modèle relèvent finalement autant de la finesse de la description des processus que de ses intérêts. Les simulations nécessitent des données dont l'obtention peut se révéler difficile. Un pas de temps des données pluviométriques fin, compris entre 5 à 15 minutes, est nécessaire à la **calibration** du modèle. Les cellules de la grille de raster doivent être inférieures à 1 ha, pouvant impliquer des **temps de traitement** considérables pour des bassins versants de l'ordre de la centaine de kilomètres carrés. Le compromis choisi pour optimiser le temps de traitement peut jouer en la défaveur de l'intégration des infrastructures linéaires de la structure paysagère.

2.1.2. Pesticide and hydrology: modelling at the catchment scale (PESHMELBA)

Le modèle **PESHMELBA** a pour objectif la caractérisation du **ruissellement** de surface et de subsurface et le devenir des **pesticides** à l'échelle du bassin versant. Il permet d'évaluer

l'influence des éléments du paysage sur les transferts hydrologiques et de pesticides et permet de comparer différents **scénarios**. Il s'agit d'un modèle **événementiel**, à **base physique**, qui évalue les transferts latéraux régis par le ruissellement de surface mais aussi l'infiltration dans la colonne de sol. Il est développé en Fortran90, en Python et est issu de la combinaison de modèles élémentaires (Rouzies *et al.*, 2019). En l'état, PESHMELBA ne prend en compte que les transferts d'eau et de pesticides par voie dissoute. Les transferts de sédiments ne sont pas intégrés dans le modèle, ni les transferts de pesticides par voie particulaire.

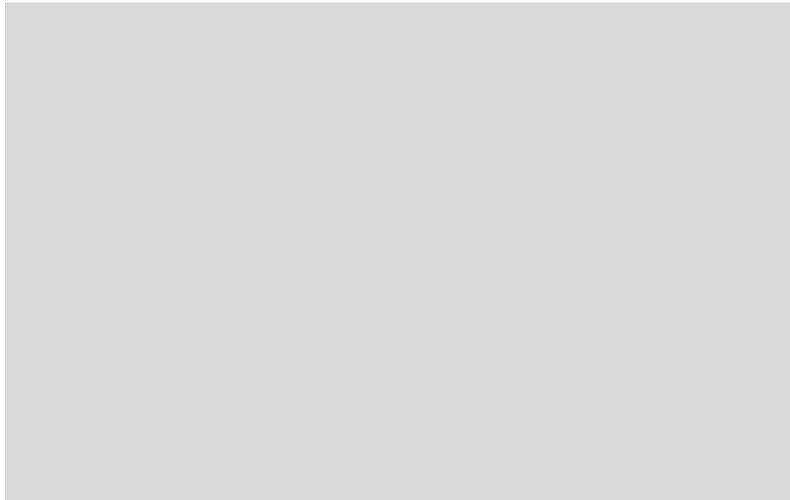


Figure 2-9 : Différentes configurations à échelle locale (scénarios 1 et 2) et à l'échelle du versant (scénarios 3 et 4). Source : Rouzies *et al.* (2019).

PESHMELBA se révèle original par l'implémentation explicite des éléments de la **structure paysagère**. Les simulations s'opèrent au sein d'une **structure spatiale vectorielle** composée de **surfaces** homogènes et d'éléments **linéaires**. Un type de sol et un mode d'occupation du sol sont associés à chaque élément surfacique. Chaque élément du paysage est connecté à d'autres éléments en amont et en aval en fonction des **axes de ruissellement**. Les infrastructures linéaires du paysage sont positionnées en bordure de parcelle et interagissent de manière variable avec les entités surfaciques en fonction de leur nature et leurs propriétés (Figure 2-9).

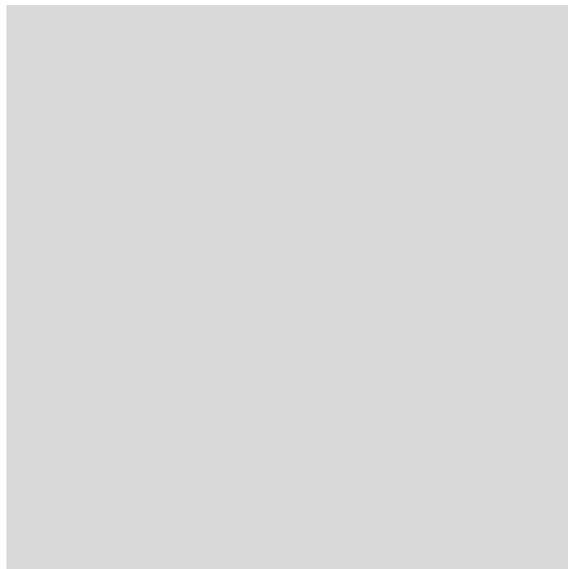


Figure 2-10 : Structure du modèle PESHMELBA. Source : Rouzies et al. (2019).

Ces infrastructures linéaires viennent intercepter ou rediriger le ruissellement de surface au sein du bassin versant. Le déplacement des flux au sein des fossés est identique au déplacement au sein du réseau hydrographique. Chaque **fossé** est isolé au sein d'un sous-réseau hydrographique, recevant les flux de surface et de subsurface des éléments auquel il est connecté (Figure 2-10).

2.2. Des modèles centrés sur l'intégration des éléments du paysage

2.2.1. MHYDAS et la simulation paysagère

Le modèle **MHYDAS** (Moussa et al., 2002) a pour objectif de simuler les processus de ruissellement et de transfert hydrologique en surface et subsurface en **milieu agricole**. Il permet de considérer **différentes échelles spatiales**, de la parcelle au bassin versant de plusieurs kilomètres carrés ; et temporelles, de l'**événement pluvieux** à la **simulation pluriannuelle**. Des modules additionnels permettent de simuler les transferts de **sédiments** et de **produits phytosanitaires**. MHYDAS est développé dans la plateforme OpenFLUID (OpenFLUID 2.1.11, 2021).

Ce modèle a été développé de manière à prendre en compte l'**hétérogénéité** spatiale des paysages cultivés, c'est-à-dire, l'ensemble des éléments constitutifs des **paysages agricoles** (MHYDAS Model, 2023). Dans ce cadre, l'outil Geo-MHYDAS (Lagacherie et al., 2010) est conçu pour permettre la **discrétisation** spatiale des éléments du paysages et leurs **connexions**. Les éléments du paysage sont segmentés en trois types d'entités : (1) les unités hydrologiques, (2) les unités de nappes et (3) les tronçons. Chaque unité possède des fonctions de **production** et de **transfert sédimentaire** variables.

L'outil **Geo-MHYDAS** permet d'**automatiser** la procédure de **préparation** des **données** et d'être associé avec un simulateur de paysage afin de tester et d'optimiser l'influence de différentes configurations paysagères sur les transferts hydro-sédimentaires. Par exemple, Gumiere et al. (2011) ont testé la sensibilité du modèle MHYDAS à la répartition aléatoire de bandes enherbées générées par le simulateur. Colin et al. (2011) ont testé la sensibilité du ruissellement à différentes variables, à partir d'un paysage fictif généré par simulateur.

Le rôle de l'organisation des **réseaux de fossés** sur le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant viticole méditerranéen a par exemple été modélisé par Levavasseur (2012 ; et al., 2016) à partir de l'algorithme de simulation spatiale de réseaux de fossés basé sur les limites du parcellaire conçu par Bailly et al. (2011). L'objectif était de comparer la géométrie d'un réseau de fossés réel d'un vignoble du Languedoc avec une multitude de réseaux potentiels dont la densité et la configuration spatiale varient (Figure 2-11). La combinaison des simulations de structure paysagère et du modèle a permis d'évaluer l'influence des réseaux de fossés dans la production de ravines dans une perspective opérationnelle de limitation de leur développement. Un millier de configurations spatiales de réseaux de fossés furent testées

au sein du bassin versant permettant de comparer l'évolution du **temps de réponse** à l'exutoire, du **pic de crue** et du **volume total** écoulé entre les différentes simulations.

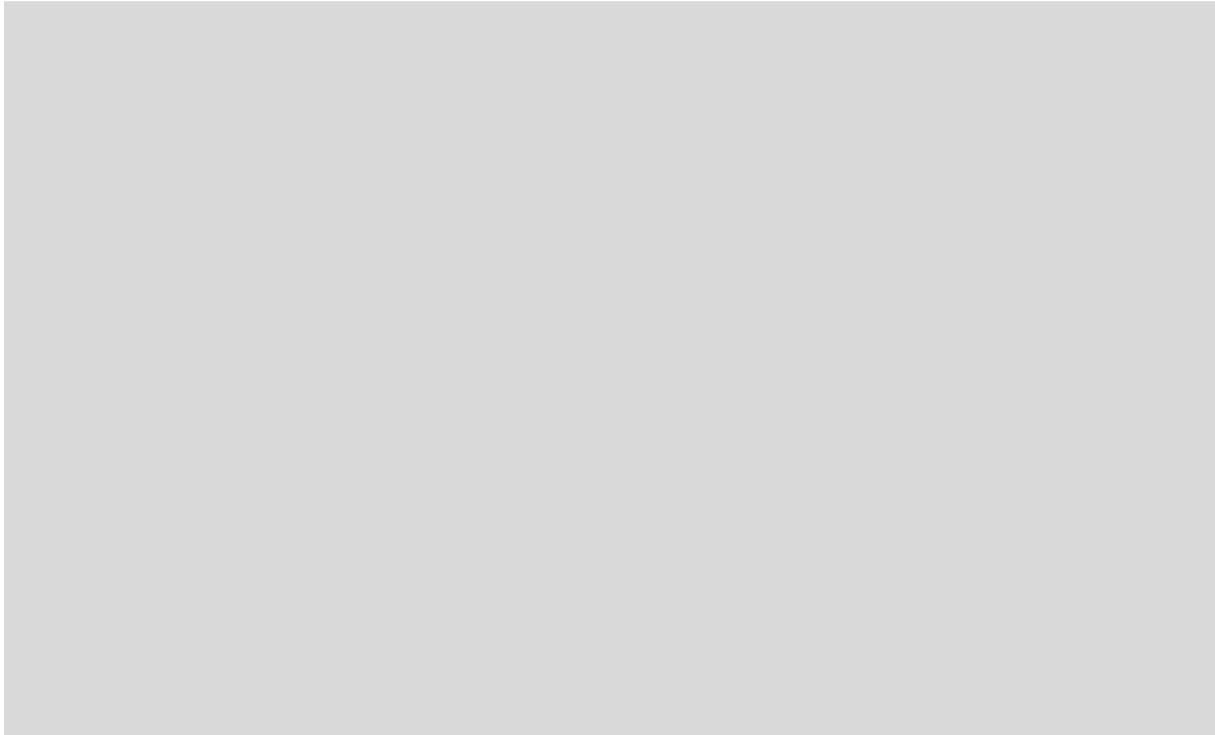


Figure 2-11 : Configurations spatiales des réseaux de fossés et des longueurs de drainage. Source : Levavasseur (2012).

2.2.2. WaterSed : modèle expert intégrant les axes de ruissellement

Le modèle **WaterSed** est un outil de modélisation du ruissellement et de l'érosion des sols développé par le Bureau de Recherche Géologique et Minier (BRGM) (Cerdan *et al.*, 2022). Il permet de simuler le ruissellement de surface et l'érosion des sols de l'échelle de la **parcelle** à celle du **bassin versant** pour un pas de temps **événementiel**. Il est conçu pour tester des **scénarios** d'aménagement d'hydraulique douce, de changement d'occupation des sols ou de pratiques culturales, ou encore d'étudier les conséquences de scénarios liés au dérèglement climatique. WaterSed peut être utilisé à partir de SAGA GIS (Conrad *et al.*, 2015), depuis R (R Core Team, 2022) ou en ligne de commande.

WaterSed consiste en un système « **expert** » dont sont déduites les propriétés hydrodynamiques et érosives des paysages cultivés et naturels. La description des propriétés du bassin versant repose sur : (1) l'**occupation du sol**, (2) les types d'**axes de ruissellement** et (3) les types de **sols**. Les simulations sont réalisées sur une maille de MNT comprise entre 0,5 et 25 m, selon la surface du bassin versant et les objectifs de la modélisation.

Un des intérêts de WaterSed repose dans l'**intégration** de la **structure paysagère**. Les axes de ruissellement sont obtenus à partir du MNT dans lequel sont incorporées les infrastructures linéaires, telles que les routes ou les fossés, pour prendre en compte leur influence dans la canalisation des écoulements (Figure 2-12). Un type est attribué à chaque axe d'écoulement en fonction des caractéristiques de l'infrastructure paysagère concernée (Figure 2-13).

Watersed permet en outre de simuler quatre types d'aménagements que sont la fascine, la haie, la bande enherbée et la mare / le bassin tampon. Chacun de ces aménagements dispose de quatre propriétés : une largeur, une capacité d'infiltration (mm/h), un coefficient de Manning, un volume (m³). Ils sont intégrés sous la forme d'une grille raster contenant les différents aménagements et leur propriétés associées.

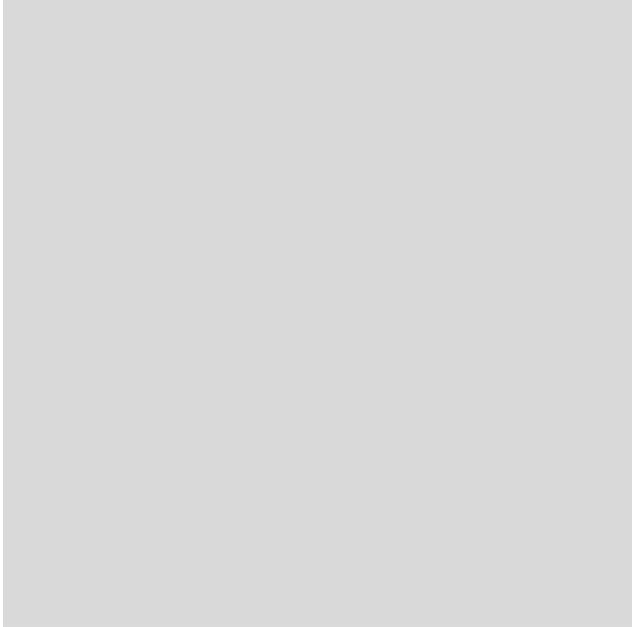


Figure 2-12 : Cartographie du volume de ruissellement en sortie du modèle WaterSed pour un événement de pluie donné. Source : Cerdan et al. (2022).

Contrairement au LISEM, WaterSed n'est pas un modèle hydrologique. Il permet d'obtenir un bilan hydrologique et sédimentaire à l'échelle de l'événement. Mais les vitesses de transfert sont déterminées suivant les équations de Manning, qui n'intègrent pas de dimension temporelle. De plus, les réseaux de drainage sont uniquement considérés comme des extensions du réseau hydrographique ne faisant pas référence au dépôt potentiel des sédiments en leur sein, excluant les processus de transfert.

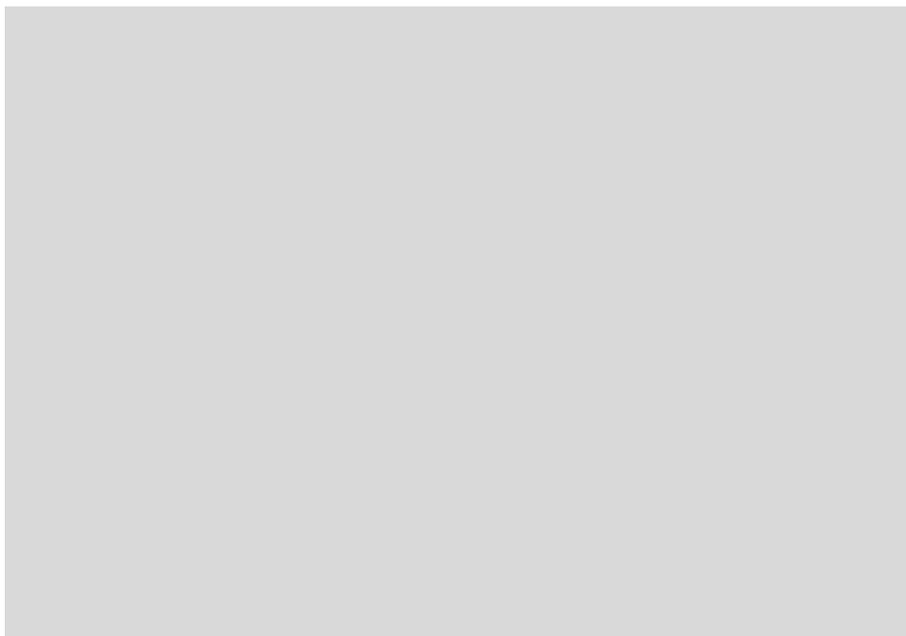


Figure 2-13 : Typologie des axes de ruissellement. Source : Cerdan et al. (2022).

2.2.3. SACADEAU : outil d'aide à la décision et réseaux d'écoulement

Le Système d'Aide à la décision pour la qualité De l'EAU (**SACADEAU**) est un modèle dont l'objectif est de simuler les transferts d'eau et de **pesticides** à l'échelle du **bassin versant**, au pas de temps **journalier**. Il se définit comme un logiciel d'aide à la décision dans le cadre de la gestion de la contamination des eaux par les pesticides (Tortrat *et al.*, 2003 ; Tortrat, 2005 ; Cordier *et al.*, 2005 ; Aurousseau *et al.*, 2009 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2009 ; Gascuel-Odoux *et al.*, 2011 ; Salmon-Monviola *et al.*, 2011). Il permet l'obtention des taux de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant. Il comprend un module spatial, un module climatique et un module décisionnel.

Le module biophysique permet de représenter les processus de rétention, de dégradation et de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant. Il intègre le ruissellement de surface et de subsurface et les pesticides dissous associés aux deux types de flux. Le ruissellement de surface est estimé à partir du modèle **STREAM** (Cerdan *et al.*, 2002) en fonction des conditions de surface du sol. Une capacité d'infiltration journalière uniforme est attribuée par parcelle et une quantité de pesticides dans le sol est attribuée quotidiennement selon les processus de dégradation et de transfert. Le modèle est calibré à partir d'un travail de **terrain** : quantité de flux hydrologique et de pesticide à l'exutoire. Un ratio de transfert est calculé entre la quantité de pesticides à l'exutoire par rapport à la quantité appliquée sur les parcelles. Ce rapport permet d'évaluer les interactions entre les distributions spatiales et temporelles des applications de pesticides et la structure spatiale du bassin versant. La quantité transférée de pesticides est calculée à différentes échelles temporelles.

SACADEAU se révèle intéressant par sa prise en compte des divers **éléments du paysage** dans la question de l'atténuation des transferts de pesticides. Il intègre les parcelles agricoles, les infrastructures anthropiques de drainage et combine des données de type raster et vecteur. Les données vecteur sont converties au format raster puis sont implémentées dans un MNT. A ces traitements classiques est ajoutée une approche par **graphe** (Figure 2-14).

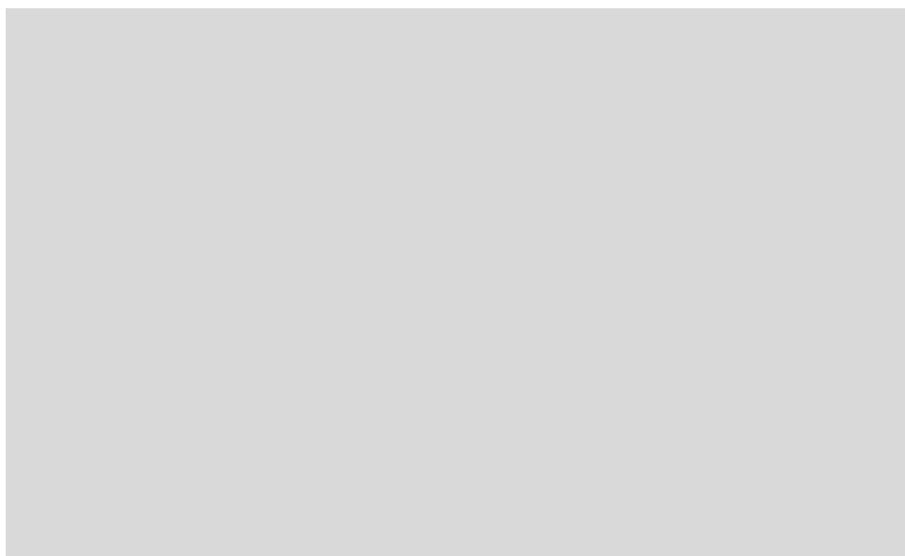


Figure 2-14 : Segmentation de l'espace sous Sacadeau-Software. Source : Gascuel-Odoux *et al.* (2011).

Les parcelles agricoles sont utilisées comme unité de base pour construire le réseau de transfert au sein du bassin versant en constituant un réseau d'**exutoires de parcelles** interconnectés. Les prairies et forêts sont exclues de l'analyse. Seuls un MNT et les modes d'occupation sont nécessaires à la construction des arbres (Figure 2-15).

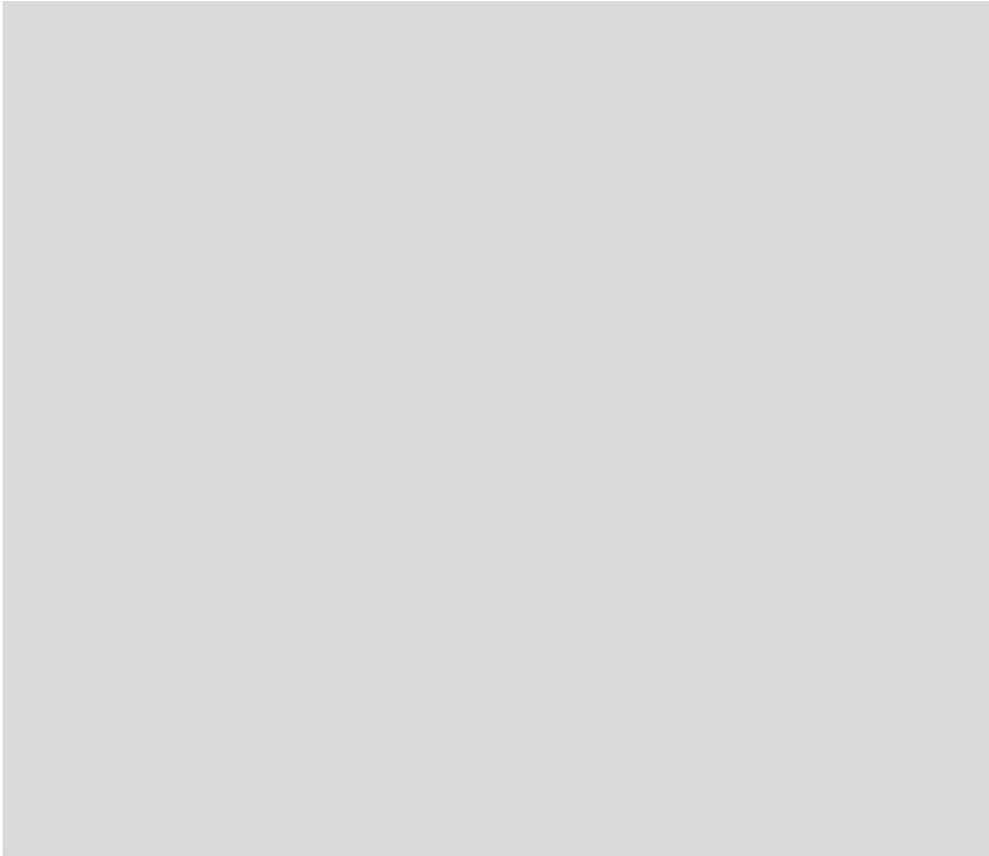


Figure 2-15 : Réseau de drainage (a) basé sur le MNT et la localisation du réseau hydrographique et (b) modifié par le réseau de haies. Source : Gascuel-Odoux et al. (2011).

Les **nœuds** des arbres représentent les exutoires des parcelles auxquelles correspondent une surface drainée. Les **liens** représentent les chemins d'écoulement entre les exutoires. Les flux hydrologiques et de pesticides provenant d'un nœud amont se déversent dans son nœud aval. Le flux qui alimente l'exutoire d'une parcelle provient des écoulements sur la surface de la parcelle et des exutoires en amont. L'arbre de drainage intègre les réseaux routiers qui redirigent les écoulements et les haies (Figure 2-16) qui jouent un rôle de blocage des écoulements et sont situées en limite de parcelle. La simulation permet d'identifier la connectivité des parcelles agricoles au cours d'eau. Le bassin versant est subdivisé en sous-bassins versants, unités indépendantes en termes de transferts hydrologiques (Figure 2-16).

SACADEAU présente l'intérêt de prendre en compte les modes d'**occupation du sol** et une partie des **infrastructures de drainage**. La structure d'**arbres de connectivité** rend explicite les liens de connectivité hydrologique. Cette structure pourrait être utilisée selon un diagramme dynamique évoluant en fonction de la magnitude de l'événement pluviométrique, des éléments de la structure paysagère et modes d'occupation du sol (Aurousseau et

al., 2009). L'absence de sédiments et l'approche raster difficile à appliquer pour les secteurs de forte densité d'infrastructures linéaires présentent toutefois les limites de ce modèle.

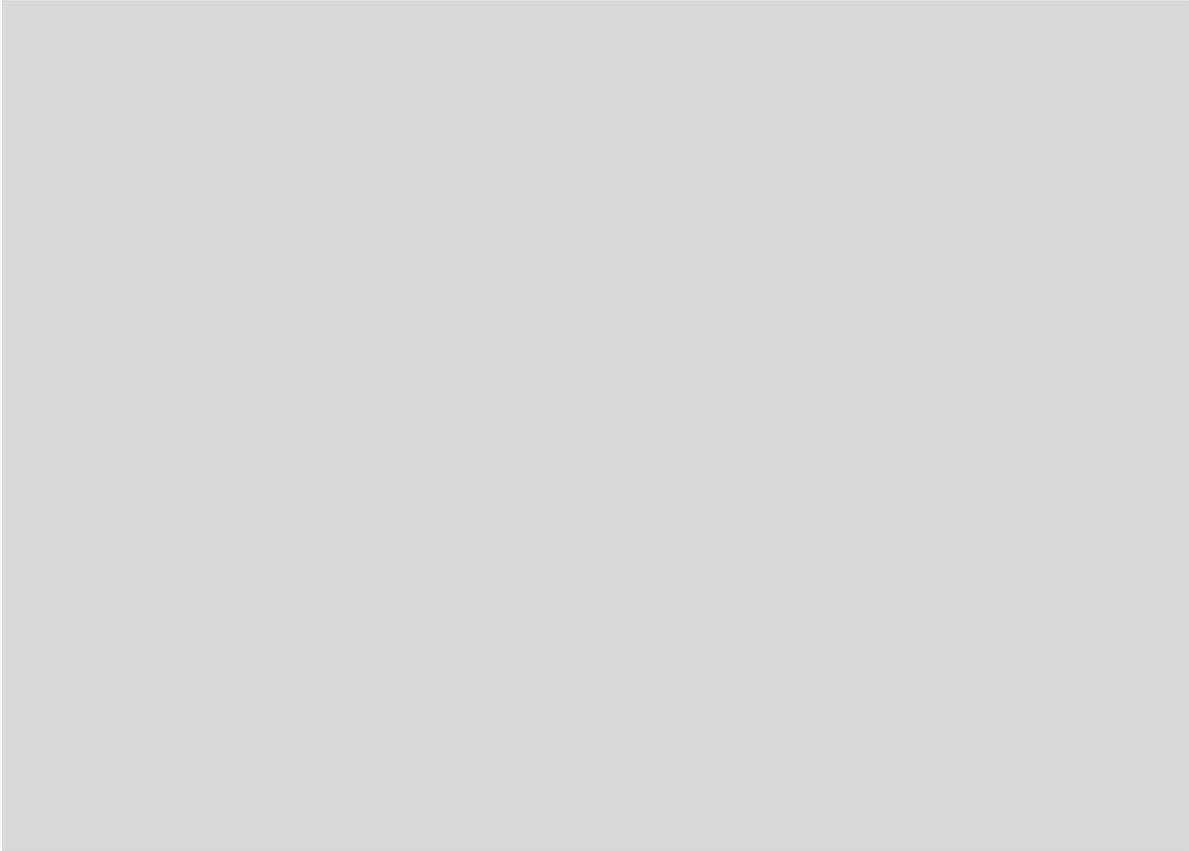


Figure 2-16 : Arbre du réseau d'écoulement de surface (a) seulement topographique et (b) prenant en compte les route et les haies. Bassin versant du Moulinet (4,4 km² - Normandie, France). Source : Gascuel-Odoux et al. (2011).

*

Les modèles qui cherchent à évaluer de manière effective les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants présentent des approches multiples, tant dans le mode d'évaluation du processus que dans l'intégration de la structure paysagère. Les difficultés à simuler l'ensemble des processus de l'érosion hydrique à l'œuvre à différentes échelles transparaissent de cette multiplicité d'approches, dont chacune a ses intérêts et ses limites. Les modalités d'intégration des éléments de la structure paysagère de ces modèles de transferts hydro-sédimentaires et de pesticides présentent diverses possibilités dans une perspective d'analyse de la connectivité sédimentaire. Une troisième voie intéressante pour comprendre les signaux hydro-sédimentaires à différentes échelles dans les bassins versants se situe dans les indices de connectivité sédimentaire. Ces méthodes d'analyse n'ont pas vocation à quantifier les flux hydro-sédimentaires mais plutôt à hiérarchiser les potentiels de transferts à l'intérieur des bassins versants.

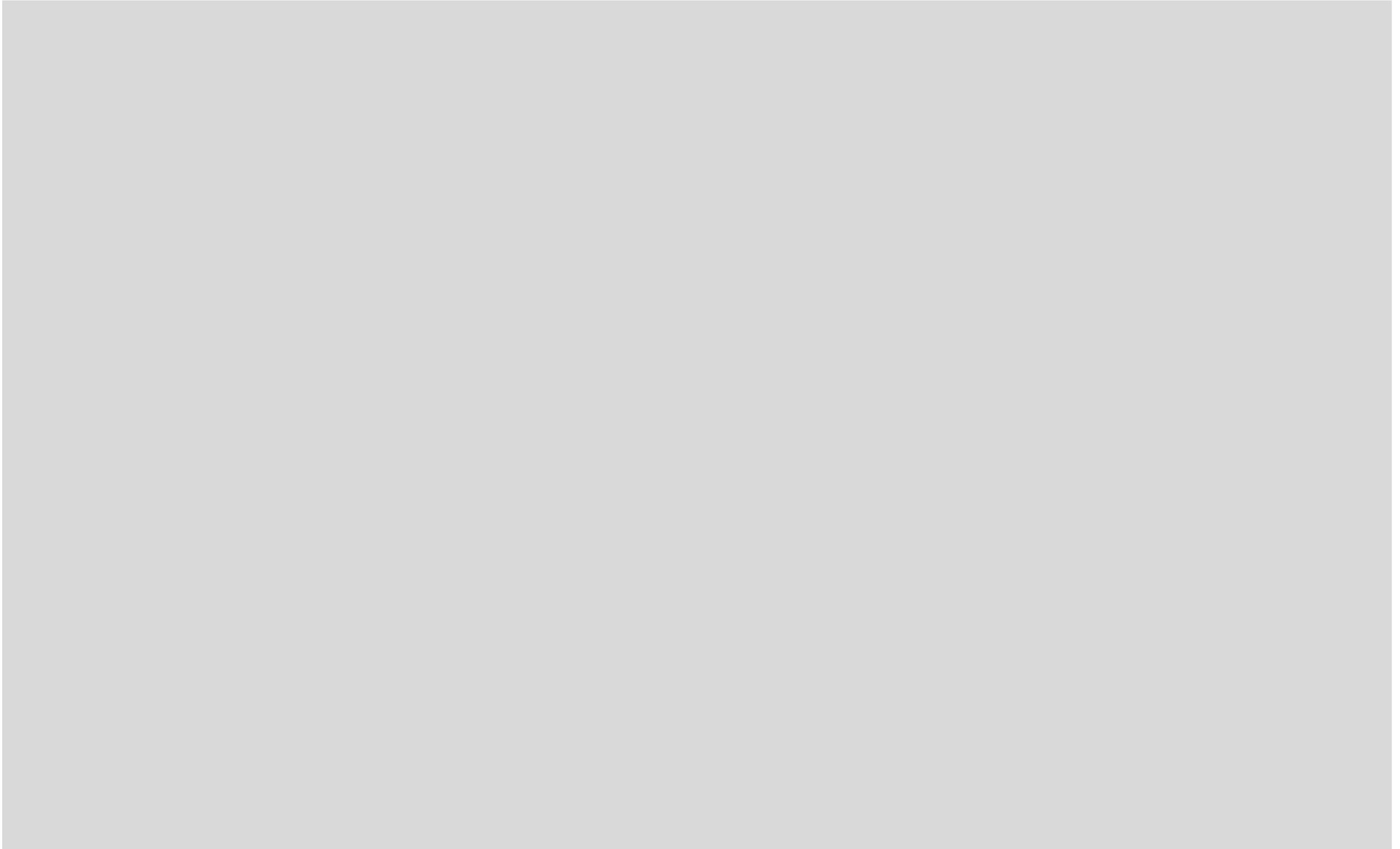
3. Indicateurs de la connectivité sédimentaire

Depuis vingt ans, la recherche sur les transferts sédimentaires s'est orientée sur l'évaluation de la **connectivité** et a conduit au développement d'**indicateurs** et de **modèles**. Ils visent à la description d'un ou plusieurs aspects de la connectivité sédimentaire pour évaluer l'état du système et son évolution. L'évaluation de la connectivité présente l'intérêt de rendre explicite l'**assemblage des processus** au sein de la cascade sédimentaire et les **effets d'échelles** (cf. chap.1 - 1.1.2) que les modèles de transferts hydro-sédimentaires peinent à décrypter. Toutefois, la connectivité ne peut être mesurée directement (Turnbull *et al.*, 2018). Évaluer la connectivité sédimentaire nécessite une approche exhaustive qui intègre une mesure de ses aspects structurels et processuels. Elle repose sur la formalisation d'**axes de cheminement** entre sources et puits à sédiments, des **effets de barrières** et de **discontinuité** des transferts sédimentaires par les éléments du paysage. Ceci est fonction des événements pluviométriques, des **flux** de sédiments et des **changements** associés des formes du relief et des effets d'échelles découlant de ces éléments. La difficulté à mesurer le transfert sédimentaire à différentes échelles spatiales et temporelles limite le développement d'indicateurs de la connectivité sédimentaire (Heckmann *et al.*, 2018). Il existe un nombre réduit d'indicateurs de la connectivité sédimentaire, principalement orientés sur l'évaluation de son aspect structurel (Tableau 2-1). Le développement d'indicateurs de la connectivité processuelle nécessite l'intégration de paramètres de l'ordre du processus, aboutissant parfois à une modélisation hydrologique conventionnelle (Hooke & Souza, 2021). Du fait de l'ensemble de ces éléments, la partie suivante présente exclusivement des **indicateurs de la connectivité sédimentaire structurelle**. De plus, le cœur de cette thèse portant sur l'influence des infrastructures anthropiques sur les transferts hydro-sédimentaires des versants au cours d'eau, seuls des indicateurs de la connectivité sédimentaire latérale ont été considérés.

3.1. IC : un indicateur synthétique reconnu

L'objectif de l'indice de connectivité (Index of connectivity – **IC**) est d'évaluer la connectivité sédimentaire en se basant uniquement sur les **propriétés du paysage** (Borselli *et al.*, 2008). Cette approche considère la probabilité pour une particule de sol érodée d'atteindre la **cible** la plus proche. La cible est identifiée comme pour être un linéaire de cours d'eau, une plaine alluviale ou l'exutoire d'un bassin versant. Cette probabilité d'atteindre la cible dépend de plusieurs facteurs : (1) la distance à la cible, (2) les caractéristiques de la voie de cheminement et (3) les flux d'eau gagnés ou perdus le long du chemin. L'IC est un indicateur **adimensionnel** qui ne prend pas en compte d'éléments de l'ordre du processus. Il se concentre sur l'influence de la **topographie** et de l'**occupation du sol** sur la connectivité sédimentaire. Le résultat de l'IC peut être calculé au format **raster** sous SIG ou à partir de la plateforme SedInConnect (Crema & Cavalli, 2018).

Tableau 2-1 : Comparaison d'indicateurs de connectivité existants. Source : Heckmann et al. (2018).



L'IC est le ratio entre deux composantes : pour tout point de l'espace considéré (pixels d'un raster) une composante décrit l'**amont** de ce point et une seconde composante décrit l'**aval** (Figure 2-17). La composante amont correspond au **potentiel de routage** jusqu'au point considéré des sédiments produits en amont de ce point. Elle dépend des caractéristiques des surfaces drainées par ce point. La composante aval considère la distance et les caractéristiques du **trajet à parcourir** avant d'arriver à la cible qui est généralement le cours d'eau. Seul le MNT et des coefficients de rugosité représentatifs des modes d'occupation du sol sont nécessaires pour calculer l'IC. L'IC est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$IC_k = \log_{10} \left(\frac{D_{up,k}}{D_{dn,k}} \right) = \log_{10} \left(\frac{\bar{W}_k \bar{S}_k \sqrt{A_k}}{\sum_{i=k, n_k} \frac{d_i}{W_i S_i}} \right)$$

Avec :

- IC : indice de connectivité (adimensionnel) ;
- k : le point considéré ;
- D_{up} : la composante amont ;
- D_{dn} : la composante aval ;
- W : la rugosité (adimensionnelle) ;
- S : la pente (m/m) ;
- A : la surface drainée (m^2) ;
- n_k : le nombre de pixels pour atteindre la cible ;
- d : la distance à la cible (m).

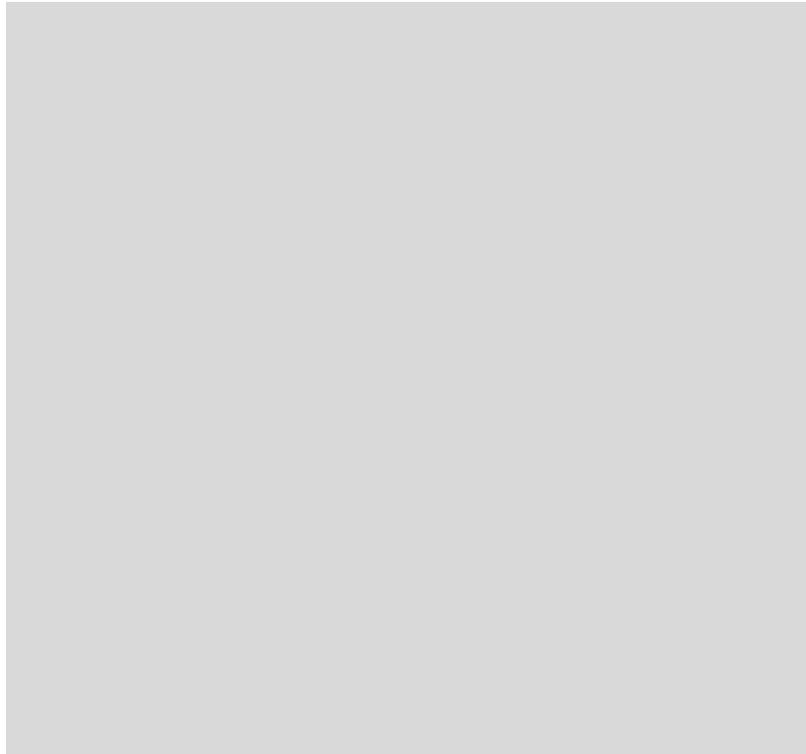


Figure 2-17 : Définition des composantes amont et aval de l'indice de connectivité. Source : Borselli et al. (2008).

L'IC peut-être dérivé pour obtenir une spatialisation du taux de fourniture sédimentaire (**SDR**) (cf. chap.2 - 1.2) qui est l'une des mesures indirectes de connectivité les plus utilisées (Walling, 1983 ; Fryirs, 2013). De fait, l'IC a été adapté à de nombreuses reprises :

- Cavalli *et al.* (2013) l'ont par exemple adapté pour une meilleure compréhension du processus en zone de montagne ;
- Chartin *et al.* (2017) ont ajouté un facteur d'érosivité en plus du facteur d'occupation du sol de la version originale de l'IC, de manière à évaluer plus précisément la connectivité sédimentaire lors de périodes avec différentes intensités de précipitations ;
- Hooke *et al.* (2017) ont ajouté un facteur dérivé de la méthode du curve number de manière à tenir compte de différentes conditions d'humidité des sols. De même, Kalantari *et al.* (2017) se sont intéressé-e-s à l'utilisation du curve number de à apprécier plus des éléments de processus ;
- Persichillo *et al.* (2018) ont utilisé 1-Manning à la place du facteur C issu de RUSLE, pouvant être estimé à l'aide de l'équation de Manning ;
- Vigiak *et al.* (2012) ont estimé que l'IC est l'indicateur de connectivité le plus pertinent, parmi quatre comparés, pour déterminer le taux de fourniture sédimentaire à l'échelle du versant (Hillslope-scale sediment delivery ratio – HSDR). A partir de cette méthode, Hamel *et al.* (2015) ont dérivé le taux de fourniture sédimentaire à partir des valeurs de l'IC dans le modèle InVEST-SDR.

Le **nombre important d'applications** (e.g. Tableau 2-1 – 10 à 10f) témoigne de l'intérêt de cette méthode (Heckmann *et al.*, 2018 ; Najafi *et al.*, 2021 ; Hooke & Souza, 2021) qui séduit par sa simplicité, sa facilité de mise en œuvre et la disponibilité d'outils d'évaluation. L'IC présente, toutefois, quelques inconvénients. Bien qu'il évalue les voies de cheminement des sédiments dans les bassins versants, seules les entités surfaciques du paysage sont prises en compte. Les infrastructures linéaires de la structure paysagère, dont l'implication dans les transferts hydro-sédimentaires est démontrée (cf. chap.1 - 2) sont généralement intégrées que comme appartenant à la cible et non comme des axes d'écoulement.

3.2. LASCAR : un système multi-agent pour intégrer la structure paysagère

Le modèle LAndscape StruCture And Runoff (**LASCAR**) a pour objectif l'évaluation de l'**influence des infrastructures paysagères** sur la dynamique de ruissellement de surface dans les **bassins versants agricoles aménagés** (Reulier, 2015 ; Reulier *et al.*, 2019). L'idée sous-jacente est que pour comprendre les dynamiques hydro-sédimentaires dans leur ensemble depuis les parcelles agricoles jusqu'au cours d'eau, il est nécessaire d'intégrer l'ensemble des **éléments du paysage**. La création de ce modèle est issue du constat de la difficulté à saisir la dynamique des processus d'écoulements à différentes échelles spatiales et que les résultats issus de modèles préexistants ne permettent pas de les décrypter. Basé sur

la **connectivité structurelle**, LASCAR présente un **intérêt opérationnel** en permettant l'identification des points stratégiques d'un bassin versant en termes de transferts hydrologiques. LASCAR est implémenté dans la plateforme Netlogo (Wilensky, 1999), un système Multi-Agent, de manière à recréer les dynamiques spatiales du ruissellement. Il repose sur un ensemble de règles simples permettant de représenter le processus (Figure 2-18).



Figure 2-18 : Principes de fonctionnement du modèle LASCAR. Source : Reulier et al. (2019).

Le paysage est intégré sous la forme d'une grille **raster** qui combine entités surfaciques et entités linéaires du paysage et dont chaque cellule dispose d'une valeur d'altitude. La spécificité du modèle tient à ce que la dynamique hydrologique est représentée au travers « **d'agentgouttes** » qui se déplacent en fonction de la pente et interagissent avec les différents éléments du paysage. Pour chaque **événement** simulé, les « agentgouttes » se déplacent à chaque pas de temps selon un voisinage de Moore. Lorsqu'ils rejoignent le réseau d'infrastructures de drainage, ils s'y déplacent jusqu'au moment où ce dernier se termine. La simulation dure tant que tous les « agentgouttes » n'ont pas tous rejoint l'exutoire du bassin versant ou n'ont été piégés dans une cuvette. Chaque « agentgoutte » dispose de certaines caractéristiques pouvant évoluer en cours de simulation : quantité d'eau, distance parcourue, distance parcourue dans les réseaux d'infrastructures linéaires (Figure 2-18).

L'intérêt de LASCAR réside dans sa **simplicité** que traduit le nombre réduit de données qu'il nécessite : MNT, réseau hydrographique, occupation du sol et infrastructures linéaires de drainage. Il permet d'intégrer l'ensemble des éléments du paysage et d'analyser le processus à **deux échelles**. À l'échelle globale du **bassin versant**, il permet la cartographie des secteurs sensibles par l'identification des surfaces cumulées et la détermination de la distance

hydrologique au réseau hydrographique. A **échelle plus fine**, LASCAR apparaît comme un outil de diagnostic pour mettre en évidence les espaces qui participent à la (dé)connectivité entre les zones de production et le cours d'eau. Il donne à identifier les **éléments** du paysage **bloquant** les écoulements, les **surfaces** associées qu'ils **déconnectent**, les parcelles **connectées** et les réseaux directement connectés **au cours d'eau**, et les points de passage d'un écoulement de parcelle à un **écoulement de réseau de drainage**. Il intègre un indicateur de **potentiel de connectivité** et permet l'identification des points d'entrée des flux hydrologiques dans le réseau hydrographique ou de drainage (Figure 2-19).

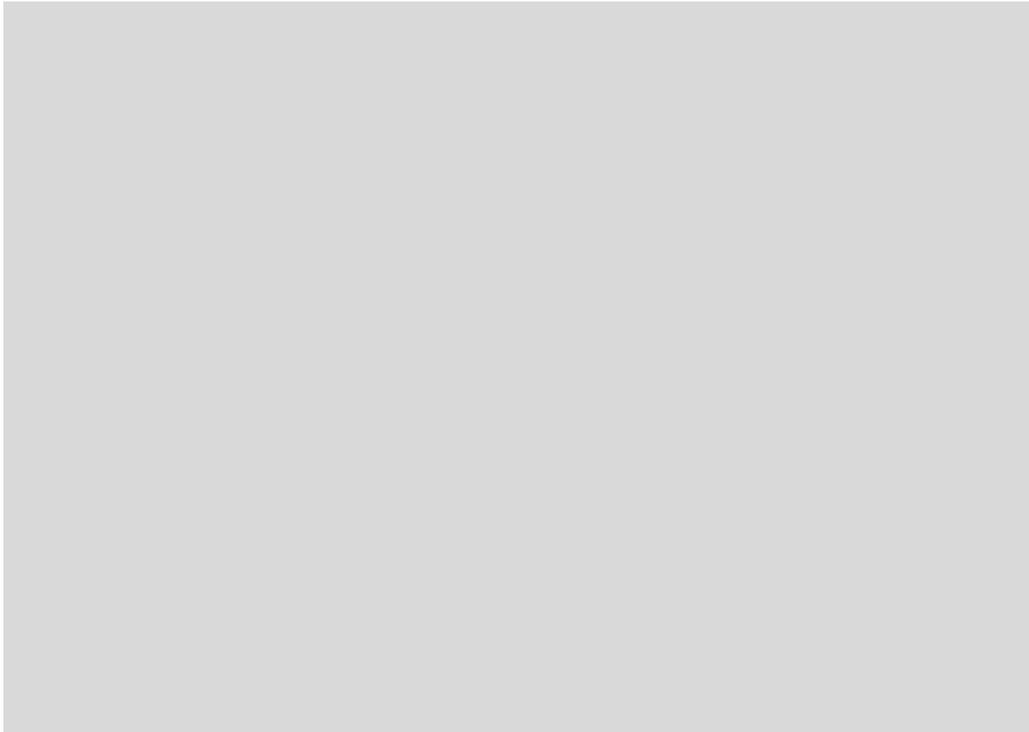


Figure 2-19 : Évolution du nombre de points d'entrée des écoulements de surface au réseau hydrographique. Bassin versant de la Lingèvres 1947-2014. Source : Reulier et al. (2019).

L'ensemble de ces indicateurs de potentiel de connectivité, à échelle globale comme locale, et l'identification des points d'entrée dans les réseaux permettent de produire des supports pour évaluer la mise en place d'aménagements qui limitent ou favorisent les transferts hydro-sédimentaires. Toutefois, si cet outil permet effectivement de considérer les chemins empruntés par les sédiments lors de leurs déplacements, il n'inclut pas explicitement de sédiments. Il ne permet pas de considérer ni la production, ni le transfert sédimentaire et d'envisager la désynchronisation entre les flux d'eau et sédiments sur les versants. En outre, en ce qui concerne le seul ruissellement, il n'intègre pas les vitesses de déplacement des flux, pourtant variables selon les caractéristiques du milieu dans lequel se déplacent les « agentgouttes ».

3.3. Graphe et indice RF : expliciter le rôle de la structure du réseau sur la connectivité sédimentaire

Graphe est une approche qui vise à évaluer la **connectivité structurelle** par l'influence des **structures de gestion** de l'érosion du sol (Cossart & Fressard, 2017 ; Fressard & Cossart, 2019). Il cherche à évaluer le rôle des **collecteurs** et des **pièges** à sédiment et leur impact sur l'organisation de la connectivité sédimentaire.

L'approche repose sur la connectivité structurelle qui dépend de la **configuration spatiale** de la cascade sédimentaire. Cette dernière peut être conceptualisée sous la forme d'un **réseau** (cf. chap.1 - 1.1.2.2) dont la **topologie**²¹ permet la description des transferts sédimentaires à l'exutoire du bassin versant. Cossart & Fressard (2017) ; Fressard & Cossart (2019) ont appliqué les principes de la **théorie des graphes** à la structure spatiale du paysage dont les éléments sont formalisés sous la forme d'un réseau de **nœuds** et de **liens**. Les nœuds du réseau représentent les unités géomorphologiques qui correspondent à des sources ou des lieux de stockage de sédiments. Les nœuds sont reliés par des liens qui correspondent aux voies de cheminement empruntées par les sédiments, c'est-à-dire aux connexions hydrologiques entre les différentes unités. Le graphe reproduit la structure maillée du MNT et les liens sont extraits de la direction des flux. La permanence des nœuds permet de comparer différents **scénarios** quant à l'influence du paysage sur les transferts hydro-sédimentaires. Fressard & Cossart (2019) comparent **quatre structures** de graphe (Figure 2-20 – C).

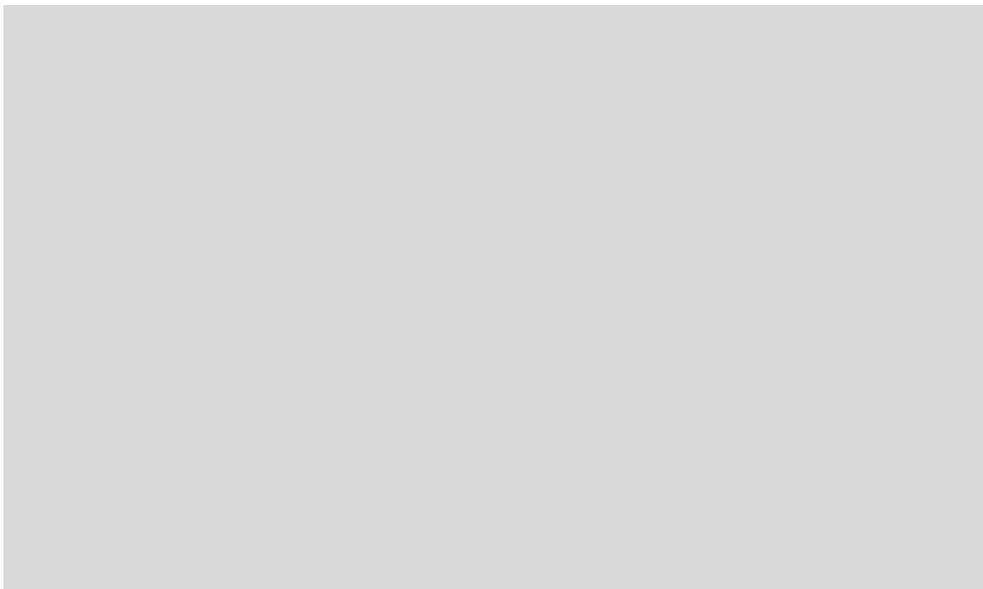


Figure 2-20 : Méthodologie employée par Fressard & Cossart (2019).

Le premier (Figure 2-21 – **G1**) représente les axes de cheminement des sédiments à partir de la seule **topographie**. La structure du graphe est conditionnée par le seul MNT. Le second

²¹ Topologie : branche des mathématiques qui étudie les relations de position dans l'espace.

graphe (Figure 2-21 – **G2**) ajoute à la topographie les infrastructures **linéaires** de drainage, qui interceptent les flux hydro-sédimentaires (cf. chap.1 - 2.3). Le troisième (Figure 2-21 – **G3**) intègre les **collecteurs** de sédiments au G2. Le quatrième (Figure 2-21 – **G4**) prend en compte le **dysfonctionnement** de ces collecteurs lors d'**événements extrêmes** (e.g. interférences, débordements, ravines). Ce graphe correspond à la structure effective du bassin versant en termes de voies de transferts hydro-sédimentaires.

De ces structures spatiales (graphes) sont extraites différents **indicateurs** permettant de quantifier la connectivité structurelle. La connectivité structurelle est, ici, déterminée sur la base de trois indicateurs (Figure 2-20 – D) :

- L'**excentricité** des nœuds est définie par l'indice de Shimbél (Shi). Il correspond à la somme de la distance euclidienne de l'ensemble des nœuds par rapport à l'exutoire du bassin versant. Cet indicateur est normalisé de manière à permettre les comparaisons spatiales et temporelles.
- Le **flux potentiel de sédiments** (F_i) permet de d'enregistrer le volume sédimentaire transféré au niveau des nœuds du graphe. Le volume de sédiments de chacun des nœuds est considéré comme uniforme au stade initial des simulations. Un « sédimentographe », c'est-à-dire un graphique d'évolution des volumes sédimentaires en fonction du temps, permet l'enregistrement de l'évolution des volumes sédimentaires à l'exutoire durant la simulation.
- Le **flux résiduel** (RF) correspond à la cartographie des résidus de la régression linéaire entre le flux potentiel et l'excentricité. Le flux résiduel définit une quantité de sédiments et explicite cette dernière relativement à la localisation du nœud, permettant de caractériser les effets de rétention ou de facilitation au sein de la cascade sédimentaire. La Figure 2-21 présente les résultats du calcul de RF issus de Fressard & Cossart (2019).

La constitution des graphes est réalisée sous SIG et les indicateurs de connectivité structurelle sont calculés sous R (R Core Team, 2022), à l'aide du package iGraph (Csárdi & Nepusz, 2006). Cette approche permet de s'appuyer sur les éléments conceptuels de la théorie des réseaux et de la théorie des graphes, tels que l'excentricité des nœuds ou le flux potentiel de sédiments par nœud, pour évaluer la connectivité structurelle. Elle permet, en outre, l'intégration de l'ensemble des éléments du paysage. Toutefois, le travail d'intégration des infrastructures linéaires du paysage et des collecteurs de sédiments n'est, en l'état, pas automatisé. La considération d'une production sédimentaire homogène pour chaque unité géomorphologique (nœud) ne permet pas de prendre en compte de l'effet des modes d'occupation du sol sur l'hétérogénéité de la production sédimentaire. L'évacuation des sédiments à chaque pas de temps n'intègre pas les effets de stockage au sein du bassin versant ni la variabilité des vitesses de transfert en fonction de la nature des voies de cheminement.

*

Les méthodes qui cherchent à modéliser la connectivité sédimentaire sur les versants sont, en l'état, en développement et principalement orientées vers l'aspect structurel de la connectivité

(Hooke & Souza, 2021). Les trois approches présentées relèvent d'une stratégie commune et illustrent la diversité des stratégies pouvant être mises en œuvre pour l'aborder.

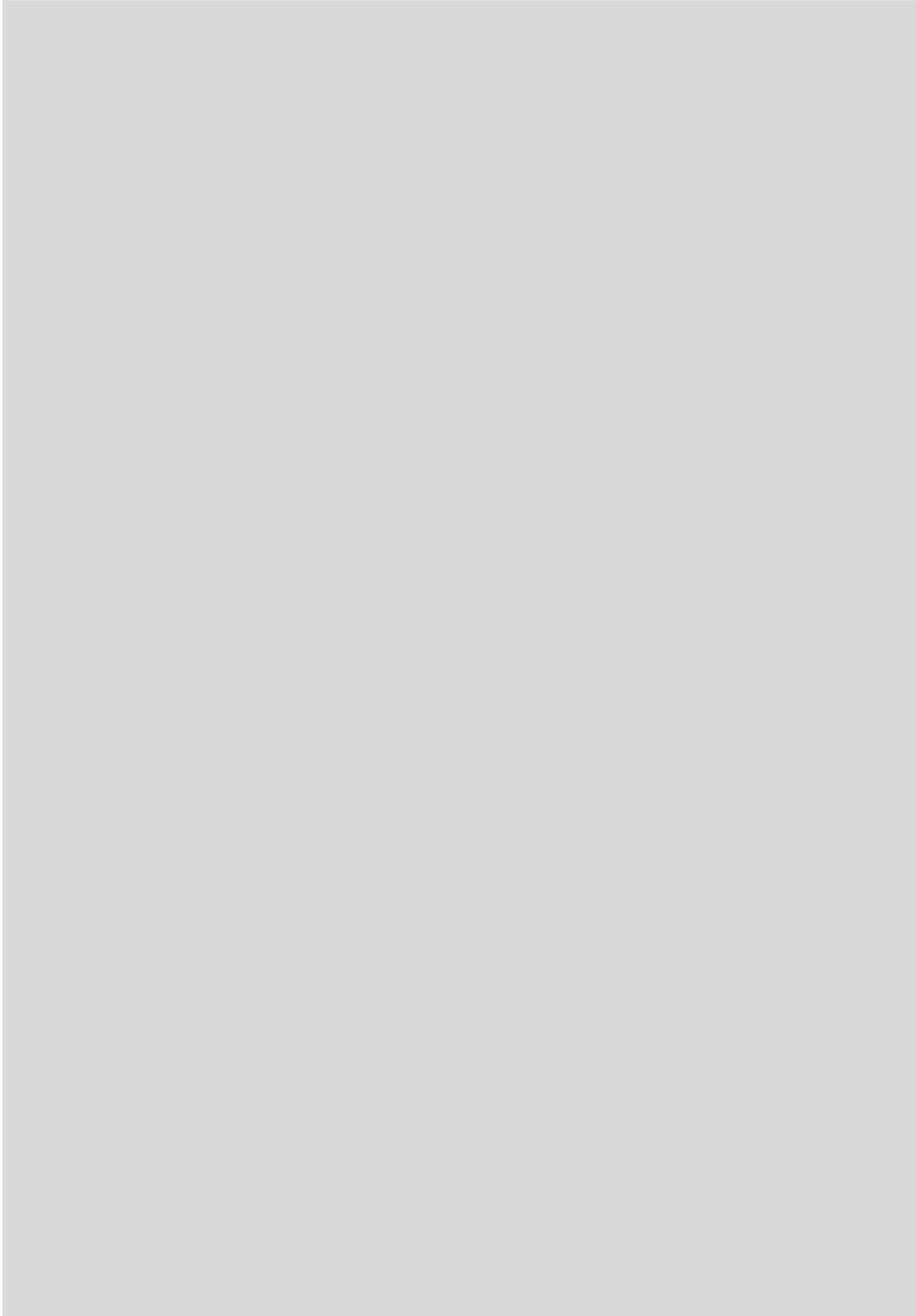


Figure 2-21 : Indice de flux résiduel (RF) pour les 4 graphes de représentation du paysage. Source :
Fressard & Cossart (2019).

Les deux manières de l’approcher qui ont été présentées sur l’aspect partie précédente ont été choisies pour des raisons différentes. L’indice de connectivité (Borselli *et al.*, 2008) est l’indicateur de la connectivité sédimentaire le plus utilisé du fait de sa simplicité conceptuelle, de mise en œuvre et des données qu’elle mobilise. LASCAR (Reulier, 2015 ; Reulier *et al.*, 2019) est développé sous la forme d’un système multi-agent qui se restreint à la composante hydrique de la connectivité sédimentaire mais permet de produire des indicateurs efficaces dans une perspective opérationnelle. Graphe (Cossart & Fressard, 2017 ; Fressard & Cossart, 2019) fait appel à la théorie des graphes pour formaliser une structure spatiale permettant l’intégration de la diversité des éléments et passe par l’analyse de réseau pour qualifier la connectivité sédimentaire sur les versants. Ces trois approches présentent certes des limites, notamment dans l’évaluation des déconnexions (Hooke & Souza, 2021), mais permettent d’explicitier les relations entre les éléments du paysage et la dynamique des transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants.

Conclusion du deuxième chapitre

Ce chapitre a permis de mettre en valeur la diversité d’approches des **modèles** relatifs à l’érosion hydrique dans les bassins versants. Quelle que soit l’approche envisagée, elle implique des choix d’articulation entre la représentation des processus et l’intégration des éléments de la structure paysagère. L’évaluation de la **production sédimentaire** à l’échelle du bassin versant revient à agréger les productions sédimentaires parcellaires. Cette approche permet de souligner les secteurs contributifs à la connectivité sédimentaire mais pas d’identifier les effets de rétention et de cheminement des sédiments. Les modèles qui cherchent à évaluer les **transferts hydro-sédimentaires** sont aussi nombreux que les approches qui les sous-tendent. Cette diversité traduit les difficultés dans la quantification du processus à différentes échelles. En découle aussi une grande diversité de manières d’intégrer les **éléments du paysage** témoignant de leurs difficultés d’intégration. Modéliser la **connectivité sédimentaire** permet de décrypter les voies de cheminement, leur localisation et leur statut en termes de transfert potentiel. Bien qu’elle aborde souvent les flux hydro-sédimentaires indirectement, intégrer la connectivité permet d’en améliorer l’estimation (Hooke & Souza, 2021).

Quelle que soit l’approche empruntée, l’intégration des éléments de la structure paysagère représente un enjeu important de la modélisation. Deux modes de représentations sont possibles : une approche raster ou une approche vecteur basée sur des arbres de connectivité. L’occupation du sol est toujours prise en compte mais avec un détail plus ou moins important des pratiques culturales au sein des parcelles agricoles. Les axes routiers et de drainage, en tant que modification des voies de cheminement des sédiments, sont plus facilement intégrés dans les modèles de transferts que dans les modèles basés sur la production sédimentaire ou la connectivité. La représentation au format raster peut toutefois limiter leur intégration du fait de leur taille réduite.

Pour prendre la suite de la présentation du cheminement intellectuel de cette recherche, le prochain chapitre aborde les spécificités du contexte spatial de l’étude : le Beaujolais viticole.

Ce territoire se caractérise par une sensibilité à l'érosion hydrique du fait d'un vignoble sur de fortes pentes et une part importante de désherbage des parcelles en vigne. Il présente en complément des infrastructures de drainage des parcelles et de collecte des sédiments dans une perspective de gestion des flux hydro-sédimentaires.

Chapitre 3 – Le Beaujolais viticole : une structure paysagère complexe propice à l'étude des transferts sédimentaires

Introduction du troisième chapitre

L'état de l'art a contribué à souligner la complexité des processus d'érosion hydrique du fait de la multiplicité de facteurs qu'il intègre, de leur interdépendance, ainsi que des effets d'échelle et de connectivité qu'il sous-tend (chap.1). L'objectif de ce chapitre est de présenter les caractéristiques et dynamiques observées en **Beaujolais viticole** et la pertinence de ce territoire dans l'étude de la relation entre la structure du paysage et des transferts de sédiments liés à l'érosion hydrique.

Ce chapitre présente le territoire selon différentes échelles pour en comprendre les enjeux en termes de transferts hydro-sédimentaires. La première partie s'attache à présenter les caractéristiques générales du territoire du Beaujolais au travers de son **cadre physique** et de ses **unités paysagères**. La seconde s'intéresse aux **pratiques agricoles** de la partie viticole du territoire. Enfin la troisième partie s'attache à la présentation des deux **secteurs étudiés** dans ce manuscrit de thèse.

1. Le Beaujolais : diversité des cadres physique et paysager

1.1. *Caractéristiques générales et limites spatiales*

Ce travail de recherche porte son attention sur le Beaujolais, région qui s'étend sur une cinquantaine de kilomètres entre le nord de Lyon et le sud de Mâcon, dans la partie sud du bassin versant de la Saône. Bien que ses limites soient difficiles à définir précisément, on admet qu'il s'étend entre le Roannais à l'ouest, le Mâconnais au nord, la Saône à l'est et les Mont d'Or au sud (Catin, 1996 ; Auray, 2016).

Sur le plan **climatique**, le Beaujolais se situe au carrefour des influences océaniques de la vallée de la Loire, continentales et méditerranéennes de la vallée du Rhône. Si l'influence océanique est dominante, le climat du Beaujolais est marqué par des entrées méditerranéennes en période estivale et continentale en période hivernale (Lacas, 2005). En découle un climat tempéré avec une température moyenne annuelle d'environ 12 °C et un taux d'ensoleillement annuel d'environ 2050 h. Mais il se caractérise aussi par des écarts importants de température entre les périodes hivernale et estivale (allant, respectivement, de -6 °C à plus de 35 °C) (Météo-France, 2022). La dissymétrie de la structure du relief se retrouve dans la variable climatique. Le versant ouest est plutôt humide et relativement frais alors que le versant est est plutôt sec et ensoleillé du fait de sa position abritée (Chollet, 1930 ; Sceau, 1996).

Les précipitations qui sont réparties de façon homogène tout au long de l'année, atteignent environ 830mm par an dans la région (Météo-France, 2022). Les plus importantes sont observées à l'automne (30 % du cumul annuel) et durant l'été (28 %) et dans une moindre

mesure au printemps (24 %) et en hiver (18 %). Les **pluies hivernales** se caractérisent par leur durée relativement longue et leurs faibles quantités d'eau (Sceau, 1996). À l'inverse, les **orages** sont fréquents entre mai et septembre (Carsouille, 1995), leur formation étant certainement favorisée par le relief (Ebersolt, 1930). Comme le suggérait Ebersolt en 1930, les orages prennent naissance dans la partie sud du territoire, au niveau de la haute vallée de la Brévenne ou dans les environs de Tarare, puis se déplacent en direction de Villefranche-sur-Saône (direction Nord-Est). Depuis 1930, aucune étude portant sur la dynamique de précipitations en Beaujolais n'est venue confirmer ou infirmer cet élément.

Le **réseau hydrographique** du Beaujolais est dense (Syndicat Mixte du Beaujolais, 2019) bien que la majorité des cours d'eau soient de faible importance. Les cours d'eau les plus importants sont la Saône et l'Azergues. Les nombreux cours d'eau se partagent entre deux principaux bassins versants : le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, qui en comprend les trois quarts, et le bassin Loire-Bretagne.

1.2. *Un contexte géologique riche et complexe*

Contrefort du Massif Central, le Beaujolais se caractérise par un ensemble de moyennes montagnes. Les crêtes du massif culminent entre 700 et 1000 m d'altitude et s'organisent parallèlement selon une orientation N-E au S-O. Deux lignes de crêtes principales séparées par la vallée de l'Azergues structurent le paysage. Il existe une dissymétrie entre le versant occidental qui se caractérise par des pentes douces et le versant oriental qui présente un fort dénivelé (Figure 3-1). Le relief du Beaujolais s'abaisse d'ouest en est et vient border la cuvette bressane (Savoie, 1899) par un escalier en bloc de failles.

Le territoire présente une **grande diversité géologique**. Généralement, le sous-sol est constitué par le **socle hercynien** (aire primaire) de l'extrême est du Massif Central. Il est donc composé de roches acides, de schistes volcaniques ou sédimentaires souvent métamorphisés. Ce socle a été recouvert par des **dépôts argilo-calcaires** et des **sédiments** au cours de l'Ère Secondaire et de l'Ère Tertiaire. De nombreuses **failles** et points de chevauchement ont été identifiés dans le secteur, notamment dans la partie sud où la couverture sédimentaire affleure.

Les **sols** du territoire sont globalement **peu profonds**, à dominante **sableuse** et pauvres d'un point de vue agronomique. L'ensemble des informations sur les sols sont issues de la carte des sols du référentiel régional pédologique et notamment des études de Party (1996 ; 2001). La partie du territoire où le **socle cristallin** affleure se caractérise par principalement des **alocrisols**. Ces sols sablo-limoneux se sont développés à partir de gneiss, de granite et de tuf et localement de schiste et de diorite. Ils se situent jusqu'à une altitude de 700 m, sont acides et moyennement épais. Les sommets et versants supérieurs à 700 m se caractérisent par des **brunisols**, c'est-à-dire des sableux limoneux issus de tufs. Les **calcosols** sont majoritaires dans les secteurs où la **couverture sédimentaire** affleure. Il s'agit de sols peu profonds à limons argilo-sableux issus de calcaires durs. Ces secteurs se caractérisent plus marginalement par des **luvisols** à sables limoneux à limons sableux hydromorphes. Il s'agit de sols moyennement profonds à profonds.

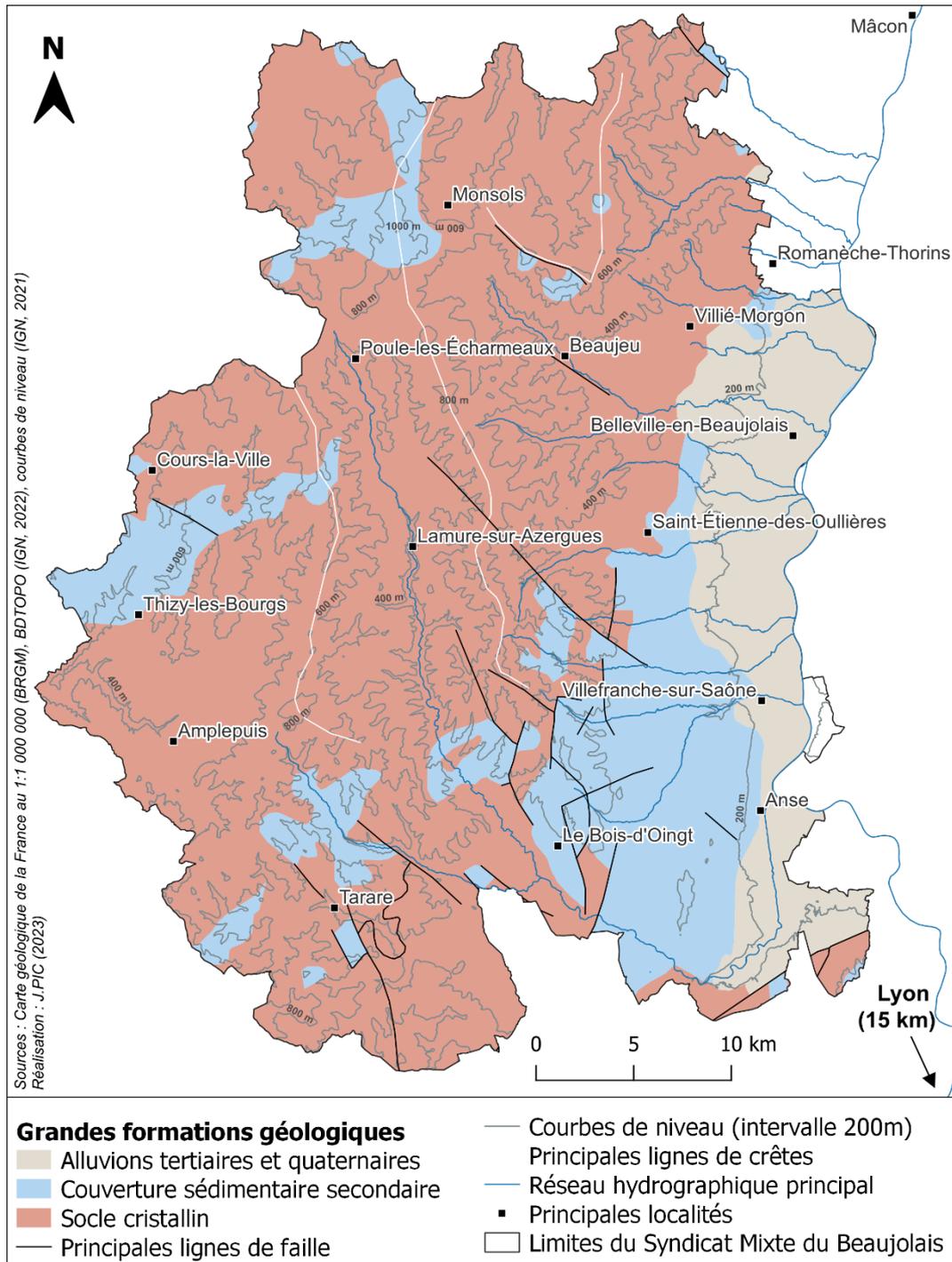


Figure 3-1 : Croquis morpho-structural du Beaujolais.

1.3. La diversité paysagère du Beaujolais

1.3.1. Un territoire qui compose avec trois grandes unités paysagères

De la complexité du contexte physique découle la **diversité paysagère** du Beaujolais qui transparaît au travers des modes d'occupation du sol. Trois unités paysagères se distinguent : le Beaujolais vert, le Beaujolais viticole et le Val de Saône (Figure 3-2). La division de ces unités se fonde sur des caractéristiques biophysiques, socio-économiques et de production agricole

et chacun de ces secteurs implique des enjeux de développement territorial différenciés. Ces informations sont synthétisées dans le Tableau 3-1.

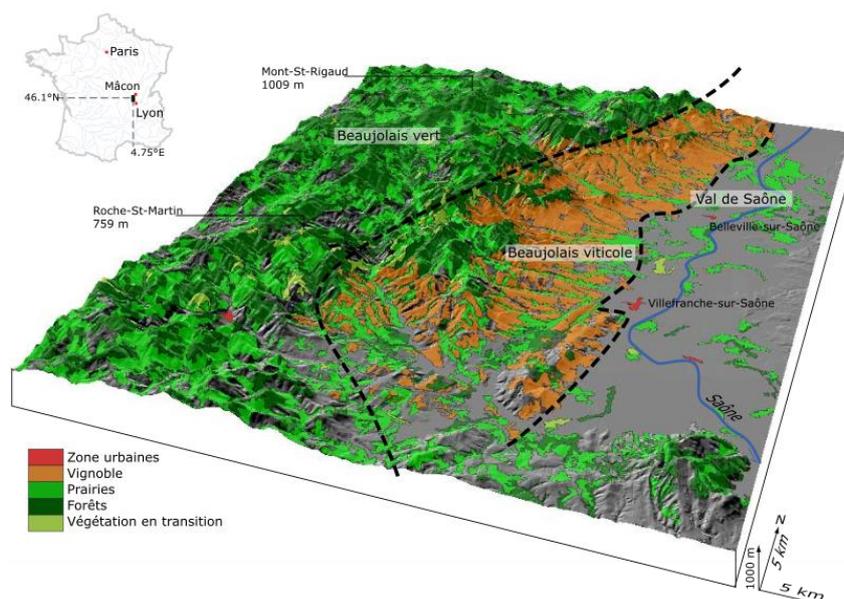


Figure 3-2 : Caractéristiques spatiales du Beaujolais (bloc diagramme adapté de Cossart et al., 2020b).

Le **Beaujolais vert** (Figure 3-2, Figure 3-3 – C et Tableau 3-1) est la zone la plus en altitude, à l'ouest du territoire. Elle se caractérise par une alternance de pâturages et de sylviculture ; et une faible densité de population (entre 10 et 100 hab./km²). Le secteur est empreint d'une dynamique de déprise économique et agricole. Le **Val de Saône** (Figure 3-2, Figure 3-3 – D et Tableau 3-1) est le secteur le plus à l'est, situé dans la plaine de Saône. Les deux principales agglomérations du Beaujolais y sont localisées : Villefranche-sur-Saône (37 000 hab.) et Belleville-en-Beaujolais (13 000 hab.) ainsi que les réseaux de transports qui relient Lyon et Dijon et les activités économiques les plus rémunératrices (administratives et commerciales). Le Val de Saône se caractérise par une dynamique de périurbanisation et d'étalement urbain (Cossart et al., 2020b).

Le **vignoble** (Figure 3-2, Figure 3-3 – A et B, et Tableau 3-1) se situe sur les versants entre le Beaujolais vert et le Val de Saône, à des altitudes comprises entre 200 et 500 m. Les zones de pâturage, de culture céréalière et de maraîchage se retrouvent dans les espaces laissés libres par la vigne, principalement dans les fonds de vallées (Syndicat Mixte du Beaujolais, 2019).

1.3.2. Caractéristiques générales du vignoble

Le vignoble du Beaujolais s'étendait sur 14 200 hectares en 2019. Il se caractérise par sa production de vins rouges (95 % de la production) à partir du cépage gamay noir à jus blanc (Inter-Beaujolais, 2020). Malgré une production mono-cépage, le territoire est découpé en **12 appellations** (Figure 3-4), qui émanent de la diversité géologique du secteur (Sceau, 1996).

BEAUJOLAIS VERT	BEAUJOLAIS VITICOLE		VAL DE SAÔNE
<p>Caractéristiques physiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Moyenne montagne (parfois >800m d'altitude) avec crêtes orientées nord-est / sud-ouest et pentes douces. ▪ Climat à tendance semi-montagnard humide. Plus pluvieux que les versants est. 	<p>Caractéristiques physiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Zone de production viticole ; < 500m d'altitude ; coteaux orientés principalement à l'est et au sud. Production de 12 vins en AOC (appellation d'origine contrôlée) dont 10 crus. ▪ Climat à tendance semi-continentale plutôt sec (versants abrités, effet de Foehn). Subdivision nord / sud, dont le cours d'eau de la Vauxonne marque la limite. 		<p>Caractéristiques physiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Plaine alluviale ; < 300m d'altitude ; 2 à 5 km depuis le lit mineur de la Saône. ▪ Sols alluvionnaires fertiles mais gorgés d'eau. ▪ Climat à tendance semi-continentale et influence méditerranéenne au sud.
	BEAUJOLAIS DES CRUS (Nord)	BEAUJOLAIS DES PIERRES DORÉES (Sud)	
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reliefs arrondis sur granites, schistes, et roches volcano-sédimentaires souvent métamorphisées. ▪ Sols sableux ou argileux assez acides. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reliefs marqués exposés sud/sud-est. ▪ Sols argileux profonds et coteaux calcaires ; grande diversité des sols et des roches. ▪ Influence du climat méditerranéen. 	
<p>Caractéristiques agricoles</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Sylviculture à partir de 500m d'altitude. Exploitations de Douglas principalement. ▪ Elevage bovin sur des prairies pâturées principalement en fond de vallée. 	<p>Caractéristiques agricoles</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Parcelles viticoles sur sol nu, ceps taillés en gobelet. ▪ Rare agropastoralisme sur des parcelles délimitées par des haies, quelques similitudes avec des paysages bocagers. 	<p>Caractéristiques agricoles</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Vignobles de l'AOC Beaujolais et Beaujolais Village. Parcelles souvent palissées et enherbées. ▪ Agriculture diversifiée : élevage, arboriculture, maraîchage, grandes cultures dans les vallées. 	<p>Caractéristiques agricoles</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Agriculture intensive de plaine et prairies pâturées, haies bocagères, maraîchage. Exploitations horticoles au sud.
<p>Caractéristiques socio-économiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Tarare, Amplepuis, Thizy-les-Bourgs et Cours sont les principaux centres de vie économique, historiquement des hauts lieux de l'industrie textile. ▪ Déprise démographique □ éloignement des grands pôles urbains et des principaux axes de communication. ▪ Peu de tourisme. ▪ Ouverture de l'A89 en 2013 : renouvellement urbain des secteurs du sud-ouest. 	<p>Caractéristiques socio-économiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Production de vins de qualité (dont les 10 crus) dont découle un fort prix du foncier agricole. ▪ Renommée des crus et paysages viticoles qui induisent une économie touristique. 	<p>Caractéristiques socio-économiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Attractivité des constructions en pierres dorées typiques du territoire. ▪ Foncier agricole bas dû à la moindre réputation des AOC. ▪ Forte attractivité des centres urbains (dont la métropole de Lyon) ▪ Pression foncière sur les parcelles en friches par les promoteurs immobiliers. 	<p>Caractéristiques socio-économiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Développement urbain important : attractivité de Villefranche-sur-Saône, de Belleville et de Lyon plus au sud. ▪ Bonne desserte par les transports, réseau routier dense et passage de l'A6.
<p>Enjeux</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Limiter la déprise démographique. ▪ Maintien des espaces naturels de moyenne montagne. 	<p>Enjeux</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Conservation des paysages qui font la renommée du territoire tout en développant les activités socio-économiques. 	<p>Enjeux</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Risque de dégradation du paysage par l'urbanisation ▪ Conservation du patrimoine agricole et historique. 	<p>Enjeux</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Maintien des espaces naturels, agricoles et des écosystèmes aquatiques sensibles face à la pression de l'urbanisation.

Tableau 3-1 : Caractéristiques physiques, agricoles et socio-économiques et enjeux des différentes zones du Beaujolais. Source : (Pic, 2019).

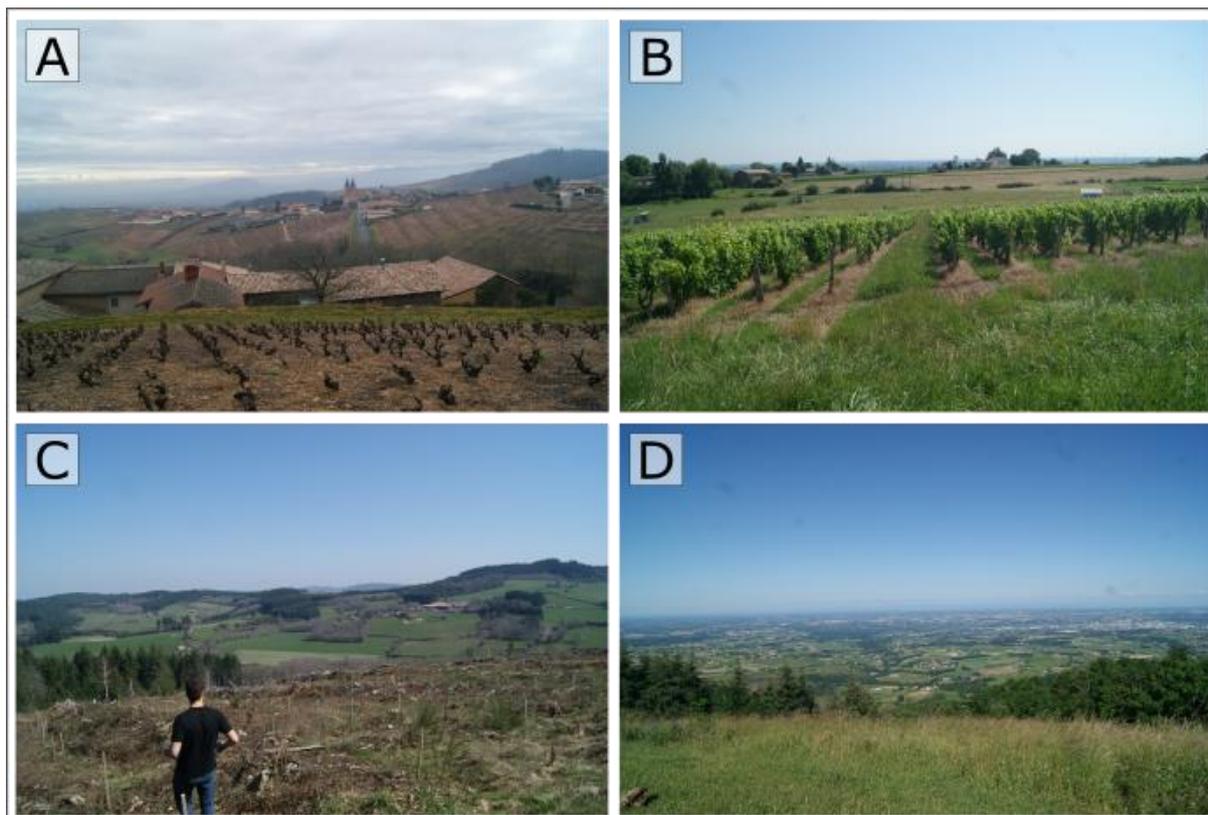


Figure 3-3 : Illustration des paysages du Beaujolais. A – Vue hivernale sur le Beaujolais des crus, hauteurs de Saint-Joseph-en-Beaujolais. B – Vigne à l'inter-rang enherbé et diversité des modes de culture du Beaujolais des Pierres Dorées. C – Vue sur le Beaujolais vert (Les Ardillats). D – Vue sur la plaine de Saône.

Le gamay est adapté aux **terres siliceuses** de la partie **nord du vignoble** (Figure 3-4) (Sceau, 1996). Les vins qui y sont produits sont reconnus pour leur diversité et leur qualité. Ils sont regroupés en 10 appellations qui constituent les « **crus du Beaujolais** ». Ces appellations s'étendent sur de petites superficies, conditionnées par la diversité des terroirs²².

Par exemple, le cru Côte de Brouilly (310 ha en 2019) (Inter-Beaujolais, 2020) ne peut être produit que sur les pentes du Mont Brouilly, entre 300 et 450 m d'altitude, sur des sols issus de la dégradation de la diorite formée par l'activité volcanique au primaire (INAO, 2022a). Le cru Régnié (350 ha en 2019) (Inter-Beaujolais, 2020) se situe, quant à lui, sur les communes de Régnié-Durette et de Lantigné (dans une moindre mesure), entre 250 et 500m en altitude sur des sols issus de la désagrégation du granite tels que des sables et des cailloutis granitiques (INAO, 2021).

Les deux autres appellations que compte le territoire sont les appellations **Beaujolais** (3990 ha en 2019) et **Beaujolais-village** (3500 ha en 2019) (Inter-Beaujolais, 2020). Elles se situent dans le **sud du territoire**, principalement sur des terres **argilo-calcaires** (Figure 3-4).

²² Le terroir correspond au « cadre géographique dans lequel s'inscrit un système vitivinicole se transformant au gré des interactions d'une multitude de facteurs ». (Leturcq, 2020)

Dans le Beaujolais des crus, l'appellation Beaujolais-village est produite sur certaines parcelles de forte pente et l'appellation Beaujolais dans le Val de Saône. La limite entre le Beaujolais des crus et le Beaujolais des pierres dorées est marquée par le cours d'eau de la Vauxonne (Figure 3-4).

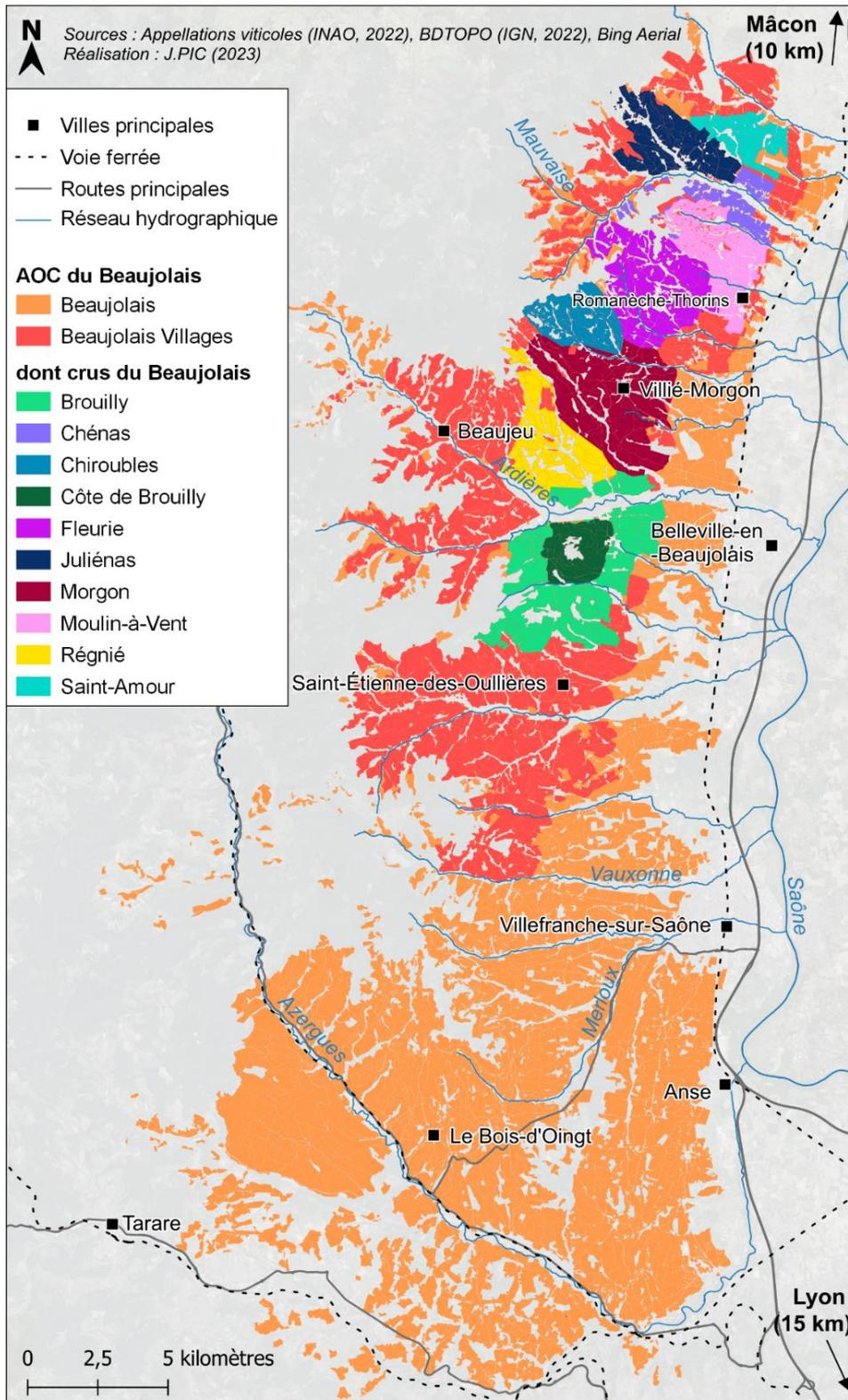


Figure 3-4 : Appellations viticoles du Beaujolais.

2. Le vignoble du Beaujolais : forte production sédimentaire & structure paysagère complexe

Du fait de leurs caractéristiques spatiales et des modes de conduite de la vigne, les vignobles sont reconnus pour leur forte production sédimentaire liée au ruissellement de surface (Brenot, 2007 ; Cerdan *et al.*, 2010). Le Beaujolais viticole est un terrain particulièrement propice à l'étude de la relation entre le paysage et les transferts sédimentaires pour différentes raisons. Le **cadre physique** du territoire, décrit précédemment, favorise la production sédimentaire du fait de la topographie (longues et fortes pentes), et de la propension du territoire aux précipitations érosives (orages estivaux). A ces éléments s'ajoute l'**activité agricole** du territoire qui influence la production et les transferts sédimentaires. Dans la partie qui suit, il s'agit de décrire les spécificités du vignoble du Beaujolais, notamment ses caractéristiques paysagères en lien avec les transferts sédimentaires.

2.1. Dynamiques agricoles et production sédimentaire

2.1.1. Pratiques culturelles

Le vignoble du Beaujolais est morcelé en une multitude de **petites parcelles**. Traditionnellement, les vignes sont taillées en gobelet et densément plantées, dans le sens de la pente et sur sol nu (Figure 3-3 – A). En termes de gestion du **couvert végétal**, le cahier des charges des 12 appellations du Beaujolais impose un enherbement permanent des tournières (Figure 3-5) ainsi qu'un couvert végétal entre les rangs de vigne à minima en hiver et au début du printemps dans les parcelles dont l'écartement des rangs est supérieur à 1,5 mètres (Légifrance, 2011).



Figure 3-5 : Bande enherbée entre une parcelle de vigne et un chemin.
Photographie : J.PIC (2020).

Les parcelles sont **dés herbées** de manière à éviter la concurrence hydrique entre l'herbe et la vigne du débourrement jusqu'aux vendanges. Ce modèle tend, toutefois, à évoluer par un

recours à l'**enherbement** des parcelles de manière à limiter l'érosion, l'utilisation de produits phytosanitaires et de favoriser la vie des sols et la biodiversité. Bien que de nombreuses parcelles soient désherbées (Barthélémy *et al.*, 2020), il existe désormais une grande **diversité des pratiques d'enherbement** en Beaujolais viticole (Figure 3-6). Le désherbage des parcelles peut être **total** (Figure 3-6 – A). Cette absence d'enherbement correspond à 67 % de la surface du vignoble de Bourgogne-Beaujolais en 2017 (Jacquet *et al.*, 2019). À l'inverse, l'enherbement peut être **généralisé** à tous les inter-rangs avec un désherbage des seuls pieds de ceps (Figure 3-6 – C, D & E). Ce mode d'enherbement représentait 23 % du vignoble Bourgogne-Beaujolais en 2017 (Jacquet *et al.*, 2019). Entre ces deux états, des configurations intermédiaires sont à noter. Ainsi, l'enherbement peut être **partiel** dans l'inter-rang²³ (Figure 3-6 – B). Des **cultures de couverture** peuvent compléter l'enherbement spontané (Figure 3-6 – E) de manière à rechercher des solutions d'herbes non-concurrentielles ou/et à apporter des nutriments au sol. L'utilisation de cultures de couverture reste, en l'état, pratiquée de manière anecdotique en termes de surfaces en Beaujolais (Figure 3-6 – E).

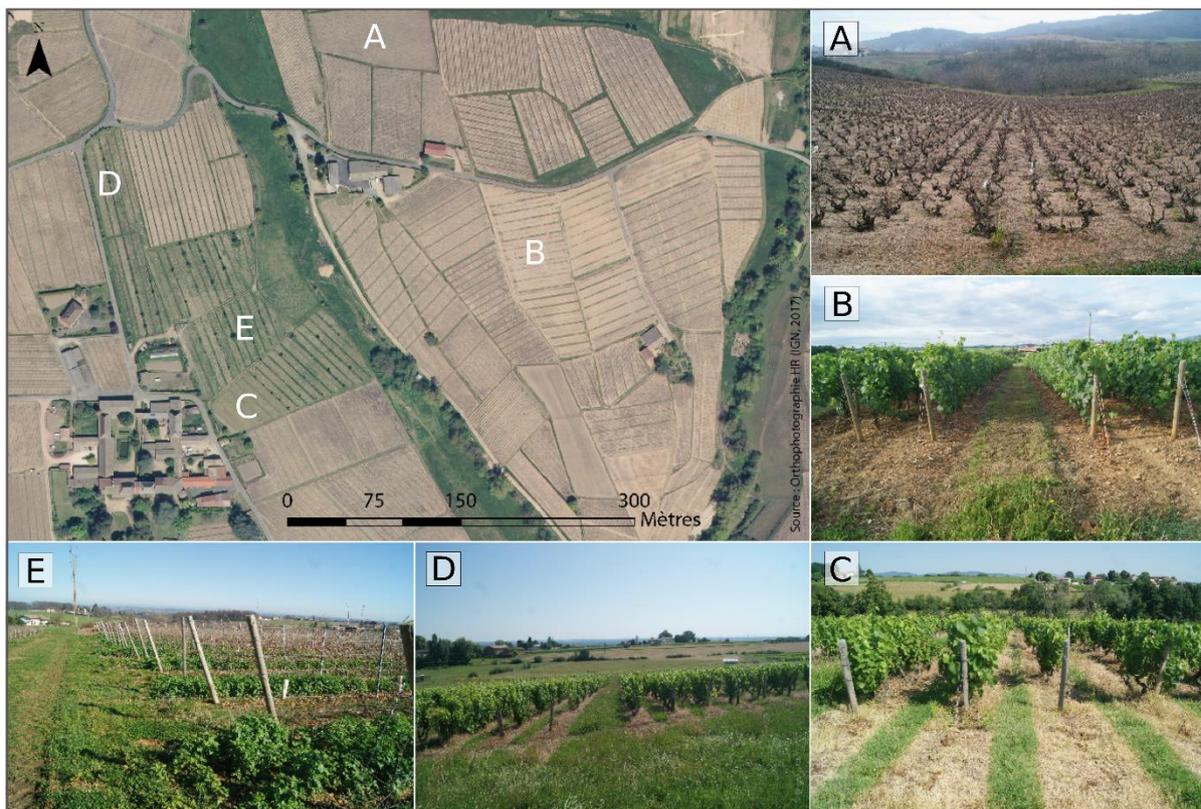


Figure 3-6 : Divers types d'enherbements observables en Beaujolais. A – Parcelle en gobelet sur sol nu. B – Enherbement un rang sur six. C – Tous les inter-rangs sont enherbés. D – Enherbement de tous les inter-rangs avec une bande enherbée plus conséquente un rang sur neuf. E – Enherbement des inter-rangs avec la mise en place d'une culture de couverture un rang sur deux.

²³ L'enherbement de l'inter-rang des surfaces en vigne consiste à implanter et entretenir une couche herbacée entre les rangs de vigne. Il peut être généralisé à tous les inter-rangs (enherbement entre chaque rang de vigne) ou de manière partielle d'un inter-rang sur 2 (4 % du vignoble Bourgogne-Beaujolais en 2017 ; (Jacquet *et al.*, 2019)) à un inter-rang sur 7.

Quelle que soit la structure d'enherbement au sein de la parcelle, le **désherbage** peut être chimique ou mécanique et débute à la fin de l'hiver (mois de mars) (Figure 3-7). Un second passage est requis pour le désherbage chimique fin mai-début juin (Figure 3-7), durant la période de plus forte croissance des graminées. En désherbage chimique, les plantes repoussent après 3 semaines à 1 mois alors que ce délai est plus un peu long pour le désherbage mécanique. Le désherbage mécanique consiste à travailler les premiers centimètres du sol. Il est réalisé sur 4 à 5 périodes au cours de l'année. Chaque passage des machines a des effets différents sur le sol et vise à préparer le passage suivant. En général, les inter-rangs sont désherbés chimiquement et le désherbage mécanique est utilisé sous le rang (Jacquet *et al.*, 2019). Le désherbage chimique total des parcelles est interdit (INAO, 2022b) mais toléré sur les formes en gobelet traditionnel (Figure 3-3 – A) qui ne sont pas mécanisées du fait de la forte densité de pieds de vigne (principalement dans la partie nord du vignoble).

Les **parcelles** en vigne **totale**ment **désherbées** occupent une **place prépondérante** dans le vignoble du Beaujolais, auxquelles sont associées une **forte production sédimentaire**. Le désherbage chimique associé au compactage du sol lié à la mécanisation des parcelles favorise la mise en place de ruissellement érosif. Le désherbage mécanique par travail du sol superficiel a un rôle plus ambivalent au sens où il rend les particules plus facilement disponibles à l'érosion (Gristina *et al.*, 2022) mais permet l'augmentation de la porosité du sol et de sa capacité d'infiltration (Lagacherie *et al.*, 2006).

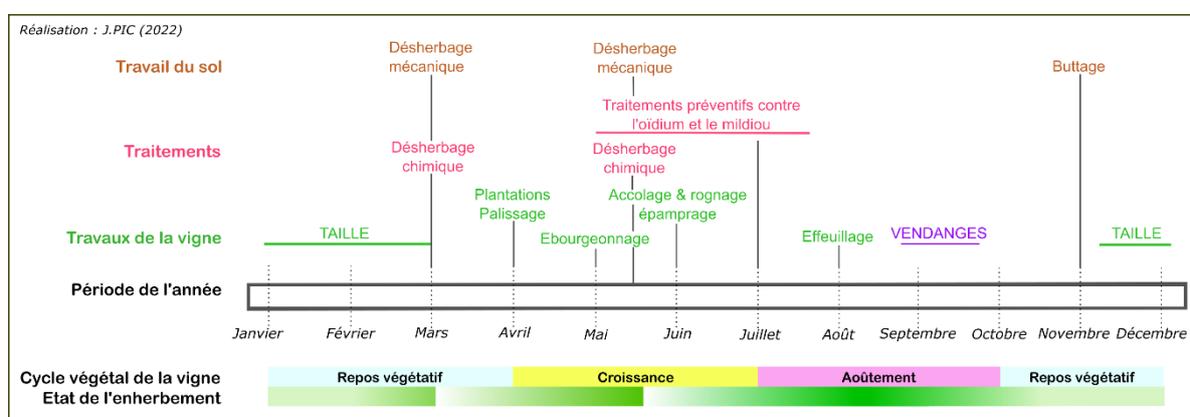


Figure 3-7 : Calendrier culturel de la vigne en Beaujolais.

2.1.2. Évolutions du vignoble Beaujolais

Depuis son introduction en Beaujolais durant la période romaine (Catin, 1996), les superficies en vigne ont été variables. Pour la période récente, la **décennie 2000**, a marqué le début d'une période de **récession** du vignoble du fait d'un contexte économique difficile (Malpel, 2015). Cette crise trouve son origine dans une baisse de la consommation de vin, la crise mondiale du marché du vin, la concurrence étrangère (Déroutille, 2008 ; Auray, 2011) et l'image négative du Beaujolais nouveau. De cette crise découle diverses mutations paysagères en Beaujolais : la diversification agricole du territoire, enrichissement et urbanisation du territoire (Pic, 2019 ; Syndicat Mixte du Beaujolais, 2019 ; Cossart *et al.*, 2020b). Le processus de périurbanisation s'explique par la proximité de la ville de Lyon et touche l'ensemble du

territoire. Les **dynamiques d'abandon** du vignoble pour créer des réserves foncières, matérialisées en termes d'occupation du sol par des secteurs de prairie et de friche. Cette dynamique d'abandon du vignoble est plus marquée dans la partie sud du territoire que dans sa partie nord où la renommée des crus est un facteur de maintien (Pic, 2019 ; Cossart *et al.*, 2020b).

En parallèle on observe une **évolution des pratiques viticoles** visible dans l'enherbement croissant des parcelles (*e.g.* Institut français de la vigne et du vin & SICAREX Beaujolais, 2017) et des programmes de plantations de haies (*e.g.* Mairie de Belleville-en-Beaujolais, 2016). Ces transformations paysagères et des pratiques sont plus généralisées dans le Beaujolais-des-Pierres-Dorées que dans le Beaujolais des crus, moins atteint par la crise économique (Barthélémy *et al.*, 2020). Malgré une progression de la part de l'agriculture biologique sur le territoire, celle-ci est moindre que la moyenne nationale (+3 % contre +6 %) et le vignoble Beaujolais reste une région largement tributaire de l'utilisation de produits phytosanitaires. En 2015, le nombre moyen de traitements est de 22 en Beaujolais viticole contre 19 pour l'ensemble des vignobles français et les herbicides sont utilisés sur 90 % des surfaces (Agreste Rhône-Alpes, 2015).

Malgré des évolutions pouvant être favorables au maintien du vignoble, les viticulteurs-trices du Beaujolais sont **vieillissant·e·s**. En 2015, les viticulteur-trice·s âgé·e·s de plus de 50 ans représentaient 54 % du total des viticulteur-trice·s (Agreste Rhône-Alpes, 2015). Le vignoble souffre en outre d'une **faiblesse d'organisation collective** du fait d'un manque de coopération entre les acteurs-trices (Malpel, 2015), permettant difficilement de dépasser les difficultés et de développer de nouvelles orientations pour le territoire. Les perspectives de reprise difficile des exploitations posent la question des dynamiques paysagères à venir, d'autant plus dans un contexte de dérèglement climatique.

2.1.3. Études disponibles sur l'érosion des sols en Beaujolais

« L'orage du 7 août [1929] a semé la ruine sur une partie du Beaujolais. Il fut d'autant plus redoutable pour l'agriculture que la région dévastée est avant tout viticole. Or, le 7 août, on se trouvait à la veille des vendanges. Partout la récolte s'annonçait exceptionnellement belle. Puis, à la fin de l'après-midi, le ciel se couvrit, un grain apparut du côté de l'Ouest et quelques instants plus tard tout était anéanti. Le blé fut fauché, la vigne effeuillée et égrainée, les arbres fruitiers brisés ou meurtris. » L'orage du 7 août 1929 en Beaujolais (Ebersolt, 1930).

Ce travail qui relate l'orage du 7 août 1929 en décrypte les causes, les manifestations et les conséquences mais pas une fois la question de l'érosion hydrique n'y est abordée. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce constat. Il est possible que cet orage n'ait eu que de faibles implications en termes d'érosion du fait d'une structure paysagère plus complexe qu'aujourd'hui. Toutefois, il est aussi possible que les dégâts sur les récoltes aient invisibilisés l'érosion. Ainsi, malgré la fréquence importante des précipitations orageuses dans le secteur et leur effet sur les sols, les études sur la question restent peu nombreuses.

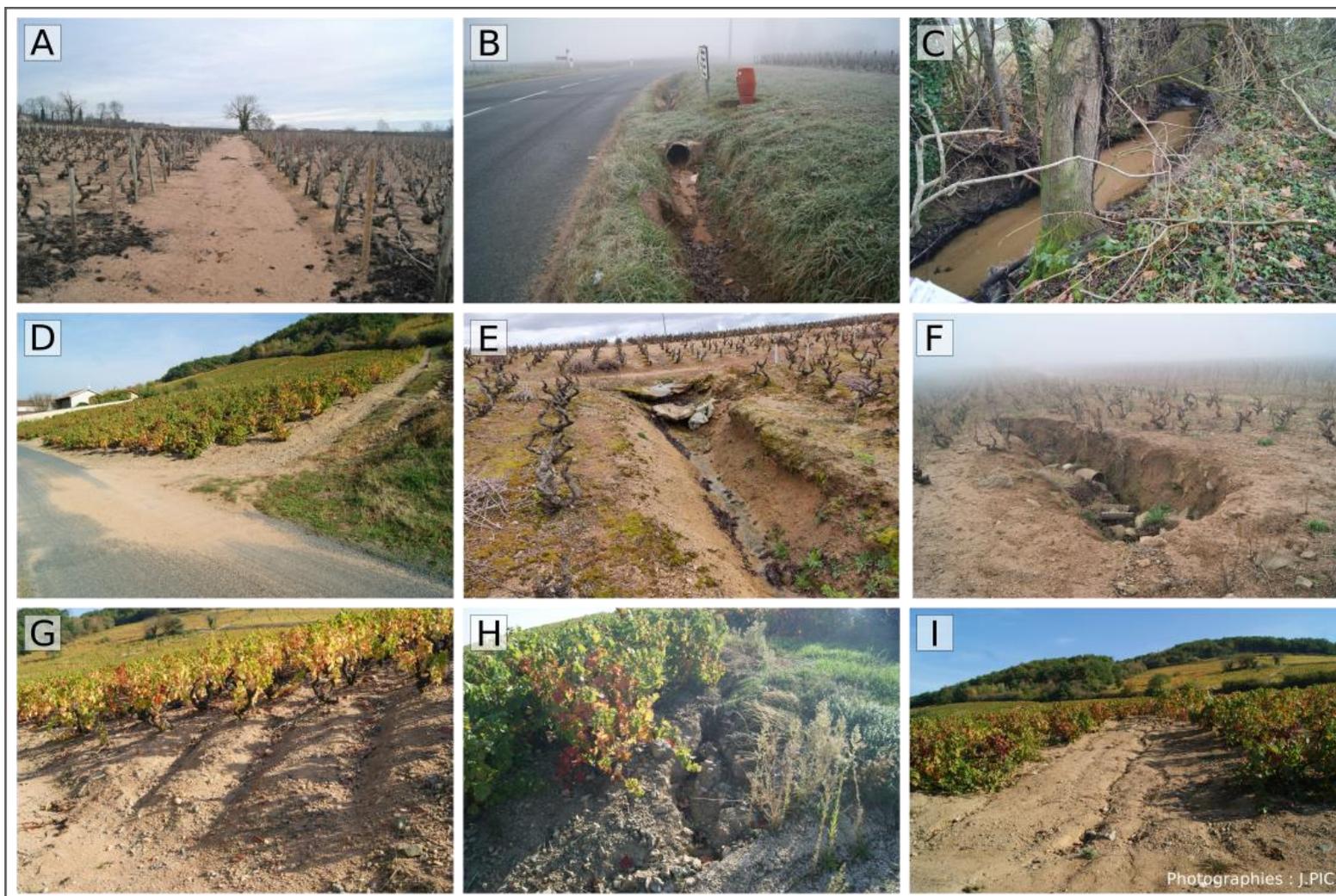


Figure 3-8 : Marques de l'érosion du sol en Beaujolais. A – Dépôt sédimentaire dans un chemin. B – Dépôt sédimentaire dans un fossé. C – Dépôt sédimentaire dans le ruisseau de la Morcille. D – Gouttière de canalisation se terminant sur une route où l'on observe un dépôt de sédiments. E – Érosion de berge d'une gouttière de canalisation. F – Effondrement du sol suite à une rupture de canalisation enterrée. G – Rigoles entre les rangs de vigne. H – Ravine en bord de parcelle. I – Érosion et ravine de bas de parcelle.

Les phénomènes d'érosion hydrique dans les vignobles de pente sont un enjeu géomorphologique majeur (e.g. Auzet, 1987 ; Brenot, 2007 ; Panagos *et al.*, 2015b ; Biddoccu *et al.*, 2020). Dans ce cadre, les pertes en sol les plus importantes résultent en général d'orages estivaux (Raclot *et al.*, 2009 ; Bagagiolo *et al.*, 2018). Mais les pertes sont très variables d'un vignoble à l'autre (Auzet, 1987) du fait de différents facteurs. Il n'y a **pas** eu jusqu'ici de **quantification** des dynamiques de **production** et de **transfert sédimentaire** dans le **Beaujolais** mais ce vignoble est reconnu comme susceptible à l'érosion des sols du fait de sa propension aux orages et des pratiques culturelles locales. Les **formes d'érosion** observées sur le territoire sont multiples : du dépôt de sédiments au niveau de différents éléments du paysage (Figure 3-8 – A à D), à la dégradation d'infrastructures (Figure 3-8 – E & F), en passant par des ravines de tailles variables (Figure 3-8 – G à I).

Plusieurs travaux soulignent une **augmentation du risque érosif** en Beaujolais entre la Première Guerre mondiale et les années 1970 (Hénin *et al.*, 1952 ; Gril & Canler, 1985 ; Carsouille, 1995 ; Sceau, 1996). Elle s'explique par :

- L'augmentation des surfaces viticoles
- Le passage de la plantation en foule (Figure 3-6 – A) à la plantation en ligne (Figure 3-6 – B) ;
- La réduction des zones tampon en prairies et cultures diverses ;
- Le développement de la mécanisation et les changements dans la manière d'aménager les parcelles pour les rendre plus faciles à exploiter : suppression des haies, talus, murets, voire destruction des anciens réseaux de drainage. C'est cette hypothèse qui sera testée dans ce travail ;
- La progression des surfaces artificialisées : urbanisation, évolution des réseaux routiers.

2.1.4. Stratégies de gestion de l'érosion hydrique sur les versants du Beaujolais

Au même titre que d'autres vignobles (Levavasseur, 2012 ; Garcia *et al.*, 2018 ; Cossart *et al.*, 2020a), les viticulteurs-trices du Beaujolais viticole ont mis en place un grand nombre d'**infrastructures** pour **gérer** la **ressource en sol**. Il s'agit d'infrastructures de drainage diverses (Figure 3-10) et de collecteurs de sédiments (Figure 3-9). À ces infrastructures s'ajoutent les axes routiers qui, bien qu'ils n'aient pas été conçus dans cette perspective, viennent drainer de manière fortuite les versants.

L'ensemble de ces infrastructures sont structurées en **réseau**. Ainsi, elles sont à l'origine d'une déformation spatiale sensible des transferts hydro-sédimentaires, qui reste toutefois à mesurer. Bien que très présentes dans le vignoble du Beaujolais, ces infrastructures restent des éléments subtils du paysage. De fait, elles n'ont, en l'état, pas fait l'objet de travaux de recherche ni d'inventaire de la part des pouvoirs publics.



Figure 3-9 : Exemples de pièges à sédiments (Villié-Morgon, Beaujolais). A – Mare ayant été curée. B - Bac décanteur ayant été curé.

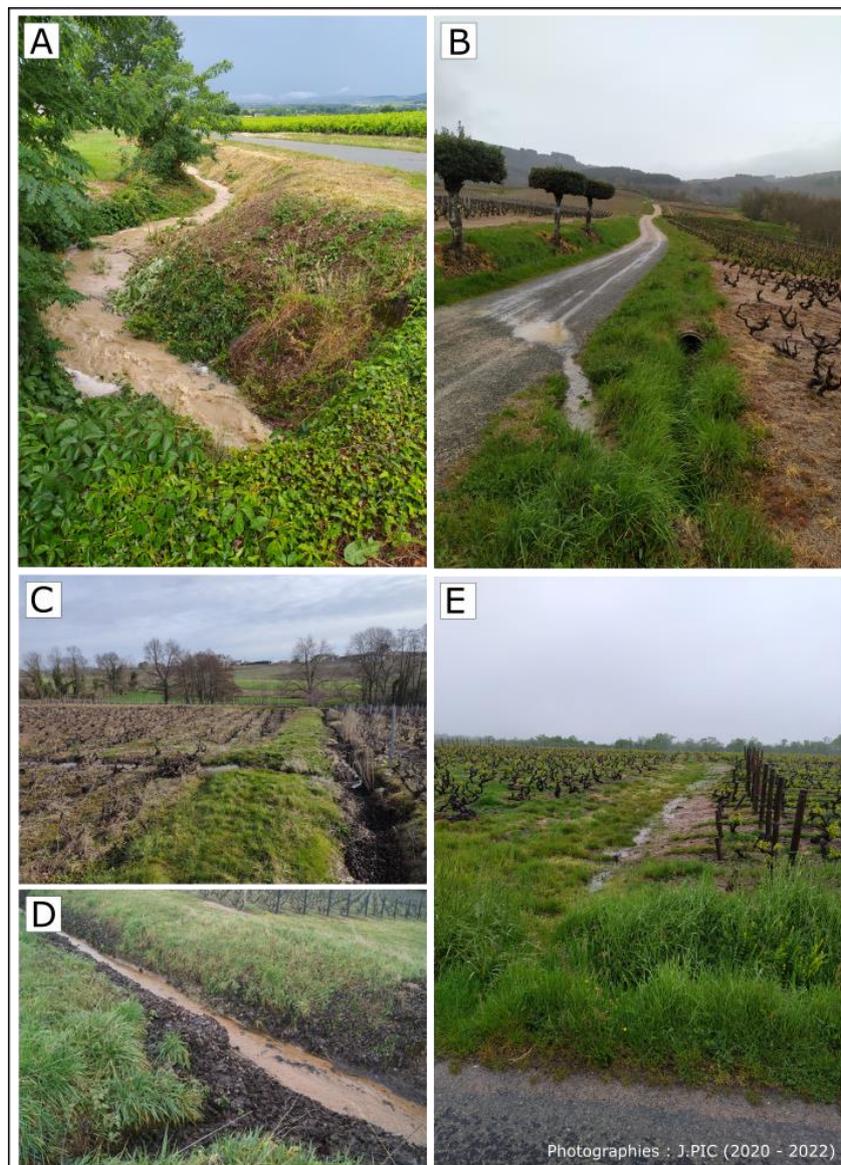


Figure 3-10 : Exemples d'implication de fossés dans les transferts sédimentaires. A – Transferts hydro-sédimentaires dans un fossé. B – Transferts de ruissellement de surface d'une route à un fossé. C – Transferts de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé inter-parcellaire. D – Dépôt sédimentaire dans un fossé. E – Transferts de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé de bord de route.

2.2. Un territoire déjà engagé dans une dynamique de recherche sur les transferts hydro-sédimentaires

2.2.1. Un site de recherche ancien mais continuellement renouvelé

Le **site atelier Ardières-Morcille** (SAAM) est un site de recherche suivi par l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) depuis plus de 30 ans. Il s'inscrit dans le cadre de la plateforme de recherche de la zone atelier bassin du Rhône (ZABR), membre des Zones Ateliers du CNRS-INEE. Le site atelier se focalise sur le bassin versant de l'Ardières et le sous bassin versant de la Morcille. La recherche réalisée sur le site a pour objectif l'identification des facteurs à l'origine du transport de pesticides et des concentrations mesurées dans les cours d'eau, mais aussi les impacts de ces pesticides sur les écosystèmes aquatiques ainsi que les voies possibles de restauration de la qualité des eaux. La méthodologie employée sur le site consiste en des mesures *in natura* et à différentes échelles spatiales des facteurs hydrologiques, chimiques et écotoxicologiques (Gouy *et al.*, 2021).

Le **projet PULSE** (Paysages, ParticULEs, peSticides) est un projet de recherche cofinancé par l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, le CNRS et l'INRAE. Il s'inscrit sur le site Ardières-Morcille depuis 2020. Il implique non seulement l'INRAE de Lyon-Villeurbanne mais aussi l'UMR 5600 EVS (Environnement Ville Société) du CNRS. Cette collaboration a pour objectif le développement d'outils de simulation de l'effet des changements paysagers sur l'érosion des sols et la diffusion de polluants vers les cours d'eau. Un suivi du transfert sédimentaire à différentes échelles afin de déterminer les taux d'érosion spécifiques du Beaujolais et de quantifier l'importance du transfert particulaire de pesticides est mis en œuvre dans le cadre de ce projet. L'objectif étant d'intégrer la structure paysagère dans des modèles de transfert particuliers et dissous, et d'évaluer l'impact de scénarios prospectifs d'évolution paysagère de manière à proposer des projections favorables à la lutte contre l'érosion et le transfert de pesticides vers les cours d'eau (Gouy, 2020).

Ce travail de thèse est rattaché au projet PULSE et participe à cette investigation nouvelle de l'érosion hydrique sur le site Ardières-Morcille. Le cadre du projet et la collaboration entre équipe de chercheur-se-s issu-e-s de disciplines différentes aura aussi permis de mutualiser le matériel de suivi et l'effort sur le terrain (cf. chap.6).

2.2.2. Intérêt des institutions du territoire pour la question des transferts hydro-sédimentaires

En parallèle, différentes institutions du territoire s'intéressent à la question des transferts sédimentaires en Beaujolais, bien que les objectifs à l'origine de leur implication sur le sujet divergent.

Géoparc Beaujolais. Le Beaujolais est labellisé Géoparc Mondial UNESCO depuis 2018. Ce label a pour objectif la mise en valeur et la protection du patrimoine géologique. Dans son plan d'action 2019-2022, le Géoparc Beaujolais explicite 4 axes de travail. Deux de ces axes de

travail soulignent l'intérêt pour le suivi des transferts sédimentaires sur le territoire par une volonté de reconnaissance de la diversité géologique et pédologique du Beaujolais et de protection des sols viticoles en lien avec la pratique œnologique. Ces axes s'orientent sur (1) « Révéler le géotourisme dans une démarche de développement durable » et (2) « Faire du Beaujolais un territoire de recherche et de protection des géo-patrimoines » (Géoparc Beaujolais, 2021).

Institut Français de la Vigne et du vin – pôle Beaujolais Savoie / SICAREX Beaujolais. Ces institutions s'intéressent à la transformation des pratiques viticoles dans une dynamique de développement de méthodes et pratiques pour une viticulture éco-responsable. Elles disposent d'un domaine expérimental de 20 ha situé dans l'exploitation viticole du Domaine de l'Éclair. Elles effectuent des expérimentations sur les moyens de réduire l'érosion hydrique en parcelles expérimentales (Institut français de la vigne et du vin & SICAREX Beaujolais, 2017).

Syndicat Mixte des Rivières du Beaujolais (SMRB). Une partie des compétences du SMRB portent sur la réalisation d'études sur la question de la qualité des eaux et les pollutions, il réalise le suivi de la qualité des réseaux hydrographiques sur le territoire. Les travaux de l'institution se focalisent en premier lieu sur la réduction des pesticides, des pollutions domestiques et des pollutions industrielles. Elle n'a pas réalisé d'étude sur la question des transferts sédimentaires mais fait le constat de son ampleur sur le territoire (Syndicat Mixte des rivières du Beaujolais, 2012).

Syndicat Mixte du Beaujolais (SMB). Dans le cadre de son plan de paysage, le SMB s'est intéressé à la question des mutations paysagères dans le Beaujolais viticole. Les objectifs sont de prévoir les évolutions paysagères à venir, notamment en lien avec les effets du dérèglement climatique et les transformations de la filière viticole sur le territoire (Syndicat Mixte du Beaujolais, 2020). Bien qu'elles ne soient pas explicitement liées à la question des transferts sédimentaires, ces évolutions impliquent des transformations du parcellaire et des répercussions sur les flux d'eau et de sédiments à l'échelle du paysage.

Dans une perspective de comparaison, deux secteurs d'études segmentés en trois bassins versants ont été sélectionnés au sein du Beaujolais. Ils se situent dans des contextes spatiaux différenciés mais sont représentatifs de la diversité paysagère du Beaujolais viticole.

3. Présentation des bassins versants instrumentés

3.1. Localisation et caractéristiques générales des bassins versants

Ce travail de thèse se focalise sur trois bassins versants : L'**Ardières**, la **Morcille** et le **Ruisseau des Fontaines** (Figure 3-11). Ces bassins versants ont été sélectionnés car ils illustrent les différents contextes observables en Beaujolais viticole, sur la base des différents modes d'occupation du sol et de l'intensité des aménagements de drainage. En outre, ils sont sélectionnés pour permettre un changement d'échelle afin de documenter les qualités de connectivité.

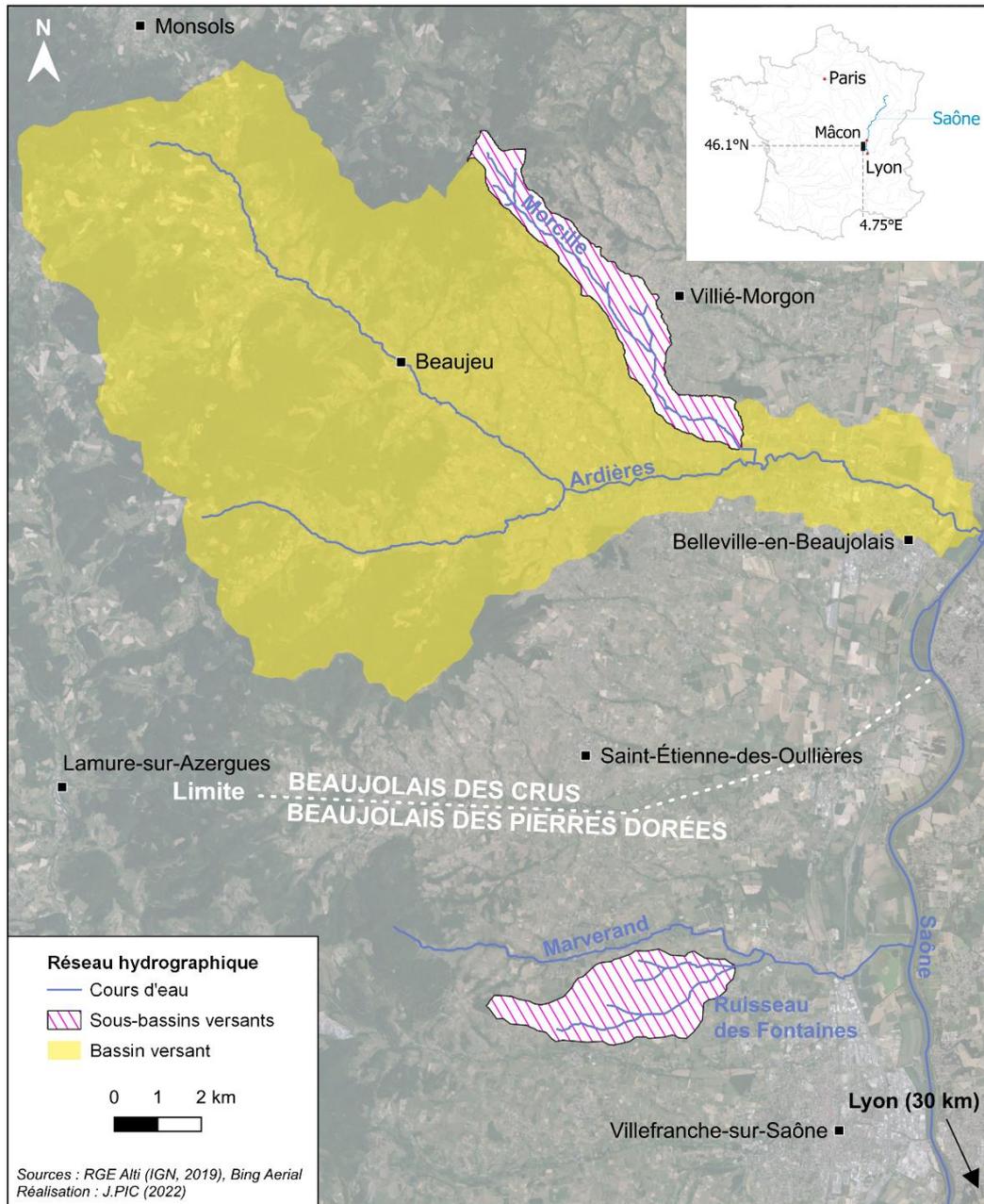


Figure 3-11 : Localisation des bassins versants d'étude.

L'Ardières est un cours d'eau de 30 km de long dont le bassin versant s'étend sur environ 155 km² (Tableau 3-2). Elle prend sa source au Mont Monet et traverse 10 communes avant de rejoindre la Saône sur la commune de Taponas (Syndicat Mixte des rivières du Beaujolais) (Figure 3-11). Le bassin versant se caractérise par un ensemble collinaire qui culmine à 1000 m. La pente moyenne est d'environ 12 ° et la pente maximale d'environ 46 °(Tableau 3-2).

La Morcille est un des principaux affluents de l'Ardières, d'une longueur de 14 km et drainant un bassin versant d'environ 8 km² (Tableau 3-2). Le bassin versant de la Morcille se localise dans la zone des crus du Beaujolais, à moins d'une dizaine de kilomètres de Belleville-en-Beaujolais (Figure 3-11). Il se caractérise par de fortes pentes bien qu'en moyenne moindres

que dans le bassin versant de l'Ardières : la pente moyenne y est d'environ 7° et la pente maximale de 34° (Tableau 3-2).

Tableau 3-2 : Caractéristiques des bassins versants d'étude

	Ardières	Morcille	Ruisseau des Fontaines
Longueur du cours d'eau	30 km	14 km	5,6 km
Confluence	Saône	Ardières	Marverand
Superficie du BV	154,7	8,2 km ²	7,5 km ²
Indice de Gravelius	1,6	2,9	1,41
Coordonnées (degrés décimaux Lambert 93 - EPSG: 2154)	Longitude : 4,7689 Latitude : 46,1085	Longitude : 4,7009 Latitude : 46,1259	Longitude : 4,7011 Latitude : 46,0238
Altitude minimale	168 m	207 m	190 m
Altitude maximale	1000 m	806 m	502 m
Pente moyenne	11,6°	7,3°	4,8°
Pente max	41,5°	34,4°	69,1°

Le Ruisseau des Fontaines est un cours d'eau de taille équivalente à celle de la Morcille (7,5 km²), permettant d'en faire la comparaison. Il se situe en Beaujolais des Pierre Dorées où il parcourt 5,6 km avant de confluer avec le Marverand, un des affluents beaujolais de la Saône (Figure 3-11). Il se différencie de la Morcille par son bassin versant moins compact et ses pentes plus douces (4,8° en moyenne, 69° au maximum) (Tableau 3-2).

3.2. Deux secteurs d'étude représentatifs de la diversité géologique et pédologique du Beaujolais

Un travail de caractérisation des terroirs viticoles du Beaujolais a été réalisé par le bureau d'étude SIGALES entre 2009 et 2018 (SIGALES, 2018). Plus de 15 000 sondages et près de 1 000 fosses ont été réalisés dans cette perspective et ont permis la **cartographie des sols viticoles du Beaujolais**. Les informations sur les matériaux parentaux des sols des bassins versants d'études sont représentées sur la carte suivante (Figure 3-12) et caractérisent principalement les parcelles en vigne. Ces informations sont complétées, pour les secteurs non viticoles, par la cartographie des sols du Rhône réalisée par Party (1996), disponible à la visualisation dans le Géoportail.

Les **sols** viticoles du bassin versant de l'**Ardières** sont issus de la dégradation de (1) roches **granitiques** et (2) **volcaniques** (Figure 3-12). (1) Selon les secteurs, les sols granitiques sont soit très peu profonds (20 à 60 cm), soit épaissis sur 70 à 120 cm avant le rocher. Les sols sableux et acides issus de granites roses sont les plus fréquents, mais des sols issus de gneiss (contenant une proportion moindre d'argiles et des sables moins grossiers) sont aussi présents. (2) Les sols issus de roches volcaniques bleutées ou schisteuses, principalement localisés sur la partie la plus occidentale du vignoble, sont plutôt minces (30-40 cm) mais peuvent aller jusqu'à 90-120 cm d'épaisseur selon les secteurs. De ce fait, le bassin versant se caractérise principalement par des alocrisols et, dans une moindre mesure, par des brunisols. Ils sont tous deux à sables limoneux ou à sables grossiers. Seule la partie aval du bassin (zone

du bassin versant située dans la plaine de Saône) se caractérise par des sols issus de dépôts anciens de piémonts : luviosols et néoluvisols. Ils sont toujours lessivés, hydromorphes et profonds, argileux ou limoneux dès la surface et plus ou moins caillouteux.

Le sous-bassin versant de la **Morcille** est caractérisé par les **sols** du centre et de l'aval du bassin versant de l'Ardières et les deux rives du cours d'eau se distinguent assez nettement par leurs caractéristiques pédologiques. La grande majorité de la rive gauche du sous-bassin versant de la Morcille est constituée de sols issus de roches cristallines grenues : **granite** ou **gneiss** : aloclisols et brunisols à sables limoneux à grossiers. Seule la partie aval de la rive se caractérise par des luvisols issus des dépôts anciens de piémonts, pas ou très peu caillouteux.

À l'inverse on observe majoritairement sur la rive droite du sous-bassin versant de la Morcille des luvisols issus de **dépôts caillouteux anciens de piémonts** et, à l'amont de la rive, un secteur d'aloclisols issus de granites (Figure 3-12).

Les **sols** du sous-bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** se caractérisent par des **textures plus fines** : issus de calcaires durs, de marnes, d'argiles résiduelles peu caillouteuses, d'argiles résiduelles à chailles et silex et quelques secteurs de dépôts anciens de piémonts (Figure 3-12). La moitié amont du bassin versant se caractérise par des calcisols principalement et dans une moindre mesure par des calcilsols ; issus de calcaires durs, de marnes et d'argiles résiduelles. Il s'agit de sols bruns calcaires ou calciques à limons argilo-sableux. Ils sont peu profonds et issus de conglomérat oligocène. La partie aval du bassin versant se caractérise par des luvisols et néoluvisols, issus de dépôts anciens de piémonts plutôt en partie aval. Il s'agit de sols lessivés hydromorphes et profonds.

3.3. Des bassins versants représentatifs de la diversité paysagère du Beaujolais

Le bassin versant de l'**Ardières** intègre la **diversité des paysages du Beaujolais** (Figure 3-14). L'ouest du bassin versant se caractérise par le paysage du Beaujolais Vert entre sylviculture et élevage (51,6 % du bassin versant). L'extrémité est du bassin versant est située dans le val de Saône. Il s'agit de la partie la plus urbanisée du territoire avec la ville de Belleville-en-Beaujolais et les activités économiques qui y sont associées (50 % des zones urbanisées du bassin versant). Les terres agricoles de ce secteur sont principalement dédiées à la production céréalière. Les versants sont couverts par la vigne (31,5 % du bassin versant) et notamment par une partie des crus du Beaujolais. Les tâches urbaines des villages s'associent à la vigne sur les versants.

Le bassin versant de la **Morcille** constitue la frange nord du bassin versant de l'Ardières (Figure 3-14). Il se caractérise par l'**omniprésence** de la **vigne** (59 % du bassin versant – Figure 3-13), paysage de monoculture hérité de l'âge d'or du Beaujolais nouveau. La tête du bassin présente les caractéristiques du Beaujolais Vert. Les versants viticoles sont fragmentés par du bâti diffus (6,6 % du bassin versant), des parcelles de friches (2,5 %) et de prairies. Les abords du cours d'eau sont bordés par des zones de prairies et de bois.

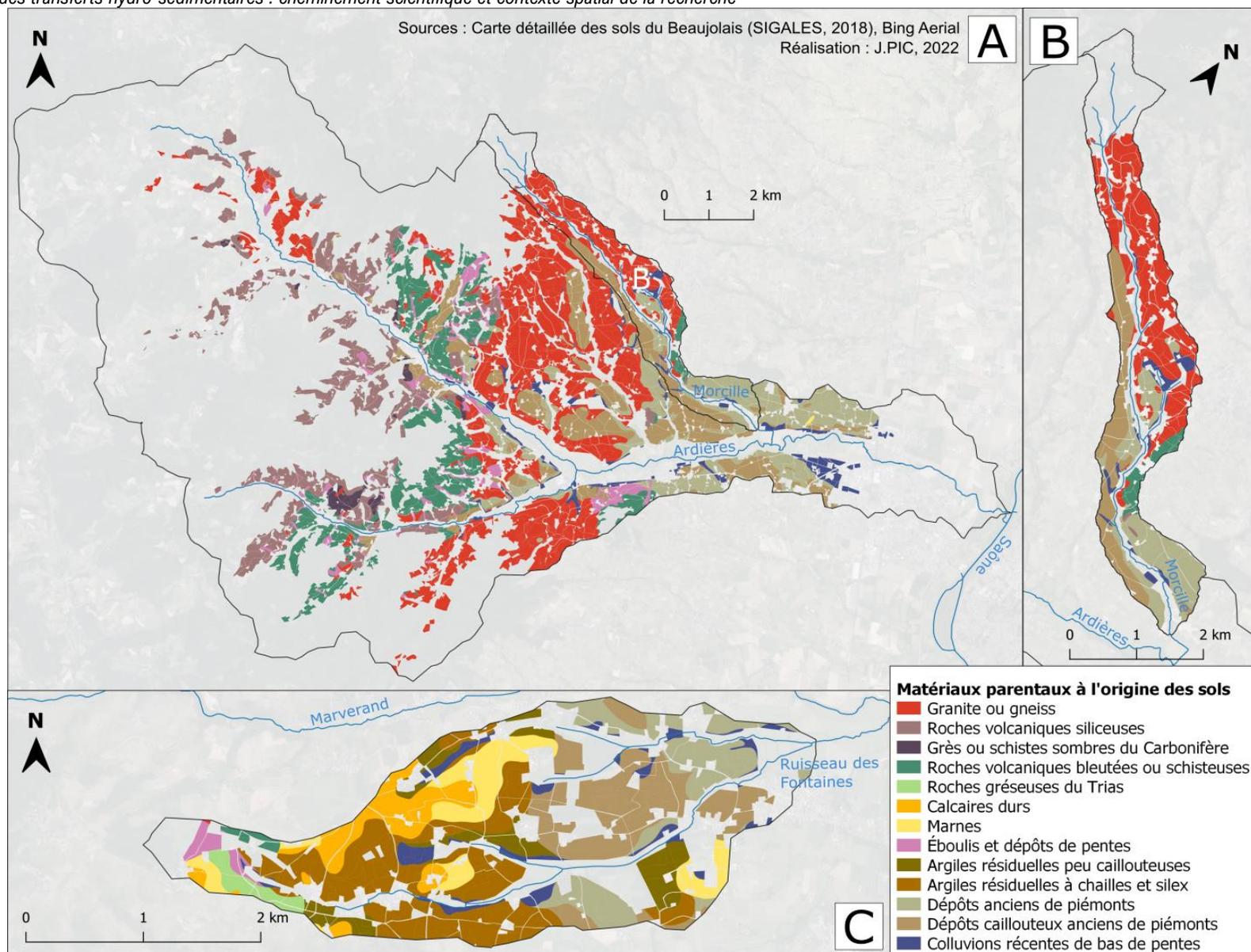


Figure 3-12 : Carte détaillée des sols sur les bassins versants d'étude. A – Bassin versant de l'Ardères et sous-bassin versant de la Morcille. B – Sous-bassin versant de la Morcille. C – Sous-bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

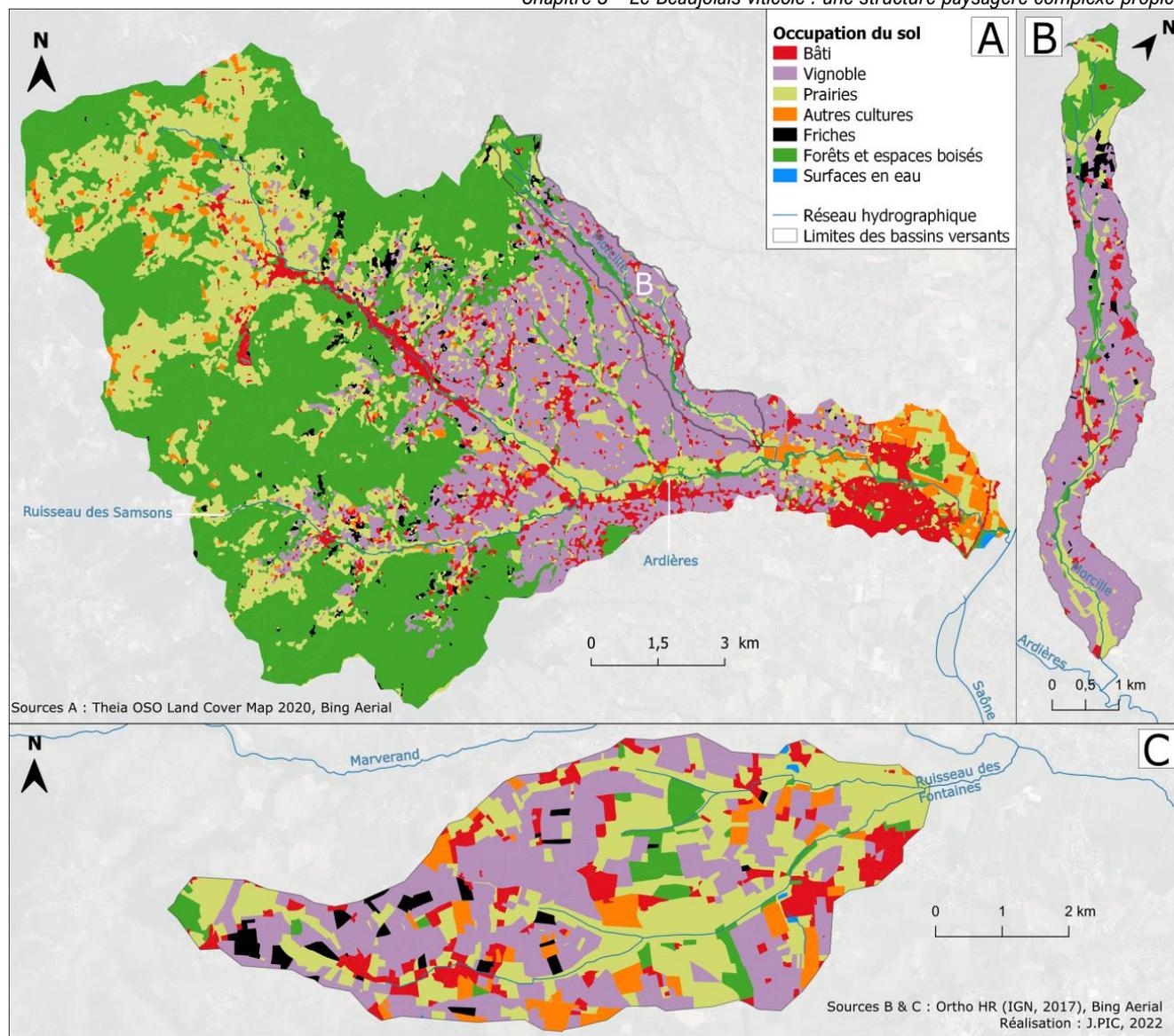


Figure 3-13 : Occupation du sol des bassins versants à l'étude. A - Bassin versant de la Morcille (Theia OSO Land Cover Map, 2020). B - Sous bassin versant de la Morcille (photo-interprétation). C - Sous bassin versant du Ruisseau des Fontaines (photo-interprétation).

Le **paysage** est **plus hétérogène** dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** que dans celui de la **Morcille** (Figure 3-14). La vigne occupe une moindre part du paysage (39 % du bassin versant - Figure 3-13), part quasiment équivalente à celle des secteurs de prairie (35 %). Les versants viticoles sont plus fragmentés par les différents modes d'occupation du sol : zones urbanisées, friches, prairies et autres formes d'agriculture. Les abords du cours d'eau présentent la même alternance de zones de prairies et boisées que ceux de la Morcille.

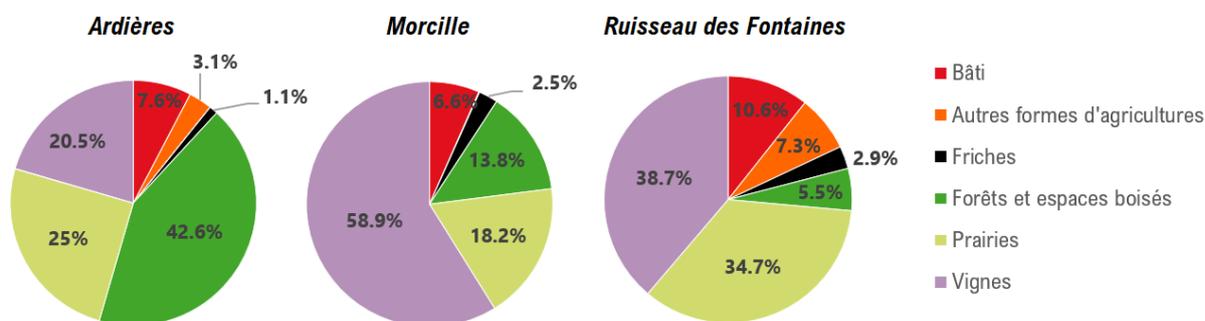


Figure 3-14 : Part des différents modes d'occupation du sol des bassins versants d'étude (2017).

Le **vignoble** des deux sous-bassins versants est très **fragmenté** en de petites parcelles. Les parcelles de vigne sont en moyenne de 0,5 hectares sur le versant de la **Morcille** et de 0,78 hectares sur celui du **Ruisseau des Fontaines**.

3.4. Qualité des eaux de surface

Si aucune étude sur l'érosion hydrique et les transferts sédimentaires n'a été réalisée sur les bassins versants de l'**Ardières** et du **Ruisseau des Fontaines**, des **mesures** pour renseigner la **qualité** des **eaux** de surface sur ces secteurs ont été effectuées, notamment par l'**INRAE** de Lyon-Villeurbanne et le **SMRB**. Les suivis de transfert de produits phytosanitaires sur le site **Ardières-Morcille** sont anciens (Tableau 3-3). Le rapport publié par le (Syndicat Mixte des rivières du Beaujolais & Abiolab Asposan, 2018) sont les résultats les plus récents sur le secteur.

Entre 2007 et 2018 la **qualité hydrobiologique**²⁴ de l'**Ardières** a **diminué** dans sa partie aval, passant à un niveau moyen. Sur la même période, la **situation** s'est **améliorée** sur la **Morcille**, avec une qualité hydrobiologique passant d'un niveau médiocre à un niveau moyen. La situation s'est aussi améliorée sur la partie aval du Marverand : qualité hydrobiologique **moyenne** après la confluence avec le **Ruisseau des Fontaines**.

²⁴ L'hydrobiologie étudie la composition et la structure des principaux groupes d'organismes peuplant les écosystèmes aquatiques. Elle permet d'en suivre la qualité globale du milieu, l'évolution et d'évaluer l'impact de diverses pressions.

Lors des campagnes réalisées à l'été 2018, la concentration en produits phytosanitaires sur la Morcille était de près de 40 µg/L cumulés. À l'inverse, le bassin versant du Marverand présente des concentrations en produits phytosanitaires relativement faibles (> 5 µg/L cumulés sur l'ensemble des campagnes). La **différence** en termes de quantité de **produits phytosanitaires** mesurée dans le Marverand et la Morcille semble corrélée à la surface en vigne et à la capacité d'infiltration (liée à l'**enherbement**) des bassins versants.

Tableau 3-3 : Données relatives aux produits phytosanitaires collectées par l'INRAE Lyon-Villeurbanne aux stations des Versauds et de Pizay. Source : Gouy et al. (2021).

The table content is missing from the page, appearing as a large grey rectangular area.

Une diminution des quantités de produits phytosanitaires dans les cours d'eau est observée entre 2007 et 2018 pour le Marverand comme pour la Morcille. Cette différence pourrait être expliquée par un **changement** de **pratiques viticoles** mais aussi des **pluies** en **moindre** quantité en 2018 par rapport à 2007.

Conclusion du troisième chapitre

Le Beaujolais viticole constitue un **terrain d'étude idéal** pour l'étude de la relation entre la structure paysagère et les transferts sédimentaires. Le vignoble se localise sur de fortes pentes, morcelées en de petites parcelles, densément plantées, dans le sens de la pente et sur sol nu. On y observe une grande densité d'infrastructures de drainage des versants et de collecteurs à sédiments mis en place par les viticulteurs-trices pour gérer leur ressource en sol. Depuis 20 ans, les pratiques culturales tendent à évoluer, modifiant le paysage avec elles. Pour l'ensemble de ces raisons, les observations géomorphologiques plaident en faveur de **transferts sédimentaires élevés**. Ils n'ont, toutefois, **pas encore fait l'objet d'un suivi** dans le secteur et les **modalités de transferts** entre les composantes de la cascade sédimentaire reste particulièrement **méconnue**.

Dans le cadre de cette thèse, **deux secteurs représentatifs** de la diversité paysagère du Beaujolais ont été sélectionnés afin de questionner l'emboîtement des d'échelles en termes de transferts hydro-sédimentaires. Ce travail s'inscrit dans le cadre de recherches menées sur le **site Ardières – Morcille** situé dans la zone des crus, à moins d'une dizaine de kilomètres de Belleville-en-Beaujolais, secteur suivi depuis 30 ans sur la question des transferts de produits phytosanitaires. Il se concentre sur le sous-bassin versant de la Morcille (8 km²) qui s'inscrit dans le bassin versant de l'Ardières (154 km²). Le secteur est représentatif du paysage hérité de l'âge d'or du Beaujolais nouveau avec une omniprésence de la vigne. Dans une perspective de comparaison, le sous-bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** (8 km²) a fait l'objet d'un suivi complémentaire. Il se situe plus au sud, sur substrat calcaire en appellations Beaujolais et Beaujolais village. La superficie moyenne des parcelles y est plus importante (0,78 ha) que sur la Morcille (0,5 ha), les modes d'occupation plus diversifiés, l'enherbement est plus généralisé dans le vignoble et les infrastructures de drainage y sont moins présentes.

Conclusion de la première partie

Cette **première partie** a permis d'établir le cadre conceptuel et spatial dans lequel s'intègre cette recherche. Le premier chapitre de l'état-de-l'art aborde les outils conceptuels et métrologiques qui encadrent l'étude des transferts hydro-sédimentaires. Ces transferts s'organisent selon un **système complexe** où transparaissent des **effets d'échelle**. De ce cadre, sont mobilisés les concepts de **cascade** et de **connectivité sédimentaire** qui impliquent des effets de **réseau** avant tout dépendants de la **structure paysagère**. Bien qu'il existe une importante diversité d'outils métrologiques, l'**effet de la structure paysagère** sur les transferts hydro-sédimentaires reste **difficile à établir** à l'échelle du bassin versant. Une grande diversité de **modèles** a été développés pour tenter de dépasser ces manques dans la connaissance scientifique et surtout pour **décrypter** les **signaux sédimentaires** à différentes échelles dans les bassins versants. La typologie critique présentée dans le deuxième chapitre témoigne de la diversité des approches tant dans la formalisation conceptuelle des modèles que dans les formes d'intégration des éléments de la structure paysagère.

Ces incertitudes dans la connaissance scientifique du poids de la structure paysagère sur les transferts hydro-sédimentaires traduisent le besoin de recherche toujours effectif en bassins versants agricoles. Dans ces contextes, le rôle des éléments qui composent la structure paysagère est d'autant plus forte qu'ils sont nombreux et de nature variable. Si leur importance unitaire dans les transferts n'est plus à prouver, il reste à développer des méthodes afin d'en préciser les implications lorsqu'ils se combinent au sein d'un bassin versant. Dans ce cadre, le **Beaujolais viticole** apparaît comme un territoire particulièrement adapté du fait de ses caractéristiques géomorphologiques et paysagères. Bien qu'une quantification des **transferts hydro-sédimentaires** n'y ait jusqu'ici pas été réalisée, ils y sont considérés comme **élevés a priori** et sont associés à une **structure paysagère complexe**.

La question de l'influence de la structure paysagère sur le cheminement des sédiments constitue le cœur de cette thèse. Il s'agit alors de :

- Décrire les déconnexions et formaliser une typologie des modalités de connexions ;
- De mesurer les transferts hydro-sédimentaires à différentes échelles ;
- D'évaluer l'efficacité des connexions et de discuter des enjeux en termes de ressource en sol.

L'exploration des effets de déconnexions des transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles aménagés requiert l'emploi de méthodes issues de deux champs scientifiques complémentaires : la géomatique et la métrologie de terrain. Dans un souci de plus grande clarté, la suite de ce travail de thèse se subdivise en deux **parties thématiques** comportant chacune un chapitre de présentation de la méthodologie employée (chap. 4 et 6) suivi des résultats qui en découlent (chap. 5 et 7). La partie 2 aborde la question de l'implication de la structure paysagère dans les transferts hydro-sédimentaires sous l'angle de l'analyse spatiale (formalisation des patrons spatiaux de l'organisation spatiale des bassins versants) et de la connectivité (aptitude à déconnecter les flux hydro-sédimentaires). La dernière partie se

focalise sur la métrologie et la quantification in-situ des flux à différentes échelles afin d'envisager la connectivité au sein de la cascade sédimentaire.



PARTIE 2 – Réseaux anthropiques et connectivité sédimentaire dans les bassins versants du Beaujolais viticole

Cette **deuxième partie** porte sur la caractérisation de la connectivité sédimentaire de deux petits bassins versants du Beaujolais viticole : la Morcille et le Ruisseau des Fontaines. L'état-de-l'art a montré les difficultés d'évaluation de la connectivité sédimentaire du fait des multiples facteurs qu'elle intègre, de sa variabilité spatiale et temporelle et les limites des modèles disponibles pour intégrer les éléments de la structure paysagère de manière exhaustive (cf. chap.1 et 2). L'objectif de cette partie est de formaliser une représentation cartographique rendant compte de la complexité de la structure paysagère et de son influence dans l'organisation de la cascade sédimentaire. Sans intégrer explicitement de sédiments, elle repose sur une démarche de cartographie et d'analyse spatiale visant à établir une typologie descriptive et mesurer les potentiels de connectivité.

Le **quatrième chapitre** aborde la méthode développée pour évaluer la contribution des éléments anthropiques de la structure paysagère dans les transferts hydro-sédimentaires en bassin versant agricole. Pour ce faire, les éléments de drainage sont inventoriés, décrits puis formalisés sous la forme d'un réseau au sein duquel sont construits des objets cartographiques *ad hoc*. Ils permettent la description de la structure de la cascade sédimentaire à l'aide d'outils issus de la théorie des graphes. L'objectif est d'individualiser la contribution de chaque élément dans la distorsion de la connectivité.

Le **cinquième chapitre** présente les résultats de ces analyses. Il s'organise autour d'une typologie d'infrastructures de drainage et d'objets cartographiques associés dont le rôle et la position au sein du bassin versant et de la cascade sédimentaire sont spécifiques. L'approche cartographique centrée sur les infrastructures de drainage met en lumière un schéma général de connectivité en Beaujolais et des éléments clefs du réseau dans une perspective de la limitation des transferts hydro-sédimentaires au cours d'eau.

Chapitre 4 – Méthodologie : analyse spatiale pour l'évaluation de la connectivité sédimentaire en contexte agricole

Introduction du quatrième chapitre

L'état de l'art a mis en lumière les **difficultés** à **évaluer** la **connectivité sédimentaire** dans des **contextes** où les **aménagements** sont **multiples**, dont le Beaujolais viticole est un exemple par sa forte densité d'infrastructures linéaires. Ce chapitre part du constat de la nécessité de développer des **méthodes ad hoc** pour **intégrer** les **effets** de la **complexité** de la structure **paysagère** en termes de connectivité sédimentaire.

Plusieurs études ont souligné l'intérêt de la **théorie** des **réseaux** et des **graphes** dans l'étude de la connectivité sédimentaire (Heckmann & Schwanghart, 2013). Les réseaux sont constitués de nœuds et de liens entre ces nœuds. Comme dans l'approche développée par Cossart & Fressard (2017) ; Fressard & Cossart (2019), les **liens** correspondent aux **voies de déplacement** des transferts hydro-sédimentaires. Ils connectent différentes **unités géomorphologiques** (sources, stockages et pièges à sédiments) qui constituent les **nœuds** du réseau. Les nœuds et les liens sont caractérisés par des **entités de nature différente** et dont l'intégration est essentielle pour comprendre le fonctionnement de la cascade sédimentaire : topographie, type de sol, occupation du sol, infrastructures de drainage, collecteurs de sédiments.

De ce fait, la méthodologie développée repose sur ce mode de formalisation pour décrypter le fonctionnement en réseau des éléments de la structure paysagère et son implication dans les transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole. Elle est synthétisée dans la Figure 4-1 et repose sur les objectifs suivants :

- Inventorier et **cartographier** les éléments constitutifs de la structure paysagère. Il s'agit à la fois de créer une typologie d'éléments de la structure paysagère, de collecter et décrire les données à partir de bases de données existantes et d'un travail de terrain.
- Extraire les **propriétés structurelles** du réseau d'infrastructures linéaires par la formalisation spatiale des interactions entre ses différents éléments et leur mesure.
- Évaluer la **connectivité sédimentaire** par l'application de l'indice de connectivité (Borselli *et al.*, 2008) dans la structure du graphe.
- **Confronter** différentes **structures paysagères** en comparant les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines et en individualisant le rôle des éléments de la structure paysagère.

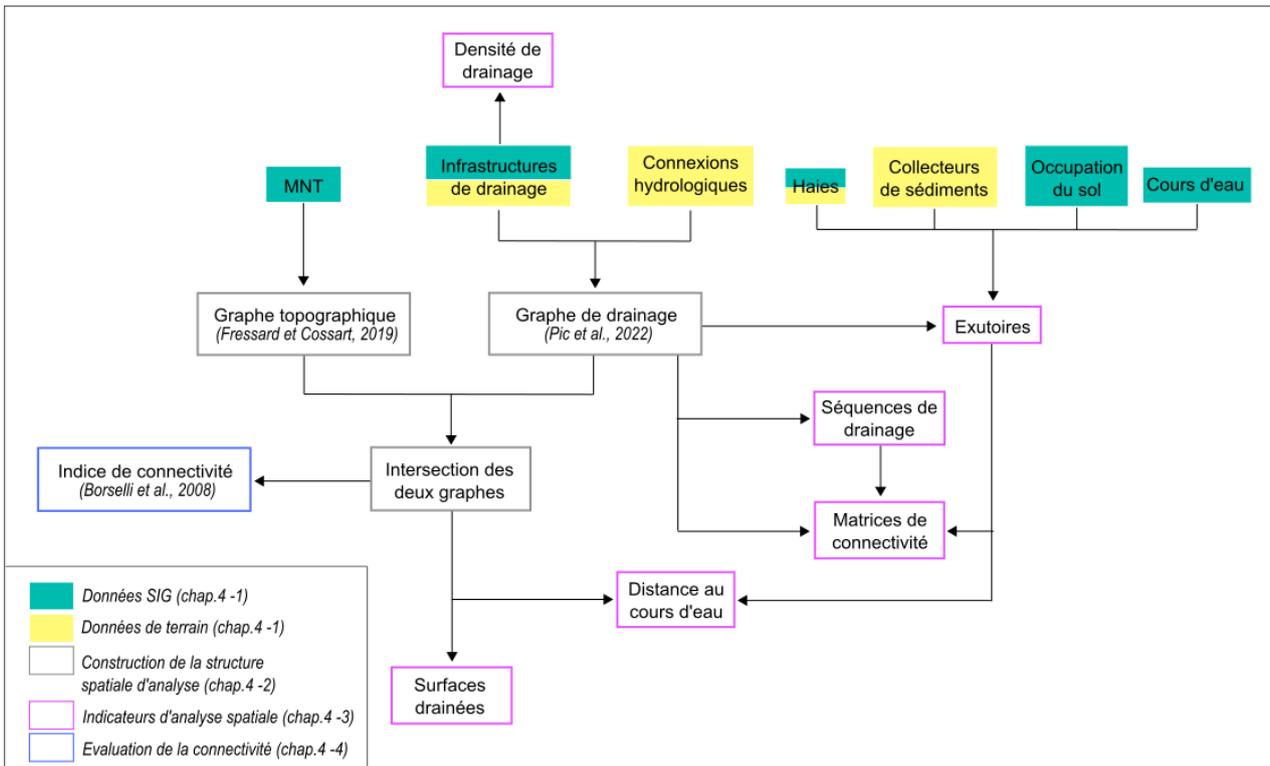


Figure 4-1 : Méthodologie générale employée dans ce chapitre.

1. Inventaire et cartographie des éléments de la structure paysagère

L'**inventaire** des éléments du **paysage** a pour objectif de caractériser leur **variabilité** entre et au sein des deux bassins versants d'étude, ainsi que son **influence** sur les **flux hydro-sédimentaires** au niveau local. La part la plus importante de cette caractérisation repose dans la cartographie exhaustive des éléments d'origine anthropique de la structure paysagère qui ont une influence sur l'organisation spatiale des flux hydro-sédimentaires : (1) l'occupation du sol, (2) les infrastructures linéaires de drainage des versants et (3) les collecteurs de sédiments. Cette cartographie permet de comprendre dans quelle mesure les aménagements influencent la connectivité. Ces influences sont mesurées à partir d'un état de référence, celui d'une connectivité strictement guidée par la topographie d'ensemble (affranchie de tout artefact). Il s'agit de **hiérarchiser** les secteurs du bassin versant en fonction des **propriétés de connectivité locale**, notamment du fait des particularités de la structuration des **réseaux de drainage**. L'ensemble des données utilisées sont synthétisées dans le Tableau 4-1.

1.1. Réseau hydrographique

Le **réseau hydrographique**, qui recueille l'ensemble des écoulements au sein d'un bassin versant, est la première donnée qui a été collectée. Le réseau hydrographique qui a été utilisé est celui issu de la **BD TOPO®** (IGN, 2017a).

Différentes sources de données relatives au réseau hydrographique peuvent être utilisées pour la France : inventaire de terrain, BD TOPO®, BD Topage® ou extraction à partir du modèle

numérique de terrain (MNT) (Reulier, 2015). L'inventaire de terrain a été écarté du fait de son caractère chronophage, de la définition délicate de cours d'eau et de la préexistence de bases de données de bonne qualité. Parmi les bases de données existantes, le choix s'est porté sur la **BD TOPO®** (IGN, 2017a) du fait qu'elle présente une précision de l'ordre du mètre, une des meilleures parmi les données disponibles. La BD Topage® (SANDRE, 2019) est d'une précision équivalente et concorde avec le MNT produit par l'IGN (2020a) à la différence de la BD TOPO®. Elle n'a pas été utilisée du fait de sa disponibilité ultérieure à la collecte des données puisqu'elle n'est accessible que depuis l'été 2020. Le réseau hydrographique aurait pu être dérivé à partir du MNT afin que sa localisation soit cohérente par rapport au thalweg. Cette option a été écartée du fait de la qualité variable du MNT sur les secteurs étudiés, notamment en fond de vallée où la ripisylve gêne la bonne acquisition de données photogrammétriques (cf. chap.4 - 1.2).

Tableau 4-1 : Synthèse des données utilisées.

Données recherchées	Base de données utilisée	Producteur	Méthode d'acquisition	Date de production de la donnée	Résolution	Format	Type d'entités spatiales	Intérêts	Limites
Réseau hydrographique	BD TOPO®	IGN	X	2017	1:1 000	vecteur	lignes	Bonne précision	Pas forcément cohérent avec le MNT
MNT	RGE ALTI®	IGN	Prétraitements PULSE	2020	2m	raster	pixels	MNT hydrologiquement correct	Précision insuffisante pour l'inventaire des infrastructures de drainage
Occupation du sol	X	J.PIC	Photo-interprétation	2020	1:5000	vecteur	surfaces	Parcelle paysagère	chronophage
Axes routiers	BD TOPO®	IGN	X	2017	> 1:2 000 à < 1:50 000	vecteur	lignes	Bonne précision	X
Chemins inter-parcellaires	X	J.PIC	Photo-interprétation	2019	1:200	vecteur	lignes	Bonne précision + connexions hydrologiques	X
Fossés	X	J.PIC	Inventaire de terrain	2020	1:200	vecteur	lignes		chronophage
Haies	X	J.PIC		2020	1:200	vecteur	lignes		non-exhaustif
Collecteurs de sédiments	X	J.PIC		2020	1:200	vecteur	points		non-exhaustif

1.2. Relief

La représentation des axes d'écoulement selon la pente nécessite de disposer d'informations sur la topographie du secteur considéré. Étant donné la taille des secteurs d'étude et la présence d'un réseau de drainage d'origine anthropique, un MNT précis et d'une résolution suffisamment fine est nécessaire pour enregistrer les trajectoires des écoulements de surface sur les versants. Le MNT en libre-accès de meilleure résolution disponible pour le secteur est celui du RGE ALTI®, base de données de la topographie à échelle fine, produit par l'IGN (2020a). Le MNT qui a été utilisé est d'une résolution initiale de 1 m. Il est mis à jour à partir des levés obtenus par LIDAR aéroporté ou par photogrammétrie²⁵ d'images aériennes. Ainsi « la précision du MNT varie selon les zones et les enjeu » (IGN, 2022). La qualité du MNT

²⁵ La photogrammétrie est une technique permettant de déterminer les dimensions et les volumes des objets à partir de mesures effectuées sur des photographies montrant les perspectives de ces objets.

peut varier sur des secteurs réduits comme c'est par exemple le cas au sein du bassin versant du Ruisseau des Fontaines (exemple en Figure 4-2).

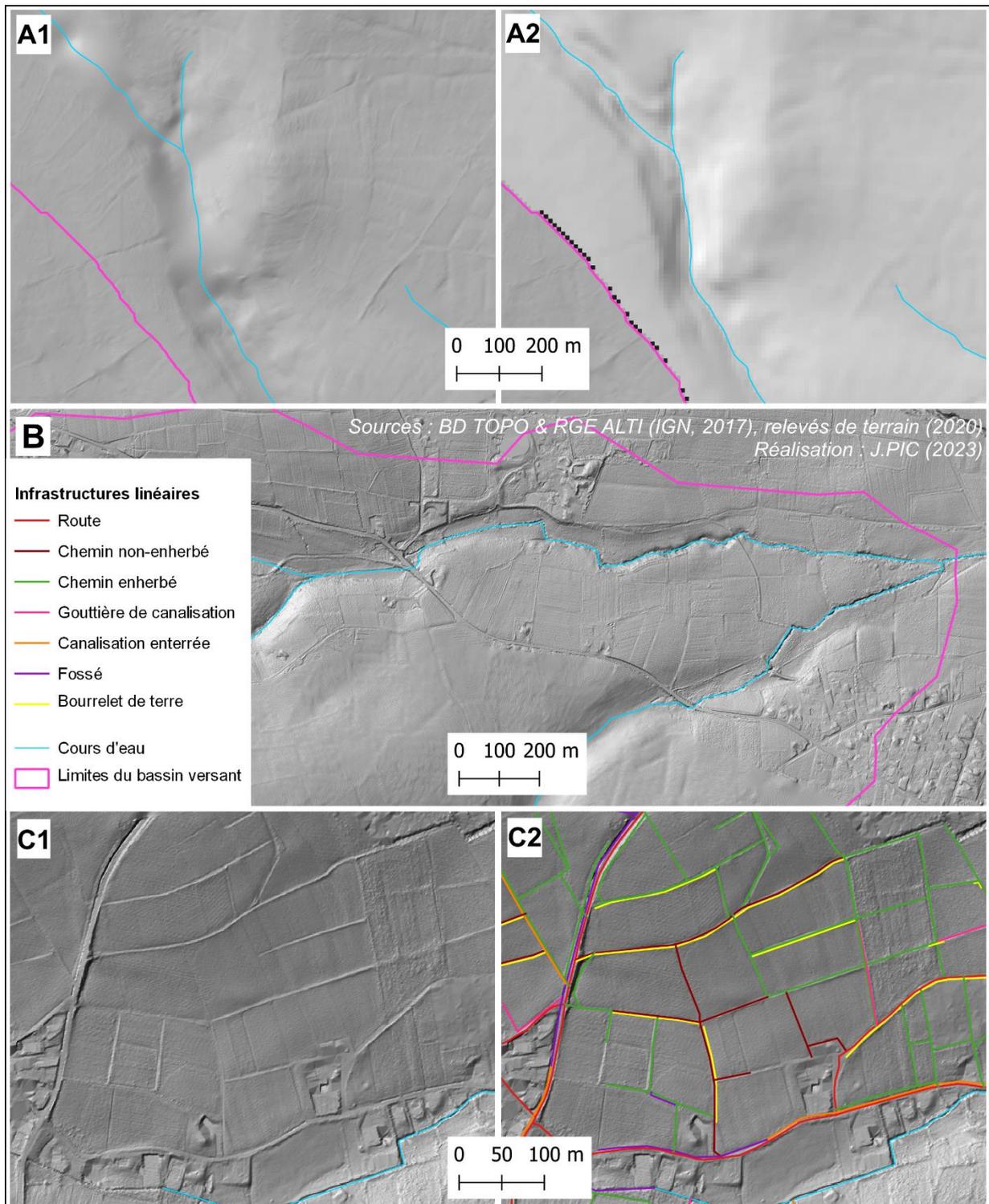


Figure 4-2 : Extraits des MNT des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. A1 – Ripisylve couvrant le cours d'eau. A2 – Le cours d'eau est visible dans le MNT après traitements. B – Un MNT de qualité variable au sein d'un même bassin versant. C1 – Secteur de bonne qualité du MNT et C2 – sur lequel les infrastructures de drainage sont visibles.

Du fait de la qualité médiocre du MNT sur les secteurs étudiés, des prétraitements ont été réalisés manuellement afin d'en améliorer la qualité et la précision pour une utilisation à échelle fine. Il s'agissait d'effacer le bruit lié à la végétation, notamment lié à la ripisylve (Figure 4-2 – A1 & A2), de combler les cuvettes pour obtenir un écoulement qui atteint toujours le cours d'eau et de corriger la localisation du cours d'eau afin qu'il soit continu jusqu'à l'exutoire. Le MNT du bassin versant de la Morcille est principalement issu de la photogrammétrie. Les prétraitements ont été réalisés dans le cadre du projet PULSE selon les étapes suivantes.

Étape 1 : **Lissage** du MNT et dégradation de la résolution pour éliminer le **bruit** lié à la végétation (notamment les haies), aux fossés et aux routes. Pour cela, le MNT est rééchantillonné selon une grille d'une résolution de 2 m dont est extrait un semis de points régulier comprenant les valeurs d'altitude.

Étape 2 : **Correction** des **surestimations** des altitudes dans les zones de forêt, notamment sur les ripisylves.

- Identification des zones qui posent problème : zones boisées interférant avec l'écoulement du cours d'eau.
- Digitalisation et conversion en points des courbes de niveau sur ces secteurs à partir de la carte topographique au 1 : 25 000 (IGN, 2020b).
- Réattribution des valeurs d'altitudes aux points dans les secteurs identifiés.

Étape 3 : **Interpolation**. Le semis de points dont les valeurs d'altitude ont été corrigées est interpolé avec la méthode « Topo to raster », chaîne de traitement ArcGIS optimisée pour interpoler les MNT. Le tracé du cours d'eau issu de la BD Topo® est utilisé dans la chaîne de traitements pour forcer l'écoulement selon cet axe. Dix MNT ont été générés avec une augmentation progressive du lissage. Le meilleur MNT est sélectionné à dire d'expert à partir de l'analyse visuelle des dérivées (Thiery, 2007 ; Fressard, 2013).

Le MNT du Ruisseau des Fontaines a bénéficié de prétraitements plus succincts du fait de la meilleure qualité du MNT de base. Le cours d'eau est gravé dans le MNT de manière à en corriger la localisation (outil 'burn stream into DEM'). Puis les cuvettes sont remplies afin que l'ensemble des flux soient topographiquement orientés vers le cours d'eau (outil 'fill sinks'). L'ensemble des prétraitements du MNT de ce bassin versant ont été réalisés dans QGIS (QGIS Association, 2023).

1.3. Occupation du sol

Pour que les **modes d'occupation** du sol aient un sens en termes de transferts hydro-sédimentaires, il faut considérer la **parcelle au sens paysager** du terme. Elle est définie comme la plus petite entité avec des caractéristiques internes homogènes (définition inspirée de Delenne *et al.* (2010), tant en termes de mode d'occupation du sol que, pour les parcelles agricoles, de mode de culture et de manière à ce qu'elle ne soit pas subdivisée par une quelconque infrastructure. Pour une parcelle de vigne par exemple, cette homogénéité

comprend non seulement le mode d'occupation du sol, mais aussi l'orientation des rangs, la largeur de l'inter-rang, la structure de l'enherbement, les pratiques agricoles, etc.

L'occupation du sol a été cartographiée par **digitalisation manuelle** au **1 : 5000** à partir de la BD ORTHO®²⁶ (IGN, 2017b) ; (Cossart et al., 2020b). La photo-interprétation a été privilégiée car elle permet une distinction très fine des modes d'occupation du sol par comparaison à d'autres méthodes qui ont tendance à agréger des modes d'occupation du sol proches (e.g. utilisation de bases de données existantes, classification semi-automatisée). La typologie utilisée dans le cadre de cette recherche comprend **huit modes d'occupation du sol** : (1) la vigne, (2) les prairies, (3) les autres formes d'agriculture, (4) les friches, (5) les forêts et espaces boisés, (6) le bâti, (7) les zone de chantiers et d'extraction de matériaux, (8) les surfaces en eau. L'identification des friches reste délicate du fait qu'elles constituent un élément polymorphe pouvant être assimilé à de la prairie ou à de la forêt et que seule l'expertise peut permettre de différencier à partir de photographies aérienne (Pic et al., 2020).

Le choix de la **photo-interprétation** s'est imposé car les bases de données d'occupation du sol existantes n'ont soit pas une résolution, soit un découpage conforme à la définition d'une parcelle paysagère. La résolution du CORINE Land Cover (Copernicus, 2018) n'est que de 25 ha, résolution insuffisante pour la cartographie des modes d'occupation du sol sur les secteurs étudiés. L'occupation du sol produite par THEIA (2018) est, quant à elle, d'une résolution de 10 m mais le découpage des unités ne correspond pas à définition de la parcelle explicitée préalablement, notamment dans le vignoble où les pratiques culturelles varient sur des secteurs réduits. Le registre parcellaire graphique (RPG - (IGN, 2021) aurait pu servir de base pour la définition des parcelles agricoles. Toutefois, du fait du nombre réduit d'aides de la politique agricole commune de l'Union Européenne à destination de la viticulture, cette base de données se révèle très lacunaire dans le Beaujolais.

De même, il a été envisagé d'utiliser le parcellaire cadastral (IGN, 2019) comme base à l'attribution des modes d'occupation du sol car cette base de données constitue l'unité cartographique existante la plus détaillée. Toutefois, le découpage manuel des parcelles a été préféré face à au manque de cohérence du parcellaire cadastral pour délimiter les parcelles au sens paysager. Les parcelles cadastrales sont cohérentes en termes de foncier mais pas forcément d'occupation du sol. La Figure 4-3 présente différents problèmes de découpage des parcelles issues de la BD PARCELLAIRE. Le découpage manuel des parcelles a ainsi permis d'éviter les erreurs topologiques par un découpage qui ne laisse aucun espace vide entre elles et cohérent avec le tracé du cours d'eau.

La classification par mode d'occupation permet d'évaluer le rôle des parcelles en termes de transferts sédimentaire. Le mode d'occupation du sol ne représente, toutefois, qu'un état moyen pour les parcelles cultivées. Il ne permet pas d'intégrer la **variabilité saisonnière** et de **pratiques culturelles** (Foster et al., 2011 ; Smith et al., 2014). Dans le cas de la vigne, il existe

²⁶ BD ORTHO® : Base de données d'orthophotographies produite pour l'ensemble de la France métropolitaine par l'Institut Géographique National à une résolution de 20 cm.

une grande diversité saisonnière dans les pratiques culturales. La variabilité spatio-temporelle de l'enherbement représente notamment un fort enjeu (e.g. Biddoccu *et al.*, 2020). Le nombre de parcelles en vigne ainsi que la diversité dans les pratiques en Beaujolais viticole (cf. chap.3 – 2.1.1.) sont considérables. De fait, le taux d'enherbement des parcelles n'est pas décrit mais les parcelles sont subdivisées lorsqu'elles présentent des pratiques culturales différentes (organisation des rangs de vigne, type d'enherbement). Pour de futures utilisations, un degré supplémentaire de classification pourrait ainsi être appliqué sans avoir à modifier la structure spatiale des parcelles.



Figure 4-3 : Problème de découpage des parcelles dans la BD PARCELLAIRE sur le bassin de la Morcille.

A – Parcelle cadastrale unique contenant vigne et bâti. A l'est l'espacement entre les parcelles témoigne de la présence d'une route. Au nord, le parcellaire et le cours d'eau ne correspondent pas.

B – Les deux parcelles cadastrales à l'est subdivisent une même parcelle de vigne et de friche. La parcelle cadastrale au sud-ouest contient une portion en vigne, une portion en vigne arrachée et une portion de prairie.

C – La parcelle cadastrale contient une portion de friche et de vigne. La portion en vigne est subdivisée en plusieurs îlots de culture que délimitent des chemins enherbés. Elle présente deux modes de cultures différents de vigne entre une vigne en foule au nord-est et une vigne palissée et enherbée un inter-rang sur cinq.

1.4. Infrastructures de drainage

Comme abordé dans la section 2.1.4. du chapitre 3, il existe en Beaujolais viticole de nombreuses infrastructures linéaires ayant un rôle de drainage des versants. Du fait de leur diversité et de leurs effets variables sur les transferts hydro-sédimentaires, une typologie a été réalisée afin de cartographier les infrastructures. Elle s'est appuyée sur un mémoire de master portant sur l'analyse de l'influence des infrastructures linéaires sur les transferts hydro-sédimentaires dans le bassin versant de la Morcille (Escot, 2005). Ce travail a servi de base pour la construction de la **typologie d'infrastructures linéaires**. La typologie a ensuite été affinée par un travail de revue de la littérature scientifique ayant porté sur des thématiques similaires (Aurousseau *et al.*, 2009 ; David *et al.*, 2014 ; Reulier, 2015 ; Fressard & Cossart, 2019) et par une phase exploratoire de terrain afin de confirmer la typologie. Trois types d'infrastructures ont été définies : les **axes de transport**, les **infrastructures explicites de drainage** et les **haies** (Pic *et al.*, 2022). Les détails concernant les différents éléments sont décrits dans les parties suivantes (1.4.1 à 1.4.3).

La constitution de la base de données cartographique d'infrastructures de drainage a, dans un premier temps, été réalisée par collecte des **données existantes** puis par **photo-interprétation** pour celles visibles sur les photographies aériennes haute résolution (BD ORTHO®) de l'IGN (2017b). Conjointement, un travail de **terrain** pour un relevé exhaustif de l'ensemble des **réseaux** de drainage des versants et de leurs **connexions** a été effectué. L'intégralité des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines ont été parcouru à pied afin de modifier et d'affiner la base de données (Figure 4-4). Le référencement des infrastructures de drainage sur le terrain a été réalisé à l'aide des photographies aériennes, servant de support cartographique (ex. Figure 4-5), d'un GPS et d'un appareil photo afin d'accompagner la base de données cartographique d'une base de données photographique géoréférencée.



Figure 4-4 : Campagne de référencement des infrastructures de drainage sur le Mont-Brouilly, octobre 2018.

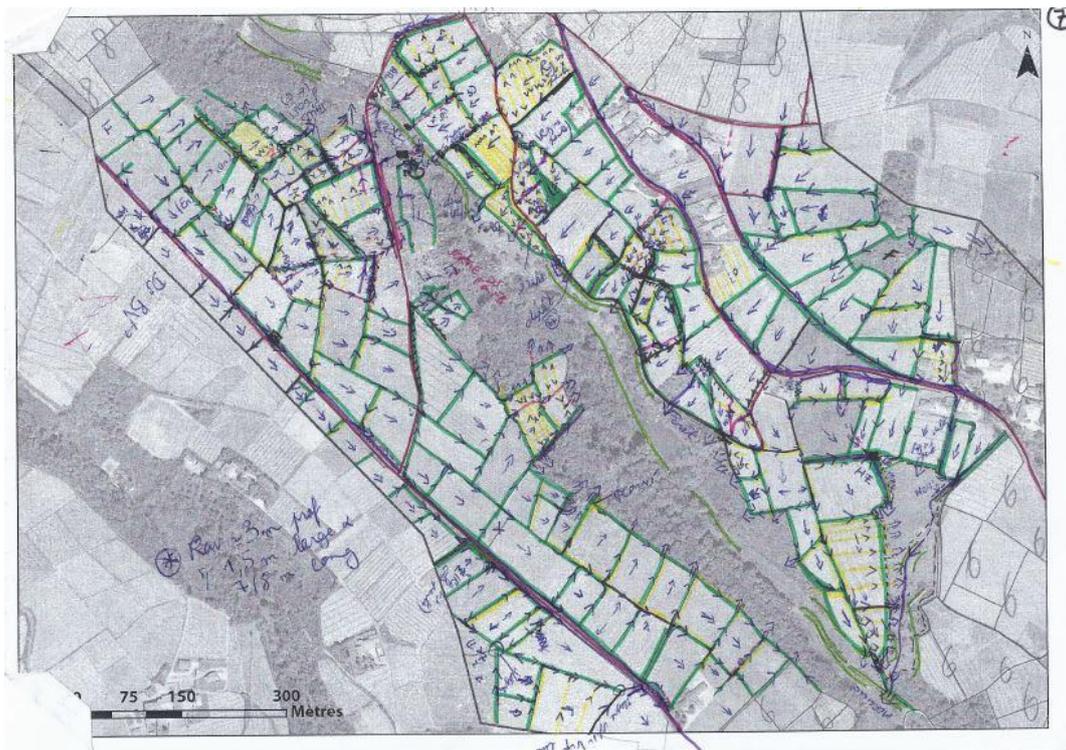


Figure 4-5 : Fiche de terrain n°7 du référencement des infrastructures linéaires sur le bassin versant de la Morcille.

1.4.1. Axes de transports

Le **réseau routier** a été extrait de la **BD TOPO®** (IGN, 2017a). Les axes routiers ont été complétés par **photo-interprétation** (au 1 : 2000) afin d'ajouter les chemins inter-parcellaires manquants dans la BD TOPO® et qui sont visibles sur les photographies aériennes du fait du faible couvert arboré des paysages viticoles. La disponibilité d'images à haute résolution, la bonne visibilité de la surface du sol et l'obligation légale d'enherbement des pourtours de parcelles viticoles (ex. Figure 4-6) ont permis d'inventorier les chemins inter-parcellaires. Le travail de terrain est venu confirmer la permanence des infrastructures ainsi que leur type (route, chemin non-enherbé, ou chemin enherbé). La localisation et le type des axes de transport acquis par photo-interprétation étaient valides pour 98% des infrastructures, démontrant l'efficacité de la méthode employée.

1.4.2. Infrastructures explicites de drainage

Les **infrastructures explicites de drainage** sont des infrastructures linéaires qui ont pour objectif la gestion des flux hydro-sédimentaires. Il s'agit de fossés et d'infrastructures de redirection du ruissellement érosif au sein des parcelles agricoles. Leur intégration dans une base de données spatialisée représente un enjeu conséquent car il n'existe pas de base de données de référencement des fossés de bord de route ou des infrastructures de gestion des

parcelles agricoles. Il existe une catégorie « fossés » dans la base de données OpenStreetMap (Fondation OpenStreetMap, 2023), toutefois exempte d'entités sur les secteurs d'étude.



Figure 4-6 : Extrait de la BD ORTHO® sur le secteur d'étude. Les limites de parcelles en vigne sont bien visibles du fait de leurs contours enherbés.

Des travaux scientifiques ont souligné l'intérêt des MNT haute résolution pour l'automatisation de la détection des infrastructures ayant une influence sur la microtopographie (Cazorzi *et al.*, 2013 ; López-Vicente & Álvarez, 2018). Le LIDAR produit par l'IGN n'est disponible pour le Beaujolais que depuis l'automne 2022 (IGN, 2022). La disponibilité tardive de la donnée et le nécessaire travail de pré-traitements n'ont pas permis la détection des infrastructures de drainage à partir de la donnée LIDAR. Le MNT du RGE ALTI® (IGN, 2020a) ne présente une résolution ni suffisante ni homogène pour la détection des réseaux de drainage qui sont des infrastructures de taille réduite (ex. Figure 4-2).

Le travail de terrain a été privilégié pour référencer les infrastructures explicites de drainage du fait des contraintes citées précédemment. Il a permis d'inventorier lesdites infrastructures non référencées dans une base de données et non visibles par photo-interprétation. Il a, en outre, permis d'en spécifier les caractéristiques : localisation, profondeur, enherbement, etc. ; que même un MNT à très haute résolution n'aurait pas permis d'obtenir. Le référencement par travail de terrain des infrastructures de drainage peut toutefois s'avérer difficile du fait de mauvaises conditions de visibilité liées à la saisonnalité (Figure 4-7) et de l'ampleur du travail qu'il nécessite.

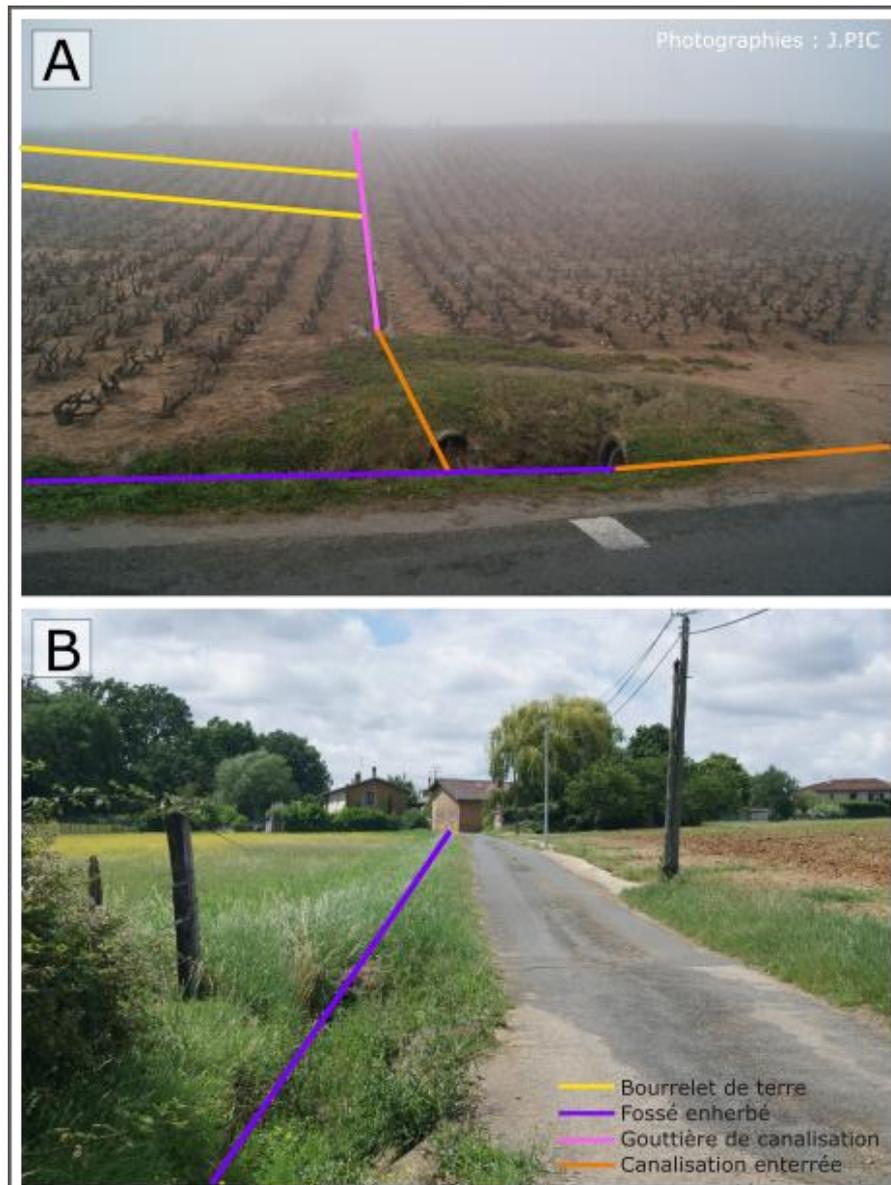


Figure 4-7 : Effets de saisonnalité jouant sur la visibilité des infrastructures explicites de drainage. A – Réduction de la visibilité par la brume. B – Fossé rendu invisible par son enherbement.

1.4.3. Haies

Les **haies** sont des éléments du paysage ayant un rôle primordial dans la **limitation** des **transferts hydro-sédimentaires** : blocage, infiltration et réorientation des écoulements (Mérot, 1999 ; Gascuel-Oudoux *et al.*, 2011). Elles ont été prises en compte lors de la création de la base de données spatialisée. Du fait de l'absence d'une base de données référençant les haies en Beaujolais, elles ont tout d'abord été référencées par photo-interprétation puis par une vérification de terrain.

La **présence réduite** sur le territoire de ces infrastructures paysagères leur confère un **rôle limité** dans l'atténuation des transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole (e.g. Figure 4-8). Leur description se limite à leur seule localisation bien qu'elles pourraient être décrites

de manière plus exhaustive afin d'intégrer leurs caractéristiques structurales : présence sur talus ou non, part d'emprise au sol, essences qui les composent ou encore de leur variabilité intra-annuelle.



Figure 4-8 : Vue dégagée sur les collines avoisinantes depuis le Mont Brouilly. Les espaces boisés se cantonnent aux hauts de versants et aux ripisylves. Source : J.PIC (2020).

1.5. Collecteurs de sédiments

Comme abordé dans le chap.3 – 2.1.4., les infrastructures ont pour rôle la collecte des flux hydro-sédimentaires préalablement transportés dans les infrastructures de drainage dans une perspective de découplage des flux d'eau et de sédiments et la rétention de ces derniers. Ces infrastructures sont implémentées sous forme d'entités ponctuelles dans la base de données. Tous les éléments pouvant constituer d'une manière ou d'une autre un **collecteur de sédiments** ont été inventoriés : bacs décanteurs, mares, étangs ou simples dépressions (Figure 4-9).

Ces différents éléments n'ont pu être identifiés que par un travail de **terrain** permettant leur localisation spatiale et leurs caractéristiques (Figure 4-10). Ces dernières n'ont pu être indiquées que de manière qualitative : le dimensionnement de l'ouvrage et sa capacité de rétention sédimentaire n'ayant pas pu être indiqués. Une photographie géoréférencée systématique du dispositif a été réalisée.

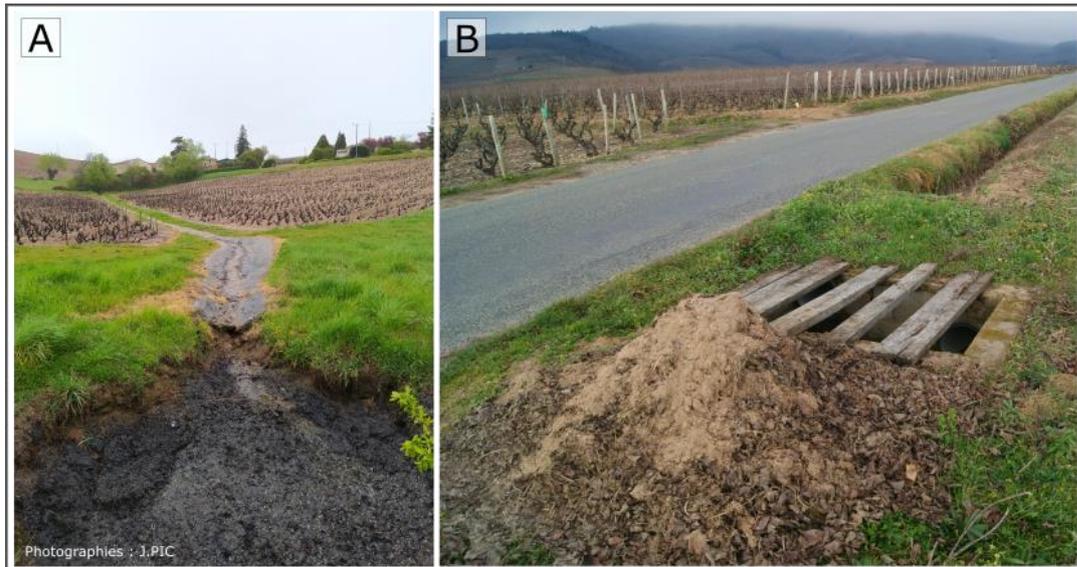


Figure 4-9 : Exemple d'infrastructures jouant le rôle de collecteur de sédiments. A – Simple dépression à l'issue d'une gouttière de canalisation. B – Bac décanteur ayant été curé.



Figure 4-10 : Inventaire d'un collecteur de sédiments, commune de Cercié – octobre 2018.

1.6. Mise en réseau des éléments de la structure paysagère

Comme cela a été souligné préalablement (cf. chap.1 – 1.1.2.2.), la **structure en réseau** des infrastructures de drainage influence la capacité effective de transferts des flux hydro-sédimentaires. L'inventaire de **terrain** a donc non seulement consisté en l'inventaire des éléments de la structure paysagère dans une base de données spatialisée mais aussi de leur **assemblage** en réseau. Les **connexions** entre les différentes infrastructures ont pris en compte les modalités des transferts hydro-sédimentaires (exemple Figure 4-11).

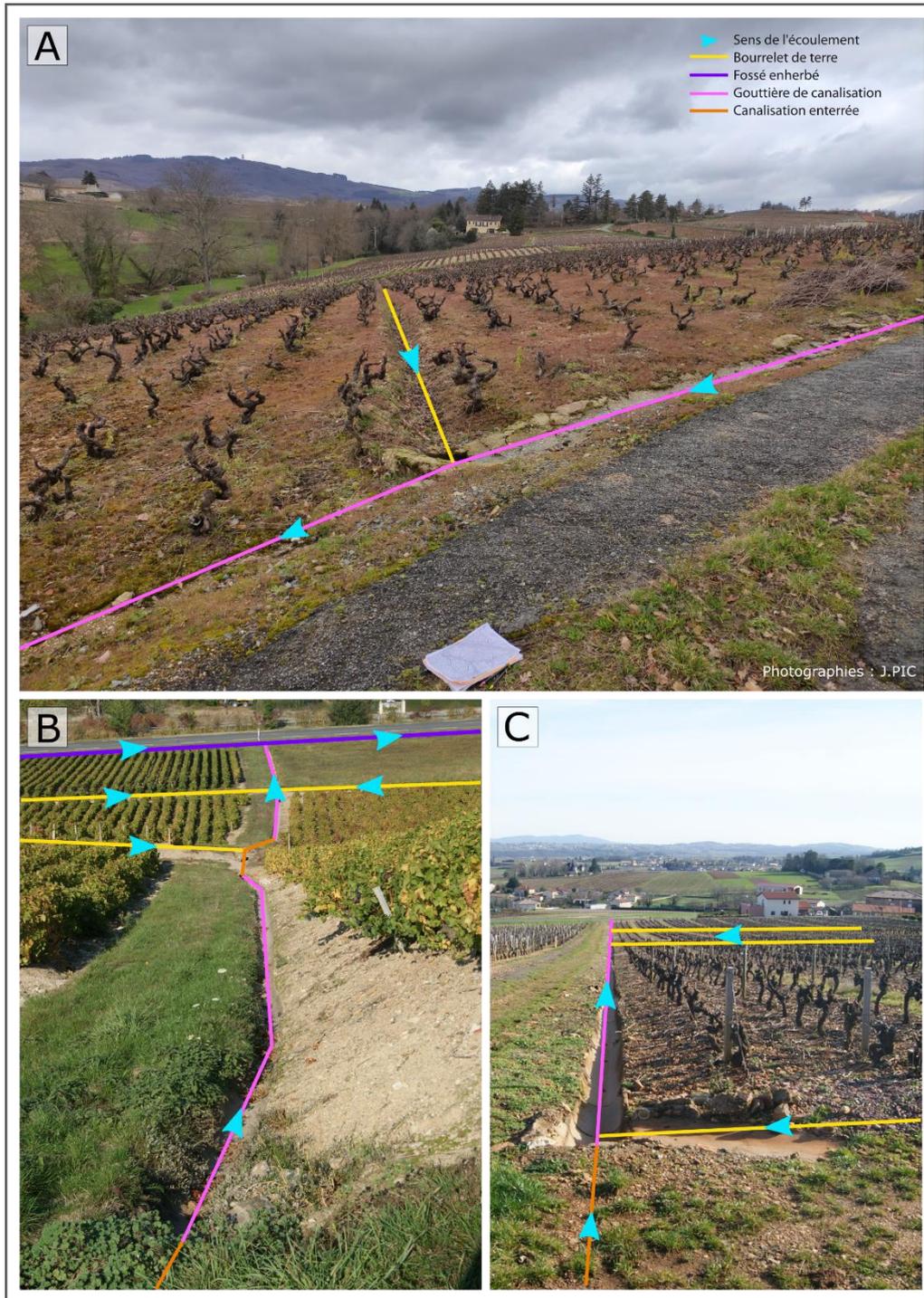


Figure 4-11 : Assemblages d'infrastructures le long du versant

1.6.1. Premier inventaire des connexions

Le travail de **terrain** a permis la collecte des données nécessaires à la formalisation de l'**organisation du réseau** de drainage et du sens de l'écoulement. L'écoulement dans le réseau dépend de la pente mais aussi des voies de canalisation préférentielles suggérées par son organisation. Les photographies de terrain permettent une lecture qualitative ainsi que la sauvegarde des différentes configurations du réseau de drainage (e.g. Figure 4-12).

Prendre en compte l'ensemble du réseau de drainage implique d'intégrer les infrastructures situées topographiquement hors du bassin versant mais connectées au réseau des bassins versants étudiés. À l'inverse, il existe des infrastructures de drainage situées dans le bassin versant topographique mais exportant les flux d'eau et de sédiments hors de celui-ci de fait de connexions avec un réseau situé dans une autre bassin versant. Ces infrastructures ont été intégrées dans la cartographie (Pic *et al.*, 2022).



Figure 4-12 : Schéma d'organisation du cheminement des sédiments dans le paysage, bassin versant de la Morcille.

1.6.2. Suivi d'orages

Des campagnes de terrain complémentaires ont été réalisées pour confirmer le rôle des infrastructures de drainage dans les transferts hydro-sédimentaires et les connexions au sein du réseau par temps de pluie. Les points névralgiques du réseau ont été identifiés préalablement aux **suivis d'orages**. Différents événements pluviométriques ont été suivis afin de constater *in situ* le rôle variable des infrastructures selon ces derniers. Ces suivis ont permis de compléter la base de données photographique et de mettre en perspective le lien entre la genèse du ruissellement érosif et les transferts des sédiments jusqu'au cours d'eau.

Du fait de la forte densité d'infrastructures de drainage dans les secteurs étudiés, les relevés de terrain pour l'inventaire des infrastructures de drainage et la structuration du réseau ont nécessité 30 jours complets de terrain. Un extrait de la cartographie est présenté en Figure 4-13.

L'ensemble des éléments constituant la base de données de la structure paysagère a servi à différentes analyses qui s'étendent de l'analyse spatiale à l'analyse de la connectivité sédimentaire afin de discuter le rôle de la structure paysagère dans les transferts hydro-sédimentaires. En l'absence de méthodes d'analyses ayant été éprouvées, la construction de

la structure spatiale du réseau de drainage a nécessité un travail de **formalisation conceptuelle et technique**, présenté dans la partie suivante.

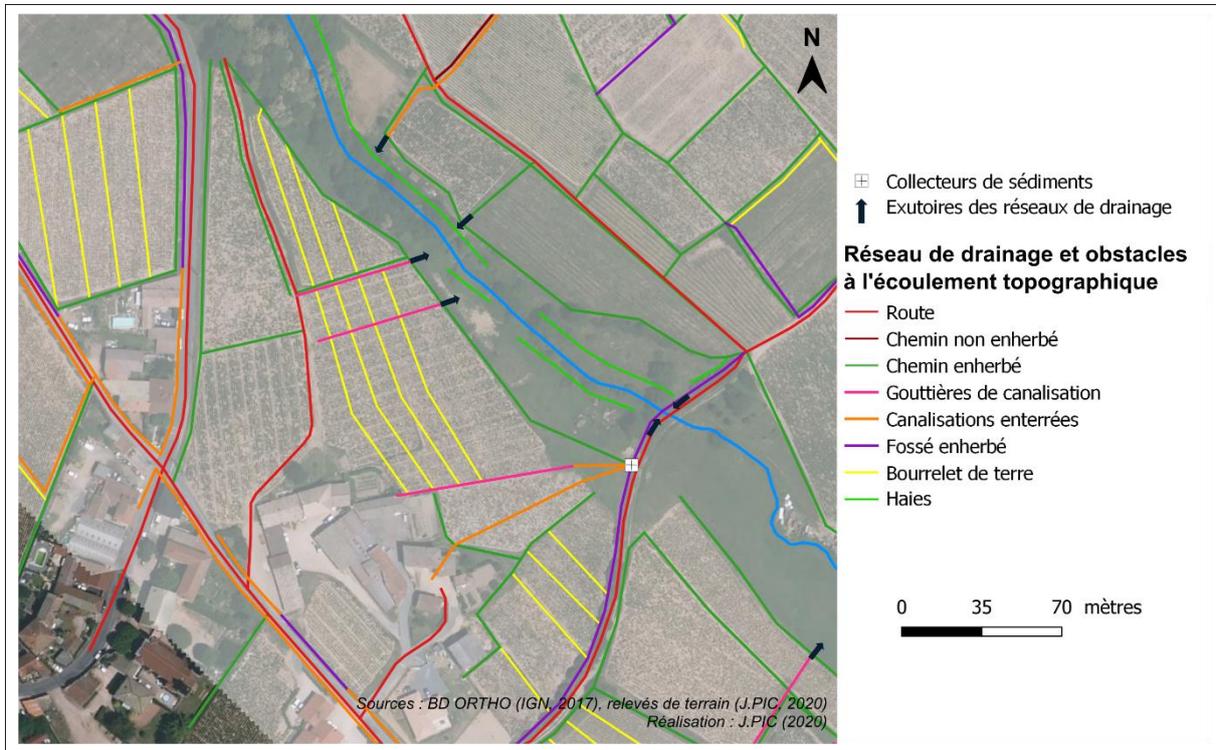


Figure 4-13 : Extrait de la cartographie des infrastructures de drainage, secteur de Saint-Joseph-en-Beaujolais.

2. Construction du graphe d'infrastructures de drainage

La formalisation des **interactions** entre les différents **éléments** de la **structure paysagère** est un préalable à l'analyse de l'influence du réseau de drainage sur transferts hydro-sédimentaires. Du fait de la structure en **réseau** et de la **forte densité d'infrastructures** de drainage, la formalisation spatiale des interactions entre les différents éléments de la structure paysagère repose sur la théorie des **graphes**.

2.1. Formalisation conceptuelle du graphe de drainage des versants

De nombreux modèles spatialisés qui abordent la question de l'érosion hydrique adoptent une approche raster au sein de laquelle la prise en compte des éléments linéaires du paysage est difficile (e.g. Wischmeier & Smith, 1978 ; Van Oost *et al.*, 2000 ; Cavalli *et al.*, 2013) (cf. chap.2), d'autant plus en contexte où leur densité est importante. Pour faire face à ce problème, ce travail a largement investi les pistes de recherche ouvertes par Cossart & Fressard (2017) ; Fressard & Cossart (2019) dont les détails sont présentés dans le chap.2 – 3.3.

2.1.1. Jeu d'interaction des éléments du paysage

L'idée est d'appréhender les transferts hydro-sédimentaires au travers d'une **approche vectorielle** fondée sur le principe de **connectivité** (Fressard & Cossart, 2019), de manière à intégrer les éléments de la structure paysagère. La structure paysagère est conceptualisée selon les principes de la **théorie des graphes** et formalisée sous la forme de **graphe spatialisé**. Le graphe de la structure paysagère (Figure 4-14) associe la topographie et les infrastructures de drainage de manière à mesurer les déformations qu'elles engendrent et décrypter le patron spatial effectif des flux hydro-sédimentaires. Cette représentation sous forme de graphe permet l'intégration de l'ensemble des éléments de la structure paysagère dans une même structure spatiale sans faire de compromis sur la résolution des données en entrée ou les temps de traitements.

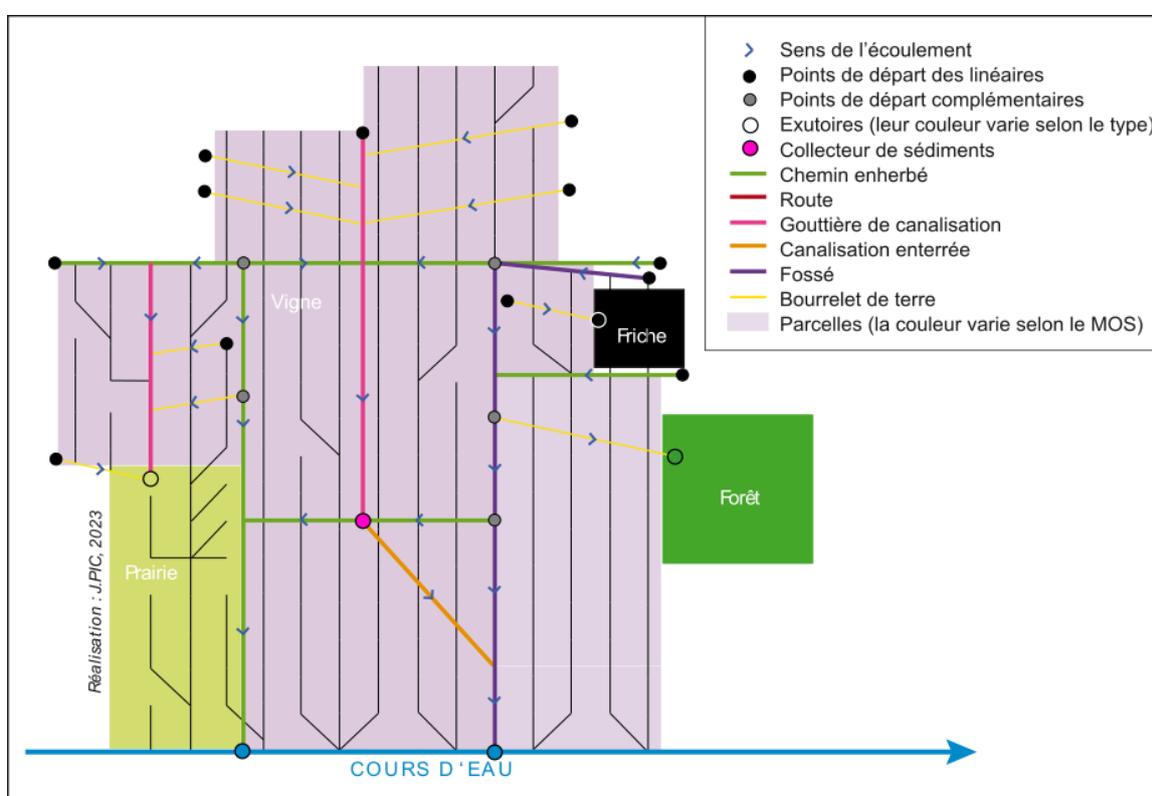


Figure 4-14 : Bassin versant virtuel explicitant la formalisation du graphe de la structure paysagère.

2.1.2. Formalisation conceptuelle du graphe d'infrastructures linéaires

La première étape de construction du graphe de la structure paysagère fut de transformer en **graphe** les **réseaux de drainage** inventoriés. Les infrastructures linéaires de drainage sont représentées par des lignes et leurs connexions sont des points. Le graphe est subdivisé en **sous-réseaux** dont les éléments sont connectés entre eux mais au fonctionnement indépendant par rapport aux autres sous-réseaux (Gascuel-Oudoux *et al.*, 2011). Chaque sous-

réseau possède (1) des **points d'entrée**, (2) un unique **exutoire** et (3) une **séquence** entre chaque point d'entrée et l'exutoire (Figure 4-15) (Pic *et al.*, 2022).

ÉLÉMENTS DU GRAPHE D'INFRASTRUCTURES DE DRAINAGE

Les **points d'entrée** sont les points les plus à l'amont d'un sous-réseau.

L'**exutoire** est le point le plus à l'aval du sous-réseau. Il s'agit du secteur où se terminent les sous-réseaux de drainage, c'est-à-dire où les flux hydro-sédimentaires quittent le réseau. L'exutoire peut être :

- **Directement connecté** au cours d'eau ;
- **Complètement déconnecté** si le sous-réseau se termine hors du bassin versant ;
- Un **puits à sédiment** si le sous-réseau n'atteint pas directement le cours d'eau et se termine dans tout autre type d'élément du paysage. Les puits à sédiments sont des zones tampon (Fryirs *et al.*, 2007) entre le réseau de drainage et le cours d'eau, et qui peuvent occasionner, de manière partielle ou totale, l'infiltration des eaux de ruissellement et le dépôt des sédiments qui leur sont associés. Dans notre cas, huit types de puits à sédiments ont été identifiés : les haies, les collecteurs à sédiments et divers modes d'occupation du sol. Les flux hydro-sédimentaires qui terminent dans un puits à sédiments sont considérés comme **partiellement déconnectés**.

La **séquence** est le chemin entre chaque point d'entrée du sous-réseau et son exutoire. Elle se caractérise par une succession d'infrastructures de drainage empruntées au fil du versant. Au sein d'un sous-réseau de drainage, il n'existe qu'un seul et unique chemin entre chaque paire point d'entrée/exutoire. Les sous-réseaux sont, de fait, soit des chaînes (point d'entrée unique), soit des arbres (points d'entrée multiples).

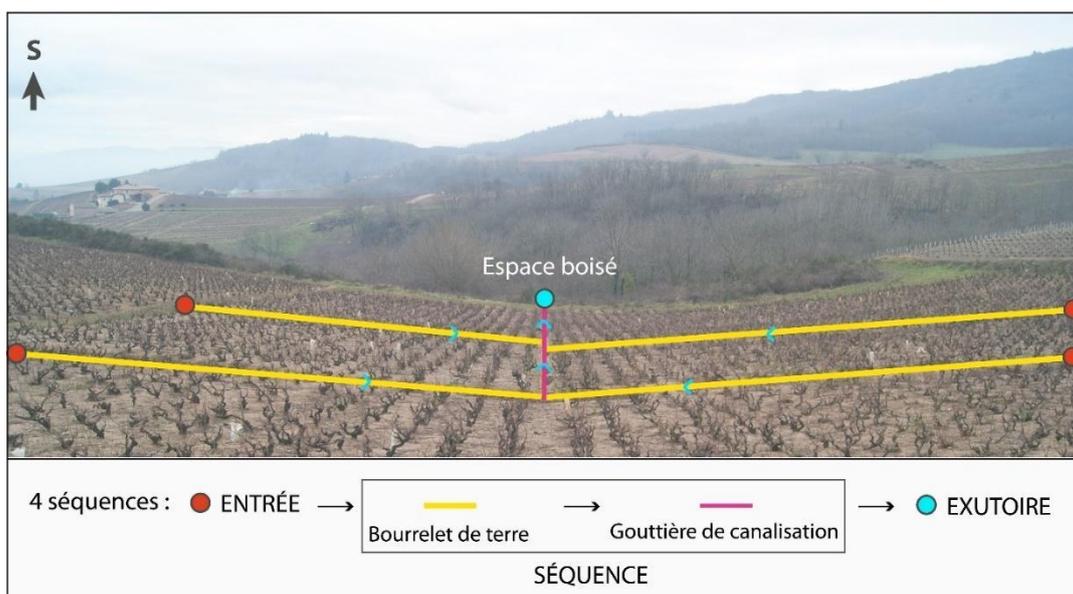


Figure 4-15 : Éléments constitutifs d'un sous-réseau du graphe d'infrastructures de drainage.

2.2. Prétraitements de la base de données cartographique pour une analyse selon la théorie des graphes

La formalisation de la base de données sous forme de graphe a nécessité les prétraitements qui sont regroupés dans cette partie. L'ensemble des traitements présentés dans cette partie ont été réalisés à l'aide du logiciel QGIS et de son interface de programmation d'application en langage Python (QGIS Association, 2023).

2.2.1. Préparation de la base de données

Les différentes infrastructures de drainage sont regroupées dans une seule couche d'entités linéaires et leurs **connexions** aux intersections sont vérifiées. Les entités sont divisées à chaque intersection et connectées entre elles (accrochage) (Figure 4-16). Une couche de points situés aux extrémités des infrastructures linéaires est créée et y sont accrochés aux extrémités des lignes. Les points surnuméraires, c'est-à-dire les points superposés du fait de l'intersection de plusieurs linéaires, sont supprimés. Les connexions entre les lignes et les points sont contrôlés par jointure attributaire : chaque ligne possède les informations relatives à un point de départ et à un point d'arrivée en table attributaire.



Figure 4-16 : Extrait du graphe d'infrastructures et de la table attributaire des infrastructures de drainage après jointure attributaire (sur la base des coordonnées) avec les nœuds du graphe.

2.2.2. Attribuer le sens d'écoulement au réseau de drainage

Le **graphe** d'infrastructure de drainage se définit par son caractère **orienté** afin de représenter le **sens de l'écoulement**. L'orientation de l'écoulement au sein du réseau est obtenue de manière automatique à partir des données d'altitude issues du MNT. L'orientation de l'écoulement permet d'organiser la structure du réseau et de vérifier la validité des connexions entre les infrastructures. Comme dans le cas d'un réseau hydrographique, le réseau d'infrastructure de drainage présente une organisation amont/aval.

L'altitude des points d'extrémité est attribuée aux entités linéaires afin de calculer la pente des infrastructures. Les **infrastructures** sont **orientées** dans le sens de l'écoulement, c'est-à-dire dans le **sens de la pente**. Le sens des infrastructures présentant une pente négative, orientées en sens inverse de l'écoulement, est inversé. L'attribution du sens d'écoulement a été réalisée manuellement pour les entités de petite taille des secteurs peu pentus (linéaires dont la valeur de pente est comprise entre -1% et 1). Ce choix a été fait afin de correspondre tant que possible à la réalité du terrain (cf. 1.2).

L'orientation du graphe d'infrastructure ne suffit pas à déterminer le **chemin effectivement** emprunté par les flux hydro-sédimentaires lors de leur circulation dans le réseau. Plusieurs infrastructures linéaires peuvent se situer à l'aval d'une infrastructure (Figure 4-17 – intersections entourées).

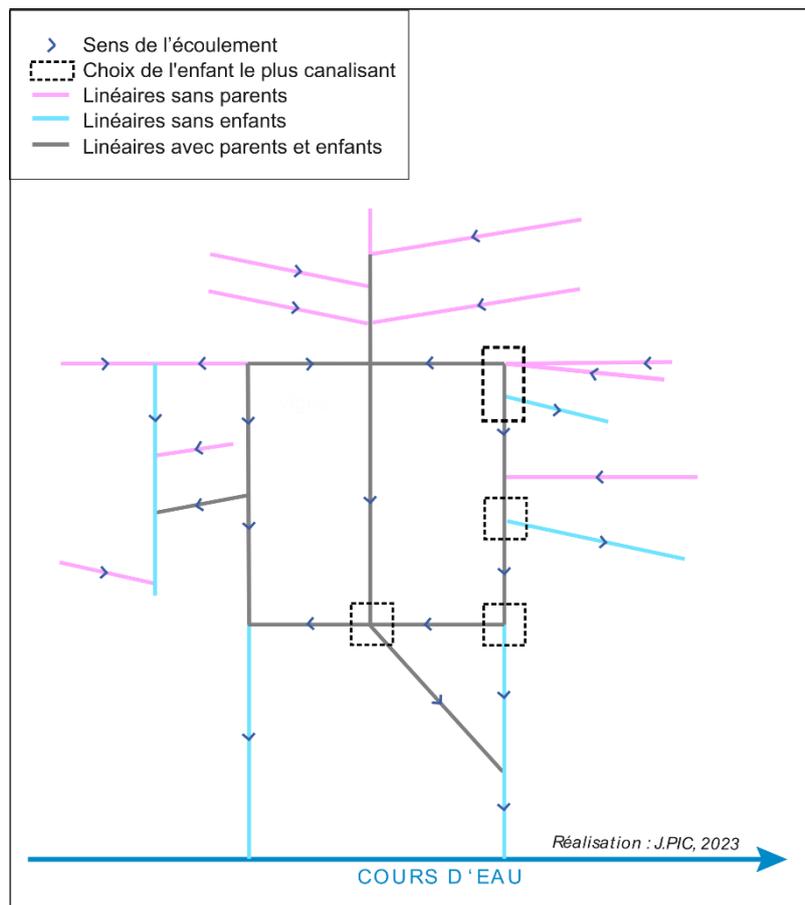


Figure 4-17 : Infrastructures linéaires sans parents, sans enfants et intersections où un choix d'enfant est nécessaire ; bassin versant virtuel.

Dans ce cas, les flux hydro-sédimentaires peuvent soit transiter par une seule infrastructure, soit se subdiviser entre les différentes infrastructures. Ces deux situations correspondent respectivement aux méthodes calcul de la direction des flux D8 et D-infinity au format raster. Le choix d'une **unique infrastructure aval** a été privilégié pour des raisons de simplicité et d'adéquation avec les observations de terrain en période de ruissellement. Lorsque le choix entre plusieurs infrastructures aval se présente, le choix se fait en faveur du type avec la plus grande capacité de canalisation selon une hiérarchie établie sur la base de l'expertise de terrain. Une infrastructure encaissée présente une capacité de canalisation plus forte qu'une infrastructure non-encaissée. La hiérarchie est la suivante, du type présentant la plus forte capacité de canalisation au type avec la plus faible :

1. Canalisation enterrée
2. Fossé enherbé
3. Gouttière de canalisation
4. Bourrelet de terre
5. Chemin enherbé
6. Chemin non enherbé
7. Route principale

Si plusieurs infrastructures sont du type le plus canalisant, alors c'est l'infrastructure la plus pentue qui est empruntée par les flux hydro-sédimentaires.

Chaque entité linéaire du graphe possède **un ou plusieurs parents**, qui sont les infrastructures directement en amont de l'entité considérée. Mais ne possède qu'**un unique enfant** : infrastructure directement à l'aval. Les **lignes sans parents** sont considérées comme les **points d'entrée** des sous-réseaux et les **lignes sans enfants** comme une zone d'**exutoire** (Figure 4-17).

2.2.3. Extraction des exutoires de sous-réseaux de drainage

Il s'agit, dans un premier temps, d'identifier les **exutoires** des sous-réseaux de drainage à partir des entités linéaires sans enfant et de leur attribuer un **type**. Le type d'exutoire est déterminé en fonction des caractéristiques du lieu où se termine le sous-réseau de drainage. Il peut s'agir d'une déconnexion par un **export** hors du bassin versant, d'une **connexion** au cours d'eau ou à une zone tampon que sont les haies, les bacs décanteurs ou les divers modes d'occupation du sol.

Données nécessaires

- Graphe des infrastructures de drainage (liens)
- Connexions entre infrastructures de drainage (nœuds)
- Collecteurs de sédiments
- Occupation du sol

La couche d'exutoires des sous-réseaux de drainage est créée à partir des points en connexion entre les lignes du graphe. Seules les entités qui sont des points terminaux de linéaires mais pas des points de départ sont conservés. Les collecteurs de sédiments sont ajoutés.

Dans un second temps, le numéro d'exutoire est attribué aux infrastructures linéaires qui constituent le sous-réseau associé. Le numéro d'exutoire est d'abord ajouté aux derniers linéaires des sous-réseaux. Il est ensuite attribué à chacune des infrastructures du sous-réseau en remontant depuis les exutoires jusqu'aux points d'entrée des sous-réseaux. Les sous-réseaux sont fusionnés en fonction de leur numéro d'exutoire.

2.2.4. Intégration des autres éléments du paysage

Les informations relatives aux autres éléments de la structure paysagère doivent être intégrées pour mesurer les déformations qu'elles engendrent dans le patron spatial des flux hydro-sédimentaires. Pour cela, les axes d'**écoulement topographique** et les **modes d'occupation du sol** sont intégrés dans le graphe de drainage.

La méthode de Fressard & Cossart (2019) a été privilégiée car elle présente l'intérêt d'intégrer ces éléments dans un **graphe d'écoulement topographique**. Il est créé à partir du **MNT** rééchantillonné à 10 m afin de limiter les biais liés à sa précision et de réduire le nombre d'entités spatiales. La localisation du cours d'eau a été corrigée dans le MNT, duquel est extraite la direction des flux. Le MNT est converti en semis de points de même résolution et les valeurs d'orientation de la direction des flux permettent de générer les liens entre deux nœuds. Le graphe de l'écoulement topographique est terminé une fois que les connexions entre les points et les lignes ont été vérifiées.

Le lien est ensuite réalisé entre les deux graphes : graphe topographique et graphe d'infrastructures de drainage. Le réseau de drainage est redécoupé au niveau des intersections avec le graphe topographique et inversement. Seules les canalisations enterrées ne sont pas intégrées dans ce second découpage. Les **deux graphes sont fusionnés** et les numéros d'identifiant des lignes et des exutoires sont réattribués (cf. chap.4 – 2.2.3).

3. Application de l'analyse spatiale aux infrastructures de drainage des versants

La formalisation de la structure paysagère sous forme de graphe a permis l'application de méthodes d'analyse spatiale, détaillées dans cette partie. Il s'agit d'indicateurs classiques de l'analyse spatiale (densité : 3.1) et de réseau (distance : 3.4.1) ainsi que d'indicateurs propres à la thématique (3.4.2) et à la méthode de formalisation employée (3.2 & 3.3). L'ensemble des traitements et analyses présentés dans cette partie sont réalisés sous QGIS (QGIS Association, 2023) ou en langage Python sous Jupyter-lab (Kluyver *et al.*, 2016).

3.1. Densité d'infrastructures linéaires : expliciter le schéma d'aménagement du paysage

La forte densité d'infrastructures de drainage dans le secteur ne permet pas d'interpréter la simple représentation cartographique. Les **cartes de densité** permettent d'agréger l'information et de faciliter l'analyse de la distribution spatiale des infrastructures.

La manifestation des phénomènes est variable selon l'échelle et donc la résolution considérée. Quatre grilles de **résolution** de 25, 50, 75 et 100 m ont été comparées. Pour chacune de ces cartes, la longueur totale d'infrastructures de drainage a été agrégée au sein de chaque cellule. Le choix de la bonne résolution a été réalisé manuellement. Les seuils de **25 et 50 m** ont été conservés car permettant le meilleur compromis entre précision et lisibilité à l'échelle de la carte. La grille de 25 m permet de souligner les associations d'infrastructures linéaires et celle de 50 m la variation de densité à l'échelle de l'îlot de parcelles.

Le paysage du bassin versant a été subdivisé en trois **secteurs** pour faciliter l'analyse de la distribution spatiale des infrastructures. Ces secteurs s'inspirent des unités paysagères présentées dans le chap.3 – 1.3.1. et se différencient par leur caractéristiques morphologiques et d'occupation du sol : (1) la tête de bassin versant, (2) les versants et (3) le fond de vallée (Figure 4-18). Située à une altitude supérieure à 500 m, la **tête de bassin** versant se caractérise par un milieu de moyenne montagne où alternent secteurs boisés et de pâturage. Le **fond de vallée** correspond à la rupture de pente de bas de versant et se caractérise par des secteurs de prairie et de ripisylve. Les **versants** encadrent le thalweg et s'étendent aux secteurs situés ni dans la tête de bassin versant, ni dans le fond de vallée. Ils se caractérisent par une occupation agricole, à la structure spatiale complexe.

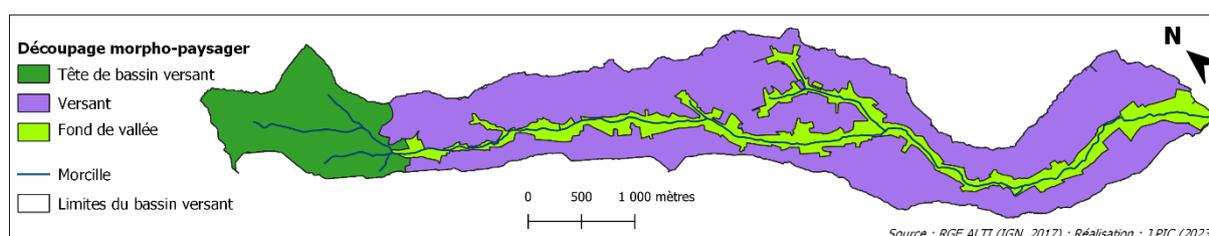


Figure 4-18 : Découpage morpho-paysager du bassin versant de la Morcille.

3.2. Formalisation des séquences : longueur et nature du cheminement des sédiments

La formalisation sous forme de graphe permet l'analyse des **séquences** des sous-réseaux d'infrastructures de drainage en **fonction** de leur type d'**exutoire** : occurrence de chaque séquence et statistiques spatiales descriptives. Les séquences permettent d'explicitier la **longueur** et la **nature** des infrastructures parcourues (caractéristiques de la surface, capacité de canalisation) du chemin emprunté par les sédiments dans le réseau de drainage.

Données nécessaires

- Graphe des infrastructures de drainage (liens)
- Connexions entre infrastructures de drainage (nœuds)
- Exutoires des sous-réseaux de drainage

Les étapes suivantes sont réalisées afin d'extraire les séquences d'infrastructures de drainage :

- **Extraction des points de départ de séquences.** Un nœud du graphe d'infrastructures de drainage (cf. chap.4 – 2.1.2) est considéré comme un point de départ de sous-réseau s'il est le point de départ d'une infrastructure linéaire sans parent. À ces éléments sont ajoutés les points de départ communs à plusieurs linéaires qui possèdent des parents (Figure 4-19).

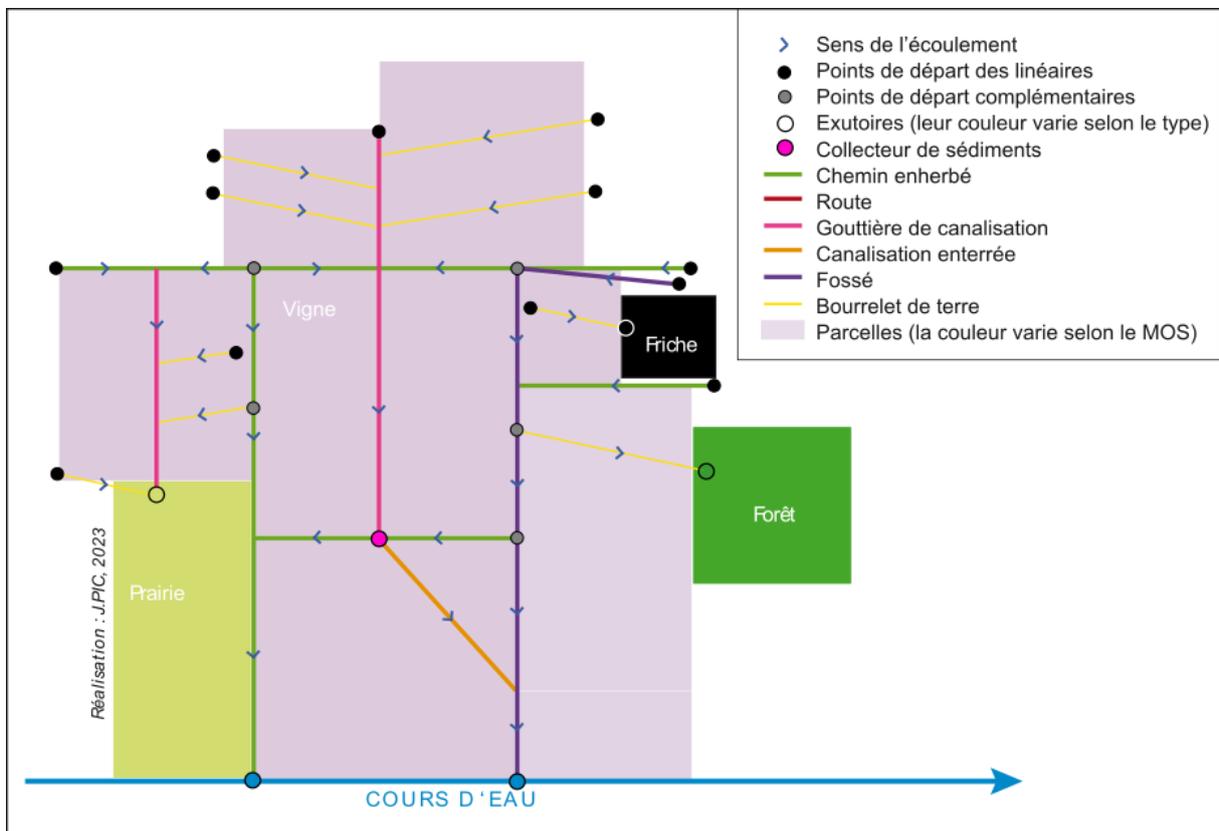
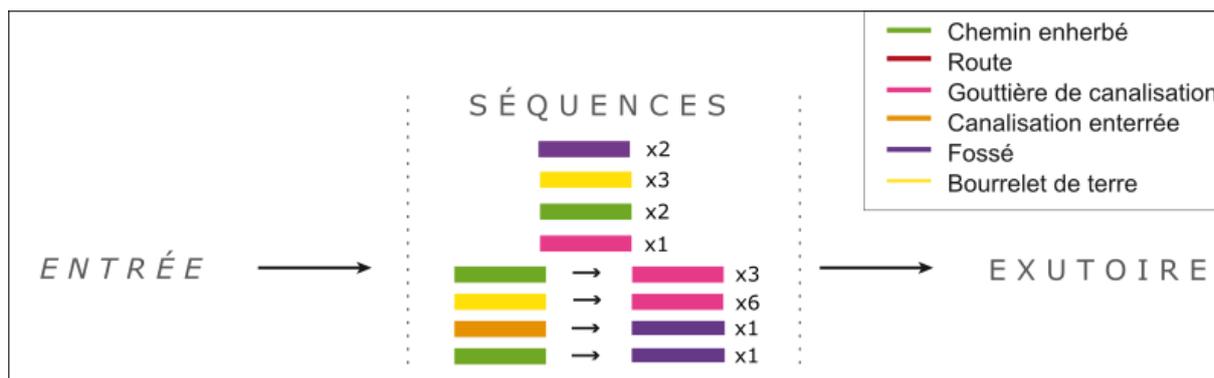


Figure 4-19 : Éléments nécessaires à l'extraction des séquences sur le bassin versant virtuel. Les points de départ des linéaires sans parents sont représentés par des ronds noirs. Les points de départ communs à plusieurs linéaires possédant des parents sont représentés par des ronds gris.

- **Extraction des séquences.** Les séquences sont parcourues depuis le point de départ jusqu'à l'exutoire correspondant. La descente du graphe s'effectue par l'identifiant du linéaire aval (enfant) à chacune des infrastructures (cf. chap.4 – 2.2.3). Chaque infrastructure (objet) parcourue dans une séquence est un **tronçon**, caractérisé par son type et sa longueur. Plusieurs objets successifs d'un même type sont agrégés en un seul tronçon au sein de la séquence et la longueur du tronçon agrégé est calculée.

L'occurrence de chacune des séquences en fonction des types d'exutoires est enregistrée dans un tableau (Figure 4-20). Pour chaque type d'exutoire est extraite la synthèse des caractéristiques des séquences : nombre moyen de tronçons et longueur moyenne des séquences.

- **Représentation de l'occurrence des séquences** (Figure 4-20). L'objectif est de souligner les successions de tronçons typiques par une représentation des séquences les plus fréquentes en fonction d'un ou plusieurs types d'exutoires.



	Cours d'eau	Friche	Forêt	Prairie	Collecteur de sédiments	Occurrence totale
	2					2
		1	1	1		3
	1				1	2
					1	1
→				2	1	3
→				2	4	6
→	1					1
→	1					1

Figure 4-20 : Séquences extraites pour le bassin versant virtuel. Le tableau associé indique le nombre d'occurrences de chaque séquence en fonction du type d'exutoire.

3.3. Matrices de connexions préférentielles entre les éléments du graphe

L'analyse du graphe d'infrastructures de drainage a porté sur les **connexions préférentielles** entre les éléments qui le structurent et qui ont été synthétisés par plusieurs **matrices de couplage**. Ces matrices sont des **matrices d'origine-destination** dont le poids traduit l'occurrence des connexions entre deux éléments du graphe d'infrastructures de drainage. Elles permettent de mettre en évidence les surreprésentations statistiques des connexions au sein du graphe.

Trois matrices de couplage ont ainsi été calculées :

- **Matrice des linéaires amont/aval.** La première évalue les connexions préférentielles entre les paires d'infrastructures de drainage. L'ensemble des infrastructures du graphe sont prises en compte selon leur position amont/aval dans le graphe. Par exemple, si un linéaire

présente un type A et qu'il est situé en position amont, quels sont les types d'infrastructures auxquels il se connecte de manière privilégiée ? De même si une infrastructure présente un type B et qu'il est en position aval, quels sont les types desquels il reçoit préférentiellement des flux hydro-sédimentaires ? Dans le graphe, chaque infrastructure se situe à la fois en position amont d'une autre infrastructure et en position aval par rapport à une ou plusieurs infrastructures (cf. chap.4 – 2.2.3). Seules les infrastructures qui sont des points de départ des sous-réseaux n'ont pas d'infrastructure en amont et celles qui servent d'exutoires n'ont pas d'infrastructure en aval.

- **Matrice dernier linéaire/exutoire.** Selon le même principe, la seconde matrice de couplage s'intéresse aux connexions préférentielles entre la dernière infrastructure de chaque sous-réseau et l'exutoire qui y est associé.
- **Matrice séquence/exutoire.** Enfin, la dernière matrice identifie les connexions préférentielles entre les séquences les plus fréquentes (50 % des séquences les plus fréquentes) et l'exutoire qui leur est associé (Figure 4-20 - Tableau).

3.4. Analyse de réseau : distance au cours d'eau et surfaces drainées

Les éléments d'analyse de réseau ont pour objectif de mettre en évidence la **capacité de transfert** de sédiments par le réseau de drainage. Cela implique l'identification des lieux de convergence dans le réseau qui, par analogie au réseau routier, sont les lieux de plus forte affluence en sédiment en période de pointe. De ce fait, la **distance** au cours d'eau et la **surface drainée** par le réseau constituent le support de base de l'analyse de réseau.

3.4.1. Distance au cours d'eau

L'objectif est ici de calculer la **distance des sédiments au cours d'eau par le réseau** de drainage en tout point du bassin versant.

Données nécessaires

- Graphe qui mêle écoulement topographique et réseau de drainage
- Exutoires des sous-réseaux de drainage

Matrice de la distance au cours d'eau. Pour le calcul de la distance au cours d'eau, chaque ligne du graphe doit disposer d'une information relative à sa longueur, à l'identifiant de ses lignes amont (parents) et de sa ligne aval (enfant). La distance au cours d'eau est calculée pour chacune des lignes du réseau en remontant le graphe depuis les exutoires jusqu'aux points d'entrées des sous-réseaux. Seuls sont pris en compte les sous-réseaux du graphe directement connectés au cours d'eau (Figure 4-21). Chaque élément du graphe reçoit une valeur de distance au cours d'eau qui correspond à la somme des longueurs de ses enfants ajoutée à la moitié de sa propre longueur.

L'**interpolation** a permis d'obtenir une représentation au format raster des informations contenues dans le graphe. L'interpolation permet une comparaison efficace de graphes à la

structure spatiale différente sur un même espace (Bourgeois, 2015). Elle permet ici la comparaison de la différence de la distance au cours d'eau par la seule topographie ou en intégrant le réseau de drainage. L'interpolation est réalisée à partir du centroïde de chacune des lignes des sous-réseaux directement connectés à la rivière. Les valeurs de distance au cours d'eau sont interpolées par **krigeage ordinaire**, permettant d'estimer les valeurs en fonction des points de voisinage en attribuant un poids en fonction de la proximité en termes de contexte spatial. Il permet de limiter les biais induits par deux éléments proches spatialement mais appartenant à des sous-réseaux différents et dont le schéma de connectivité au cours d'eau diffère. Le krigage ordinaire a été privilégié car il donne la possibilité de prendre en compte le seul voisinage local pour l'interpolation des données et ainsi de se départir de leur variabilité à l'échelle du bassin versant (Wackernagel, 1995).

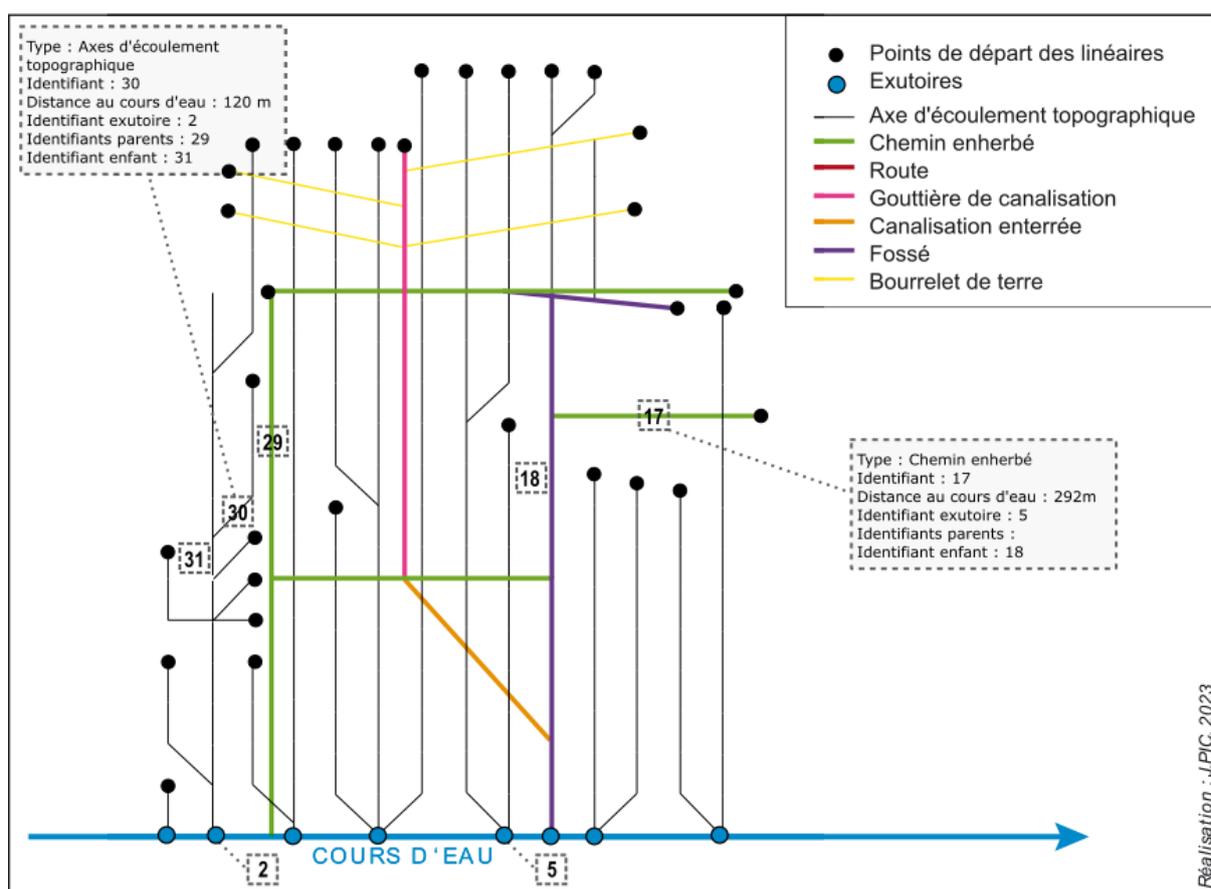


Figure 4-21 : Bassin versant virtuel comprenant seulement les éléments qui contribuent au calcul de la distance au cours d'eau.

3.4.2. Surface drainée

Un second indicateur de l'influence de l'effet réseau est la surface drainée en amont des infrastructures. L'objectif est de traduire la cascade sédimentaire au travers de la surface drainée par les infrastructures de drainage et que le réseau cumule au fil du versant.

Données nécessaires

- Graphe qui assemble écoulement topographique et réseau de drainage

Surface correspondante au parcellaire drainé. Les éléments du graphe d'écoulement topographique quadrillent l'ensemble du bassin versant et correspondent à une valeur de surface drainée qui est indiquée en table attributive. La surface drainée est déterminée en fonction de la longueur et de l'orientation de la ligne. :

- $A = c * c$ si la ligne est un des côtés (c) de la grille d'orientation des flux ;
- $A = d^2 / 2$ si la ligne est la diagonale (d) de la grille d'orientation des flux.

Surfaces contributrices aux infrastructures de drainage. La surface contributrice à une infrastructure équivaut à la somme des surfaces en amont. Les infrastructures de drainage ne correspondent pas à une surface et n'ont donc pas de valeur de superficie qui leur est propre. Toutefois, du fait de leur rôle de transfert, elles contiennent une valeur de surface contributrice amont correspondant à la surface amont qu'ils drainent.

*

La distance au cours d'eau et la surface contributrice au réseau de drainage sont de bons indicateurs de la connectivité sédimentaire. Toutefois, ils ne considèrent pas l'hétérogénéité des chemins empruntés. Ils ne suffisent donc pas pour évaluer la **capacité de transfert** des sédiments au cours d'eau, élément nécessaire pour comprendre les signaux sédimentaires mesurés dans le réseau. Ainsi, la qualité de la connexion des sédiments au réseau hydrographique dépend de la combinaison de plusieurs paramètres : la **pen**te, la **distance** au réseau hydrographique et la **rugosité**, c'est-à-dire des irrégularités de la surface du sol. À l'inverse des deux premiers facteurs, la rugosité ne peut être mesurée directement et son évaluation présente un important enjeu.

L'indice de connectivité (Borselli *et al.*, 2008) a été implémenté dans le graphe en complément des méthodes d'analyse spatiale appliquées précédemment. Il présente l'intérêt d'évaluer un potentiel de transport sédimentaire en intégrant la pente, la distance au réseau hydrographique et la rugosité des surfaces traversées. Les détails de son application dans la structure vectorielle du graphe sont présentés dans la partie suivante.

4. L'indice de connectivité (IC) dans le graphe

L'**indice de connectivité** (IC – Borselli *et al.*, 2008) a été choisi car il constitue le meilleur rapport entre **efficacité** et **simplicité**. Il constitue la métrique de connectivité sédimentaire la plus utilisée et se focalise uniquement sur son aspect structurel. Il nécessite peu de données mais la combinaison des facteurs structuraux de la connectivité sédimentaire permet d'évaluer les effets de stockage des sédiments ou de facilitation des transferts.

L'implémentation de l'IC dans le graphe a représenté un double **enjeu** car (1) il n'a jamais été implémenté dans une telle **structure spatiale** et (2) ne prend pas en compte, dans ses applications initiales, les **éléments linéaires** et **ponctuels** de la structure paysagère. L'IC a été calculé à partir du graphe où s'intersectent l'écoulement topographique et les infrastructures de drainage.

Données nécessaires

- Graphe qui assemble écoulement topographique et réseau de drainage
- Connexions entre les éléments du graphe

4.1. Adapter la structure du graphe pour calculer l'IC

L'implémentation de l'IC implique d'ajuster le graphe préalablement constitué. Cette étape vise à formaliser un réseau à **une seule composante connexe**²⁷. Il s'agit ici de fusionner l'ensemble des sous-réseaux préalablement constitués pour l'analyse des séquences afin d'obtenir un réseau contigu des sources au cours d'eau. Lorsque leur exutoire n'est pas le cours d'eau, les derniers linéaires des sous-réseaux de drainage sont connectés à l'écoulement topographique le plus proche en aval (Figure 4-22).

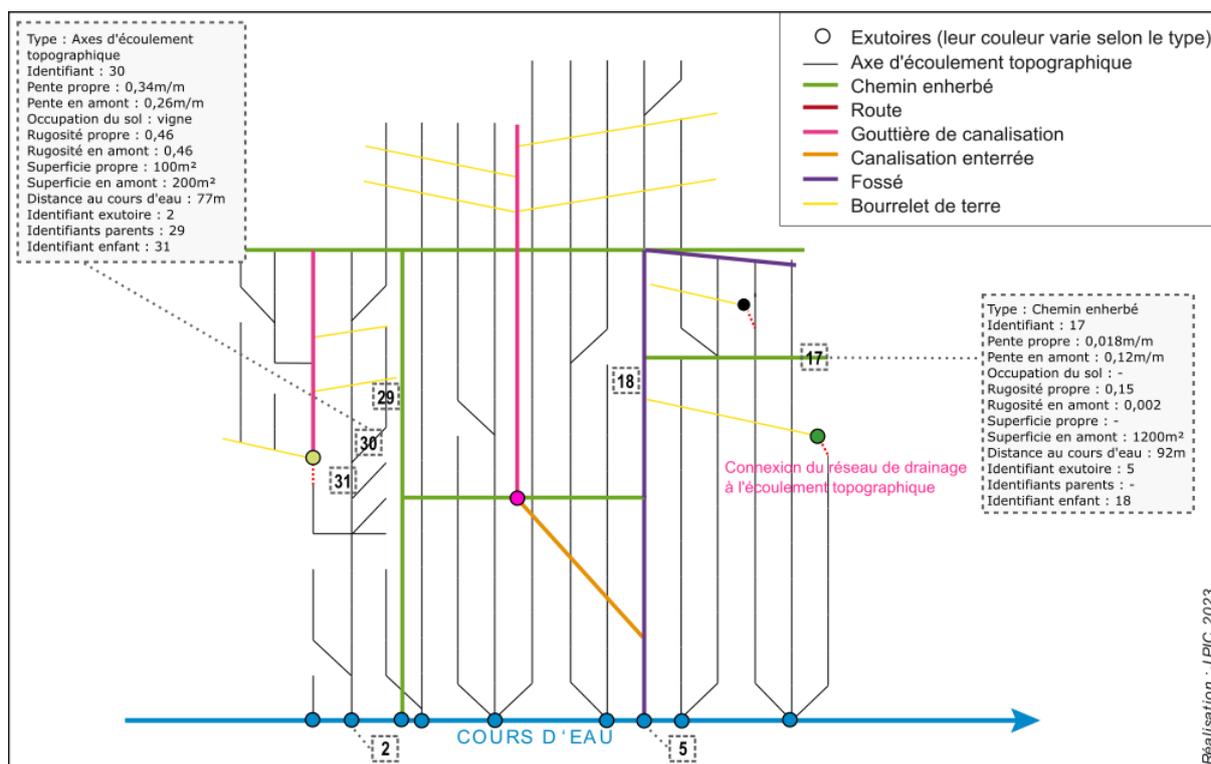


Figure 4-22 : Éléments du graphe contenant les attributs nécessaires au calcul de l'IC.

²⁷ Un objet est dit connexe s'il est fait d'un seul tenant. Dans le cas contraire, chacun des morceaux est une *composante connexe* de l'objet étudié.

4.2. Paramètres nécessaires pour le calcul de l'IC dans le graphe

L'implémentation de l'IC dans le graphe nécessite aussi d'adapter le calcul de l'IC aux spécificités de la structure spatiale dans laquelle il s'applique. Tous les éléments du graphe doivent présenter une valeur pour les quatre paramètres nécessaires au calcul de l'IC (Figure 4-22). Ces paramètres sont :

- La **pen**te en m/m ;
- La **distance au puits à sédiments** en m ;
- La **surface contributrice** en m² ;
- La **rugosité** (paramètre adimensionnel)

4.2.1. Pente des voies d'écoulement

La détermination de la **pen**te s'applique à la fois aux éléments de l'écoulement topographique et de drainage d'origine anthropique (en m/m). La pente de chacune des lignes du graphe topographique est calculée de la même manière que présenté dans la partie 2.2.2 de ce chapitre.

Les valeurs minimales et maximales de **pen**te doivent être bornées de manière à éviter les erreurs de calcul (Borselli *et al.*, 2008 ; Cavalli *et al.*, 2013). La valeur de **0,005 m/m** est appliquée aux infrastructures dont les pentes y sont inférieures afin d'éviter les valeurs infinies dans l'équation (division par 0). La valeur maximale de pente est bornée à **1 m/m** pour limiter les biais en raison des très fortes valeurs de l'IC sur les fortes pentes. Les **seuils** qui ont été utilisés sont ceux de Cavalli *et al.* (2013) car étant plus adaptés à de fortes pentes.

4.2.2. Distance à la cible et surface contributrice

La connectivité est définie relativement à une **cible**, c'est-à-dire à la zone à enjeu en termes de réception de sédiments. C'est à partir de cette dernière qu'est déterminée la distance de la source sédimentaire. Le cours d'eau constitue, en général, la cible dans le calcul de l'IC. Le réseau d'infrastructures anthropiques de drainage est parfois considéré comme une extension du réseau hydrographique et peut alors être ajouté comme puits à sédiments. Dans ce travail, la distance à la cible se restreint ici à la stricte **distance au cours d'eau**. Elle est calculée selon la même procédure que celle présentée dans la section 3.4.1 de ce chapitre mais dans la structure du graphe adaptée au calcul de l'IC (cf. chap.4 – 4.1).

Il en est de même concernant le calcul de la **surface contributrice**. Le calcul des surfaces drainées a été préalablement restreint au réseau de drainage afin de mettre en valeur les lieux de convergence des transferts hydro-sédimentaires dans le réseau (cf. chap.4 - 3.4.2). La détermination de la surface contributrice a été étendue aux éléments de l'écoulement topographique du graphe pour le calcul de l'IC (Figure 4-22).

4.2.3. Rugosité : intégrer l'occupation du sol

Le **choix du coefficient de rugosité** a une grande importance dans les résultats obtenus. Il est déterminé dans l'IC à partir du mode d'occupation du sol mais différentes méthodes peuvent être appliquées. La méthode de Borselli *et al.* (2008) utilise le facteur C issu du USLE-RUSLE (cf. chap.2 – 1.1. & 3.1.). Cavalli *et al.* (2013) ont adapté le facteur C pour mieux évaluer la connectivité sédimentaire dans les zones de montagnes. Dans les deux cas, le facteur de rugosité (W) s'échelonne entre 0 pour une forte rugosité et 1 pour une faible rugosité.

Des valeurs de rugosité correspondantes au **facteur C du USLE-RUSLE** ont été appliquées aux éléments correspondant à l'écoulement **topographique** et aux infrastructures de **drainage**. La valeur de chaque ligne d'écoulement topographique correspond à son mode d'**occupation du sol** principal. Les valeurs de rugosité pour les modes d'occupation du sol correspondent aux valeurs du facteur C du RUSLE déterminées par Panagos *et al.* (2015b) (Tableau 4-2 ; lignes 1 à 6).

La détermination du coefficient est plus délicate pour les **infrastructures de drainage** qui ne disposent pas d'un mode d'occupation du sol. Le **type d'infrastructure** de drainage sert de paramètre pour l'attribution d'un coefficient de rugosité. Les valeurs de rugosité pour les infrastructures de drainage ont été établies à **dire d'expert-e-s** en fonction de la proximité en termes d'état de surface avec les modes d'occupation du sol. Le caractère canalisant des infrastructures explicites de drainage a été pris en compte dans l'attribution du coefficient de rugosité. Les critères sont présentés dans le Tableau 4-2.

Tableau 4-2 : Synthèse des coefficients de rugosité appliqués dans le graphe pour le calcul de l'IC.

Infrastructure du graphe	Coefficient de rugosité	Commentaire
Bâti	1	Facteur C classique du RUSLE
Zone de chantier	1	
Friche	0.095	
Forêt et espaces boisés	0.002	
Vignoble	0.46	
Prairie	0.15	
Autres formes d'agricultures	0.4	Moyenne des facteurs pour les formes d'agricultures pouvant être retrouvées dans le secteur
Routes principales	1	Zone de bitume
Chemins non-enherbés	0.95	Terre à nu tassée ou pavée
Chemins enherbés	0.15	Prairie moins large
Fossés enherbés	0.25	Comme chemin enherbé mais plus canalisant
Gouttières de canalisation	0.95	Bitume mais moins canalisant que le fossé
Canalisations enterrées	1	Bitume et très canalisant
Bourrelets de terre	0.95	Terre à nu tassée, assez canalisant

La **rugosité d'infrastructures de drainage** est généralement déterminée à partir du coefficient de **Manning**. Il s'agit d'un coefficient empirique employé dans la formule de Manning-Strickler (Gauckler, 1867 ; Manning, 1891) afin d'exprimer la rugosité de

l'infrastructure de drainage en fonction de plusieurs facteurs dont le **type de matériaux** et la **sinuosité**. Il peut être déterminé à partir d'un travail de terrain ou de mesures sur des infrastructures semblables. Le coefficient de Stricker s'étend de 0 pour une forte rugosité à 100 pour une faible rugosité (Chow, 1959). La **combinaison** d'un **facteur C** pour les éléments de l'écoulement topographique et d'un coefficient de **Manning** pour les infrastructures de drainage a été considérée. Cette option a été écartée car les deux coefficients ne sont pas à la même **échelle**. De plus, les caractéristiques du coefficient de Manning ne se basent pas uniquement sur l'état de surface et l'application de ce coefficient à des éléments surfaciques n'a pas été démontrée. Le choix a été fait d'attribuer un facteur C aux infrastructures de linéaires plutôt qu'un coefficient de Manning aux modes d'occupation du sol.

4.3. Analyse de l'influence des éléments de la structure paysagère sur l'IC

Différentes structures du graphe ont été comparées afin de mettre en valeur l'influence des **déformations** induites par l'**agencement paysager** et les **infrastructures anthropiques** sur la connectivité sédimentaire. La comparaison des résultats de l'IC avec et sans certains éléments permet d'évaluer l'influence de ces derniers sur la connectivité à l'échelle du bassin versant et à échelle locale. De ce fait, cinq scénarios ont été comparés et sont synthétisés dans le Tableau 4-3.

- Le premier scénario est intitulé « **IC classique** », il constitue l'état de référence et les autres scénarios sont construits par l'ajout ou la soustraction de différents éléments de la structure paysagère. Ainsi, l'« IC classique » correspond à l'application dans le graphe de l'indice de connectivité tel que proposé par Borselli *et al.* (2008). Le graphe intègre les voies d'écoulement des flux hydro-sédimentaires selon la **seule topographie**. Le calcul de l'IC prend en compte la **pen**te, la **surface drainée**, la **distance** au cours d'eau et la **rugosité**.
- Un second scénario « **IC MOS homogènes** » permet de visualiser l'**effet** des modes d'**occupation du sol** sur les valeurs de l'IC. Comme pour le scénario « IC classique », les voies d'écoulement sont déterminées à partir du seul **graphe topographique**. La différence réside dans la rugosité qui est considérée comme homogène dans l'ensemble du bassin versant.
- Le scénario « **IC drainage** » correspond au calcul de l'« IC classique » mais dans le graphe qui intègre l'influence des **infrastructures de drainage** sur les voies d'écoulement. La structure spatiale d'implémentation change mais pas le mode de calcul basé sur la pente, la surface drainée, la distance au cours d'eau et la rugosité.
- Le dernier scénario « **IC drainage / collecteur** » intègre la rétention induite par les **collecteurs de sédiments**. Le graphe intègre les infrastructures de drainage. Les collecteurs de sédiments correspondent chacun à un exutoire qui draine un sous-réseau. Un abattement de 60 % de la valeur de l'IC est appliqué aux sous-réseaux connectés aux un collecteur de sédiments. Ce coefficient d'abattement a été choisi à partir de la moyenne calculée par Chaize (2022). Si les collecteurs de sédiments sont considérés comme efficaces (Foster *et al.*, 2021), leur capacité de rétention en

sédiments est variable et dépend de leurs caractéristiques de conception, de l'intensité de l'événement à l'origine du ruissellement, de la taille des particules qui y transitent et du taux remplissage de l'infrastructure (chap.1 – 2.4.).

Tableau 4-3 : Caractéristiques des scénarios de calcul de l'IC.

Nom du scénario	Graphe d'implémentation	Facteurs	Autre
IC classique	Graphe topographique	Pente, surface drainée, distance au cours d'eau, rugosité	-
IC MOS homogènes	Graphe topographique	Pente, surface drainée, distance au cours d'eau	-
IC drainage	Graphe qui mêle infrastructures de drainage et topographie	Pente, surface drainée, distance au cours d'eau, rugosité	-
IC drainage / collecteur	Graphe qui mêle infrastructures de drainage et topographie	Pente, surface drainée, distance au cours d'eau, rugosité	Abattement de 60 % de la valeur de l'IC sur les secteurs connectés à un collecteur de sédiments

L'intérêt de la démarche étant la comparaison, les résultats de l'IC ont été **standardisés** (centrés-réduits) pour chacun des scénarios. La structure du graphe a été conservée pour la représentation des résultats obtenus pour éviter les biais qu'induisent l'interpolation. Chaque ligne du graphe est représentative d'une valeur d'IC. Les lignes sont représentées selon un gradient de valeur centré autour d'une double teinte et positionné par rapport à zéro.

Conclusion du quatrième chapitre

Le Beaujolais viticole (chap.3), se caractérise par la multiplicité des infrastructures paysagères d'origine anthropique qui sont à la fois inter- et intra-parcellaires. L'évaluation de la connectivité sédimentaire structurelle vise à comprendre les signaux sédimentaires à différentes échelles (chap.1). L'**assemblage spécifique** des infrastructures paysagères en Beaujolais rend, toutefois, difficile l'utilisation d'outils pré-existants pour l'évaluation de la connectivité (chap.2). De ce fait, une **méthodologie spécifique** a été mise en œuvre afin d'**intégrer** les **effets** de la **complexité** de la structure **paysagère** en termes de connectivité sédimentaire. Cette démarche s'inscrit aussi bien dans la structuration de la base de données que dans l'assemblage des objets géographiques dans le calcul de métriques de connectivité.

Ce chapitre fait le bilan de l'ensemble des méthodes utilisées. La **collecte des données** constitue la première étape de ce travail. Elle nécessite un important travail de terrain, de structuration de la base de données et de conceptualisation des éléments qui la composent et de leurs interactions. Une **démarche d'analyse spatiale** a été développée pour déployer des indicateurs évaluant le rôle des infrastructures de drainage d'origine anthropique dans la connectivité sédimentaire : densité, séquences de drainage, matrices de couplage au sein du réseau et l'analyse de réseau par le biais de la distance au cours d'eau et de la surface drainée par les infrastructures. L'implémentation de l'**indice de connectivité** dans le graphe permet de hiérarchiser le rôle des différents compartiments de la structure paysagère dans la connectivité sédimentaire. Les résultats associés à ces développements méthodologiques sont présentés dans le chapitre suivant.

Chapitre 5 - Analyser et modéliser la structure paysagère pour mesurer la connectivité sédimentaire en Beaujolais viticole

Introduction du cinquième chapitre

L'objectif de ce chapitre est de présenter les **résultats** de l'analyse de l'**influence** de la **structure paysagère** sur la **connectivité sédimentaire**. Il s'agit de synthétiser la structure paysagère et d'en extraire les propriétés spatiales pour révéler les spécificités de la connectivité sédimentaire depuis les parcelles de vigne jusqu'au cours d'eau. Chacune des sections de ce chapitre fait l'état des lieux des analyses pour **deux** des **bassins versants** d'étude : la Morcille et la Ruisseau des Fontaines. Il s'agit aussi de démontrer la **pertinence** des diverses métriques utilisées. Une partie des résultats présentés dans ce chapitre ont fait l'objet d'une publication dans l'article « *Drainage network analysis to comprehend structural sediment (dis)connectivity in wine-growing Beaujolais (France)* » paru dans *Geocarto International* en août 2022 (Pic et al., 2022).

Le chapitre présente une **organisation thématique**. La première section présente l'**inventaire** des éléments de la structure paysagère, ses **disparités spatiales** à l'échelle du bassin versant et son influence sur la **distance** des sédiments **au cours d'eau**. La deuxième section présente les spécificités du **schéma de connectivité** des parcelles au réseau hydrographique par l'analyse des exutoires, des séquences et des matrices de couplage. La troisième section se concentre sur les résultats de l'**indice de connectivité** dans le graphe de la structure paysagère. La dernière section permet la **synthèse** et la **discussion** des résultats.

1. Caractérisation du paysage de drainage du Beaujolais viticole

1.1. Inventaire des infrastructures de drainage

1.1.1. Typologie des infrastructures

La **typologie** des infrastructures de drainage dans le Beaujolais viticole comporte huit éléments. Les **axes routiers** se partagent en trois types sur la base de la nature de leur tablier²⁸ : les **routes**, les **chemins non-enherbés**, les **chemins enherbés** (Figure 5-1 – A à C). Les routes sont des axes goudronnés où se déplacent principalement des véhicules motorisés. Ils présentent le degré d'imperméabilisation le plus important, considéré comme total. Les chemins sont des axes de déplacement à vocation agricole ou pédestre et présentent des types variés de revêtements à l'exception du bitume. La typologie intègre deux types de chemins : les chemins enherbés dont le tablier se caractérise par un couvert herbacé et les chemins non-enherbés qui sont généralement en terre. Bien que seul l'enherbement des

²⁸ La nature du tablier correspond au revêtement de l'axe routier.

tournières²⁹ des parcelles de vigne soit obligatoire (Légifrance, 2011), les chemins inter-parcellaires sont quasi-systématiquement enherbés.

Les **bandes enherbées** de largeur réduite (maximum 10 m) sont comprises dans les chemins enherbés dans la typologie, du fait qu'elles s'y apparentent par leur physionomie (Figure 5-1 – D). Seul leur usage, dans le sens où elles n'ont pas vocation à servir d'axe de déplacement, permet de les en différencier. Associées à d'autres infrastructures linéaires ou au voisinage des cours d'eau et perpendiculairement à la pente, elles ont pour rôle de servir de zone tampon pour l'infiltration et la sédimentation des flux hydro-sédimentaires bien que leur efficacité apparaisse comme variable au vu de leurs caractéristiques (largeur, type de couvert végétal, densité de végétation) et de leur position au sein du bassin versant.

Trois types de **fossés** sont distingués en Beaujolais viticole du fait de leurs caractéristiques et fonctionnalités qui définissent leur capacité à concentrer / dissocier les flux, les accélérer / ralentir ou limiter leur arrivée au cours d'eau (cf. chap. 1 – 2.3.1. ; Viel, 2012 ; Bereswill *et al.*, 2014 ; Levavasseur *et al.*, 2016). Il s'agit des gouttières de canalisation, des canalisations enterrées et des fossés enherbés (Figure 5-1 – D à F).

- Les **gouttières de canalisation** consistent en une excavation en béton, utilisée pour exporter les flux provenant des parcelles viticoles. Elles sont généralement orientées dans le sens de la pente et peuvent être intra- ou extra-parcellaires. Elles sont de taille réduite, entre 20 cm et 50 cm de large.
- Les **canalisations enterrées** sont des réseaux de fossés souterrains. Elles sont orientées dans le sens de la pente et permettent l'évacuation des flux hydro-sédimentaires collectés dans plusieurs parcelles. Elles sont de dimension variable : de 25 cm à 1 m de diamètre.
- Les **fossés enherbés** se caractérisent par leur enherbement et leur taille moyenne est plus large que les gouttières de canalisation et les canalisations enterrées (largeur et profondeur). Ils sont fréquemment localisés le long des routes ou des chemins principaux. Ils sont principalement orientés perpendiculairement à la pente mais aussi dans le sens de la pente sur des pentes douces.

La spécificité agricole et la sensibilité à l'érosion du sol du territoire (cf. chap.3 – 2.1.3. et 2.1.4.) ajoutent des **bourrelets de terre** à cette typologie. Il s'agit de talus de, généralement, moins de 50 cm de haut et orientés perpendiculairement à la pente (Figure 5-1 – G & H). Ils ont pour rôle l'interception du ruissellement et l'acheminement des flux hydro-sédimentaire vers l'un des trois types de fossés. Ils sont observables dans deux situations : (1) lorsqu'ils bordent des chemins ou (2) se trouvent au sein des parcelles viticoles et sont alors désignés comme des « rases » par les viticulteurs-trices.

²⁹ Espace réservé en bordure d'une terre labourée ou cultivée pour pouvoir tourner la charrue ou une machine agricole.

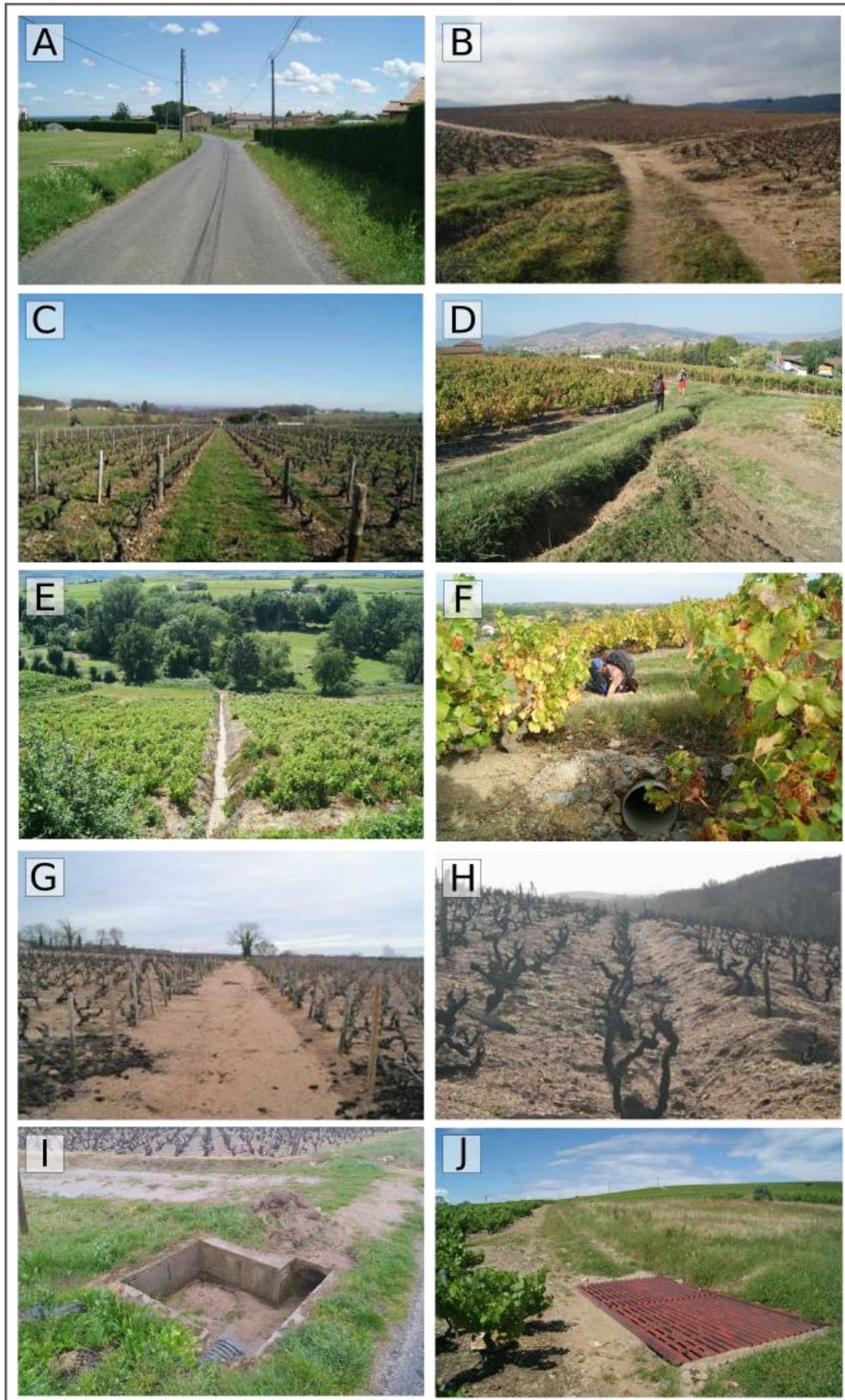


Figure 5-1 : Typologie des infrastructures de drainage et des collecteurs de sédiments. A – Route principale. B – Chemin non-enherbé. C – Chemin enherbé. D – Fossé enherbé bordé par une bande enherbée. E – Gouttière de canalisation. F – Canalisation enterrée. G – Bourrelet de terre bordant un chemin. H – Bourrelet de terre au sein d'une parcelle de vigne. I & J : Différents types de collecteurs de sédiments.

Les **haies** sont le dernier élément de la typologie d'infrastructures linéaires. Elles se trouvent préférentiellement à proximité des cours d'eau ou en bord de prairie et témoignent souvent de la présence conjointe d'un fossé enherbé. Les haies ne sont pas intégrées dans la Figure 5-1 et le Tableau 5-1 dans la mesure où elles ne contribuent pas au drainage des versants mais agissent comme barrières aux écoulements (cf. chap.1 – 2.3.3.). En Beaujolais, leur présence est **réduite** : 23 km de linéaire de haies sur le bassin versant de la Morcille et 21 km sur celui du Ruisseau des Fontaines. Elles constituent rarement une barrière avérée aux écoulements de surface et aux sédiments associés (Figure 5-2) du fait de leur discontinuité et de leur absence de localisation talus. Il n'y a que lorsqu'elles servent d'exutoire aux réseaux de drainage (cf. chap. 5 – 2.1.) qu'elles agissent comme des puits à sédiments en favorisant le stockage sur les versants.

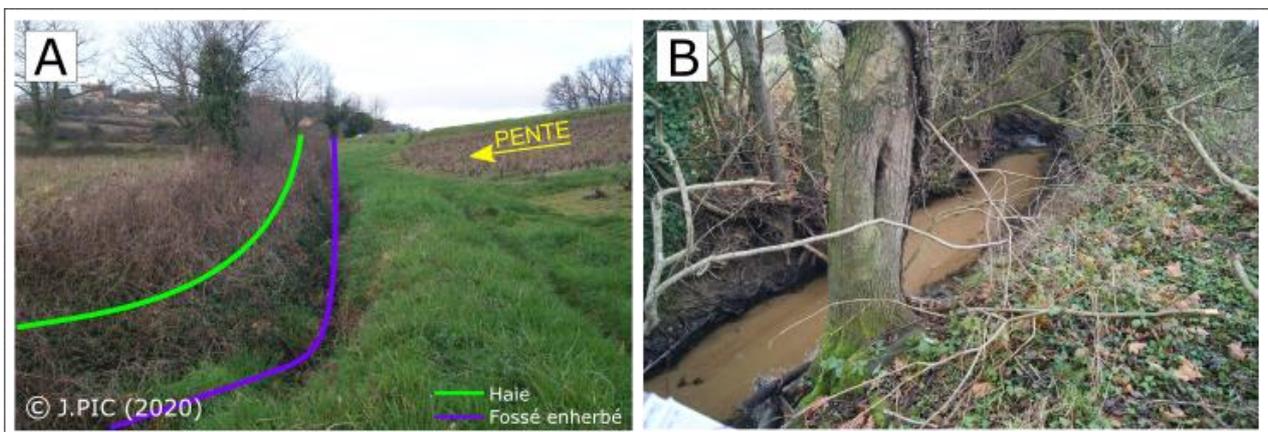


Figure 5-2 : Haies sans effet de barrière des flux hydro-sédimentaires. (A) La haie est court-circuitée par un fossé enherbé. (B) Haie discontinue bordant le Ruisseau de la Morcille où se déposent les sédiments.

En complément des infrastructures linéaires, les **collecteurs de sédiments** désignent l'ensemble des structures qui permettent de dissocier les sédiments du ruissellement qui les transporte. Il peut s'agir d'infrastructures dont l'objectif est la collecte des sédiments ou de structures visant au stockage d'une partie des eaux de ruissellement (mares, étangs). Dans le premier cas, ils sont mis en place par les viticulteurs-trices qui collectent les sédiments pour construire ou renforcer les bourrelets de terre. La taille et la conception des collecteurs de sédiments varient considérablement en Beaujolais. Il peut s'agir de structures bétonnées qui comprennent plusieurs séparations internes comme de simples trous creusés dans le sol.

1.1.2. Longueur et localisation des infrastructures

Les cartes de localisation des infrastructures de drainage dans les bassins versants de la **Morcille** et du Ruisseau des Fontaines **illustrent le plus grand nombre d'infrastructures** sur celui de la Morcille (1,6 fois plus important ; Figure 5-3). La longueur totale d'infrastructures de drainage atteint 297 km contre 182 km dans celui du Ruisseau des Fontaines (Tableau 5-1).

Tableau 5-1 : Synthèse des longueurs d'infrastructures de drainage dans les bassins versants d'étude.

Type d'infrastructure de drainage	Longueur cumulée (km)			
	Morcille		Ruisseau des Fontaines	
Routes principales	63,7	209,8	43,5	135,6
Chemins non-enherbés	8,6		5,0	
Chemins enherbés	137,5		87,2	
Fossés enherbés	37,1	58,2	28,6	39,6
Gouttières de canalisation	6,8		4,8	
Canalisations enterrées	14,3		6,2	
Bourrelets de terre	28,9		6,4	
	297		182	

La **part** des **différents types** d'infrastructure de drainage est **similaire** dans les deux bassins versants. Le bassin versant de la Morcille compte 210 km d'**axes routiers**, soit 70 % de la longueur d'infrastructures linéaires. Ils représentent 136 km, soit 75 % de la longueur d'infrastructures linéaires, dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines. Les **fossés** représentent **20 %** (58 km) et **22 %** (40 km) des longueurs d'infrastructures de drainage dans, respectivement, les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. Les **infrastructures enherbées**, telles que les chemins ou les fossés enherbés, représentent près de **60 %** de la longueur totale d'infrastructures (175 km) du bassin versant de la Morcille et **64 %** (116 km) de celui du Ruisseau des Fontaines.

Une **différence** est toutefois **notable** pour deux types d'infrastructures. Les **bourrelets de terre** représentent 29 km sur le bassin versant de la Morcille (9,7 % de la longueur d'infrastructures linéaires) et 6,4 km sur celui du Ruisseau des Fontaines (3,5 %). Le bassin versant de la Morcille compte 24 **collecteurs de sédiments** contre 1 pour celui du Ruisseau des Fontaines (exemples sur la Figure 5-1 – I & J).

Les cartes de localisation (Figure 5-3) explicitent les spécificités en termes de répartition spatiale des infrastructures de drainage. Elles se localisent préférentiellement dans les secteurs en vigne. Les **chemins** (enherbés ou non) se trouvent majoritairement **au sein du vignoble**, qu'ils fragmentent en **parcelles**, c'est-à-dire en unités homogènes en termes de pratiques culturales (cf. chap.1 – 2.2.). Les **routes** délimitent quant à elles des **îlots de parcelles**. Dans le bassin versant de la Morcille, les **bourrelets de terre** sont présents dans seulement 10 % des parcelles de vigne et leur densité au sein de ces parcelles est variable. Aucune parcelle de vigne du Ruisseau des Fontaines n'intègre de bourrelets de terre. Ils sont seulement situés en bord de chemins dans ce bassin versant. Les collecteurs de sédiments sont localisés dans différents secteurs du vignoble mais préférentiellement dans les secteurs les plus pentus.

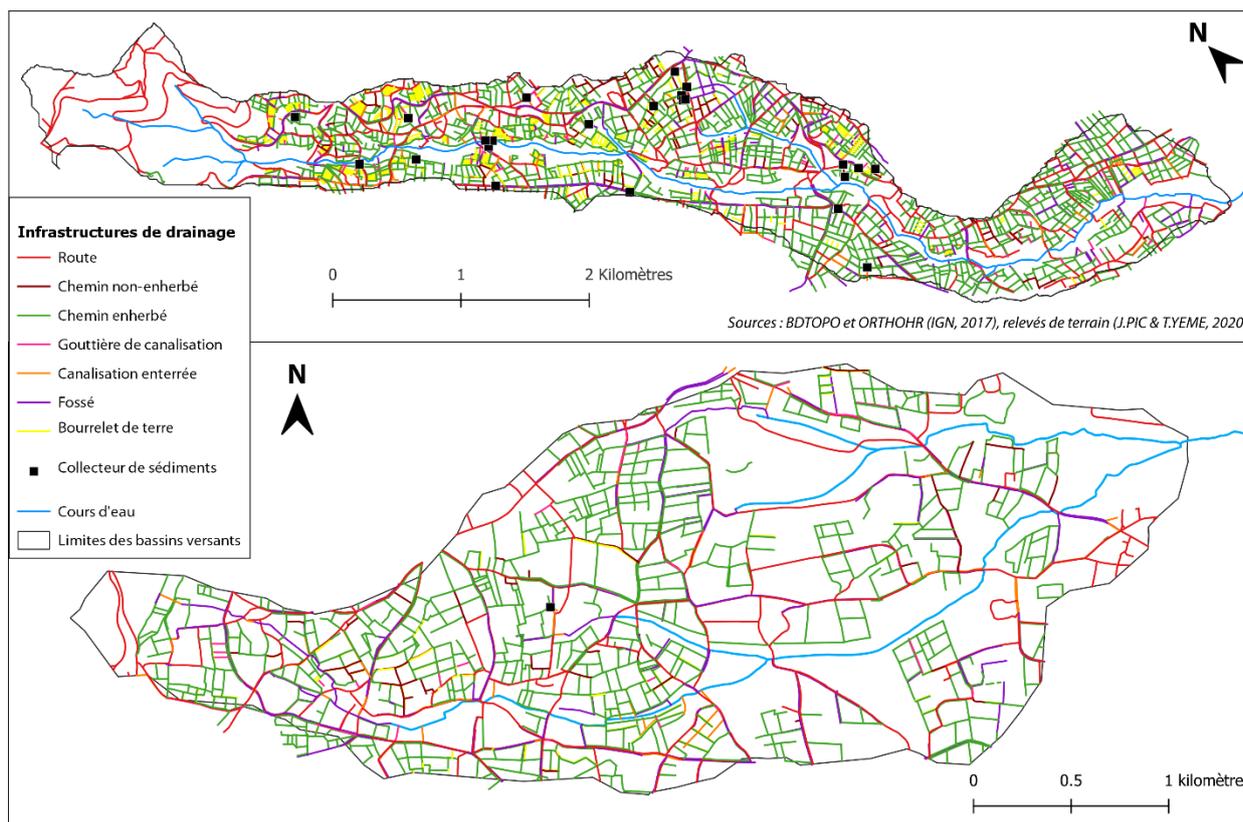


Figure 5-3 : Infrastructures de drainage sur le bassin versant (A) de la Morcille et (B) du Ruisseau des Fontaines.

1.2. Densité de drainage

Les cartes de localisation des infrastructures de drainage sont limitées pour expliciter la répartition spatiale des infrastructures explicites de drainage comme les fossés où les bourrelets de terre et l'accumulation d'infrastructures dans une même zone. À l'inverse, les **cartes de densité** permettent de distinguer des variations dans la concentration des infrastructures au sein des bassins versants étudiés (Figure 5-4 & Figure 5-5).

La densité d'infrastructures de drainage à l'échelle du bassin versant de la **Morcille** est de **360 mètres** d'infrastructures de drainage **par hectare** (36 km/km²). En prenant en compte les seuls **fossés**, la densité atteint **70 m/ha** (7 km/km²). La densité d'infrastructures de drainage à l'échelle du bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** est de **243 mètres** d'infrastructures de drainage **par hectare** (24 km/km²). La densité des seuls **fossés** y atteint **53 m/ha** (5 km/km²).

À l'échelle du bassin versant de la **Morcille**, les deux cartes soulignent la **haute densité** d'infrastructures de drainage (Figure 5-4 – A & B). Les **versants viticoles** présentent la plus grande densité d'infrastructures, avec une moyenne d'environ **424 m/ha** (Figure 5-4 – A). Les densités d'infrastructures sont moindres dans le **fond de vallée** et la **tête de bassin versant**, avec respectivement une densité de **257 m/ha** et **79 m/ha**.

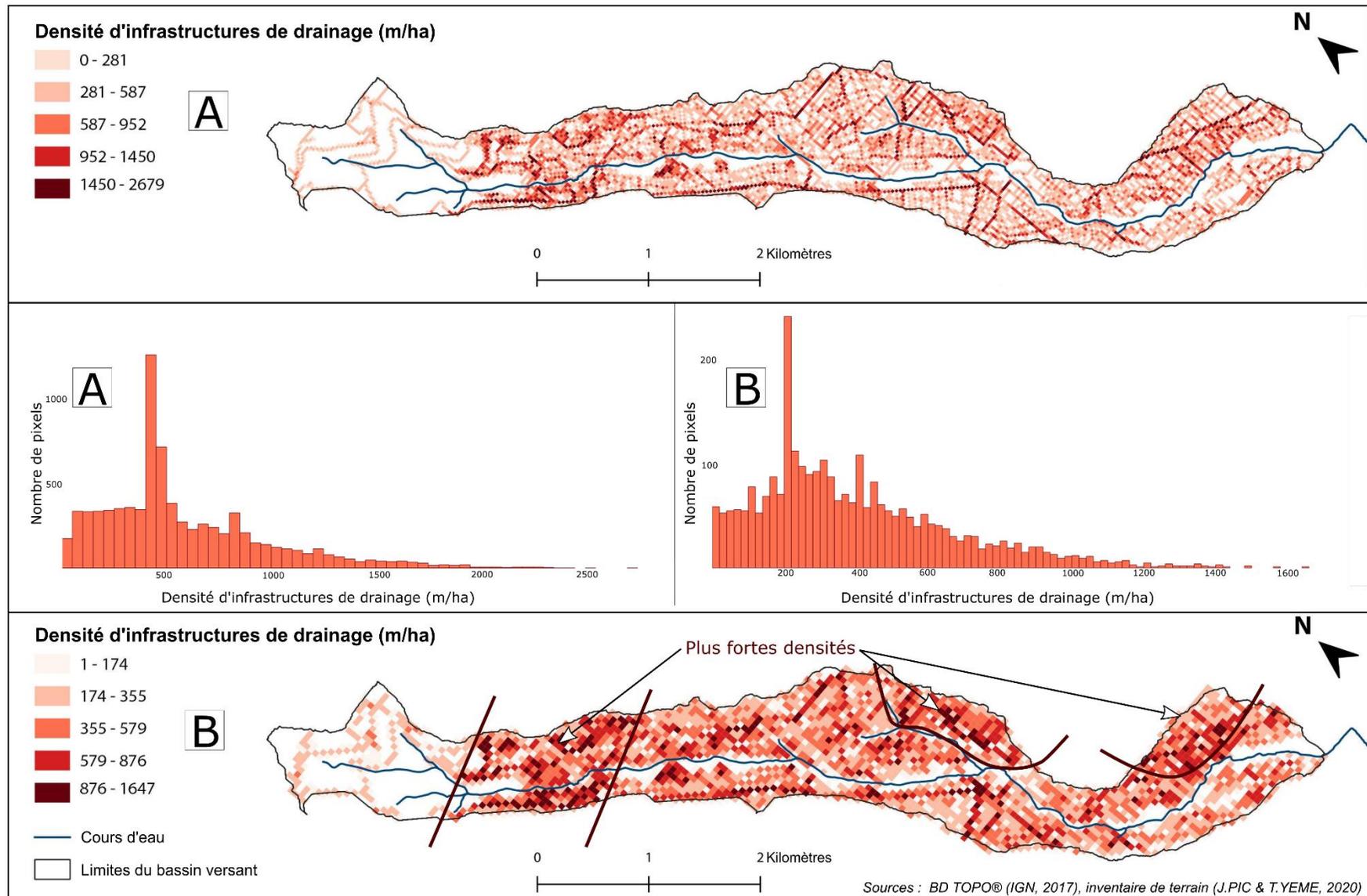


Figure 5-4 : Densité d'infrastructures de drainage et distribution de probabilité associée sur le bassin versant de la Morcille. (A) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 25 m. (B) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 50 m.

Les **tendances** sont **similaires** pour le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** malgré une **moindre densité** d'infrastructures que dans celui de la Morcille. Les **versants** présentent une densité d'infrastructures de **284 m/ha**, le fond de vallée de **167 m/ha** et la tête de bassin versant de **120 m/ha** (Figure 5-5 – A). Dans les deux cas, la plus grande densité d'infrastructures en fond de vallée en comparaison avec la tête de bassin versant peut être expliquée par la position en **aval du vignoble** dont les infrastructures de drainage se prolongent dans le secteur (Figure 5-4 – B & Figure 5-6 – B).

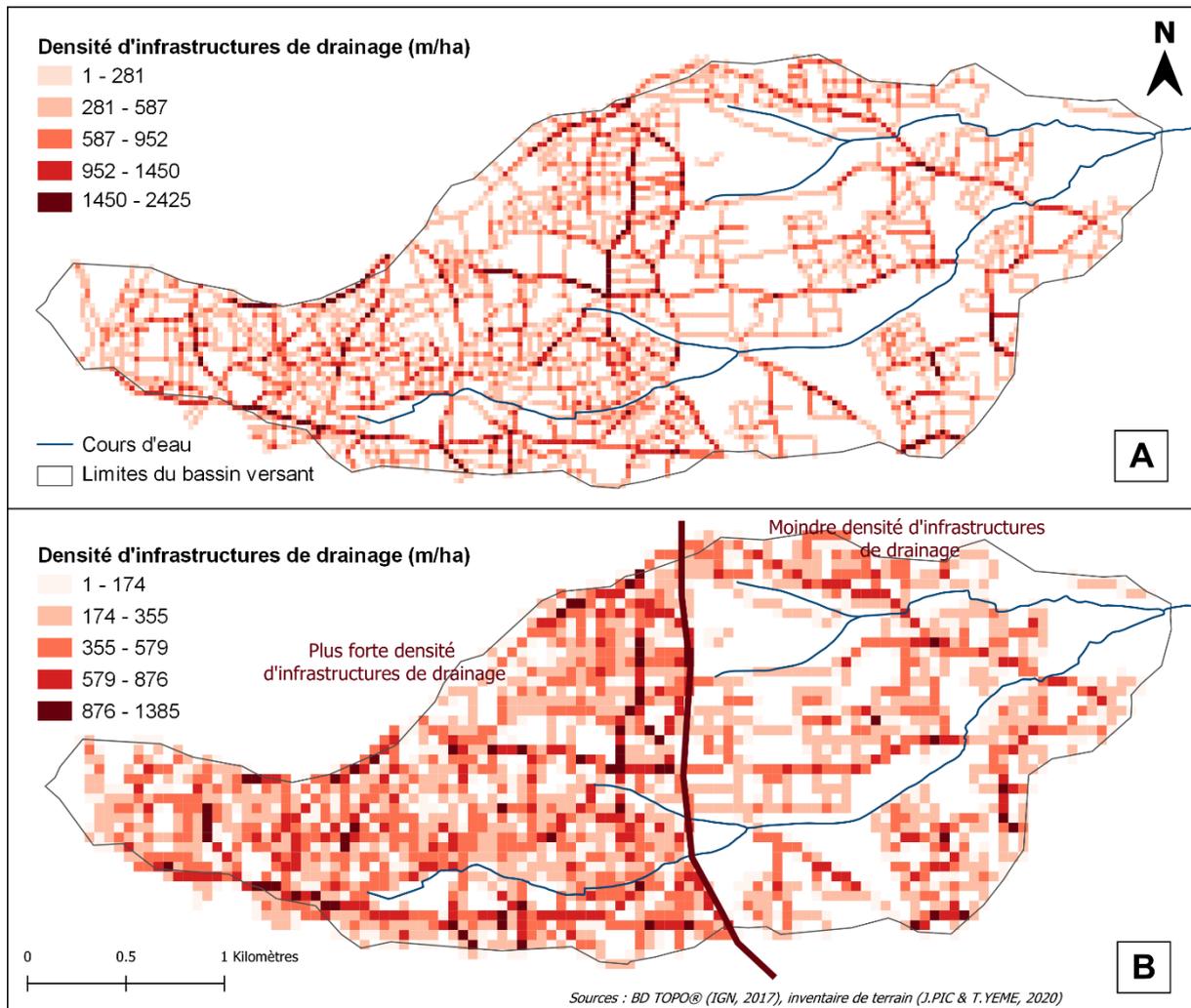


Figure 5-5 : Densité d'infrastructures de drainage sur le bassin versant du Ruisseau des Fontaines. (A) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 25 m. (B) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 50 m.

Les cartes d'une résolution de **25 m** (Figure 5-4 – A & Figure 5-5 – A) soulignent la présence d'infrastructures de drainage le **long des routes principales**, où la densité peut atteindre jusqu'à, respectivement, 2679 m/ha et 2424 m/ha pour le bassin versant de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. Les secteurs de part et d'autre des routes principales présentent une densité particulièrement forte du fait de l'association en parallèle des routes principales, des fossés enherbés (parfois de part et d'autre de la route) et de bandes enherbées (Figure 5-6 – A).



Figure 5-6 : Configurations d'infrastructures de drainage en Beaujolais. A – Route bordée de part et d'autre par une bande enherbée et un fossé. B – Canalisation enterrée qui se termine dans une prairie bordant le cours d'eau. C – Bourrelet de terre le long d'un chemin, en amont d'une parcelle à forte pente.

Les fortes densités visibles sur la carte d'une résolution de **50 m** du bassin versant de la **Morcille** (Figure 5-4 – B) montrent que les secteurs les plus denses en infrastructures de drainages sont ceux dont les **parcelles viticoles** comprennent des **bourrelets de terre**. Ils sont, généralement, situés dans les **secteurs** les plus **pentus** (Figure 5-6 – C).

Cette configuration n'est pas visible sur le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** (Figure 5-5 – B). La **pente** moyenne **plus faible** que sur le bassin versant de la Morcille explique un moindre recours aux bourrelets de terre dans les secteurs en vigne (cf. chap.3 – 3.1.). La densité d'infrastructures de drainage est en moyenne plus importante dans la partie ouest que dans la partie est du bassin versant. Cette différence s'explique par la part moindre du **vignoble** dans les modes d'occupation sol dans la partie est (cf. Figure 3-14).

*

Le Beaujolais viticole se caractérise par une très **forte densité** et diversité d'infrastructures anthropiques de **drainage**. Cette forte densité s'explique par le **parcellaire** viticole **morcelé**

et la présence de fortes pentes, une volonté de limiter la production et les transferts sédimentaires par des effets de barrière (bourrelets de terre) et un **système de drainage** pour l'export des flux hydro-sédimentaires des parcelles de vigne (gouttières de canalisation, de canalisations enterrées et de fossés enherbés).

1.3. Surfaces drainées en amont du réseau de drainage

La Figure 5-7 représente la **superficie drainée** par chacune des infrastructures du réseau. Il est important de noter que la relation de proportionnalité diffère entre les deux cartes et que les infrastructures de drainage sont subdivisées à chaque intersection. La **superficie moyenne drainée** par une infrastructure est de **0,57 ha** sur le bassin versant de la **Morcille** et la **plus grande superficie** drainée par une infrastructure est de **26,3 ha** (Figure 5-7 – A). Il s'agit de la dernière section du **fossé** situé au nord-est du bassin versant et qui exporte les flux hydro-sédimentaires **hors du bassin versant**. La deuxième infrastructure terminant un sous-réseau et drainant la deuxième superficie la plus importante est un **fossé** directement connecté **au cours d'eau**. Il est situé sur la rive gauche au centre du bassin versant et draine **18,7 ha**.

La **superficie moyenne** par infrastructures du réseau de drainage est de **1,16 ha** dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** (Figure 5-7 – B). La **plus grande superficie** drainée est de **33,9 ha**. Il s'agit du **fossé** directement connecté au bras le plus au nord du Ruisseau des Fontaines. La deuxième infrastructure qui draine la superficie la plus importante est un fossé directement **connecté au cours d'eau**. Il draine **32,5 ha** et se situe tout à fait à l'amont du cours d'eau.

À l'échelle des bassins versants d'étude, les **fossés enherbés** représentent les superficies drainées les plus importantes (Tableau 5-2). Chaque tronçon de fossé draine en moyenne 1,5 ha sur le bassin versant de la Morcille et 3,2 ha dans celui du Ruisseau des Fontaines. Les **gouttières de canalisation** et les **canalisations enterrées** présentent aussi des superficies drainées moyennes par tronçon au-dessus de la moyenne. Il s'agit de 1,0 ha par tronçon pour les canalisations enterrées et 0,8 ha pour les gouttières de canalisation. De même dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines, en moyenne chaque tronçon de canalisation enterrée et de gouttières de canalisation draine, respectivement, 3,1 ha et 2,2 ha.

La **superficie moyenne drainée par kilomètre d'infrastructure** est **similaire** entre les deux bassins versants avec 21 et 21,9 ha/km (Tableau 5-2). Les **bourrelets de terre** ont les valeurs les plus élevées de surface drainée par kilomètre sur le bassin versant de la **Morcille** (38, ha/km). Alors que ce sont les **gouttières de canalisation** (53 ha/km) dans celui du **Ruisseau des Fontaines**. Dans les deux cas, les **infrastructures effectives** drainent des superficies plus importantes que les axes routiers. Les bourrelets de terre sur le bassin versant du Ruisseau des Fontaines présentent une exception avec les surfaces drainées les plus faibles mais qui peut être expliqué par leur rôle exclusif de bordure d'autres infrastructures, principalement des chemins.

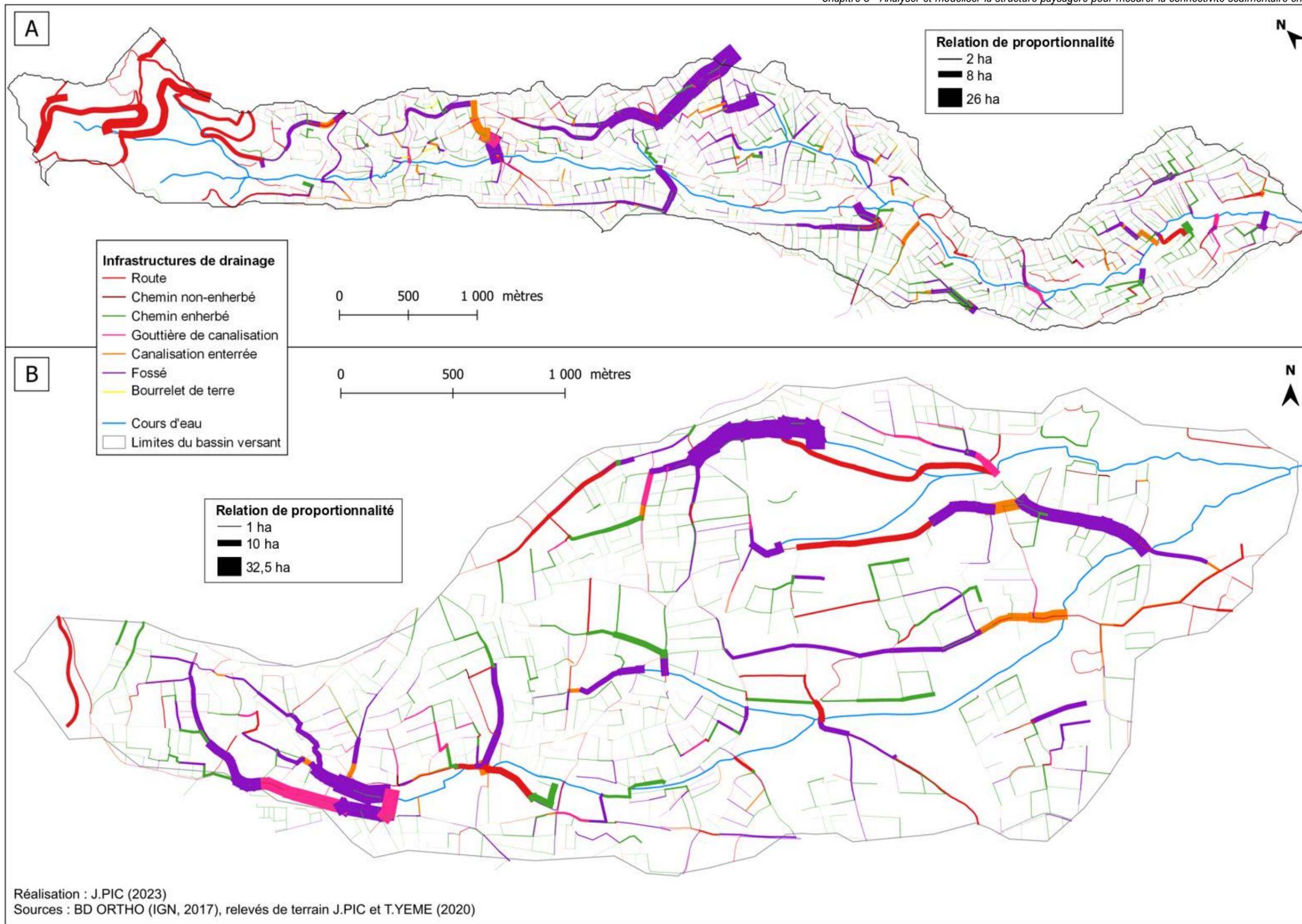


Figure 5-7 : Surface drainée par les infrastructures de drainage. A – Bassin versant de la Morcille. B – Bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

Tableau 5-2 : Superficie drainée par type d'infrastructure de drainage, bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines.

	Superficie moyenne drainée par tronçon (ha)		Superficie moyenne drainée par km d'infrastructure (ha/km)	
	Morcille	Ruisseau des Fontaines	Morcille	Ruisseau des Fontaines
Routes principales	0.43	0.68	7.3	8.8
Chemins non-enherbés	0.24	0.34	4.5	4.5
Chemins enherbés	0.36	0.66	7.6	10.8
Gouttières de canalisation	0.79	2.16	33.9	53.0
Canalisations enterrées	1.03	3.1	20.5	32.0
Fossés enherbés	1.51	3.24	34.4	44.0
Bourrelets de terre	0.10	0.04	38.7	0.04
	0.57	1.16	21.0	21.9

Les deux bassins versants présentent des **tendances similaires** dans la répartition entre la **superficie drainée** et le type d'**exutoire** (Tableau 5-3). De manière générale, la superficie cumulée par type d'exutoire et la superficie moyenne des sous-réseaux connectés à l'exutoire sont du même ordre de grandeur. Le **cours d'eau** présente les valeurs les plus grandes de superficie cumulée ou moyenne. En outre, les exutoires qui drainent une superficie supérieure à la moyenne sont les **haies** dans le bassin versant de la **Morcille** et les **friches** et les **haies** dans celui du **Ruisseau des Fontaines**. À noter que le Ruisseau des Fontaines présente un écart plus important entre le cours d'eau et les autres types d'exutoires que la Morcille.

Tableau 5-3 : Superficie drainée par type d'exutoire, bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines.

	Superficie cumulée par type d'exutoire (ha)		Superficie moyenne des sous-réseaux connectés à l'exutoire (ha)	
	Morcille	Ruisseau des Fontaines	Morcille	Ruisseau des Fontaines
Bâti	17.5	32.3	0.7	1.3
Zone de chantier	0.4		0.1	
Haie	41.9	18.8	1.2	1.9
Friche	8.9	13.8	0.4	2.8
Forêt et espaces boisés	68.6	0.05	0.8	0.05
Vignoble	30.2	26.8	0.4	0.5
Prairie	128.9	81.5	0.9	1.0
Autres formes d'agricultures		24.3		1.3
Cours d'eau	168.0	281.7	2.0	6.0
Collecteur de sédiments	6.3	1.5	0.9	0.7
Hors du bassin versant	89.2	49.7	1.0	0.8
	560	529	1.0	1.7

Cette section souligne le rôle primordial des infrastructures effectives de drainage dans les superficies drainées, soulignant la volonté de collecte et d'export des flux hydro-sédimentaires. L'export se fait un premier lieu en direction du cours d'eau, notamment par le biais de fossés enherbés. Les haies et les friches drainent des superficies plus importantes que la moyenne. La question d'une redirection volontaire pour l'infiltration du ruissellement et du stockage sédimentaire se pose.

1.4. *Distance au cours d'eau*

Les Figure 5-8 et Figure 5-9 traduisent l'influence du **réseau de drainage** sur la **distance au cours d'eau** pour les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. La Figure 5-8 présente la distance au cours d'eau en prenant en compte le réseau de drainage. Dans le bassin versant de la Morcille, les secteurs **directement connectés au cours d'eau** représentent 4,1 km² (soit **50 %** du bassin versant) (Figure 5-8 – A). La **distance moyenne** au cours d'eau des secteurs qui y sont connectés est de **27 m** et le secteur le **plus éloigné** est situé à **1785 m** du cours d'eau.

Les secteurs directement connectés au cours d'eau représentent 5,8 km² dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines**. **Trente-deux pourcent** du bassin versant n'est **pas directement connecté** au cours d'eau (Figure 5-8 – B). La **distance moyenne** au cours d'eau est de **542 m** et le secteur le **plus éloigné** est situé à **2094 m** du cours d'eau.

La **Morcille** présente **3 secteurs** particulièrement éloignés du cours d'eau. Ils sont situés (1) dans la tête du bassin versant, (2) dans la partie nord de la rive gauche et sur la rive droite au sud du secteur précédent (Figure 5-8 – A). **Cinq** secteurs particulièrement éloignés du cours sont dénombrés dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines**. Ils sont situés : (1) dans la tête du bassin versant, (2) au nord-est de la rive gauche, (3 & 4) au centre du bassin versant, (5) à l'est de la rive droite (Figure 5-8 – B).

La présence du **réseau de drainage** occasionne un **allongement** des distances au cours d'eau par rapport au cheminement des flux hydro-sédimentaires régi par la seule topographie. La distance au cours d'eau est, en moyenne, plus importante de **75 m** dans le bassin versant de la **Morcille** (Figure 5-9 – A). Le secteur le **plus rapproché** du cours d'eau par le réseau de drainage est situé à – **581 m** par rapport à sa distance topographique. À l'inverse, le secteur qui connaît l'**éloignement le plus important** par le réseau de drainage est situé **130 m** plus loin du cours d'eau que topographiquement. Quatre secteurs présentent une réduction significative au cours d'eau par la prise en compte du réseau de drainage. Il s'agit de secteurs dont les flux hydro-sédimentaires sont pris en charge par des réseaux qui parcourent de longues distances et drainent d'importantes superficies.

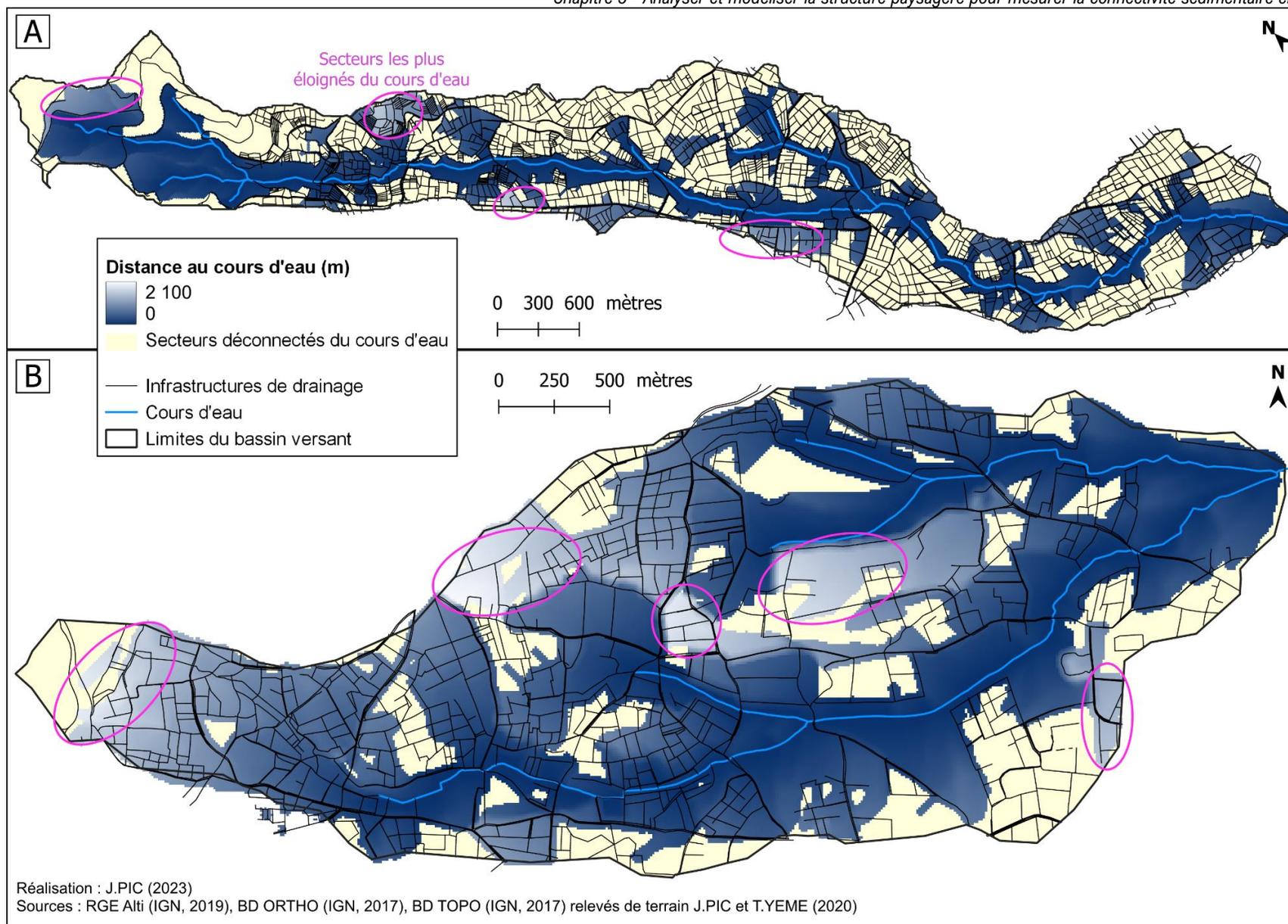


Figure 5-8 : Distance au cours d'eau par le réseau de drainage anthropique. A – Bassin versant de la Morcille. B – Bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

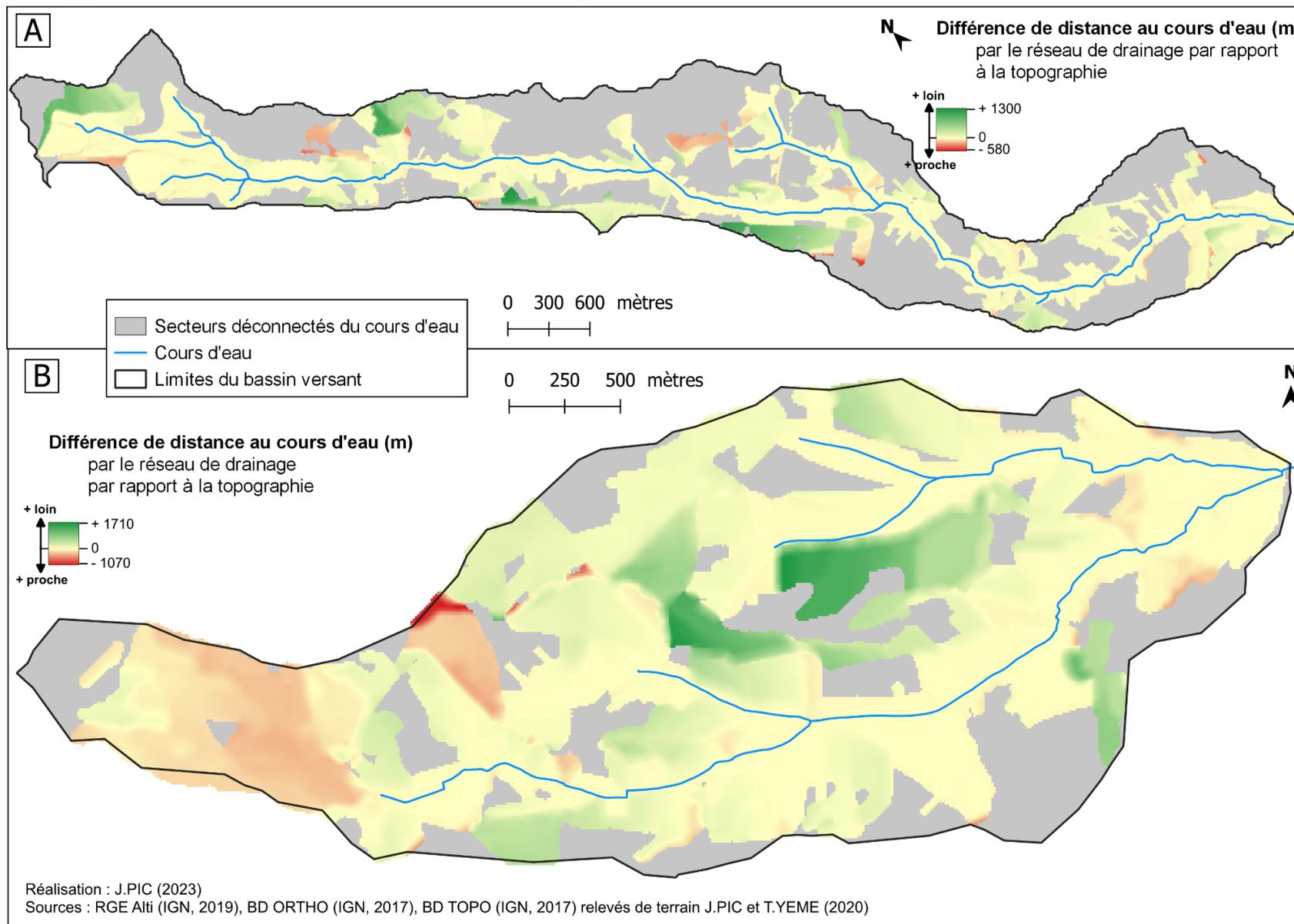


Figure 5-9 : Différence de distance au cours d'eau par le réseau de drainage par rapport à la seule topographie. A – Bassin versant de la Morcille. B – Bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

L'**éloignement** et le **rapprochement** du cours d'eau par le réseau sont **plus importants** sur le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** que sur celui de la Morcille. En **moyenne**, la distance au cours d'eau est **plus proche de 109 m** quand on considère le réseau de drainage dans le cheminement des flux hydro-sédimentaires (Figure 5-9 – B). La **différence** de distance du fait de la constitution du réseau de drainage s'étend de **- 1068 m** (réduction de la distance au cours d'eau) à **+ 1708 m** (allongement de la distance au cours d'eau). Seuls deux secteurs connaissent une réduction significative de la distance au cours d'eau. (Figure 5-9). Parmi les secteurs les plus éloignés du cours d'eau, pour les secteurs du centre du bassin versant et de l'est de la rive droite, l'éloignement s'explique par le cheminement dans le réseau de drainage (allongement des distances par le réseau). Pour les autres secteurs éloignés du cours d'eau, c'est la topographie qui conditionne leur éloignement.

Globalement dans les deux bassins versants, la **distance** au cours d'eau **varie peu** entre le seul écoulement topographique et la présence du réseau de drainage pour les secteurs de la **plaine d'inondation** des deux bassins versants (Figure 5-9). Bien que la différence de distance au cours d'eau entre la situation avec le réseau de drainage et le seul écoulement topographique ne soit pas significative, cela n'induit pas une moindre influence des infrastructures de drainage sur les transferts sédimentaires puisque cet indicateur ne permet pas d'intégrer l'efficacité de transport des sédiments par leur canalisation au sein des infrastructures de drainage.

*

La section montre un allongement global des distances au cours d'eau par le biais du réseau de drainage. Cet allongement est accentué pour le Ruisseau des Fontaines par rapport à la Morcille du fait des morphologies des bassins versants. Quelques secteurs présentent une distance raccourcie au cours d'eau. Ils s'expliquent par le drainage par des réseaux qui parcourent de longues distances et drainent des surfaces importantes.

2. Schéma de connectivité des parcelles au réseau hydrographique

Maintenant que l'inventaire des infrastructures de drainage, sa répartition spatiale au sein du bassin versant et son influence sur la distance au cours d'eau ont été analysés, cette partie aborde le schéma de connectivité des parcelles au réseau hydrographique. Il s'agit de détailler les sous-réseaux, leur exutoire, les séquences et les matrices de couplage.

2.1. Exutoires des réseaux de drainage

Parmi les 448 sous-réseaux du bassin versant de la **Morcille**, **30 % du réseau** est **connecté** au **cours d'eau**, drainant environ **50 %** de la **superficie** du bassin versant (Tableau 5-4 & Figure 5-11 – A-B-E). À l'inverse, 13 % des infrastructures exportent les flux d'eau et de sédiments hors du bassin versant. Les sous-réseaux connectés à un **puits à sédiments** (57 % des infrastructures de drainage) sont distribués de manière **hétérogène** au sein du bassin versant selon leurs caractéristiques (Tableau 5-4 & Figure 5-11 – C-D).

Figure 5-10 : Types de connexions du réseau de drainage ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines (2020).
 (A) Type d'exutoire des sous-réseaux de drainage. (B) Localisation des exutoires des sous-réseaux, leur taille est proportionnelle à la longueur associée de réseau de drainage. (C) Types de connexion des parcelles.

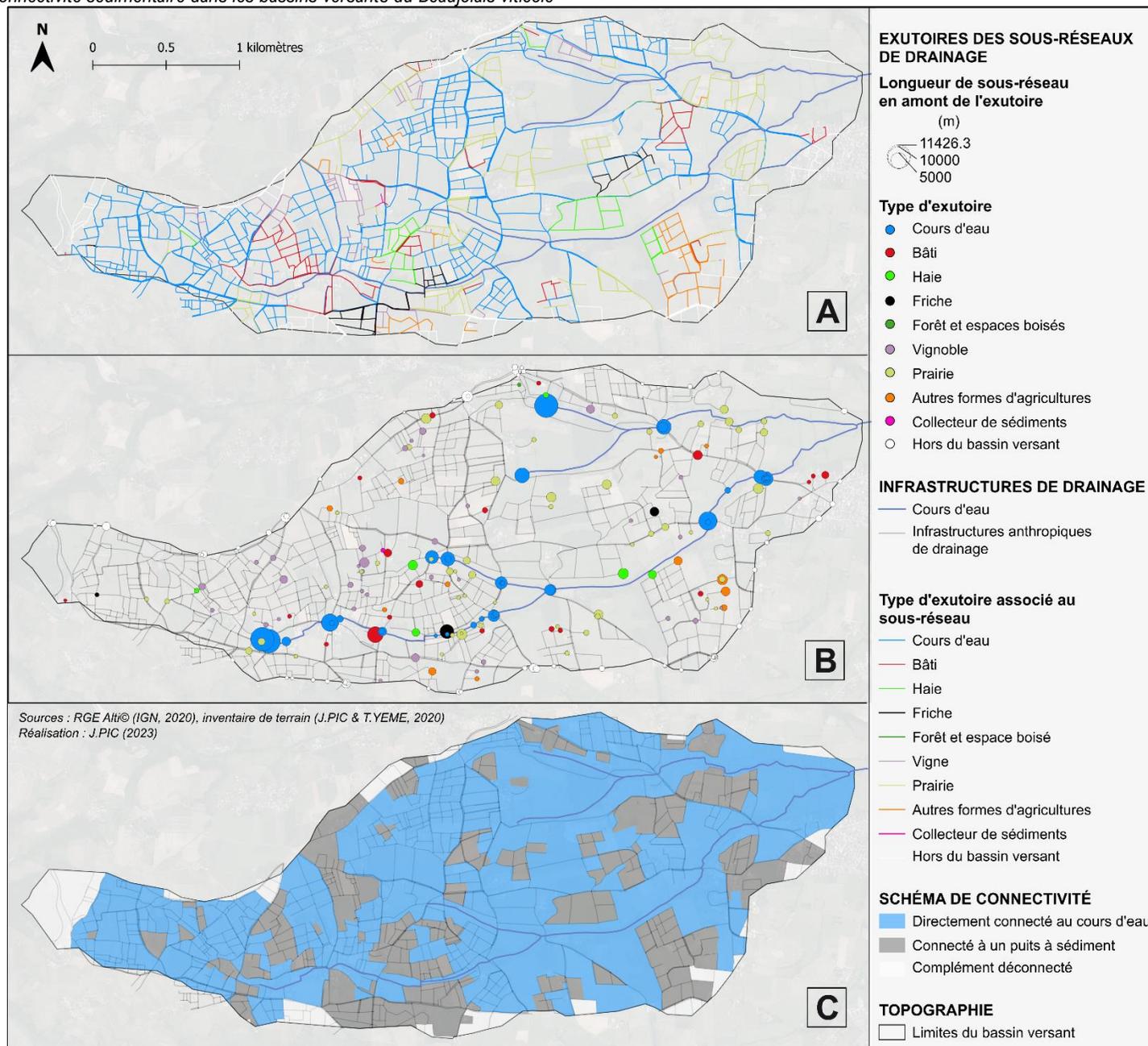
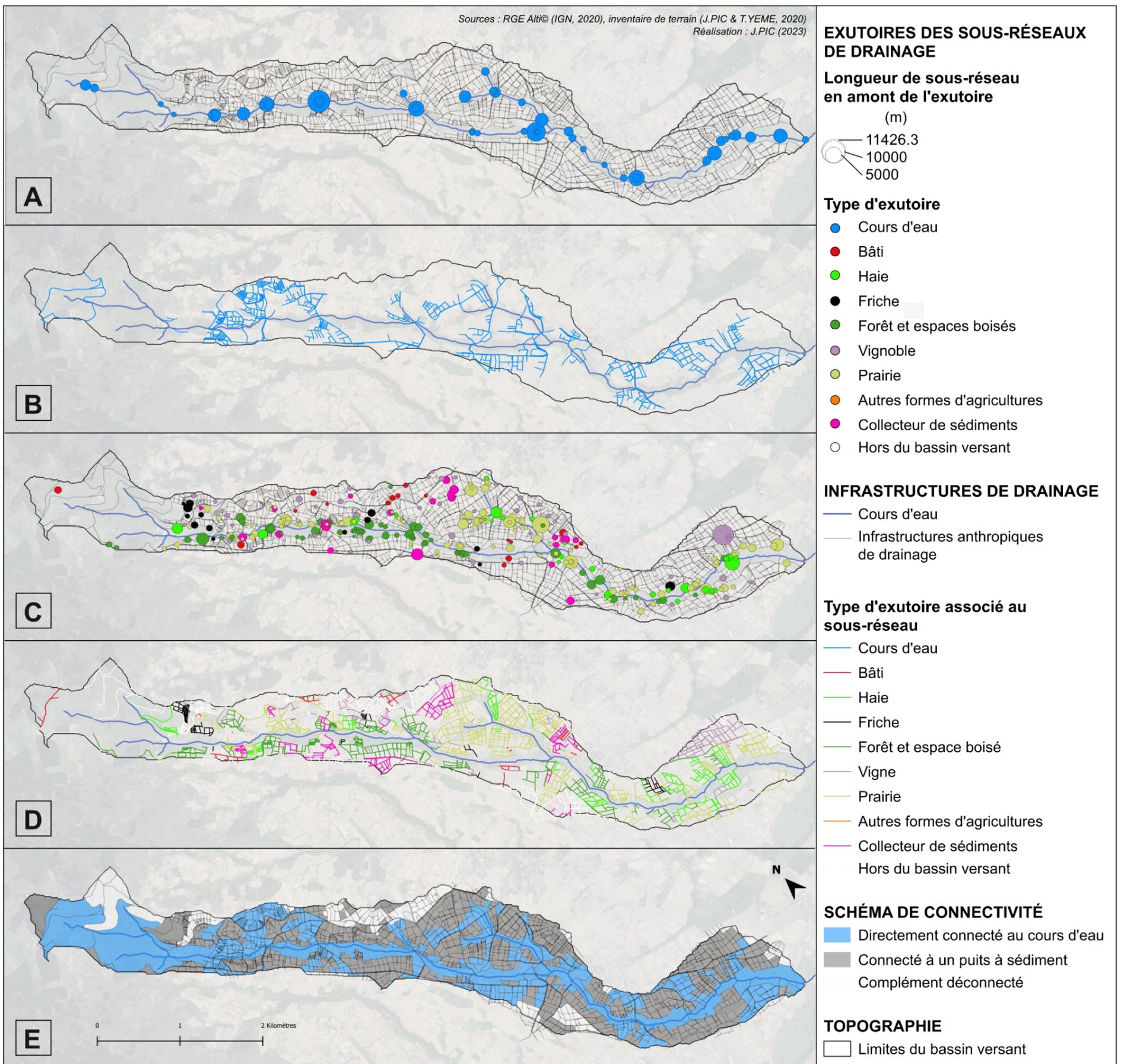


Tableau 5-4 : Caractéristiques des exutoires du réseau de drainage des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines (2020).

	Nombre d'exutoires		Part du nombre d'exutoires		Longueur cumulée de réseau de drainage (km)		Part du réseau de drainage		Longueur moyenne d'un sous-réseau (m)	
	Morcille	Ruisseau des Fontaines	Morcille	Ruisseau des Fontaines	Morcille	Ruisseau des Fontaines	Morcille	Ruisseau des Fontaines	Morcille	Ruisseau des Fontaines
Bâti	18	19	4.0%	8.5%	4.7	11.1	1.6%	6.4%	260	584
Zone de chantier	2		0.4%		0.4		0.2%		216	
Haie	31	6	6.9%	2.7%	20.2	5.9	7.1%	3.4%	652	975
Friche	15	3	3.3%	1.3%	7.5	5.2	2.6%	3.0%	499	1742
Forêt et espaces boisés	64	1	14.3%	0.4%	33.4	0.1	11.6%	0.0%	522	53
Vigne	48	35	10.7%	15.6%	16.4	9.5	5.7%	5.5%	342	273
Prairie	110	53	24.6%	23.7%	64.9	24.7	22.6%	14.3%	590	466
Autres formes d'agriculture		13		5.8%		7.2		4.2%		556
Cours d'eau	48	35	10.7%	15.6%	83.8	91.5	29.2%	52.9%	1746	2614
Collecteur de sédiments	24	1	5.4%	0.4%	17.3	0.1	6.0%	0.1%	751	113
Hors du bassin versant	88	58	19.6%	25.9%	38.0	17.7	13.3%	10.2%	432	305
	448	224	100%	100%	286.6	173.0	100%	100%	641	772



Le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** comprend, quant à lui, 224 exutoires (Tableau 5-4 & Figure 5-10 – B). Environ **53 % du réseau de drainage est connecté au cours d'eau**, drainant approximativement **88 % du bassin versant**. La part du réseau exportant les flux hydro-sédimentaires hors du bassin versant est de 10 %. Les sous-réseaux de drainage connectés à un puits à sédiments représentent 37 % de la longueur totale d'infrastructures de drainage du bassin versant.

Que ce soit dans le cas du bassin versant de la **Morcille** que du **Ruisseau des Fontaines**, les versants se subdivisent en 2 secteurs en termes d'exutoires des réseaux de drainage. Sur le **haut de versant**, la majorité des sous-réseaux se terminent dans des zones de bâti, des collecteurs de sédiments, des parcelles de vigne ou d'autres formes d'agricultures. Les sédiments sont stockés dans ces secteurs à l'inverse de la plupart des exutoires situés sur les **bas de versant**. Ils se caractérisent par des zones de prairies ou de ripisylve stockant les flux hydro-sédimentaires dans le fond de vallée après avoir, potentiellement, parcouru une grande distance sur le versant (Figure 5-11, C-D & Figure 5-10, A-B).

La **longueur moyenne amont** d'infrastructures de drainage des exutoires est très **variable** (Tableau 5-4). La longueur moyenne des sous-réseaux directement connectés au **cours d'eau** est de 1746 m pour le bassin versant de la Morcille et de 2614 m pour celui du Ruisseau des Fontaines. Le second type d'exutoire par sa longueur d'infrastructures en amont sont les **collecteurs de sédiments** sur le bassin versant de la **Morcille** avec des sous-réseaux d'en moyenne 751 m de long. Sur le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines**, les **friches** constituent le deuxième exutoire par la longueur moyenne de leur sous-réseau avec une longueur moyenne de 1742 m. Les **haies** représentent, pour les deux bassins versants, le troisième type d'exutoire avec la longueur moyenne de sous-réseau de drainage la plus importante. Du fait de la structuration des réseaux de drainage des deux bassins versants étudiés, même des **parcelles** situées sur les **hauts de versant** peuvent être **directement connectées au cours d'eau** (Figure 5-11 – E & Figure 5-10 – C).

*

La section met en avant l'importance des connexions au cours d'eau par le biais du réseau de drainage qui facilitent les connexions directes de secteurs situés sur les hauts de versants. Elles sont d'autant plus nombreuses pour le bassin versant du Ruisseau des Fontaines pouvant témoigner d'une stratégie de gestion différente entre les deux bassins versants. Une stratégie différenciée entre les hauts (stockage) et les bas (export) de versants transparaît dans l'analyse des types d'exutoire.

2.2. Séquencer les réseaux de drainage pour décrypter leurs liens de connectivité

2.2.1. Schéma général d'organisation des séquences des deux bassins versants

L'étude des séquences qui s'organisent entre les points d'entrée et les exutoires souligne **la diversité et la complexité des réseaux de drainage** dans les deux bassins versants étudiés

(Tableau 5-5). 2637 séquences ont été répertoriées dans le bassin versant de la **Morcille**, pouvant être regroupées en 449 schémas différents. Plus de 50 % des séquences sont observées plus d'une fois. Tout type d'exutoire confondu, en moyenne, la longueur d'une séquence est de 569 m et comporte trois tronçons. Le réseau de drainage du bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** comporte 1193 séquences dont 232 différentes. Près de 70 % des séquences sont observées plus d'une fois. En moyenne une séquence mesure 517 m et comporte 3 tronçons.

Tableau 5-5 : Caractéristiques des séquences pour les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines (2020).

		Nombre de séquences	Nombre de séquences différentes	Pourcentage de séquences différentes apparaissant à plus d'une reprise	Nombre moyen de tronçons par séquence	Longueur moyenne des séquences (m)
MORCILLE	Bâti	46	9	78%	1.7	163
	Zone de chantier	4	2	100%	1	107
	Haie	171	50	50%	2.6	292
	Friche	90	31	55%	2.6	170
	Forêt et espaces boisés	337	105	52%	2.7	196
	Vignoble	179	34	59%	2.1	256
	Prairie	618	142	56%	2.8	223
	Cours d'eau	725	184	54%	3.7	488
	Collecteur de sédiments	159	77	51%	4.2	525
	Hors du bassin versant	308	79	56%	2.8	543
		2 637	449	54%	3.0	569
RUISSEAU DES FONTAINES	Bâti	74	33	36%	2.9	474
	Haie	33	12	50%	2.3	291
	Friche	36	19	26%	3.7	559
	Forêt et espaces boisés	1	1	0%	1	53
	Vignoble	101	23	43%	1.7	179
	Prairie	178	29	59%	2	235
	Autres formes d'agricultures	49	23	26%	2.3	302
	Cours d'eau	575	159	53%	3.8	721
	Collecteur de sédiments	2	1	0%	1	57
	Hors du bassin versant	144	28	50%	1.9	251
		1 193	232	69%	3.0	517

Les Figure 5-12 et Figure 5-13 représentent, respectivement, la liste des séquences les plus fréquemment connectées à un type d'exutoire dans les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. Les séquences sont représentées de leur point d'entrée à leur exutoire en suivant la succession de tronçons. La largeur des tronçons est représentative de l'occurrence de la séquence relativement au type d'exutoire considéré. Seules les 50 % des

séquences les plus fréquentes sont représentées. Cette liste de séquences peut être extraite pour l'ensemble du réseau de drainage mais aussi pour chacun des types d'exutoires observés dans les bassins versants. Le choix a été fait de représenter les séquences les plus fréquemment connectées au cours d'eau et une synthèse de celles connectées à des puits à sédiments, c'est-à-dire pour tous les types d'exutoires à l'exception des transferts au cours d'eau et des flux exportés hors du bassin versant. La connexion des séquences aux puits à sédiments permet de déterminer le schéma de connectivité des flux hydro-sédimentaires stockés sur les versants.

2.2.2. Spécificités des séquences du bassin versant de la Morcille

Bien que la diversité des séquences soit haute sur le bassin versant de la **Morcille**, seules 18 séquences représentent 50 % des séquences directement connectées au cours d'eau, soit 10 % qui y sont connectées. De même, 13 séquences différentes représentent les séquences les plus fréquemment connectées à un puits à sédiments (Figure 5-12).

Le **réseau de drainage** du bassin versant de la **Morcille** se caractérise par des **structures simples** et est donc très **fragmenté**. Plus de 40 % des séquences connectées à des **puits à sédiments** ont seulement un ou deux tronçons. Une seule séquence fréquemment connectée à un puits à sédiments comprend plus de 4 tronçons. En moyenne, une séquence connectée à un puits à sédiment est longue de 350 m et comprend 3 tronçons. Les seules séquences : chemin enherbé & chemin enherbé – fossé enherbé représentent respectivement 17 % et 8 % des séquences connectées à un puits à sédiments (Figure 5-12).

Les séquences directement connectées au **cours d'eau** sont **plus complexes** et témoignent d'une moindre fragmentation du réseau : 32 % des séquences n'ont qu'un ou deux tronçons. Mais 7 séquences parmi les 18 les plus fréquemment connectées au cours d'eau comprennent au moins quatre tronçons dont une plus de huit tronçons. Les séquences connectées au cours d'eau sur le bassin versant de la Morcille sont, en moyenne, longues de 488 m et comportent 4 tronçons. Seuls les collecteurs de sédiments présentent une structure aussi complexe avec 4 tronçons en moyenne par séquence (Tableau 5-5). Les séquences les plus fréquentes sont :

- Chemin enherbé – fossé enherbé : 10 % des séquences connectées au cours d'eau
- Route principale : 7 %
- Route principale – fossé enherbé : 3 %

2.2.3. Spécificités des séquences du bassin versant du Ruisseau des Fontaines

Le **schéma du réseau de drainage connecté à un puits à sédiments** est **plus simple** pour le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** que pour celui de la Morcille (Figure 5-13). La longueur moyenne des séquences connectées à un puits à sédiments est de 295 m et elles comportent en moyenne 2,2 tronçons. Seules trois séquences représentent 50 % des séquences connectées à un puits à sédiments dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

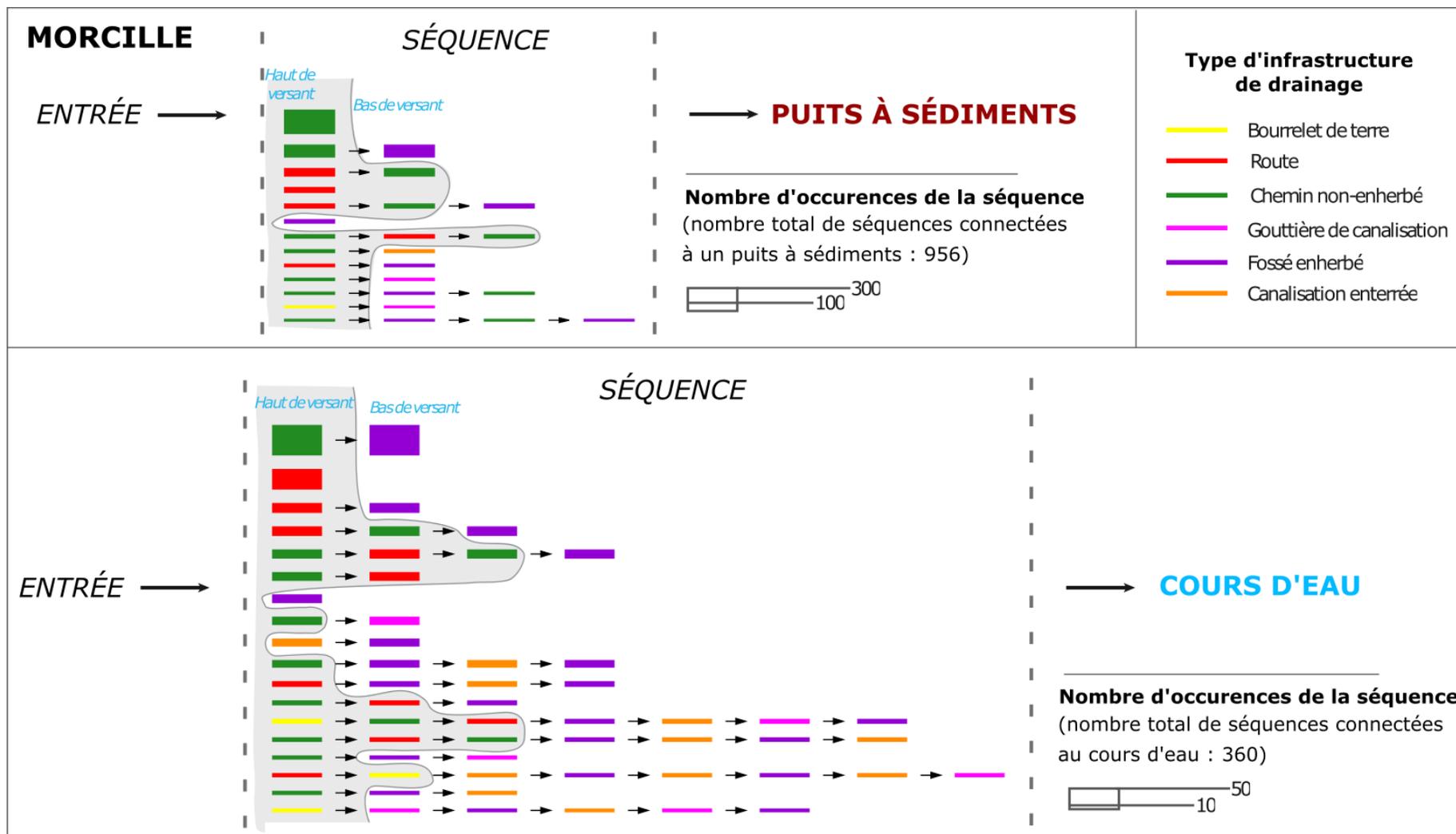


Figure 5-12 : Séquences les plus fréquemment connectées à (1) un puits à sédiment et (2) le cours d'eau ; bassin versant de la Morcille.

Il s'agit de l'assemblage :

- Chemin enherbé : qui représente 30 % des séquences connectées à un puits à sédiment
- Route principale – chemin enherbé : 11 %
- Route principale : 8 %

Le schéma des connexions du réseau de drainage au **cours d'eau** du bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** est, lui, plus proche de celui observé précédemment sur le bassin versant de la Morcille (Figure 5-13). Elles présentent, en moyenne, une longueur de 721 m et près de 4 tronçons. Quinze séquences différentes représentent 50 % des séquences connectées à ce type d'exutoire. Les séquences les plus fréquentes sont :

- Chemin enherbé – fossé enherbé : 10 % des séquences connectées au cours d'eau
- Chemin enherbé – fossé enherbé – canalisation enterrée – fossé enherbé : 4,5 %
- Route principale – fossé enherbé : 4 %

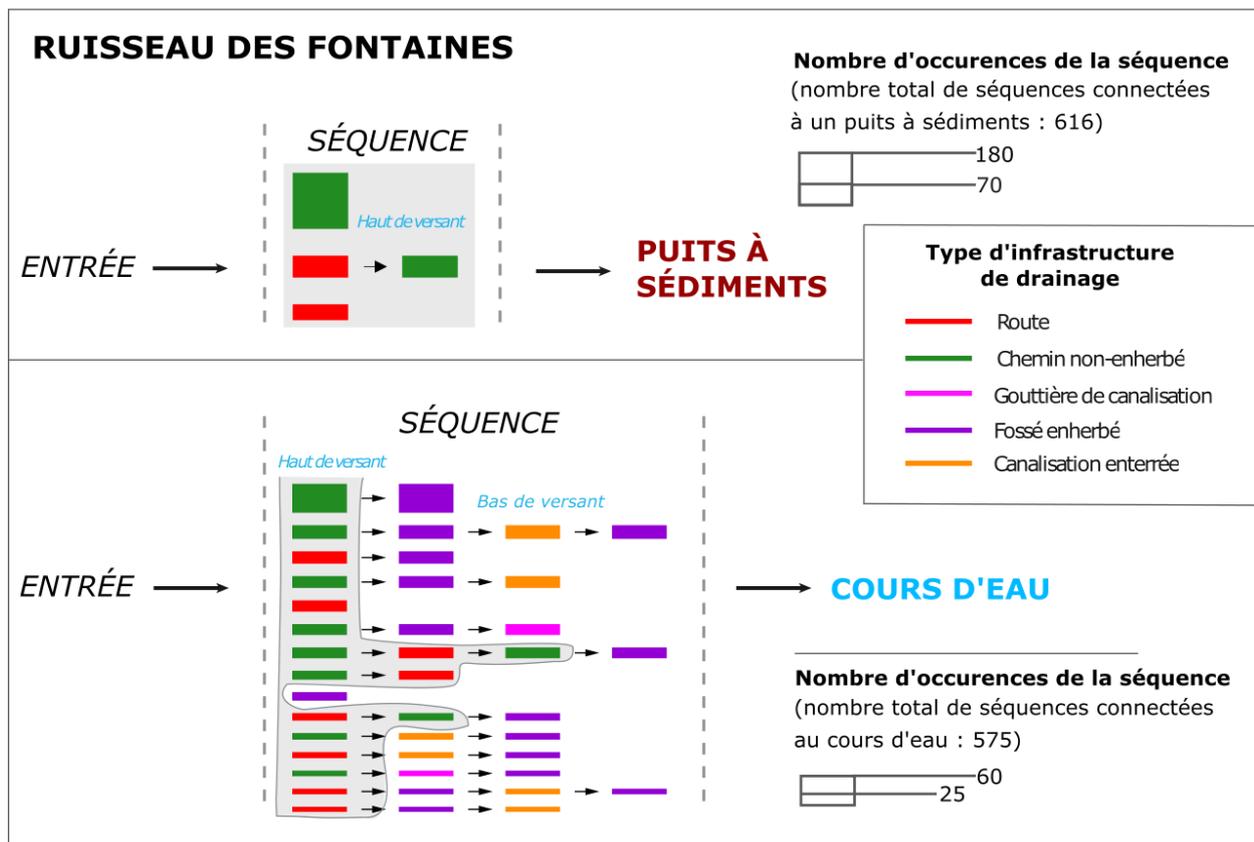


Figure 5-13 : Séquences les plus fréquemment connectées à (1) un puits à sédiment et (2) le cours d'eau ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

2.2.4. Ressemblances et dissemblances du schéma de connectivité des séquences entre les deux bassins versants

Différents **schémas** ressortent des **séquences** les plus **fréquentes** (Figure 5-12). Tout d'abord à l'échelle du sous-réseau, les **chemins** et **fossés enherbés** sont souvent répétés plusieurs

fois au sein des séquences. Cela implique une alternance de tronçons à faible et haute rugosité et, de fait, un frein aux transferts hydro-sédimentaires. Les **fossés enherbés** sont en général le **dernier tronçon**. Dans cette position, ils collectent une quantité importante de flux hydro-sédimentaires issus de différentes branches du sous-réseau, flux qui n'ont pas la possibilité de s'infiltrer et les sédiments de se déposer. C'est pourquoi ils **renforcent la connectivité** des flux hydro-sédimentaires au cours d'eau.

Les différences de schéma de connexion du réseau de drainage témoignent d'une volonté d'**export** des flux hydro-sédimentaires vers le **cours d'eau** plus importante dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** que dans celui de la Morcille. La **part des séquences** connectées au cours d'eau est plus importante dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines que dans celui de la Morcille, elles sont plus **longues** et drainent une plus grande part du bassin versant.

La **redirection volontaire** des flux hydro-sédimentaires vers des **puits à sédiments** est moindre pour le Ruisseau des Fontaines que pour la Morcille. Les séquences connectées à un puits à sédiments sont plus longues et plus complexes dans le bassin versant de la Morcille que dans celui du Ruisseau des Fontaines. L'usage des **collecteurs de sédiments** y est aussi plus important : 24 dans le bassin versant de la Morcille contre 1 dans celui du Ruisseau des Fontaines. Le moindre nombre de connexions du réseau de drainage aux **espaces boisés** dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines par rapport à la Morcille peut témoigner d'un moindre intérêt au stockage sédimentaire dans ces secteurs ou bien s'expliquer par une moindre part de l'occupation du sol dans le bassin versant, notamment sous la forme de ripisylve (cf. chap.3 – 3.3).

Seules les **friches** et les **haies** semblent faire **exception** à ce schéma de connectivité. Du fait de la part du réseau qui y est connecté, des longueurs moyennes en amont de l'exutoire et du nombre de tronçons dans les séquences, ces exutoires sont considérés comme des **zones de stockage** sédimentaire dans les deux bassins versants vers lesquels la redirection des flux est intentionnelle. Dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines**, les **friches** présentent un schéma de connectivité au réseau de drainage plus proche de celui du cours d'eau que des autres puits à sédiments. Ces éléments pourraient témoigner d'une ancienne connexion au cours d'eau interrompue par la dynamique d'**enfrichement** de certaines parcelles viticoles.

2.3. Matrices de couplage

2.3.1. Assemblage amont / aval d'infrastructures de drainage au sein du graphe

Les Figure 5-14 et Figure 5-15 présentent les connexions préférentielles entre les infrastructures au sein du graphe de drainage. Elles illustrent les **relations amont / aval** entre les infrastructures de drainage. Les deux bassins versants présentent une **organisation similaire** des infrastructures de drainage au sein des graphes du bassin versant de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines.

Les deux matrices mettent en valeur la surreprésentation des **chemins enherbés** à l'**aval** de tout autre type d'infrastructure de drainage. Le même processus est à noter, bien que dans une moindre mesure, pour les **routes principales**. Elles sont préférentiellement localisées en position **aval** de tout autre type d'infrastructure de drainage dans les deux graphes (Figure 5-14 & Figure 5-15).

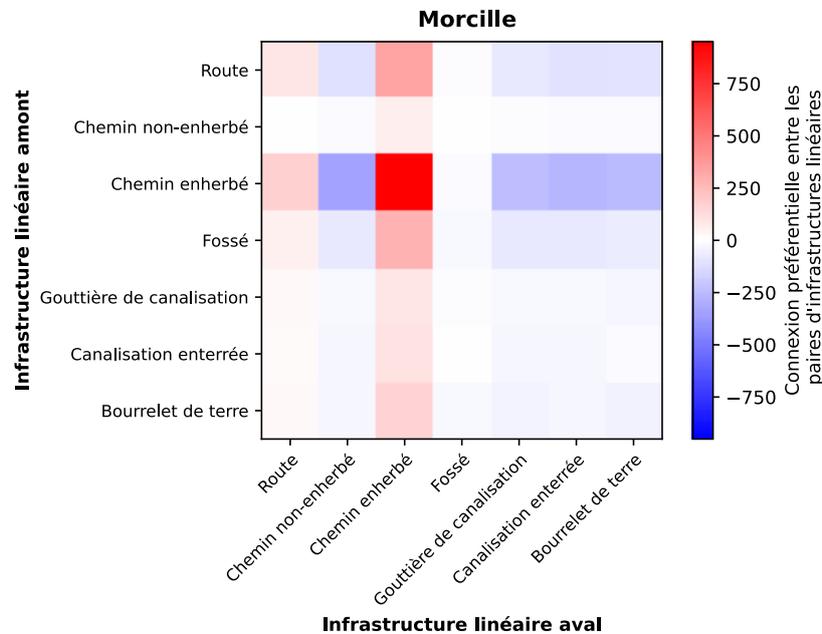


Figure 5-14 : Connexions préférentielles entre les infrastructures de drainage ; bassin versant de la Morcille.

À l'inverse, ces deux types d'infrastructures sont moins localisées en position amont que les autres types d'infrastructures des graphes de drainage. Seules les connexions à des chemins enherbés et à des routes principales font exception. Cet élément peut s'expliquer par la forte densité de réseau de **chemins inter-parcellaires** dans les secteurs en vigne quasi-exclusivement constitué de chemins enherbés. Les connexions préférentielles avec les routes principales s'expliquent par les **connexions** du **parcellaire** aux **axes de transport principaux** (Figure 5-14 & Figure 5-15).

Des connexions homogènes (lignes en blanc) des **chemins non-enherbés** et, dans le cas du Ruisseau des Fontaines, des **bourrelets de terre** à tous les types d'infrastructures de drainage disparaissent. Cette **absence de connexions préférentielles** s'explique par le faible nombre d'infrastructures, qui les rendent peu significatives (Figure 5-14 & Figure 5-15).

Les **fossés enherbés** situés en position aval ne présentent pas de connexions préférentielles avec certains types d'infrastructures amont. Ce type d'infrastructure est, pourtant, présent de manière significative dans les deux bassins versants. Ils sont donc statistiquement autant localisés à l'aval des différents types de routes et de fossés (Figure 5-14 & Figure 5-15). Cette exception de connexions préférentielles témoigne de leur **position particulière** dans le schéma d'organisation du graphe d'infrastructures de drainage.

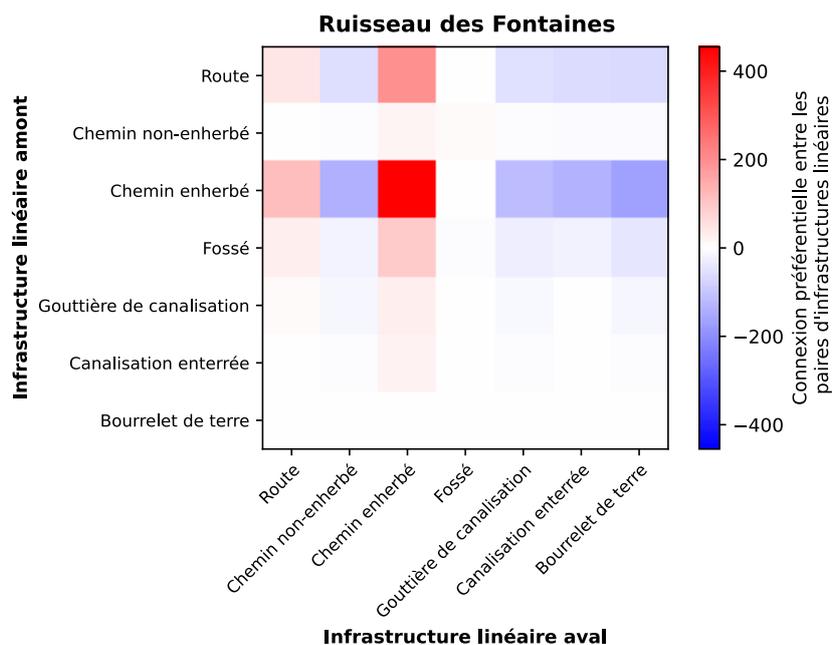


Figure 5-15 : Connexions préférentielles entre les paires d'infrastructures de drainage ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

2.3.2. Relation entre la dernière infrastructure et l'exutoire

Les Figure 5-16 et Figure 5-17 présentent la probabilité de connexion entre la **dernière infrastructure** d'un sous-réseau et son **exutoire** pour, respectivement, les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. Les deux bassins versants présentent des **situations proches** en termes de relation entre le dernier linéaire du sous-réseau et son exutoire associé.

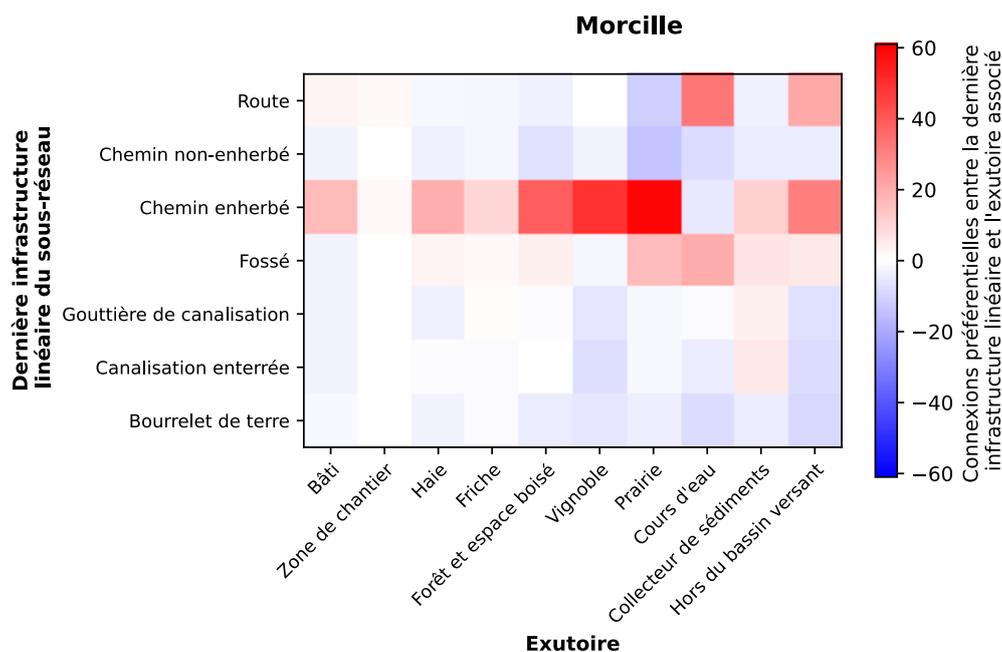


Figure 5-16 : Connexions préférentielles entre les infrastructures de drainage les plus à l'aval des sous-réseaux et leur exutoire associé ; bassin versant de la Morcille.

Dans les deux bassins versants, les **chemins enherbés** présentent une connexion préférentielle à tout type d'exutoire, à l'**exception** du **cours d'eau**. Parmi celles-ci les connexions préférentielles aux secteurs de **prairie** et en **vigne** sont particulièrement fortes (Figure 5-16 & Figure 5-17). Cette sur-représentation particulièrement forte peut, comme précédemment (cf. chap.5 - 2.3.1), être expliquée par les axes de déplacement inter-parcellaires quasi-exclusivement enherbés.

Les **routes principales** présentent des connexions préférentielles aux **zones urbanisées**, au **cours d'eau** et **hors du bassin versant** (Figure 5-16 & Figure 5-17). Cela peut s'expliquer par la structuration du réseau routier. Les routes principales permettent de faire le lien entre différentes zones urbanisées. Elles s'affranchissent des contraintes topographiques du bassin versant en franchissant le cours d'eau et les lignes de crêtes.

Les connexions des **bourrelets de terre** à tous les types d'exutoires sont sous-représentées dans les réseaux de drainage des deux bassins versants (Figure 5-16 & Figure 5-17). Ce phénomène témoigne d'une position de ce type d'infrastructure en amont du réseau hydrographique.

Les **fossés enherbés** présentent des connexions préférentielles aux secteurs vers lesquels il existe une **redirection volontaire** des flux hydro-sédimentaires. Pour la Morcille, il s'agit des haies, des friches, des forêts et espaces boisés, des prairies, du cours d'eau et de secteurs hors du bassin versant (Figure 5-16). Le réseau de drainage du bassin versant du Ruisseau des Fontaines s'affranchit des connexions préférentielles avec les haies, les friches et les forêts. Les connexions préférentielles des fossés enherbés se limitent aux prairies, aux autres formes d'agricultures et au cours d'eau (Figure 5-17).

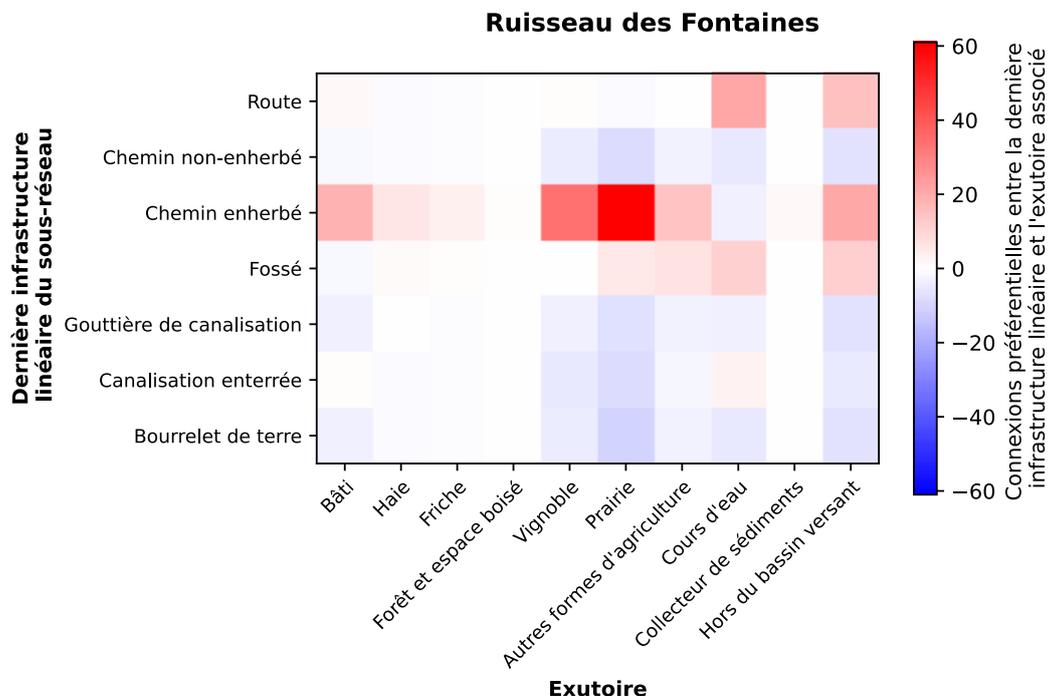


Figure 5-17 : Connexions préférentielles entre les infrastructures de drainage les plus à l'aval des sous-réseaux et leur exutoire associé.

Le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** présente d'autres spécificités par rapport à celui de la Morcille. Les **canalisations enterrées** présentent des connexions préférentielles aux zones de bâti et au cours d'eau. Les zones de **forêt** et les **collecteurs de sédiments** ne présentent pas de connexions sur- ou sous-représentées car ces exutoires sont trop peu représentés dans le bassin versant (Figure 5-17). Dans le bassin versant de la **Morcille**, les collecteurs de sédiments présentent des connexions préférentielles aux infrastructures les plus canalisantes : chemins enherbés, fossés enherbés, gouttières de canalisation et canalisations enterrées (Figure 5-17).

2.3.3. Relation entre la séquence et son exutoire associé

Les Figure 5-18 et Figure 5-19 explicitent les connexions préférentielles entre les **séquences** de drainage les plus fréquentes dans le réseau et les **exutoires** qui y sont associées. Les séquences les plus fréquentes varient en fonction du bassin versant. La description du schéma de connectivité des séquences aux exutoires du Ruisseau des Fontaines est faible en premier du fait du nombre plus réduit de séquence et de leur moindre complexité.

2.3.3.1. Spécificités de la relation séquences / exutoires dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines

Cinq séquences représentent 50 % des séquences observées dans le réseau de drainage du Ruisseau des Fontaines (Figure 5-18).

- La connexion de la séquence « **chemin enherbé** » (n°1) est surreprésentée pour tous les exutoires à l'**exception** du **cours d'eau**, notamment aux secteurs de **vigne** et de **prairie**.
- La séquence « **chemin enherbé – fossé enherbé** » (n°2) présente des connexions préférentielles avec le **bâti**, les **friches** et le **cours d'eau**. À l'inverse, elle est particulièrement **peu connectée** au **vignoble**.
- La séquence « **route principale** » (n°3) établit une connexion préférentielle avec les secteurs **hors du bassin versant** mais avec aucun autre type d'exutoire.
- De la même manière pour la séquence « **route principale – chemin enherbé** » (n°4) qui présente seulement une connexion préférentielle avec les **haies**.
- La séquence « **fossé enherbé** » est sous-représentée pour tous les types d'exutoires à l'exception des **friches**. Le fossé est pourtant souvent la dernière infrastructure connectée aux prairies, aux autres formes d'agricultures, au cours d'eau et aux secteurs hors du bassin versant. Ces exutoires présentent des connexions préférentielles avec des séquences plus longues et plus complexes (plusieurs tronçons).

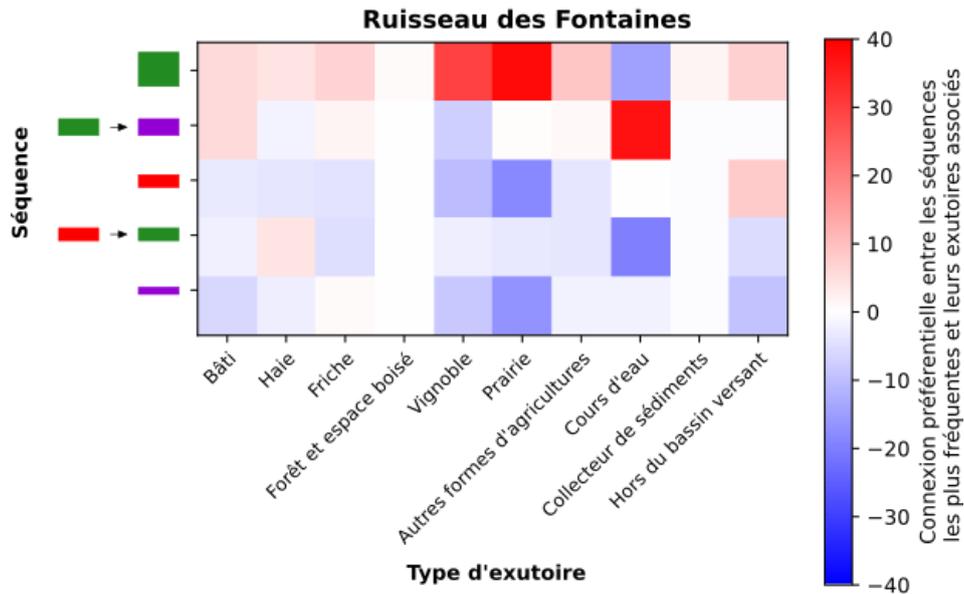


Figure 5-18 : Connexions préférentielles entre les exutoires et les séquences les plus représentées ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines.

2.3.3.2. Spécificités de la relation séquences / exutoires dans le bassin versant de la Morcille

Le réseau de drainage du bassin versant de la Morcille présente 17 séquences les plus fréquentes (Figure 5-19). L'analyse se concentre sur les traits saillants de leur schéma de connectivité aux exutoires : points communs avec le Ruisseau des Fontaines et connexions préférentielles à certains exutoires.

Comme dans le cas du Ruisseau des Fontaines la séquence « **chemin enherbé** » (n°1) présente des connexions préférentielles à tous les exutoires à l'**exception** du **cours d'eau**. Les quatre autres séquences en commun avec le Ruisseau des Fontaines présentent des schémas de connectivité différents.

À l'exception de la séquence « route principale », toutes les séquences présentant des connexions préférentielles avec le **cours d'eau** se terminent par un **fossé enherbé**. Il s'agit des séquences suivantes :

- « Chemin enherbé – fossé enherbé » (n°2 dans la liste) ;
- « Route principale – chemin enherbé - fossé enherbé » (n°5) ;
- « Fossé enherbé » (n°6) ;
- « Route principale – fossé enherbé » (n°7) ;
- « Chemin enherbé – fossé enherbé – canalisation enterrée – fossé enherbé » (n°12) ;
- « Chemin enherbé – route – chemin enherbé – fossé enherbé » (n°15).

Le schéma de connexions préférentielles est similaire pour les zones de **bâti** et de **chantier**. Elles présentent des connexions préférentielles aux séquences : « **chemin enherbé** » et « **route principale** ». Les autres séquences sont peu connectées à ces secteurs, témoignant de **transferts hydro-sédimentaires fortuits**.

Les connexions préférentielles aux **haies** se font par des séquences se terminant par un **chemin enherbé**. Les transferts hydro-sédimentaires aux **friches** et **hors du bassin versant** privilégient des **séquences simples**, comportant maximum 2 tronçons. À l'inverse les deux séquences de quatre tronçons présentent une connexion préférentielle au seul cours d'eau.

Les séquences « chemin enherbé – **gouttière de canalisation** » et « chemin enherbé – **canalisation enterrée** » présente des connexions préférentielles aux, respectivement, **friches** & aux friches, **forêts** et **collecteurs de sédiments**. Ces connexions témoignent d'une **redirection volontaire** des flux hydro-sédimentaires vers ces secteurs mais sur de **courtes distances**.

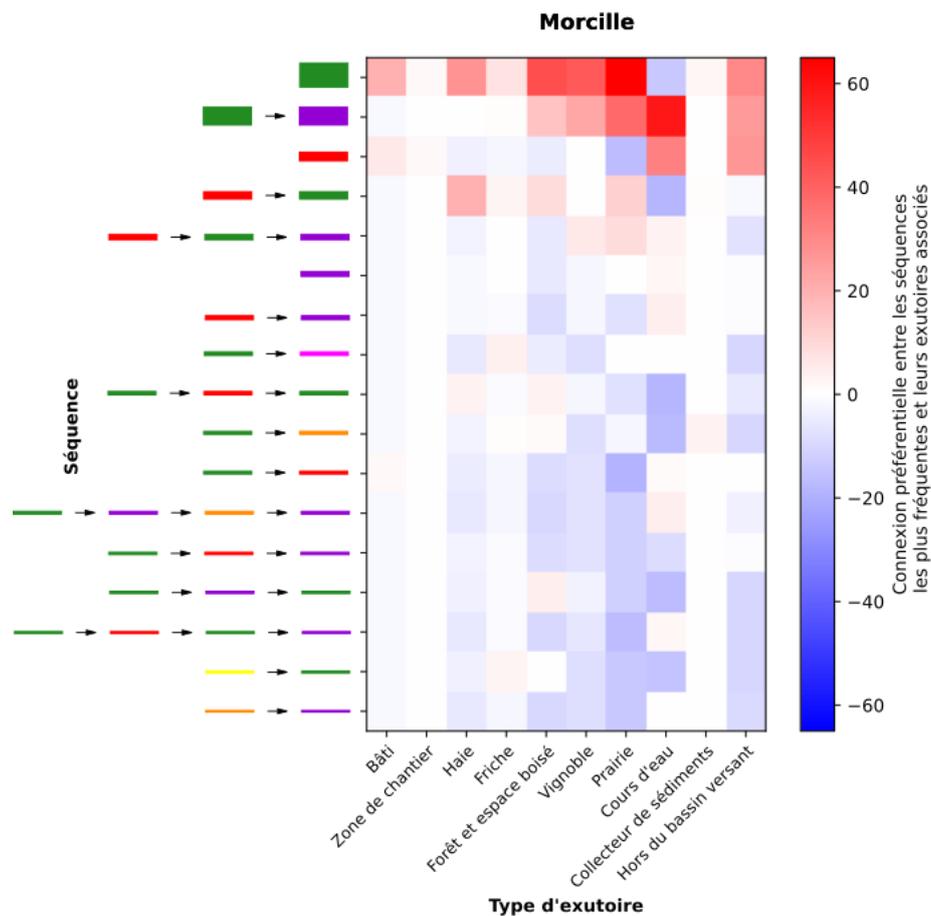


Figure 5-19 : Connexions préférentielles entre les exutoires et les séquences les plus représentées ; bassin versant de la Morcille.

*

L'application des métriques développées, basées sur les principes de l'analyse spatiale, de réseau et des graphes a permis d'obtenir un tableau exhaustif de la connectivité dans les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. Différentes échelles ont été investiguées au sein de la cascade sédimentaire que forme l'enchaînement d'infrastructures du réseau de drainage : relation entre les infrastructures du graphe, localisation des exutoires et connexions disparates avec le réseau. Cette approche ne permet, toutefois, pas d'envisager la relation aux zones de production de sédiments.

3. Modéliser la connectivité sédimentaire pour évaluer l'influence de la structure paysagère sur les processus

En complément des indicateurs issus de l'analyse spatiale, de la théorie des réseaux et des graphes ont été appliqués. L'utilisation de l'indice de connectivité permet d'explicitier l'influence des éléments de la structure paysagère sur la connectivité sédimentaire. De ce fait, les Figure 5-20 et Figure 5-21 représentent cet indice selon les quatre scénarios présentés dans la section 4.3 du chapitre précédent. De haut en bas :

- La première carte « **IC classique** » correspond à une représentation classique de l'indice de connectivité. Le cheminement des flux hydro-sédimentaires est régi par la seule topographie. La connectivité au cours d'eau dépend de quatre facteurs : la superficie drainée, la distance au cours d'eau, la pente et la rugosité (cf. chap.4 –4.3).
- La deuxième carte « **IC MOS homogènes** » correspond à l'IC classique sans facteur de rugosité. La connectivité au cours d'eau dépend de la superficie drainée, de la distance et de la pente et le cheminement emprunté par les flux est seulement conditionné par la topographie.
- La troisième carte « **IC drainage** » est une modification de l'IC classique où le cheminement des flux est régi par la combinaison de la topographie et du réseau de drainage.
- La dernière carte « **IC drainage / collecteur** » intègre les collecteurs de sédiments en plus du réseau de drainage.

3.1. Variabilité de la connectivité à l'échelle des bassins versants

La légende des cartes est construite par la méthode des intervalles égaux à partir des données centrées-réduites de l'IC. Dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines**, les valeurs de l'IC centrées-réduites comprises entre -0,5 et 0,5 concernent entre 37 et 42 % des entités du graphe pour les différents scénarios. Cela témoigne d'une **faible variabilité** de la section **centrale** des valeurs. L'« IC MOS homogènes » comprend la moindre part d'entité dans cette catégorie et l'« IC classique » le plus. Le bassin versant de la **Morcille** présente une **plus grande variabilité** de la section centrale des valeurs prises par l'IC ($]-0,5 - 0,5[$). Leur part est moindre pour l'« IC drainage/collecteur », l'« IC drainage » et l'« IC MOS homogènes » qui représentent respectivement 28 à 31 % des entités du graphe. Toutefois, la part des entités du graphe situé entre ces valeurs est de 40 % pour l'« IC classique ». La différence moyenne entre la Morcille et le Ruisseau des Fontaines témoigne d'une plus grande variabilité des valeurs de l'IC dans le bassin versant de la Morcille, à l'**exception** du scénario « **IC classique** » (Tableau 5-6).

Les valeurs de l'IC qui dépassent 1,5 (plus **forte connectivité**) représentent entre 3,9 et 4,4 % des infrastructures du graphe pour les scénarios « IC classique », « IC drainage » et « IC drainage / collecteur » des deux bassins versants. Le scénario « **IC MOS homogènes** » présente une tendance différente puisque les valeurs supérieures à 1,5 représentent 6,8-7 % du graphe des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. La part des

valeurs de plus **faible connectivité** (inférieures à -1,5) présente une tendance similaire. Les scénarios « IC MOS homogènes », « IC drainage » et « IC drainage / collecteur » concernent entre 4,4 et 5,2 % des infrastructures des graphes. Le scénario « **IC classique** » présente une tendance différente puisqu'il concerne 6,6 et 7,8 % des infrastructures des graphes de, respectivement, la Morcille et le Ruisseau des Fontaines (Tableau 5-6).

Les spécificités de la part des entités du graphe des valeurs extrêmes mettent en valeur la **réduction** de la **connectivité** par la prise en compte des **modes d'occupation du sol**. La réduction de la connectivité par la prise en compte des modes d'occupation du sol est **moindre** dans bassin versant de la **Morcille** que dans celui du Ruisseau des Fontaines du fait d'une moindre part des secteurs de prairie et de bois et d'une plus grande homogénéité paysagère.

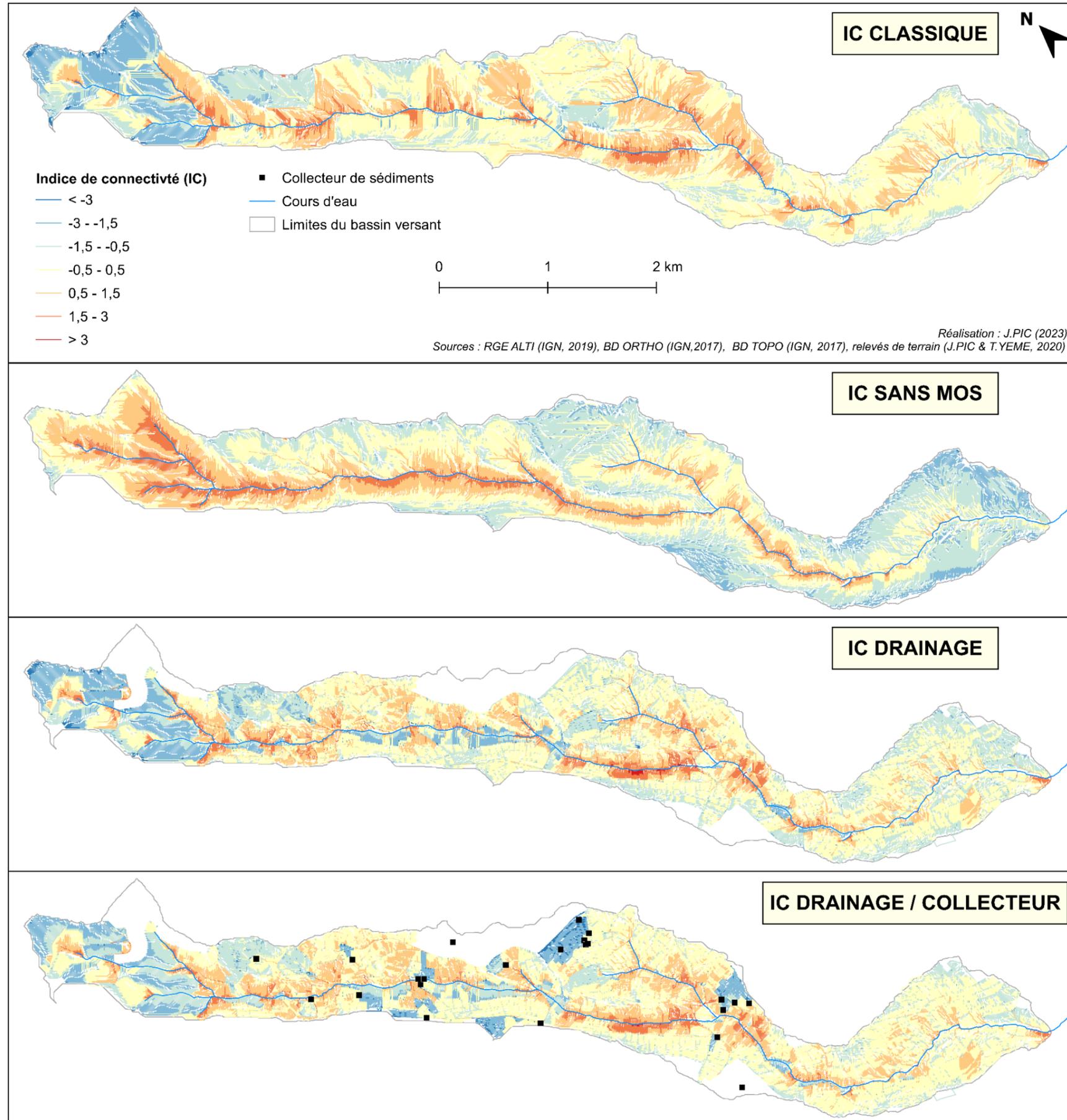
Tableau 5-6 : Résultats de l'IC à l'échelle du bassin versant ; Morcille et Ruisseau des Fontaines.

Nom du scénario	Bassin versant	Valeurs brutes		Valeurs standardisées (part des entités)		
		Min IC	Max IC	< -1.5] -0,5 - 0.5[> 1.5
IC classique	Morcille	-9.58	-1.025	7.8%	40%	4.4%
	Ruisseau des Fontaines	-11.31	-0.75	6.6%	42%	4.0%
IC MOS homogènes	Morcille	-5.85	0.002	5.2%	31%	6.8%
	Ruisseau des Fontaines	-8	0.79	4.0%	37%	7.0%
IC drainage	Morcille	-11.22	0.54	5.2%	29%	4.1%
	Ruisseau des Fontaines	-12.33	-0.72	5.5%	38%	3.8%
IC drainage / collecteur	Morcille	-14.31	0.29	5.4%	30%	3.0%
	Ruisseau des Fontaines	-12.98	-0.72	5.1%	38%	3.8%

Les résultats de l'IC dans les scénarios de prise en compte des **infrastructures de drainage** semblent témoigner d'une **augmentation** de la **connectivité** dans les bassins versants d'étude. En effet, malgré l'intégration des modes d'occupation du sol, les plus fortes valeurs de connectivité (supérieures à 1,5) présentent une part des entités du graphe similaire au scénario « IC classique ». Les scénarios investigués dans les deux bassins ne permettent toutefois pas de déterminer si la réduction de la connectivité par l'intégration des modes d'occupation du sol est prépondérante sur l'augmentation de la connectivité par les infrastructures de drainage, ou l'inverse. Les différences sont ténues tant pour les valeurs brutes que pour les valeurs standardisées de l'IC pour les différents scénarios (Tableau 5-6).

En complément des scénarios présentés sur les cartes, les valeurs de l'IC ont été déterminées selon un scénario combinant les scénarios « IC MOS homogènes » et « IC drainage ». Il implémente l'IC dans le graphe comprenant les infrastructures de drainage mais ne prend pas en compte les modes d'occupation du sol. Le calcul de l'IC se fait sur la seule base de la pente et de la distance au cours d'eau. Ce scénario n'est pas représenté dans les Figure 5-20 et Figure 5-21 car il présente peu de variabilité notable interne aux bassins versants par rapport aux autres scénarios. Il apporte toutefois des résultats intéressants sur la variabilité de l'IC à l'échelle du bassin versant.

Figure 5-20 : Différents scénarios de structure du paysage appliqués à l'indice de connectivité, bassin versant de la Morcille. De haut en bas : (1) IC classique, (2) IC classique sans prise en compte des effets de l'occupation du sol, (3) IC intégrant les réseaux de drainage, (4) IC intégrant les réseaux de drainage et les collecteurs de sédiments.



Dans ce scénario, les valeurs de l'IC comprises entre -0,5 et 0,5 représentent 35 % des entités du bassin versant du Ruisseau des Fontaines. Les valeurs de faible connectivité concernent 4 % des entités du bassin versant et celle de forte 6 %. Dans le bassin versant de la Morcille, les valeurs moyennes, de faible et de forte connectivité représentent, respectivement, 25 %, 2,3 % et 6,4 % des entités du graphe. Il témoigne d'une augmentation de la connectivité par l'intégration des infrastructures de drainage dans le bassin versant de la Morcille visible dans la faible part de ses valeurs de plus faible connectivité. La situation est plus complexe pour celui du Ruisseau des Fontaines où la part des valeurs les plus faibles est proche du scénario « IC MOS homogènes » quand celle des plus forte est dans une situation intermédiaire à tous les autres scénarios. Ce dernier élément peut être expliqué par la combinaison de l'absence d'hétérogénéité des modes d'occupation du sol et des connexions au cours d'eau plus efficaces par le réseau de drainage (Tableau 5-6).

3.2. Variabilité locale de la connectivité : disparités internes aux bassins versants

3.2.1. Influence des modes d'occupation du sol sur la connectivité sédimentaire dans les bassins versants d'étude

Les plus fortes valeurs de connectivité sont localisées dans le **vignoble** et dans les **zones urbaines** dans le scénario de référence (Figure 5-20 & Figure 5-21 – IC classique). Le schéma de connectivité change du tout au tout par l'abstraction de l'effet des **modes d'occupation du sol** (Figure 5-20 & Figure 5-21 – IC MOS homogènes). Dans le bassin versant de la **Morcille**, le scénario « **IC MOS homogènes** », les secteurs de plus forte connectivité sont situés dans la tête du bassin versant et aux alentours du cours d'eau (Figure 5-20 – IC MOS homogènes). Ils concernent seulement les secteurs bordant le cours d'eau dans celui du Ruisseau des Fontaines (Figure 5-20 – IC MOS homogènes). La localisation de ces secteurs est corrélée à celle des plus **fortes pentes** et à la **proximité** immédiate du **cours d'eau**.

Concernant les secteurs de **plus faible connectivité**, le scénario « **IC classique** » dans le bassin versant de la Morcille, la quasi-intégralité de la tête de bassin versant présente des valeurs de l'IC inférieures à -3 (Figure 5-20 – IC classique). Pour le même scénario, le Ruisseau des Fontaines en comprend 3 secteurs de plus faible connectivité de superficie notable au centre du bassin versant (Figure 5-21 – IC classique). Dans les deux cas, ces secteurs de très faible connectivité découlent d'un cheminement des flux hydro-sédimentaires par des **secteurs boisés** (ripisylve, friches, forêt). Expliquant pourquoi le scénario « IC MOS homogènes » ne présente aucun secteur où la connectivité est inférieure à -3 (bleu foncé).

3.2.2. Influence des réseaux de drainage sur la connectivité sédimentaire dans les bassins versants d'étude

La **connectivité** au cours d'eau est plus **fragmentée** avec l'intégration du réseau de drainage du fait d'un assemblage qui la rend efficace (Figure 5-20 & Figure 5-21 – IC drainage). Les

secteurs de plus forte connectivité ou plus faible connectivité forment des îlots de superficie plus réduite dans le scénario « IC drainage » que dans le scénario « IC classique ». La fragmentation de la connectivité est d'autant plus forte que la densité d'infrastructures de drainage est forte. Ainsi, ce sont principalement les **versants viticoles**, où la densité d'infrastructures de drainage est la plus forte, qui sont affectés par l'intégration du réseau de drainage. La connectivité y est globalement plus moyenne que dans le scénario « IC classique » et les secteurs de forte ou faible connectivité sont restreints à des secteurs plus réduits.

L'intégration du réseau de drainage met en valeur des **secteurs déconnectés** du cours d'eau quand le réseau de drainage exporte les flux hydro-sédimentaires **hors du bassin versant**. Cela correspond à trois secteurs du bassin versant de la Morcille : un au nord-ouest, un au nord et un au sud. Ils correspondent à 2,5 km². Les secteurs déconnectés du cours d'eau dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines sont d'une superficie plus réduite puisqu'ils concernent en cumulé une superficie de 0,5 km² (Figure 5-20 & Figure 5-21 – IC drainage).

3.2.3. Influence des stockages sédimentaires sur la connectivité sédimentaire dans les bassins versants d'étude

Les cartes intégrant les collecteurs de sédiments permettent d'identifier les secteurs de connectivité réduite et l'ampleur des zones drainées par les collecteurs (Figure 5-20 & Figure 5-21 – IC drainage / collecteur). Si leur efficacité est certaine pour réduire la connectivité sédimentaire, elle se restreint à échelle locale.

Le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** ne comprend qu'un seul collecteur de sédiments, drainant 1,2 ha (Figure 5-21 – IC drainage / collecteur). Le bassin versant de la **Morcille** comprend 24 collecteurs de sédiments qui drainent en cumulé 24,9 ha (3 % du bassin versant), soit en moyenne 1 ha. Le collecteur de sédiments qui draine la superficie la plus réduite est le collecteur le plus en amont du bassin versant (nord de la carte) et draine 0,03 ha. Certains collecteurs de sédiments sont mis en réseau, permettant une meilleure réduction de la connectivité, tant en superficie drainée qu'en sédiments piégés, comme c'est le cas au centre est du bassin versant. Ainsi le collecteur qui draine la superficie la plus importante draine 3,7 ha est situé dans un groupe de trois collecteurs situés le plus au sud en rive gauche (Figure 5-20 – IC drainage / collecteur). Le groupe de 6 collecteurs situé sur la rive gauche au nord du précédent qui paraît plus efficace correspond à trois groupes qui drainent chacun une superficie moindre. L'organisation sous la forme de trois des sous-réseaux de drainage spécifiques permet d'étendre la limitation de la connectivité sur un secteur plus large. Cette stratégie a pu être privilégiée pour réduire la fréquence de curage des collecteurs et limiter leur saturation ou individualiser leur gestion.

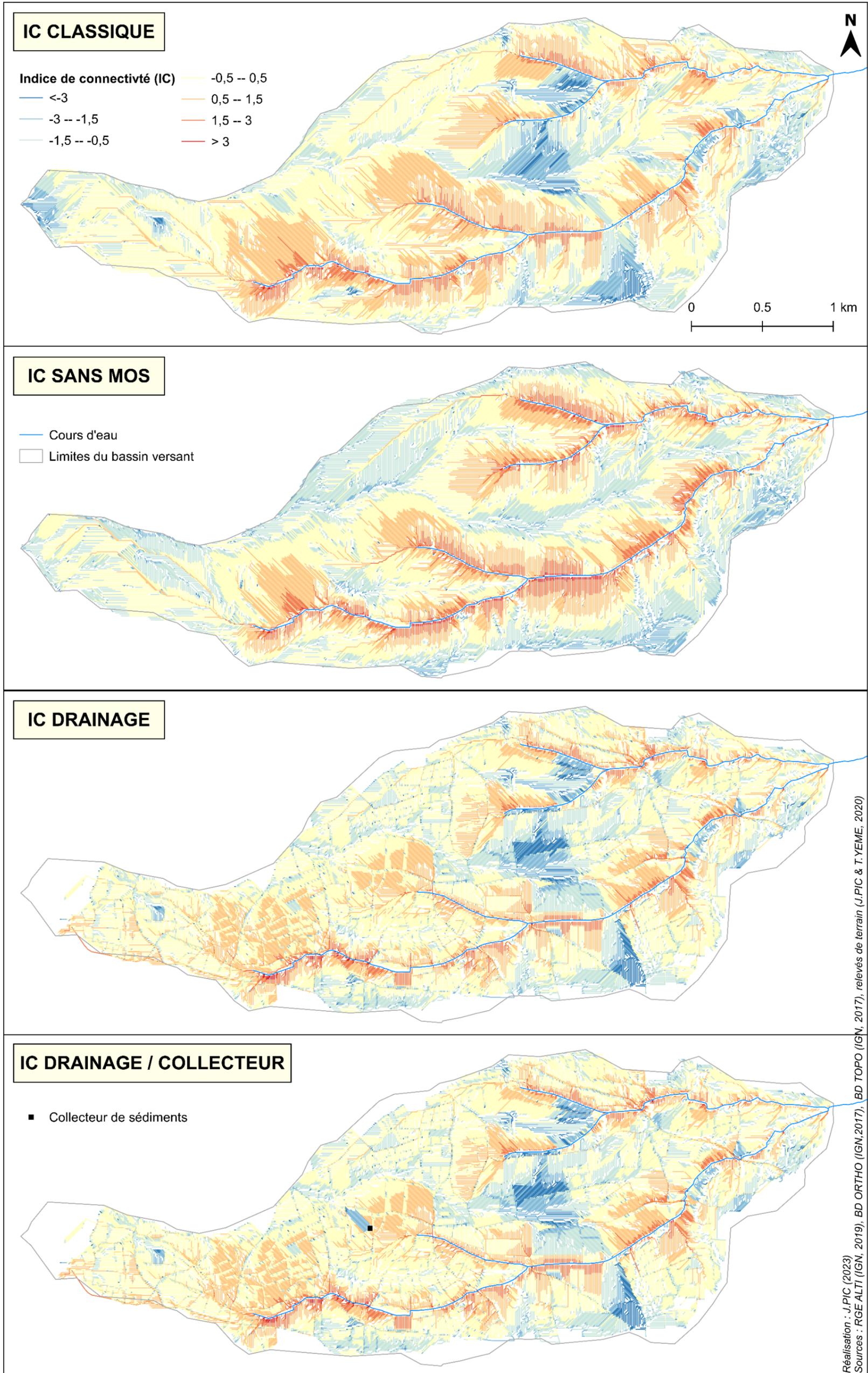


Figure 5-21 : Différents scénarios de structure du paysage appliqués à l'indice de connectivité, bassin versant du Ruisseau des Fontaines. De haut en bas : (1) IC classique, (2) IC classique sans prise en compte des effets de l'occupation du sol, (3) IC intégrant les réseaux de drainage, (4) IC intégrant les réseaux de drainage et les collecteurs de sédiments.

4. Synthèse et discussion des résultats

Ce chapitre a permis d'investiguer différents aspects de la connectivité sédimentaire de deux bassins versants en contexte agricole aménagé par, notamment, une description exhaustive de l'influence des réseaux de drainage. Cette section s'attache à la mise en perspective de l'ensemble des résultats obtenus, c'est-à-dire les replacer dans un contexte plus large, souligner les éléments saillants du schéma de connectivité des sédiments au cours d'eau et identifier les manques et perspectives de recherche.

4.1. Un drainage anthropique dense en Beaujolais viticole

Le Beaujolais viticole se caractérise par une très **forte densité** de **drainage** anthropique. Le bassin versant de la Morcille présente une densité moyenne de 360 m/ha d'infrastructures et celui du Ruisseau des Fontaines de 243 m/ha. Cette forte densité s'explique par le **parcellaire** viticole **morcelé** par des chemins d'exploitation et les fortes **pentés** à l'origine de la mise en place d'un **système de drainage** des parcelles en vigne. Le système de drainage se caractérise par un réseau de bourrelets de terre, de gouttières de canalisation, de canalisations enterrées et de fossés enherbés. Ces infrastructures explicites de drainage présentent, respectivement pour le bassin versant de la Morcille et celui du Ruisseau des Fontaine, une densité de 70 m/ha et de 53 m/ha. La comparaison de ces valeurs de densité avec d'autres études ayant étudié l'impact des infrastructures de drainage sur les transferts hydro-sédimentaires s'avère délicate car les travaux ne prennent pas forcément en compte exactement les mêmes éléments dans l'inventaire des infrastructures.

Parmi les références identifiées, seuls les bassins versants viticoles du Peyne (40 km² - **Languedoc**, France) et son sous-bassin versant du Roujan (0.91 km²) présentent une densité d'infrastructures de drainage du **même ordre de grandeur** avec, respectivement, 96 m/ha et 120 m/ha de fossés (Lagacherie *et al.*, 2010 ; Levavasseur *et al.*, 2016). Leur inventaire diffère, toutefois, un peu de celui présenté dans ce travail. Les fossés agricoles et de bord de route, les axes de transport encaissés et les sections canalisées du réseau hydrographique sont pris en compte. Les autres secteurs identifiés dans la littérature présentent une **densité** de drainage bien **moindre** que celle observée en Beaujolais viticole. Par exemple, (Warner, 2006) identifie une densité du réseau routier de 8,8 m/ha pour un bassin versant de 6,5 km² la partie méridionale du Luberon (vallée de la Durance, France). Les densités de réseau de drainage (routes et fossés) sont comprises entre 11 m/ha et 41 m/ha pour les études menées en Normandie (France – Gascuel-Oudou *et al.*, 2011 ; Reulier, 2015). Le bassin agricole de Paines Creek en Californie (EUA), présente quant à lui, une densité de 45 m/ha de routes et de fossés (Buchanan *et al.*, 2013). Hösl *et al.* (2012) ont étudié la densité d'infrastructures de drainage de 10 petits bassins versants autrichiens en agriculture intensive, d'une superficie comprise entre 65 ha et 422 ha. La densité du réseau routier et d'infrastructures linéaires de drainage proprement dites varie entre 37 m/ha et 84 m/ha. Poulter *et al.* (2008) ont déterminé une densité de fossé de 4 km/km² dans un bassin versant de 110 km² de la côte de Caroline du Nord (EUA).

4.2. Structuration générale du réseau de drainage

Les résultats soulignent un **schéma général d'organisation des réseaux de drainage** dans le vignoble du Beaujolais (Figure 5-22). Les secteurs les plus denses en infrastructures de drainage s'observent au sein du vignoble, en particulier dans les secteurs les plus pentus et le long des routes principales. Des différences sont notables au sein des séquences entre les parties qui caractérisent les hauts et les bas de versant. Les **bourrelets** de terre et les **chemins non-enherbés** sont préférentiellement localisés le plus en **amont** des sous-réseaux de drainage. Leur position, en général à contre-pente, contribue à **réduire** la **connectivité** hydro-sédimentaire. Les **routes principales** et les **gouttières de canalisation** présentent une position **intermédiaire** dans les réseaux. Ces infrastructures collectent les flux agrégés des infrastructures en amont. Les **canalisations enterrées** et **fossés enherbés** se positionnent plutôt dans la partie **aval** des séquences de drainage. Ces infrastructures sont cruciales par l'ampleur des flux qu'elles peuvent collecter et les exutoires auxquels elles sont connectées. Enfin, les **chemins enherbés** sont **omniprésents** dans les différents secteurs de l'organisation du réseau de drainage sur le versant. En position amont ils drainent des flux hydro-sédimentaires limités et s'intègrent dans de courtes cascades sédimentaires. En position aval, ils jouent le rôle de bande enherbée permettant d'augmenter la rugosité du réseau et réduire la canalisation.

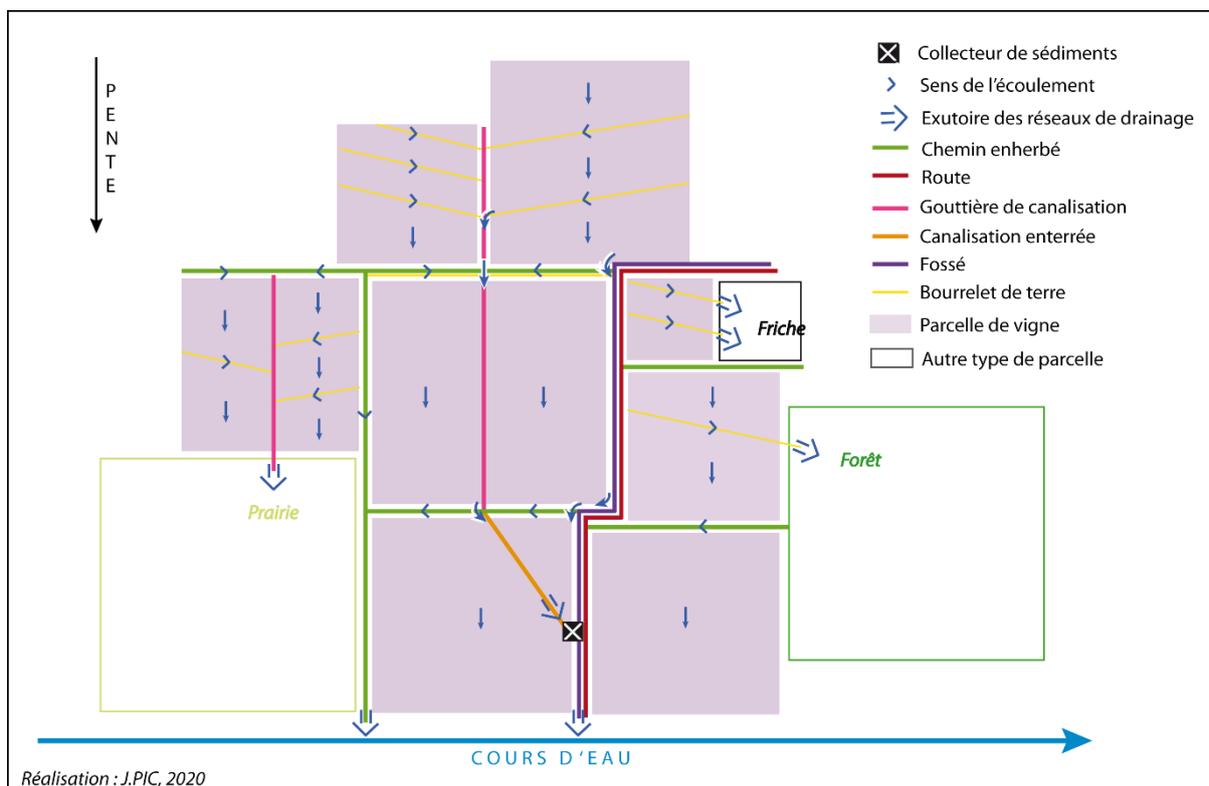


Figure 5-22 : Schéma d'organisation spatiale de l'influence des réseaux de drainage sur les transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole.

Ce schéma d'organisation du réseau de drainage induit, au travers d'effets de barrières ou d'allongement des distances parcourues, une **réduction** de la **connectivité** sédimentaire sur les **hauts** de **versant**. À l'inverse, la **connectivité** sédimentaire est **accrue** sur les **bas** de versants. Une **forte canalisation** des flux hydro-sédimentaires y est privilégiée dans une perspective d'**export** des flux hydro-sédimentaires vers le cours d'eau ou de **collecte** des sédiments. De fait, les flux hydro-sédimentaires qui atteignent les collecteurs de sédiments, les friches, les forêts et le cours d'eau sont préférentiellement canalisés. À l'inverse, les séquences connectées à des zones de forêt, des parcelles en vigne et des prairies présentent une faible canalisation des flux.

Les **collecteurs de sédiments**, bien que peu représentés dans le bassin versant, semblent positionnés dans des secteurs stratégiques afin de collecter un maximum de sédiments : bas de versant, connexion à des sous-réseaux longs et fortement canalisants. Les **autres** types de **puits** à sédiments impliquent une organisation spatiale plus courte et plus simple : séquences, longueur de sous-réseau. Ils tendent à être complètement ou partiellement déconnectés du cours d'eau.

Si les **deux bassins versants** présentent un schéma général d'organisation du réseau de drainage semblable, des **différences** sont aussi à noter (cf. 2.2.4) : plus de connexions au cours d'eau, moindres redirections vers des puits à sédiments et moins de collecteurs dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines. Deux hypothèses peuvent expliciter cette différence. L'explication pourrait se trouver dans la **capacité d'investissement** plus importante dans le bassin versant de la **Morcille** que dans celui du Ruisseau des Fontaines lié à une meilleure plus-value économique du vignoble. Les différences pourraient aussi témoigner de moindres **pertes en sol** dans le bassin versant du **Ruisseau des Fontaines** que dans celui de la Morcille. Les flux de ruissellement de surface moins chargés en sédiments nécessitent une moindre stratégie de collecte des sédiments sur les versants et sont préférentiellement exportés vers le cours d'eau.

4.3. Connexions entre les sous-réseaux de drainage et les exutoires

L'organisation spatiale des réseaux de drainage montre la bonne connaissance qu'ont les viticulteurs-trices des processus d'érosion hydrique. Bien que difficilement visible du fait de la faible emprise spatiale des infrastructures mises en place, la densité et l'impact du réseau de drainage sur les transferts hydro-sédimentaires soulignent la nécessité d'une **gestion** s'inscrivant à une **échelle** plus large que celle de la seule échelle de la parcelle (Follain *et al.*, 2012 ; Biddoccu *et al.*, 2014 ; Bagagiolo *et al.*, 2018). Dans le cas du Beaujolais viticole, les infrastructures de drainage permettent de limiter les transferts hydro-sédimentaires d'une parcelle à l'autre et leur concentration au sein des parcelles viticoles. De fait, les infrastructures de drainage collectent les flux des parcelles et les redirigent vers d'autres éléments du paysage : collecteurs de sédiments, autres modes d'occupation du sol (friches, espaces boisés, etc.), haies, cours d'eau ; en fonction de l'objectif qui sous-tend la redirection des flux.

Les **sous-réseaux directement connectés au cours d'eau** jouent un rôle important dans les transferts directs des sédiments depuis les parcelles viticoles. Ils drainent une proportion importante de parcelles de vigne dont les sédiments peuvent être stockés au sein des infrastructures de drainage. Dans cette configuration, ce n'est qu'une question de temps, et d'un peu de pluie, pour que les sédiments stockés dans le réseau de drainage rejoignent le cours d'eau. Les **fossés enherbés** jouent un **rôle prépondérant** dans la connexion des flux hydro-sédimentaires au **cours d'eau**. Ils drainent les **superficies** les plus importantes et sont le **mode de connexion préférentiel** des flux hydro-sédimentaires : longueur de réseau, superficie cumulée, complexité des séquences.

Au-delà des connexions directes au cours d'eau, 56 % des puits à sédiments se situent dans une zone de 100 m autour de la Morcille et 25 % de ceux du Ruisseau des Fontaines. Il paraît important de questionner la facilité des transferts potentiels de sédiments depuis ces puits jusqu'au cours d'eau. Ces puits font office de zones de **stockage temporaires** depuis lesquelles les sédiments peuvent être remobilisés lors des événements de crue et, ainsi, pouvant contribuer à la concentration des flux. Le stockage des sédiments plus haut sur le versant ou dans des collecteurs de sédiments est plus pérenne.

4.4. *Apports de la méthode et perspectives de recherche*

4.4.1. **Le graphe : une approche pertinente pour les petits bassins versants à forte densité d'infrastructures de drainage**

L'approche employée montre la nécessaire intégration des infrastructures anthropiques de drainage pour dans une perspective d'analyse spatiale et de modélisation de la connectivité sédimentaire en bassin versant agricole avec une forte densité d'aménagements. Elle reste, toutefois, une tâche laborieuse dans une modélisation conventionnelle basée sur des données au format raster et pour lesquelles la résolution du MNT ne correspond pas à celle des infrastructures linéaires. La formalisation vectorielle sous forme d'un graphe présente de l'intérêt dans une perspective de modélisation des transferts hydro-sédimentaires en bassin versant agricole fortement aménagé (Fressard & Cossart, 2019 ; Rouzies *et al.*, 2019).

En l'état, son application s'avère délicate sur des secteurs d'une superficie supérieure à une vingtaine de kilomètres carrés du fait du temps de terrain nécessaire pour la cartographie des infrastructures (selon leur densité). Il aurait été intéressant de pouvoir l'appliquer au bassin versant de l'Ardières afin d'en comparer l'organisation du réseau de drainage et son influence sur la connectivité sédimentaire avec celle du bassin versant de la Morcille et au sein des différents secteurs du bassin versant.

4.4.2. **Perspectives de recherche : automatiser l'acquisition des données et les prétraitements**

Une proposition qui pourrait permettre l'application de la méthode à des bassins versants de plus grande superficie serait l'automatisation de certaines tâches. Car malgré son intérêt,

l'application de la méthode a nécessité un temps de terrain, de digitalisation et de prétraitement des données conséquents. Les étapes suivantes pourraient être automatisées :

- **Acquisition des infrastructures linéaires.** Un MNT produit à partir de relevés LIDAR permettrait la détection des infrastructures linéaires, notamment de taille réduite telles que les bourrelets de terre, les gouttières de canalisation ou encore les fossés (e.g. Cazorzi *et al.*, 2013). Il permettrait de réduire le temps de relevé sur le terrain et de limiter les contraintes saisonnières (cf. Figure 4-7).
- **Téledétection des modes d'occupation du sol.** Si la production de cartes d'occupation du sol n'est pas aussi chronophage que les relevés sur le terrain d'infrastructures linéaires, l'automatiser permettrait d'obtenir plus de précision concernant l'état de surface des parcelles. Elle permettrait de prendre en compte de la variabilité locale, saisonnière et culturelle des modes d'occupation du sol et ainsi leur effet dans la production et le dépôt sédimentaire. De même pour les éléments enherbés du réseau de drainage. L'enherbement des fossés ou des chemins peut occasionner un stockage sédimentaire dans le réseau comme faciliter les transferts vers le cours d'eau en période de repos végétatif. L'application de méthodes orientées objets permettrait, à partir d'images à haute résolution, de collecter l'état de surface des infrastructures linéaires de drainage et leur variabilité saisonnière ou spatiale.
- **Réalisation des prétraitements sur les données.** Si une partie des traitements cartographiques qui ont été réalisés ont été automatisés, ça n'a pas été le cas des prétraitements des données. La méthode proposée par Lagacherie *et al.* (2022) pourrait permettre de résoudre ce problème. Ils proposent une méthode entièrement automatique de discrétisation des éléments de la structure paysagère dans une perspective de modélisation hydrologique (GROOVscape). Ainsi, les éléments anthropiques de la structure paysagère sont organisés sous la forme d'un graphe orienté : occupation du sol, haies, bandes enherbées, fossés. Elle permet de faciliter les prétraitements en s'affranchissant des corrections manuelles. Elle est développée dans une perspective de modélisation hydrologique, facilitant l'évaluation de l'effet de différents scénarios de la structure paysagère sur les transferts hydrologiques.

4.4.3. Perspectives de recherche : autres axes d'amélioration de la méthode

En outre, plusieurs autres axes d'amélioration de la méthode sont à envisager. D'abord, il serait intéressant de compléter l'approche structurelle par une approche fonctionnelle et en mettant en perspective les résultats avec un modèle de transferts sédimentaires. Il pourrait s'agir, dans un premier temps, de calculer un taux de fourniture sédimentaire (SDR) spatialisé dans le graphe avec la méthode InVEST SDR (Vigiak *et al.*, 2012 ; Hamel *et al.*, 2015) qui repose l'équation universelle de perte en sol révisée (RUSLE) et l'indice de connectivité (IC). Dans ce cas, il serait pertinent de revoir les coefficients de rugosité appliqués pour le calcul de l'IC. Cela permettrait d'intégrer *a minima* la variabilité spatiale de l'enherbement dans les parcelles en vigne ; voire d'investiguer sa variabilité saisonnière et celle des fossés enherbés.

Un taux de piégeage de sédiments uniforme a été appliqué à l'ensemble des collecteurs de sédiments pour le calcul de l'IC (cf. chap.5 – 4.3). Or, il a été démontré que la capacité de rétention sédimentaire des collecteurs varie en fonction de leurs caractéristiques (cf. chap.1 – 2.4.) et un taux de piégeage individuel peut être déterminé pour chacun des collecteurs. De plus, pour les secteurs connectés à un collecteur de sédiments, le taux de piégeage a été directement appliqué comme un coefficient d'abattement de l'indice de connectivité. Un suivi des collecteurs des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines permettrait de déterminer la quantité de sédiments qu'ils collectent mais aussi leur fréquence de curage nécessaire et la fréquence à laquelle ils arrivent à saturation.

La méthode a prouvé son intérêt pour deux bassins versants du Beaujolais viticole aux caractéristiques paysagères différenciées. En complément, il serait nécessaire d'appliquer la méthode à d'autres cas d'études représentatifs du contexte agricole aménagé mais présentant d'autres caractéristiques : secteurs de grandes cultures, de bocage, spécialisés dans l'arboriculture ou encore de vignoble présentant d'autres formes de viticulture. Cela permettrait d'investiguer différents schémas de connectivité mais aussi d'évaluer la polyvalence de la méthode, d'en souligner d'autres points d'intérêt et d'écueils.

Conclusion du cinquième chapitre

L'influence des éléments anthropiques de la structure paysagère sur l'organisation de la cascade sédimentaire a été analysée de manière exhaustive et à différentes échelles spatiales.

Les deux bassins versants étudiés se caractérisent par une très **haute densité** d'infrastructures anthropiques de drainage qui traduit une attention particulière pour la gestion de la ressource en sol au sein du vignoble. Malgré la complexité du réseau à l'échelle du bassin versant, un schéma général de l'organisation du réseau se dégage. Elle semble témoigner d'une **stratégie de gestion différenciée entre le haut et le bas de versant**. La connectivité est réduite sur les hauts de versant avec une fragmentation de la longueur de pente, des sous-réseaux courts contenant des infrastructures à forte rugosité et des puits à sédiments qui font office de stockage pérenne. À l'inverse, la connectivité est accrue sur les bas de versant. Les flux hydro-sédimentaires sont concentrés dans des infrastructures plus canalisantes. L'objectif qui sous-tend l'organisation du réseau est l'export des flux vers le cours d'eau ou le stockage des sédiments dans des infrastructures à forte capacité de rétention (collecteurs, haies, friches).

Si les deux bassins versants présentent un schéma global de connectivité commun, ils présentent aussi des différences. La densité d'aménagements de redirection des flux hydro-sédimentaires est plus faible dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines que dans celui de la Morcille, les connexions au cours d'eau sont plus fréquentes à l'inverse de celles à des puits à sédiments. Ces différences pourraient être expliquées par une plus grande capacité d'investissement des viticulteurs-trices du Beaujolais des crus ou par des transferts sédimentaires moindres dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines que dans celui de

la Morcille. Les prochains chapitres (6 et 7) seront l'occasion de questionner la seconde hypothèse.

En complément, l'application de l'**indice de connectivité** dans la structure vectorielle du paysage a permis l'évaluation de la contribution des différents éléments de la structure paysagère à la connectivité sédimentaire. Il met en valeur la distorsion de la cascade sédimentaire et la fragmentation des versants par les réseaux de drainage. L'efficacité des collecteurs de sédiments pour réduire la connectivité à échelle locale a été soulignée, notamment quand ils sont organisés en réseau : succession de collecteurs drainant un même sous-réseau ou subdivision des sous-réseaux vers différents collecteurs situés à proximité les uns des autres. Leur gestion et leur efficacité dépassant l'échelle de la parcelle, ils sont une stratégie à envisager pour limiter la connectivité dans les secteurs où elle est la plus forte.

Un point d'attention dans une perspective de limitation des transferts sédimentaires au **cours d'eau** se trouve dans les **connexions directes** du réseau de drainage. Elles sont principalement effectuées par le biais de **fossés enherbés**, infrastructures canalisantes qui s'intègrent en aval des réseaux les plus longs et drainent les plus grandes superficies. Au-delà des transferts sédimentaires, la limitation des connexions au cours d'eau permet de réduire les pollutions diffuses.

Conclusion de la deuxième partie

Cette partie repose sur un objectif de conception de métriques cartographiques qui rendent compte de la complexité de la structure paysagère et de son influence dans l'organisation de la cascade sédimentaire à différentes échelles. Ce sont les infrastructures linéaires qui sont avant tout investiguées.

L'approche mise en œuvre se fonde sur la théorie des graphes et des réseaux. La structure paysagère y est formalisée sous la forme d'un graphe où les liens correspondent aux voies d'écoulement des flux hydro-sédimentaires. Cette formalisation a permis de construire des objets cartographiques *ad hoc* pour caractériser l'organisation du réseau de drainage anthropique : exutoires et séquences. Elle a facilité l'évaluation des distorsions des flux hydro-sédimentaires engendrées par le réseau de drainage par rapport à un écoulement régi par la seule topographie (distance au cours d'eau, accessibilité, indice de connectivité). Le graphe constitue, ainsi, une structure de données spatialisées pertinente pour décrire et mesurer la connectivité sédimentaire dans les secteurs agricoles densément aménagés.

La méthodologie a été appliquée sur deux petits bassins versants du Beaujolais viticole (environ 8 km²). Les deux bassins versants présentent une forte diversité et une forte densité d'infrastructures linéaires. Si certaines infrastructures agissent fortuitement sur les transferts hydro-sédimentaires, d'autres sont conçues dans une perspective de gestion de ces flux au sein du vignoble. Leur agencement forme un réseau complexe qui conditionne les dynamiques spatiales et temporelles des transferts hydro-sédimentaires au cours d'eau. Le réseau s'organise différemment entre une composante haut et une composante bas de versant, pour lesquelles les stratégies de gestion des flux diffèrent. Ces stratégies sont contrôlées soit par une volonté de limitation des transferts et la mise en place de barrières, soit par une volonté de stockage sédimentaire et l'intégration d'infrastructures facilitant le dépôt sédimentaire (haut de versant), soit par une volonté d'export et une forte canalisation des flux (bas de versant).

Les résultats mettent en avant les connexions directes du réseau d'infrastructures au cours d'eau qui ont une faible capacité de stockage sédimentaire et restent un enjeu important en contexte agricole. De nouvelles stratégies de gestion des flux hydro-sédimentaires pourraient être mises en œuvre afin de limiter les connexions directes des sédiments au cours d'eau.



PARTIE 3 – Ampleur et rythmes des transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole

La **troisième partie** aborde la mesure des transferts hydro-sédimentaires par un suivi métrologique à différentes échelles. L'objectif est de comprendre rythmes et bilans des signaux sédimentaires, c'est-à-dire les quantifier, en décrypter les dynamiques spatiales et temporelles, puis émettre des hypothèses sur les relations de connectivité qui peuvent les expliquer.

Le **sixième chapitre** décrit la stratégie d'organisation du réseau de suivi, les analyses de laboratoire associées et les traitements statistiques réalisés sur les données. La métrologie et les résultats associés reposent sur quatre stations de mesure implantées à trois échelles différentes ; parcelle expérimentale, sous-bassin versant de quelques kilomètres carrés et bassin versant d'une centaine de kilomètres carrés. Une comparaison à l'échelle du sous bassin versant est réalisée entre celui de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines.

Le **septième** et dernier **chapitre** permet de faire le bilan des transferts sédimentaires et de comparer leurs rythmes et bilans selon les différents contextes spatiaux. Les transferts sédimentaires sont investigués selon différentes échelles temporelles : année hydrologique, saison, mois, événement. Les variations observées entre les sites de mesure résident dans l'ampleur des transferts sédimentaires et dans les effets de déphasage temporel. Elles permettent de discuter l'implication de la structure paysagère dans les transferts sédimentaires.

Chapitre 6 – Mesurer la connectivité sédimentaire *in situ* : un nécessaire suivi multi-scalaire pour décrypter les emboîtements d'échelles

Introduction du sixième chapitre

Les modalités de transferts de sédiments dans le Beaujolais viticole restent mal connues (chap.3). La cartographie, l'analyse spatiale et la modélisation ont permis de produire des indicateurs de la connectivité sédimentaire dans les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines (cf. partie 2). De manière complémentaire, un travail de **métrologie de terrain** a été mis en place afin d'investiguer les **signaux sédimentaires**, d'en caractériser les **dynamiques spatiales** et **temporelles** et d'identifier les **relais de processus** au sein de la cascade sédimentaire. L'objectif *in fine* est de confronter les deux approches afin de compléter les interprétations permises par l'analyse spatiale avec des mesures de terrain.

Le suivi de terrain repose sur les objectifs suivants :

- Mesurer le **volume** des sédiments transférés à différentes échelles et documenter leurs **dynamiques temporelles**. Il s'agit de réaliser les **bilans** sédimentaires, d'interroger les **seuils** et **rythmes** qui les régissent par une réflexion sur les effets de **saisonnalité**.
- Comprendre comment se combinent des processus aux trois **échelles** et comment cette combinaison influence l'organisation spatiale et temporelle des transferts sédimentaires. Il s'agit d'investiguer la variabilité des volumes et, de la saisonnalité ainsi que les caractéristiques des signaux sédimentaires entre les différentes échelles spatiales emboîtées, de la parcelle au bassin versant intégrateur (Ardières).

De nombreux travaux ont souligné l'intérêt d'un suivi des transferts sédimentaires à différentes **échelles** (e.g. Vongvixay, 2012 ; Viel, 2012 ; Landemaine, 2016 ; Bekin *et al.*, 2021 ; Thollet *et al.*, 2021). Le suivi réalisé dans ce travail est organisé autour de quatre stations à trois échelles différentes et dans une perspective de comparaison du Beaujolais des crus et du Beaujolais des pierres dorées. Ce chapitre regroupe la description du dispositif, des protocoles de laboratoire et des traitements nécessaires à l'analyse des données, dont les résultats seront présentés dans le chapitre suivant. La Figure 6-1 synthétise la méthodologie employée dans ce chapitre.

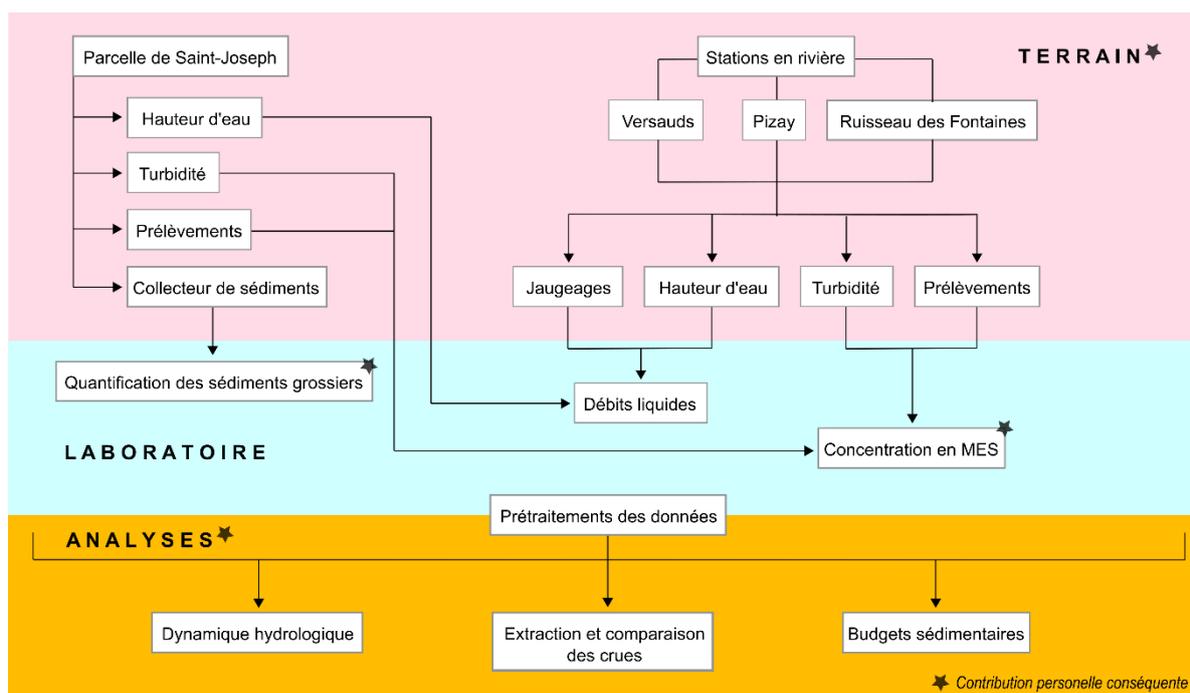


Figure 6-1 : Schéma général de la méthodologie relative au suivi métrologique.

1. Structuration du réseau de mesure

La mesure des flux hydro-sédimentaires à différentes échelles spatiales a nécessité la mise en place de différentes stations de mesures et une instrumentation diversifiée. Cette partie présente le cadre dans lequel les stations s'intègrent et le détail des équipements en place.

1.1. Un réseau de mesure pour mesurer les transferts hydro-sédimentaires à différentes échelles

1.1.1. Un suivi réalisé dans le cadre du projet PULSE

L'intégralité du suivi a été financé, mis en place et entretenu dans le cadre du projet PULSE. Le suivi est réalisé en collaboration avec l'INRAE Lyon-Villeurbanne (cf. chap.3 – 2.2.1.). Il a reposé sur un important travail d'équipe, mobilisant des chercheurs·ses et des personnels d'appui à la recherche des équipes de l'UMR 5600 Environnement Ville Société et de l'INRAE Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes. Le dispositif métrologique de terrain s'intègre dans un réseau de suivi en place depuis 30 ans : le site Ardières-Morcille, focalisé jusqu'alors sur le suivi des débits liquides et des produits phytosanitaires (Gouy *et al.*, 2021). Le projet PULSE a été l'occasion de compléter le dispositif, par l'ajout et la conception d'équipements, pour documenter les transferts sédimentaires. Dans ce cadre, ma contribution personnelle a résidé dans la conception et mise en place d'une partie de l'instrumentation de terrain (cf. 1.3), le suivi régulier de l'ensemble des stations, le traitement en laboratoire d'une partie des échantillons collectés (cf. 2.3. et ponctuellement 2.2.2) et l'analyse des données relatives aux transferts sédimentaires (cf. 3).

1.1.2. Stratégie d’investigation des transferts sédimentaires

Le dispositif métrologique de terrain a pour objectif la quantification des flux hydro-sédimentaires et de leurs dynamiques spatio-temporelles. Le suivi s’organise selon trois échelles spatiales emboîtées afin d’investiguer le système en cascade : depuis une parcelle viticole jusqu’au suivi intégré du bassin versant (Figure 6-2). Le suivi métrologique s’organise autour de quatre stations : Saint-Joseph, les Versauds, Pizay et le Ruisseau des Fontaines.

La station de **Saint-Joseph** est une **parcelle expérimentale** située en amont du bassin versant de la Morcille (Figure 6-2 – A). Il s’agit d’une parcelle en vigne qui constitue un site d’étude INRAE depuis 2004. La parcelle présente une superficie de 0,28 ha et une pente moyenne de 15,5 %. La vigne est taillée en gobelet sur l’intégralité de la parcelle. Les ceps sont organisés en rangs dans le sens de la pente. Un rang sur cinq est dépourvu de vigne et enherbé selon le schéma appliqué à la suite de la crise du Beaujolais (cf. chap. 3 – 2.1.2). La parcelle comprend quatre bourrelets de terre de contrepente connectés à une gouttière de canalisation située au centre de la parcelle. Ces équipements sont emblématiques de la structure spatiale du Beaujolais. La gouttière transfère les flux hydro-sédimentaires à une bande enherbée d’environ 20 m large.

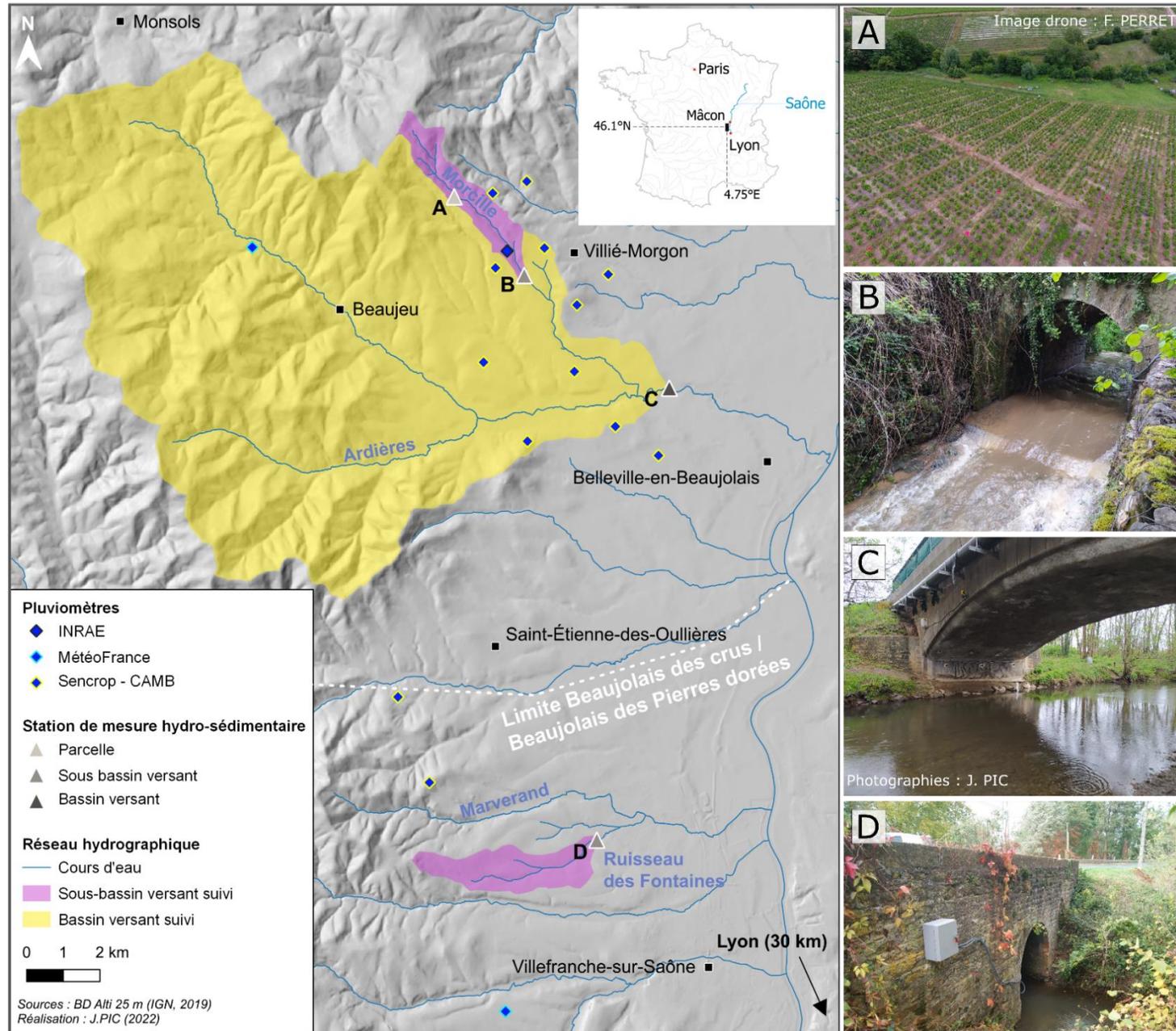
La station des **Versauds** permet d’investiguer la dynamique hydro-sédimentaire dans la **tête du bassin** versant de la Morcille. Le site de suivi est globalement situé au milieu du bassin versant, au niveau d’un pont (Figure 6-2 – B). La station draine une superficie d’environ 3,9 km² et est équipée d’un seuil en V depuis 2008. La station de **Pizay** a pour objectif l’étude de la dynamique fluviale à échelle plus large. Elle est située sur l’Ardières, au niveau d’un pont après la confluence avec la Morcille (Figure 6-2 – C). Elle draine une superficie de 143 km².

Ces trois stations font partie du site Ardières-Morcille, labellisé ZABR. Une mesure des hauteurs d’eau est réalisée à la station des Versauds depuis 2002 et à la station de Pizay depuis 2011. Le débit varie entre 0,02 m³/s et 2 m³/s à la station des Versauds et entre 0,1 m³/s et 30 m³/s à la station de Pizay (Gouy *et al.*, 2021).

La station du **Ruisseau des Fontaines** est une station qui a été mise en place dans le cadre de cette thèse avec pour objectif la comparaison de l’ampleur des transferts sédimentaires du bassin versant de la Morcille (station des Versauds) avec un sous-bassin versant de partie sud du Beaujolais viticole. Le secteur présente une plus grande hétérogénéité paysagère, une moindre densité d’infrastructures de drainage et de collecteurs de sédiments mais les connexions au cours d’eau sont plus nombreuses que dans le bassin versant de la Morcille. L’hypothèse explicative avancée dans le chapitre précédent et qui pourra être questionnée par le dispositif métrologique est celle de transferts hydro-sédimentaires moins chargés en sédiments.

La station du Ruisseau des Fontaines est située au niveau d’un pont sur le cours d’eau du Ruisseau des Fontaines (Figure 6-2 – D). Son bassin versant présente une superficie de 4,6 km². La localisation de cette station a été choisie car le cours d’eau présentait une bonne accessibilité et une hauteur d’eau suffisante pour l’installation d’un dispositif de suivi des débits liquides et solides équivalents à ceux des stations des Versauds et de Pizay.

Figure 6-2 : Localisation des bassins versants et des dispositifs de mesure. A – Parcelle expérimentale de Saint-Joseph. B – Station des Versauds. C – Station de Pizay. D – Station du Ruisseau des Fontaines.



Les sections suivantes détaillent le protocole de suivi aux différentes stations. Le suivi en rivière suit un protocole classique d'hydrologie (cf. 1.2) à l'inverse du suivi de la parcelle expérimentale (cf. 1.3). Le dispositif en place des stations des Versauds et de Pizay a été adapté aux besoins du projet PULSE. Le dispositif sur la parcelle expérimentale a nécessité un tâtonnement méthodologique en l'absence de l'existence d'une méthode standardisée.

1.2. Équipement des stations en rivière

Les hauteurs d'eau et la turbidité sont mesurées en continu sur les quatre stations. Chaque station dispose en parallèle d'un dispositif de pièges à sédiments Tableau 6-1. Un suivi continu des précipitations est réalisé sur le bassin versant de la Morcille. Sont collectées en parallèle, des données de précipitations en continu issues du réseau de stations mis en place par la Coopérative Agricole Mâconnais Beaujolais (CAMB) et des stations MétéoFrance (événementiel) du secteur (Figure 6-2).

Tableau 6-1 : Tableau de synthèse des dispositifs de suivi mis en place.

Nom de la station	Niveau	Dispositif	Début de l'instrumentation
Pizay	Bassin versant	Capteur de hauteur d'eau, sonde de turbidité, préleveur	26-févr-20
Versauds	Sous bassin versant		26-févr-20
Ruisseau des Fontaines	Sous bassin versant		13-oct-20
Saint-Joseph	Parcelle	Bac décanteur, capteur de hauteur d'eau combiné à un canal venturi, sonde de turbidité, préleveur	22-juil-20

Des suivis des transferts de produits phytosanitaires ont été réalisés conjointement aux transferts hydro-sédimentaires mais ne sont pas abordés dans le cadre de cette thèse. Une visite de terrain avait lieu une fois toutes les deux semaines en moyenne afin de collecter les données, vérifier le bon fonctionnement et procéder à l'entretien des dispositifs en place. Les parties suivantes présentent le détail de l'instrumentation.

1.2.1. Suivi en continu de la hauteur d'eau et de la turbidité

Chacune des trois stations en rivière (Pizay, Versauds et Ruisseau des Fontaines) est équipée d'un dispositif de mesure identique (Figure 6-3). Un suivi de la hauteur d'eau et de la turbidité est réalisé en continu. La concentration en matières en suspension est déterminée par le biais de la turbidité (cf. chap.1 – 1.2.2.1.). La turbidité est mesurée à l'aide d'une sonde multi-paramètres Aquatroll 600 sur les trois stations. Des préleveurs automatiques de la marque Teledyne Isco ont été installés conjointement aux capteurs de turbidité (Figure 6-3 - D) afin de

déterminer la corrélation entre la turbidité et la concentration en matières en suspension. Le protocole pour déterminer cette relation est présenté à la section 2.2. de ce chapitre.



Figure 6-3 : Instrumentation des stations en rivière. A – Dispositif immergé à la station du Ruisseau des Fontaines. B – Enregistreur, station de Pizay. C – Préleveur d'échantillons, station de Pizay.

Contrairement à la turbidité, l'instrumentation pour la mesure de la hauteur d'eau diffère en fonction des caractéristiques des stations. Les trois stations sont équipées d'une échelle limnimétrique. La hauteur d'eau est mesurée à la station de Pizay à l'aide d'un capteur radar CS475 de la marque Campbell Scientific installé depuis 2011. Il présente une gamme de mesure de 19,8 m et une incertitude de 5,1 mm. La hauteur d'eau est mesurée à l'aide de sonde pression de même marque (CS420-L) sur les sites des Versauds et du Ruisseau des Fontaines (Figure 6-3 – A). Elles présentent une gamme de mesure de 3,5 m et une incertitude de 2,8 mm. Le protocole de corrélation entre la hauteur d'eau et le débit est présenté à la section 2.1. de ce chapitre.

Les données de hauteur d'eau et de turbidité des différentes stations sont enregistrées par des centrales d'acquisition de mesure et de contrôle de la marque Campbell Scientific de type CR800 ou CR1000 (Figure 6-3 – B). Les données sont enregistrées à un pas de temps de 10 minutes aux stations des Versauds et de Pizay et de 5 minutes à celle du Ruisseau des Fontaines. Afin d'écartier les valeurs aberrantes, la valeur enregistrée correspond à la moyenne des valeurs de chaque minute. La station des Versauds est reliée au réseau électrique, les stations de Pizay et du Ruisseau des Fontaines fonctionnent sur batterie.

L'équipement du suivi en continu des stations de Pizay et des Versauds a été réalisé le 26 février 2020 dans le cadre d'un stage (Ruggieri, 2020). Mais les stations n'ont été fonctionnelles qu'à partir de fin mai 2020. La station du Ruisseau des Fontaines a été installée le 16 octobre 2020.

1.2.2. Suivi des stations en rivière et collecte des données

Les données de hauteur d'eau collectées sur les stations des Versauds et de Pizay ont montré une réactivité de la réponse hydrologique aux précipitations de l'ordre de l'heure à la station des Versauds et de quelques heures à celle de Pizay (Gouy *et al.*, 2021). La fréquence de suivi a été déterminée afin de collecter les échantillons (préleveurs, pièges à particules) à la suite des épisodes pluvieux.

Pour chaque station, l'entretien routinier du dispositif comprend les étapes suivantes.

- Vérification du **bon fonctionnement** du dispositif : heure de la station et du préleveur, tension de la batterie.
- **Relevé** de la **hauteur d'eau** à l'échelle limnimétrique. Comparaison avec la hauteur d'eau mesurée par la station et correction si besoin.
- **Nettoyage** des **sondes** et curage du seuil (si nécessaire à la station des Versauds).
- **Collecte** des sédiments prélevés par les **pièges à particules**.
- Collecte des **échantillons** du **préleveur**, des dates et heures de prélèvement.
- Collecte des données enregistrées et changement des **batteries** (station, préleveur).

1.3. Dispositif de mesure de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph

Si les objectifs qui sous-tendent l'équipement de la parcelle expérimentale sont les mêmes que ceux des stations en rivières, les dispositifs qui ont été mis en place ont nécessité un effort de conception afin de s'adapter aux caractéristiques du site.

1.3.1. Conception du collecteur à sédiments

Un collecteur de sédiments a été mis en place afin de mesurer les exports sédimentaires de la parcelle expérimentale. La conception du collecteur de sédiments a été réalisée par l'équipe EVS dans le cadre du projet PULSE et a fait l'objet d'un stage (Moreau, 2020). La principale contrainte de conception résidait dans le fait de collecter autant de sédiments que possible tout en permettant aux flux d'eau de s'écouler à l'aval du collecteur et d'y mesurer un débit. Le dimensionnement du collecteur a été réalisé par analogie à ceux mis en place par les

viticulteurs. Sur la base de la mesure des volumes / surface drainée (m^3/ha) d'un lot de quatre collecteurs situés à proximité, nous avons déterminé le volume nécessaire à installer sur la parcelle expérimentale. Les résultats de ces mesures sont très hétérogènes mais ont permis de déterminer qu'un collecteur de sédiments de $0,5 \text{ m}^3$ serait suffisant pour la collecte des flux hydro-sédimentaires de la parcelle de Saint-Joseph. Le collecteur de sédiments est en place depuis juillet 2020.

Le collecteur de sédiments est conçu sur la base d'un bac en plastique alimentaire (polyéthylène) de 470 litres. Un schéma du connecteur est présenté dans la Figure 6-4. Cet équipement a été sélectionné pour sa robustesse, son coût modéré et les possibilités de transformation en fonction de son efficacité lors des événements ruisselants. Les flux hydro-sédimentaires entrent dans le collecteur par le biais d'un tube PVC de 140 mm de diamètre connecté à un coude, de même diamètre situé à l'aval de la gouttière de canalisation qui collecte les flux de la parcelle expérimentale (Figure 6-5 – B & C). Les flux hydro-sédimentaires sont évacués du collecteur par un tube de 160 mm afin de convenir au dispositif de mesure des débits situé à l'aval (Lacas, 2005) (Figure 6-5 – C & E).

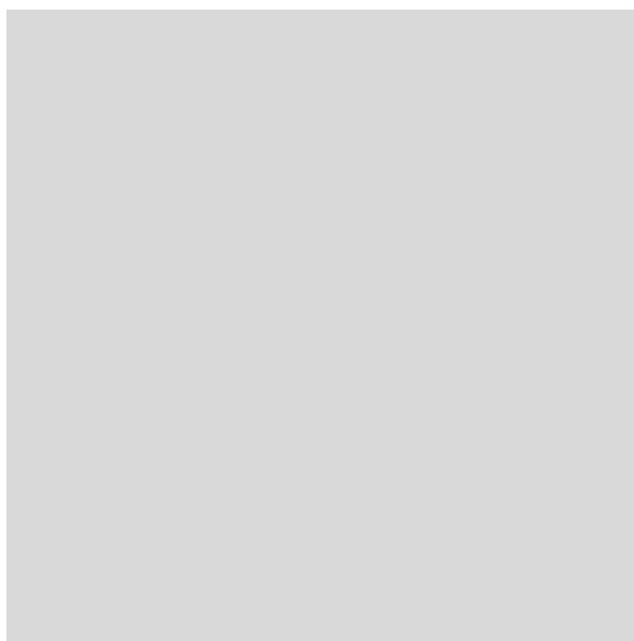


Figure 6-4 : Représentation 3D du collecteur de sédiments. Source : Moreau (2020).

Le collecteur de sédiments dispose d'une cloison intérieure faisant office de surverse. Cette cloison a été percée afin de permettre les écoulements lors des événements mobilisant de faibles volumes d'eau. Une deuxième cloison intérieure, perpendiculaire à la première, a été ajoutée en juillet 2021 (Figure 6-5 - D). Elle a été ajoutée suite au constat de la faible rétention en sédiments du second bac de décantation et des concentrations importantes en MES à la sortie du collecteur.

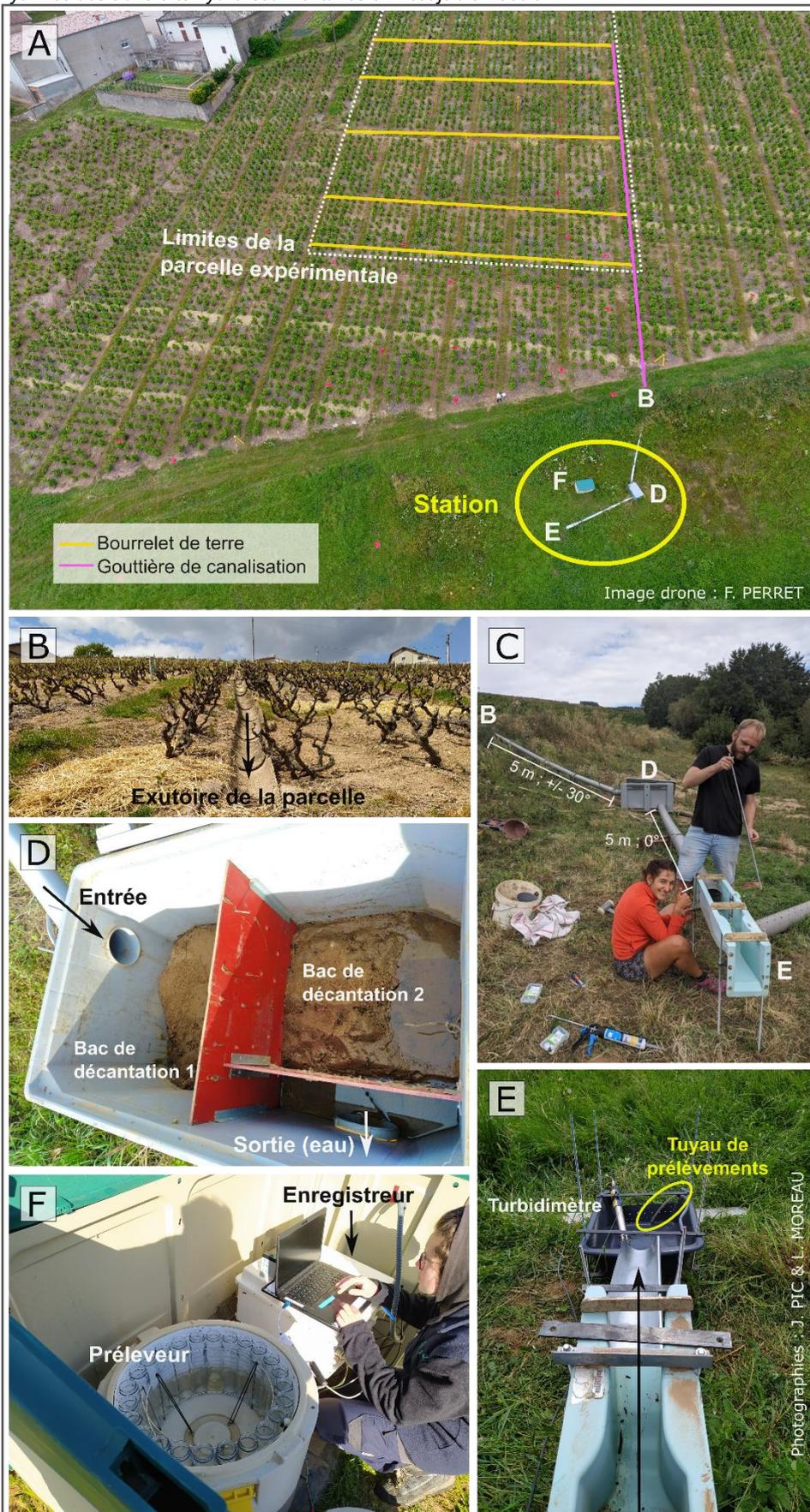


Figure 6-5 : Instrumentation de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph-en-Beaujolais. A – Image drone de la parcelle. B – Gouttière de canalisation collectant les flux hydro-sédimentaires de la parcelle. C – Dispositif lors de la mise en place du canal venturi. D – Vue intérieure du collecteur de sédiments. E – Sortie du canal venturi. F – Boîte de protection de l'enregistreur de données et du préleveur.

Le collecteur de sédiments est placé à même le sol en contrebas de la parcelle, à un peu plus de 5 m de la sortie de la gouttière de canalisation (Figure 6-5 - B). Cette localisation a été privilégiée afin de limiter le risque de ravinement et de dégradation du dispositif lors d'événements mobilisant des flux hydro-sédimentaires importants. La pente moyenne du tube d'entrée dans le dispositif est d'environ 30°. Elle est suffisante pour limiter le risque de sédimentation à l'intérieur du tube (pente > 2°). Elle peut toutefois être à l'origine de turbulence dans le collecteur, limitant la sédimentation voire remettant en suspension des sédiments déjà décantés. Le collecteur est partiellement enterré pour être de niveau. Les canalisations sont soutenues au-dessus du sol par deux tiges filetées que lient des fers plats. Ce système permet le réglage de la hauteur des tubes par rapport au sol et de leur pente.

Un canal jaugeur de type Venturi est placé en aval du collecteur de sédiments. Un tube PVC de 5 m de long et de niveau relie le collecteur de sédiments au canal afin de permettre un écoulement laminaire et une mesure précise du débit. Le canal Venturi a été installé le 26 août 2020. Notre intérêt se porte sur les événements avec une capacité de charge suffisante au transfert de sédiments. Il n'a donc pas paru nécessaire d'identifier et de quantifier les écoulements les plus faibles potentiellement non détectés par le canal venturi. C'est pourquoi le choix a été fait de ne pas installer de piège à ruissellement à l'aval du canal, contrairement à ce qui a été fait par le passé (Lacas, 2005).

Comme pour les dispositifs en rivière, une sonde pression et un turbidimètre ont été ajoutés au dispositif le 17 novembre 2020. Un préleveur automatique est associé à ce dispositif afin d'établir la relation entre la concentration en matières en suspension et la turbidité (Figure 6-5 - F). La sonde pression est placée dans le canal venturi et le turbidimètre dans le collecteur de sédiments. Le turbidimètre et le tuyau du préleveur ont été déplacés à l'aval du canal venturi le 27 juillet 2021 (Figure 6-5 - E) à la suite du constat de leur ensablement. La sonde pression est un capteur de la marque Keller (série 36 XiW). Elle présente une précision de 0,15 cm et peut mesurer des hauteurs d'eau allant de 1,2 cm (offset calculé après étalonnage) à 3 m. La sonde turbidimétrique est identique à celles installées en rivière (Aquatroll 600).

1.3.2. Suivi et collecte des données

Les données de hauteur d'eau et de turbidité de la parcelle expérimentale sont enregistrées par une centrale d'acquisition de mesure et de contrôle de la marque Campbell Scientific de type CR800. La dynamique hydrologique étant très réactive à l'échelle de la parcelle, seules les données correspondant aux périodes de ruissellement sont enregistrées. Pour chaque événement ruisselant, les données sont collectées à un pas de temps de 30 secondes dans une perspective de description des signaux hydro-sédimentaires. L'enregistrement des données est asservi à la hauteur d'eau sur la base d'un seuil minimal de 1,2 cm.

La collecte des données doit se faire, autant que possible, après chaque période de précipitations afin de pouvoir isoler la contribution individuelle des événements pluviométriques sur les quantités de sédiments collectées. Les étapes de l'entretien du dispositif de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph sont proches de celles des stations en rivière. Elles sont indiquées dans l'encadré suivant.

- **Vérification** du **bon fonctionnement** du dispositif : heure de la station et du préleveur, tension de la batterie.
- **Relevé** de la **hauteur d'eau** à l'échelle limnimétrique. Comparaison avec la hauteur d'eau mesurée par la station et correction si besoin.
- Curage et pesée des **sédiments** contenus dans le **collecteur** de sédiments. Nettoyage des sondes et du canal venturi.
- **Collecte** des **échantillons** du préleveur, des dates et heures de prélèvement.
- Changement des **batteries** (station, préleveur).

1.4. Enregistrer les événements pluviométriques

L'INRAE dispose d'une station de mesure des précipitations sur le bassin versant de la Morcille : la station du Calvaire, en place depuis 1992 (Figure 6-2 & Figure 6-6). La profondeur temporelle des mesures sur cette station présente de l'intérêt pour l'évaluation de l'intensité et du temps de retour des événements observés lors de la période de suivi. Il s'agit d'utiliser le signal pluviométrique comme référentiel sans réaliser de modélisation hydrologique.



Figure 6-6 : Pluviomètre du Calvaire. Photographie : J.PIC (2021).

La station est équipée d'un pluviomètre à auget basculant depuis 2002. Les données sont collectées à un pas de temps variable, représentant la date et l'heure de chaque basculement d'auget (0,2 mm).

Étant donnée la répartition spatiale des stations et leur bassin versant associé, il était nécessaire de compléter le dispositif ponctuel du Calvaire afin de disposer d'une meilleure représentation de la distribution spatiale des précipitations. Des données externes ont été acquises auprès de la Coopérative Agricole Mâconnais Beaujolais (CAMB). Les données collectées sont au pas de temps de 15 minutes et le maillage est dense à proximité du bassin versant de l'Ardières (Figure 6-2). Les chroniques de précipitations sont, toutefois, assez fréquemment lacunaires pour de nombreuses stations, notamment en période de repos végétatif.

2. Caractérisation des transferts hydro-sédimentaires

2.1. Détermination des débits liquides

La temporalité des transferts sédimentaires est principalement contrôlée par le débit du cours d'eau. Le débit liquide ne peut pas être obtenu directement par une mesure en continu du cours d'eau, il est déduit de la hauteur d'eau. La détermination de la **courbe de tarage** doit être réalisée afin d'estimer une valeur de débit pour chaque valeur de hauteur d'eau mesurée. La détermination de la courbe de tarage se fait par la corrélation entre des mesures ponctuelles du débit et de hauteur d'eau. Plusieurs méthodes de mesure du débit peuvent être utilisées. Elles sont présentées dans la section suivante.

2.1.1. Jauger pour estimer des débits

Le **jaugeage** correspond à l'ensemble des opérations ayant pour but de déterminer le débit de la rivière pour une hauteur d'eau donnée (Organisation météorologique mondiale, 2012). Du fait de la variabilité des débits sur les sites de mesure, deux méthodes de jaugeage ont été utilisées dans le cas des stations de Pizay, des Versauds et du Ruisseau des Fontaines.

2.1.1.1. Jaugeage par exploration du champ des vitesses

Le premier type de jaugeage est le jaugeage au **courantomètre** acoustique (Figure 6-7). Le jaugeage est réalisé au niveau de la station et le but de la mesure est la représentation du **champ des vitesses** sur la section mouillée³⁰. Pour le représenter on définit différentes verticales sur la section sur lesquelles sont réalisées plusieurs mesures. L'idéal est de réaliser trois relevés de vitesse d'écoulement sur chaque verticale : à 0,2, 0,6 et 0,8 fois de la hauteur d'eau sur la verticale (Perzyna, 2016). L'application de cette règle est parfois difficile et le nombre de mesures doit être adapté en fonction de la topographie de la section. De même, le choix du bon nombre de verticales dépend du cours d'eau : hauteur d'eau, largeur de section, topographie, etc.

Le débit est calculé selon la méthode des sections centrales qui suppose que la vitesse d'écoulement sur chaque verticale correspond à la vitesse d'écoulement d'une sous-section mouillée. Le débit est calculé séparément pour chaque sous-section. La somme des débits des sous-sections permet d'obtenir le débit de la section mouillée.

$$Q = \sum(v * A)$$

Avec :

- Q : débit volumique de la sous-section mouillée (m^3/s) ;
- v : vitesse d'écoulement de la sous-section mouillée (m/s) ;
- A : aire de la sous-section mouillée (m^2).

³⁰ La section mouillée correspond à la portion en eau située entre les rives.

Le jaugeage au courantomètre est intéressant du fait de sa **précision** car il permet d'intégrer la **variabilité spatiale de la vitesse d'écoulement** sur la section mouillée. Toutefois, le choix de la section est déterminant pour une bonne représentativité de la mesure de l'écoulement dans le cours d'eau. Il convient de choisir un **tronçon à l'écoulement non perturbé** : tronçon rectiligne, absence d'éléments venant entraver ou accélérer l'écoulement à l'amont et à l'aval de la mesure.

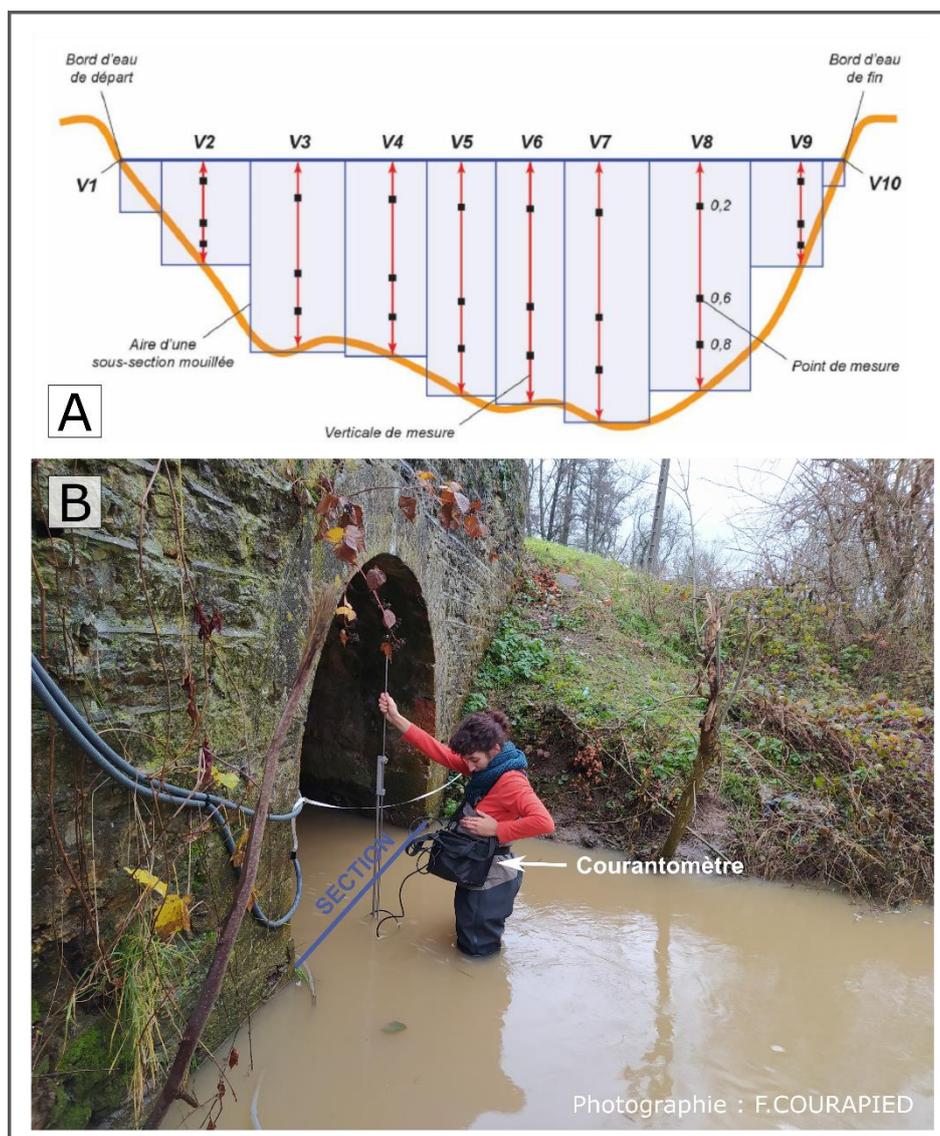


Figure 6-7 : Illustration du jaugeage au courantomètre. A – Méthode des sections centrales pour le calcul des liquides (d'après Perzyna (2016) modifié par Chaize (2022)). B – Exemple sur le Ruisseau des Fontaines.

Le jaugeage au courantomètre est la technique qui a été la plus utilisée sur les trois stations. Il s'applique aux cours d'eau de taille et de profondeur modérées. Il nécessite suffisamment d'eau pour réaliser plusieurs verticales et points de mesure mais une hauteur d'eau et un débit modéré de manière à ce que l'opération se fasse dans le cours d'eau sans danger.

2.1.1.2. Jaugeage de surface par radar vélocimétrique lors des périodes de crues

Les hauts débits à la station de Pizay et des Versauds ne permettent pas la réalisation d'une mesure directement dans le cours d'eau. Des techniques ont été développées afin de réaliser des jaugeages sans contact (Costa *et al.*, 2006), notamment basées sur l'émission d'ondes électromagnétiques à l'aide d'un radar des vitesses de surface. Cette section se limite à une description succincte de leur principe.

Le radar vélocimétrique émet un signal qui est réfléchi par la surface de la colonne d'eau. La fréquence des ondes réfléchies est proportionnelle à la vitesse de surface de l'écoulement (Figure 6-8). Pour une meilleure représentativité de la vitesse de surface, les mesures doivent être réalisées depuis un pont sur différentes verticales.

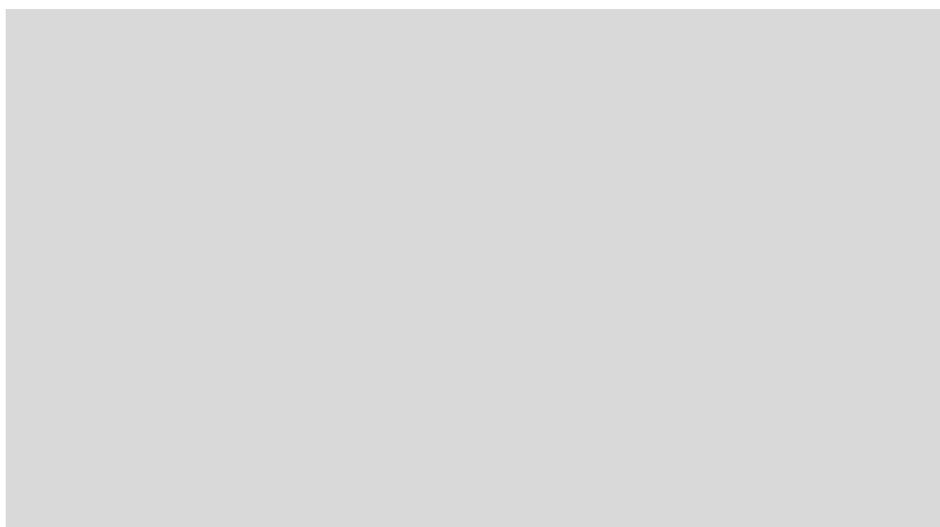


Figure 6-8 : Principe de fonctionnement des radars vélocimétriques. Source : Dramais *et al.* (2012).

L'inconvénient de cette méthode réside dans le fait que la vitesse de surface ne représente pas le débit du cours d'eau, ni même de la verticale associée au point de mesure. De ce fait, une vitesse moyenne doit être déterminée pour les différentes verticales. Il a été démontré que si localement le débit varie grandement dans le cours d'eau, notamment en période de crue, la représentation des vitesses moyennes des verticales est prévisible. Le débit augmente verticalement selon le logarithme de la distance au fond du cours d'eau. Suivant cette loi, le débit moyen sur la verticale varie entre 0,8 (fond rugueux, faible profondeur) et 0,9 (fond lisse, forte profondeur) fois la vitesse de surface. Une connaissance de la bathymétrie de la section est indispensable à l'application de cette méthode (Costa *et al.*, 2006 ; Dramais *et al.*, 2012). L'incertitude relative à cette méthode est plus importante que celle relative à l'utilisation du courantomètre.

2.1.2. Détermination des courbes de tarage

Une fois suffisamment de jaugeages réalisés, la courbe de tarage est déterminée à partir de la méthode bayésienne BaRatin (Bayesian Rating curve) développée par l'INRAE depuis 2010 (Le Coz *et al.*, 2014 ; Horner *et al.*, 2018). Cette méthode permet non seulement la construction de la courbe de tarage mais aussi le calage et l'estimation des incertitudes associées.

La courbe de tarage est déterminée par la combinaison des informations issues des jaugeages et du contexte hydraulique du site. La configuration hydraulique du site permet de déterminer une courbe de tarage théorique qui est ensuite calée sur les données de jaugeage. La détermination des courbes de tarage des stations de Pizay, des Versauds et du Ruisseau des Fontaines a été réalisée par Fanny Courapied, technicienne en mesure physique et suivi d'observatoire hydrologique de terrain, dans le cadre du projet PULSE.

Sur les graphiques suivants (Figure 6-9), le trait vert représente la limite de hauteur d'eau à partir de laquelle le débit est non nul. La zone rose représente l'incertitude paramétrique, c'est-à-dire liée uniquement à l'estimation des paramètres de la courbe. La zone rouge représente l'incertitude totale, c'est-à-dire la combinaison de l'incertitude paramétrique et de l'incertitude induite par l'erreur restante. Les points noirs correspondent aux jaugeages et avec leur incertitude associée.

Bien qu'il y ait eu des jaugeages antérieurs à 2018 à la station de Pizay, la courbe de tarage ne se fonde que sur des jaugeages à partir de 2018. Des modifications du contexte hydrologique ont été observées à cette date, rendant la courbe de tarage antérieure obsolète. La courbe de tarage se base sur 16 jaugeages dont 4 à partir d'un capteur radar. En dessous de 45 cm de hauteur d'eau, le débit à la station est considéré comme nul. Au-delà de 45 cm, il est régi par l'équation de la Figure 6-9 – A.

La corrélation entre la hauteur d'eau et les débits aux Versauds est faite sur la base de 70 jaugeages dont 3 à l'aide d'un capteur radar. Le débit est régi par deux courbes de tarage. Entre 17,5 cm et 45 cm, le débit est contrôlé par un déversoir triangulaire. Au-delà de 45 cm de hauteur d'eau, le débit est contrôlé par un déversoir rectangulaire. Peu de jaugeages ont été réalisés à des hauteurs d'eau dépassant 40 cm, en découle une moindre fiabilité de la courbe de tarage sur cette portion (Figure 6-9 – B). Toutefois, depuis 2008, la hauteur d'eau a dépassé 40 cm seulement 0,6 % du temps à la station des Versauds.

Le site du Ruisseau des Fontaines présente une mise en eau permanente mais un écoulement extrêmement faible hors période de crue. De ce fait et des conditions météorologiques de la période de suivi, seulement quatre jaugeages au courantomètre ont pu être réalisés au Ruisseau des Fontaines. Une importante incertitude de la courbe de tarage découle de ce nombre réduit de jaugeages. Le débit est considéré comme nul en-dessous d'une hauteur d'eau de 30,6 cm (Figure 6-9 – C).

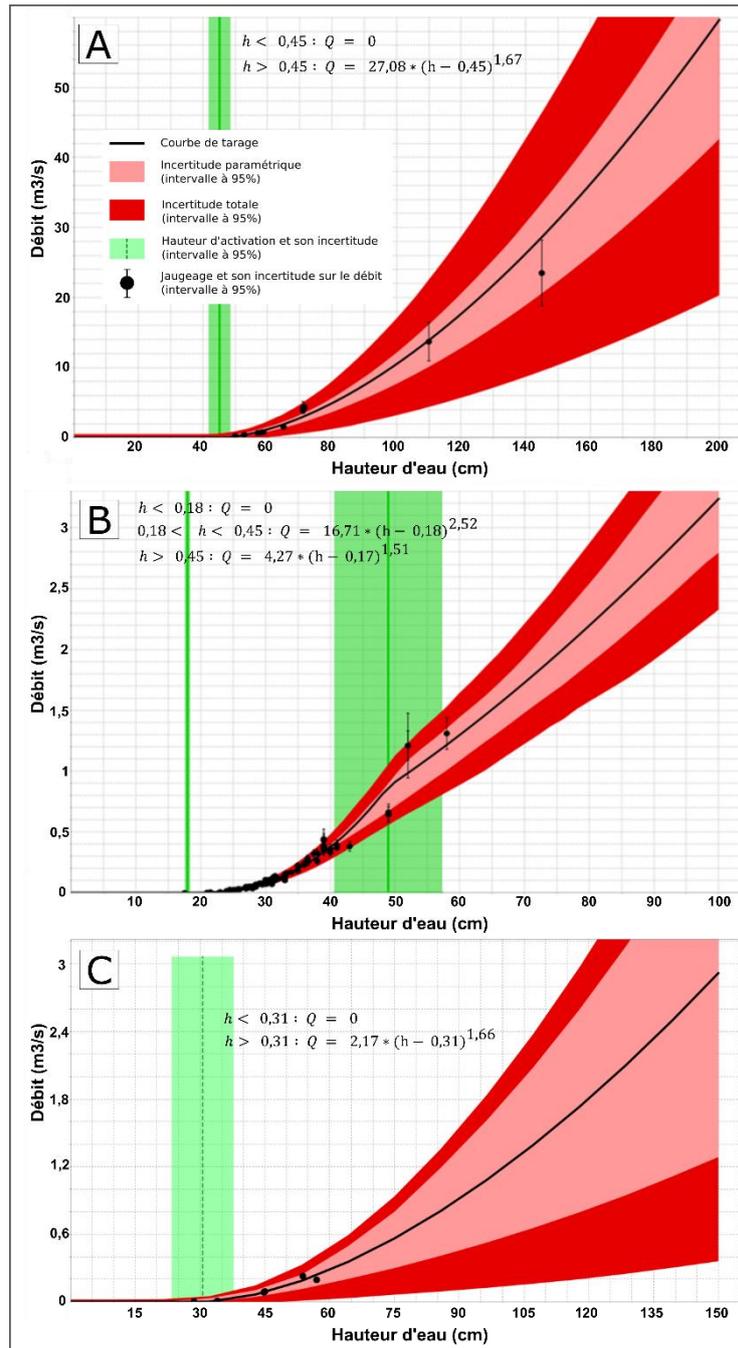


Figure 6-9 : Courbe de tarage et équation associée. A – Station de Pizay (2018 – 2023). B – Station des Versauds (2008 – 2023). C – Station du Ruisseau des Fontaines (2020-2022).

2.1.3. Estimer les débits à l'aide d'un canal venturi

Les débits instantanés à la sortie du collecteur de sédiments de la parcelle expérimentale sont mesurés à l'aide d'un canal jaugeur de type Venturi. Le canal installé est un modèle Hydrologic E 1253 AZ, de débit minimum 0,47 L/s et de débit maximum de 9,28 L/s. Il se caractérise par une relation hauteur d'eau / débit connue dont les limites de quantification correspondent à la validité de la courbe d'étalonnage (Lacas, 2005).

La détermination des débits à la station de Saint-Joseph repose sur l'équation suivante :

$$Q = 0,002929 * (H)^{1,58}$$

Avec :

- Q : débit (L/s) ;
- H : Hauteur d'eau (mm).

Des incertitudes sur la détermination des débits liquides peuvent toutefois découler des éléments suivants :

- La courbe de tarage ;
- L'horizontalité du canal jaugeur ;
- La précision du capteur pression (offset et linéarité).

*

Comme les débits liquides, la concentration en matières en suspension d'un cours d'eau ne peut être directement mesurée en continu. Sa détermination repose sur la mesure de la turbidité et un échantillonnage des concentrations.

2.2. Estimer les transferts de matières en suspension

2.2.1. Méthode de prélèvement

L'estimation des débits solides implique d'établir la corrélation entre la turbidité et la concentration en matières en suspension. La granulométrie et la colorimétrie des MES influencent la mesure de turbidité et varient en fonction du secteur. La détermination de la concentration en MES repose sur un échantillonnage spécifique pour chaque station. Sur les quatre sites, des échantillons d'eau sont prélevés dans le cours d'eau lors de différentes conditions hydrologiques à l'aide de préleveurs automatiques (cf. chap.6 - 1.2). Le prélèvement des échantillons est conditionné par la turbidité. Les seuils de turbidité ont été adaptés en cours de protocole en fonction de l'échantillonnage désiré et des échantillons déjà collectés. L'objectif était de prélever dans une large gamme de valeurs de turbidité afin de maximiser la qualité de la relation entre la turbidité et la concentration qui n'est pas forcément linéaire. Le pas de temps de prélèvement est variable selon les différentes stations et au sein de l'hydrogramme de crue, avec des prélèvements rapprochés sur le pic de crue. Le Tableau 6-2 donne la stratégie d'échantillonnage au début du suivi pour les quatre stations.

Tableau 6-2 : Stratégie de déclenchement des échantillonnages au début du suivi.

	Saint-Joseph	Versauds	Pizay	Ruisseau des Fontaines
Sans condition de turbidité, prélèvement	X	Tous les dimanches à 12h10		
Si la turbidité dépasse 20 NTU, prélèvement	Toutes les 30 sec	X		
Si la turbidité est comprise entre 40 et 80 NTU, prélèvement	X	Toutes les 1 h	Toutes les 2 h	Toutes les 1 h
Si la turbidité dépasse 80 NTU, prélèvement	X	Toutes les 30 min	Toutes les 1 h	Toutes les 15 min

2.2.2. Filtrations

Le protocole qui a été suivi est celui défini par la norme NF EN 872 « Dosage des matières en suspension – Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre » (Association Française de NORmalisation, 2005). De manière générale, chaque échantillon est filtré à l'aide d'un équipement de filtration sous vide. La masse des matières retenues est déterminée par pesée différentielle après séchage du filtre. Le protocole est détaillé dans l'encart suivant.

DOSAGE DES MES

- Étape 1 : Peser le filtre en fibre de verre à l'aide d'une balance avec une précision au millième (Figure 6-10 – B).
- Étape 2 : Placer le filtre sur le dispositif de filtration et établir le vide (Figure 6-10 – A). Agiter l'échantillon et transférer un volume convenable dans une fiole jaugée. Choisir un volume d'échantillon de sorte que la masse séchée déposée sur le filtre soit comprise entre 5 et 50 mg. Le résultat doit être obtenu à partir d'un résidu sec d'au moins 2 mg pour être correct. Les volumes inférieurs à 25 ml sont déterminés par pesée.
- Étape 3 : Filtrer l'échantillon et rincer la fiole jaugée avec 20 ml d'eau déminéralisée et la verser sur le filtre. Rincer les parois internes de l'entonnoir avec 20 ml d'eau déminéralisée à l'aide d'une pissette (Figure 6-10 – C).
- Étape 4 : Libérer le dispositif de filtration sous vide lorsque le filtre est pratiquement sec. Retirer le filtre avec précaution à l'aide de pinces à extrémités plates. Sécher le filtre à l'étuve à 105 °C (précision 2 °C) pendant au moins 1h et au plus 14 à 16 h.
- Étape 5 : Retirer le filtre de l'étuve et le laisser s'équilibrer à température ambiante dans le dessiccateur puis le peser (précision au millième) (Figure 6-10 – D).

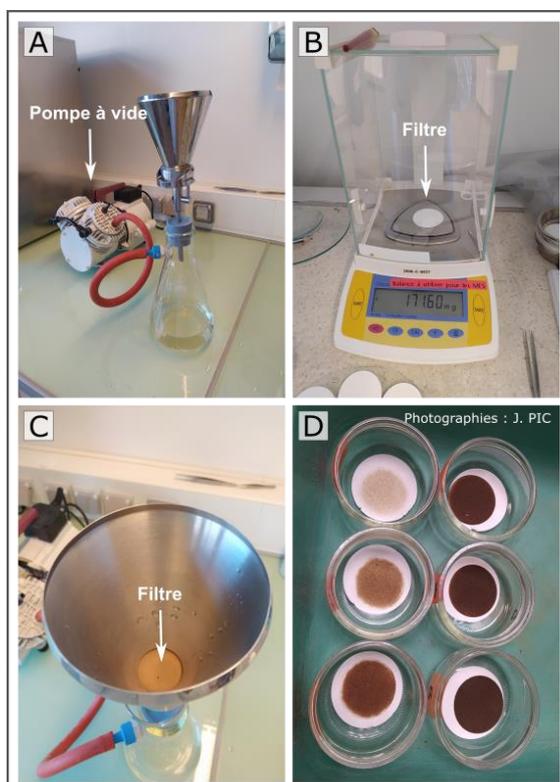


Figure 6-10 : Illustrations du protocole de filtration des MES. A – Dispositif de filtration. B – Pesée du filtre avant filtration. C – Vue du filtre humide après filtration. D – Filtres après filtration et séchage.

La teneur en matières en suspension est donnée en mg/L par l'expression :

$$[MES] = \frac{M_1 - M_0}{V} * 1000$$

Avec :

- M_0 : masse initiale du filtre, pesé à sec (mg) ;
- M_1 : masse du filtre après filtration, pesé à sec (mg) ;
- V : volume filtré d'échantillon (ml).

2.2.3. Corrélation turbidité / MES aux quatre stations

La calibration de la relation entre la turbidité et la concentration en MES doit idéalement représenter la gamme des événements hydrologiques observés sur la période d'étude. Pour ce faire, un nombre élevé de prélèvements est nécessaire. La corrélation turbidité / concentration en MES repose sur 68 prélèvements à Pizay, 234 aux Versauds, 54 à Saint-Joseph et 78 au Ruisseau des Fontaines.

Les corrélations entre la turbidité et la concentration en MES sont bonnes aux quatre stations bien que sa qualité ait tendance à décroître pour les stations où les réponses hydrologiques semblent les plus rapides (Saint-Joseph, Ruisseau des Fontaines) (Figure 6-11).

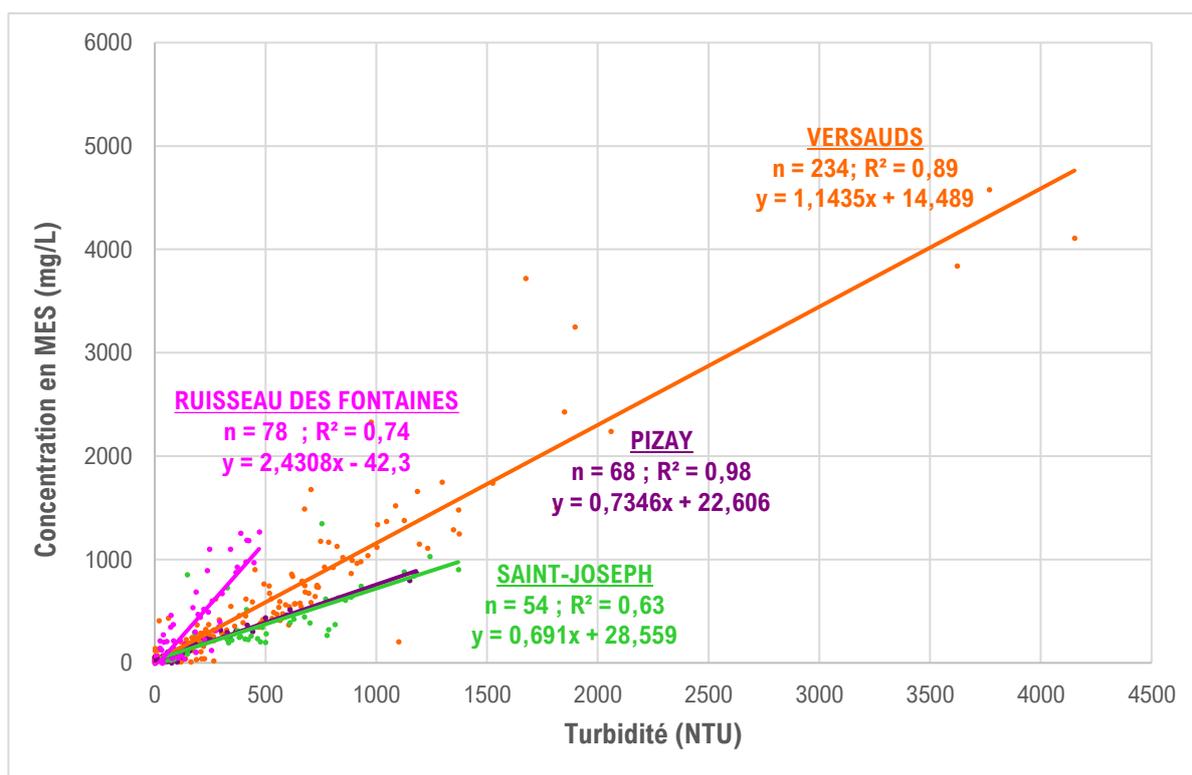


Figure 6-11 : Corrélations entre la turbidité et les concentrations en MES aux quatre stations de mesure.

La station de Pizay présente un R² de 0,98 avec un échantillon de plus forte concentration en MES présentant une turbidité de 870 NTU. La gamme de mesure de la turbidité est plus large aux Versauds où la plus forte turbidité prélevée est de 4152 NTU. La corrélation turbidité /

concentration en MES présente un R^2 de 0,89. La station de Saint-Joseph présente une plus grande dispersion des échantillons avec un R^2 de 0,63. La plus forte valeur de turbidité prélevée est de 1370 NTU. Au Ruisseau des Fontaines, un échantillon d'une turbidité maximale de 470 NTU a été prélevé. La corrélation entre la turbidité et la concentration en MES présente un R^2 de 0,74 (Figure 6-11).

2.3. Mesure des volumes de sédiments grossiers du collecteur de sédiments

À Saint-Joseph, la mesure des sédiments grossiers est venue complétée celle des MES. Après chaque événement pluviométrique significatif, les sédiments collectés dans le collecteur de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph sont pesés à l'aide d'un seau et d'une balance à main (Figure 6-12 – A et B). Un échantillon homogénéisé de l'ensemble des sédiments collectés est prélevé afin de déterminer la masse sèche de sédiments en laboratoire. La masse de l'échantillon humide est évaluée à l'aide d'une balance d'une précision au dixième (g). L'échantillon est ensuite placé à l'étuve à 50°C pendant au moins 24 h. La quantité effective de sédiments prise dans le collecteur est déduite de la différence entre la masse de l'échantillon humide et de l'échantillon sec.



Figure 6-12 : Illustrations du protocole de mesure des sédiments grossiers. A – Curage du collecteur de sédiments. B – Pesée des sédiments collectés.

*

La collecte de données et les analyses de laboratoire associées ont nécessité un travail conséquent. De manière complémentaire, un certain nombre d'étapes de nettoyage des données et de leur analyse ont été réalisées et sont précisées dans la section suivante.

3. Traitements et analyses des chroniques hydro-sédimentaires

3.1. Prétraitements des données

Les données de hauteur d'eau et de turbidité ont fait l'objet de prétraitements. Ces derniers ont été réalisés à l'aide du logiciel OCTAVE (Dufeu *et al.*, 2022). Les prétraitements suivants ont été réalisés sur les chroniques de hauteur et de turbidité des quatre stations :

- Suppression des **données aberrantes**. Les valeurs négatives sont ramenées à 0. Les valeurs de turbidité dépassant la gamme de mesure de la sonde sont ramenées à la limite de quantification (5000 NTU). A Saint-Joseph, les valeurs de hauteur d'eau qui y sont inférieures sont ramenées à 1 cm comme les débits qui dépassent 9 L/s.
- Correction des **dérives**. Une dérive est un décalage des signaux hydro-sédimentaires dans une chronique (Figure 6-13). Ils sont généralement liés à un encrassement des capteurs. Une correction linéaire est appliquée sur les données sur la période d'observation de la dérive (Lefrançois, 2007).
- **Compactage** des données. Il s'agit de réduire le nombre de points pour diminuer le poids de la chronique.
- **Lissage** des données. Les capteurs de turbidité et de hauteur sont très sensibles, pouvant créer du bruit de fond dans le signal hydro-sédimentaire. Un lissage est réalisé à l'aide d'une moyenne mobile sur trois points. Le lissage n'a été appliqué que sur de courtes périodes, hors période de crue, où le signal était saccadé.

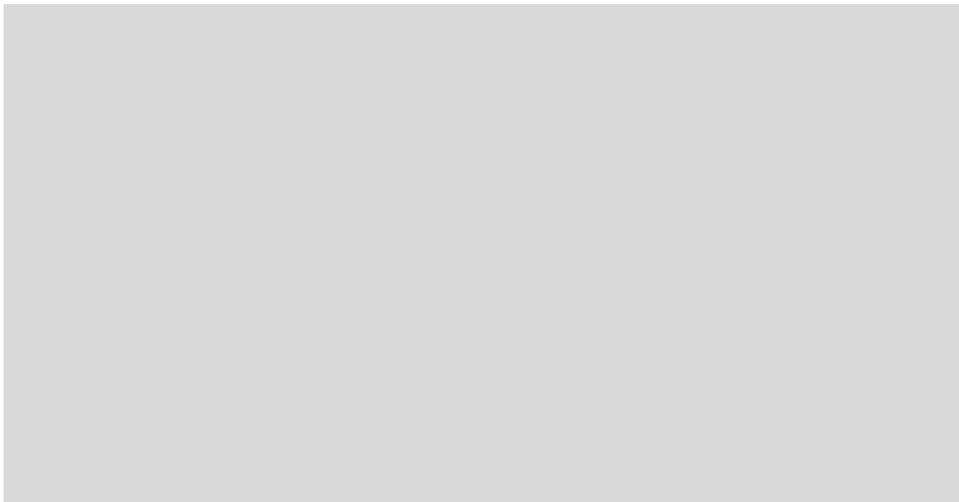


Figure 6-13 : Exemple de correction de dérive sur les données enregistrées par la station de mesure hydro-sédimentaire du Giroux en avril 2020. Source : Chaize (2022).

Les données sont déposées sur la Base de Données des Observatoires en Hydrologie (BDOH) une fois les prétraitements réalisés³¹. Les lacunes des données des deux années de suivi sont synthétisées dans la Figure 6-14. L'analyse des données a été réalisée en langage Python dans Jupyter notebook (Kluyver *et al.*, 2016).

³¹ Les données sont accessibles à partir du lien suivant : <https://bdoh.irstea.fr/SITE-ATELIER-ARDIERES-MORCILLE/>.

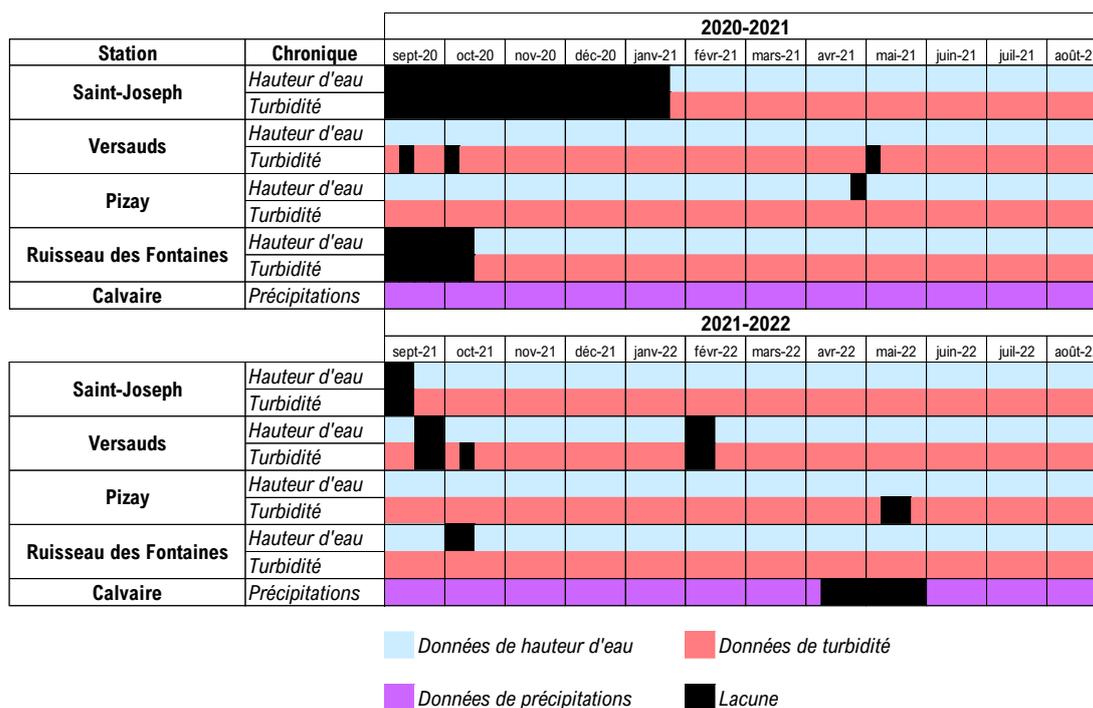


Figure 6-14 : Lacunes des séries de précipitations, de hauteur d'eau et de turbidité collectées.

3.2. Bilans hydrologiques et sédimentaires aux quatre stations

La réalisation d'un budget sédimentaire nécessite des données complètes sur une année. En raison de la date de début d'instrumentation et de la dynamique des précipitations en Beaujolais, les analyses se basent sur le principe d'**année hydrologique** qui s'étend de septembre à août dans ce contexte. Les **analyses des transferts hydro-sédimentaires** sont réalisées sur les années hydrologiques **2020-2021** et **2021-2022**.

3.2.1. Bilans hydrologiques et sédimentaires

3.2.1.1. Dynamique hydrologique des années de suivi

La station pluviométrique du Calvaire présente une lacune entre le 09 avril et le 02 juin 2022. Au regard de la durée de la lacune et de l'occurrence de **précipitations** dans cette période, les **données manquantes** ont été remplacées par les données de la station SENCROP la plus proche (Villié-Morgon – Les Pillets), située à 550 m au sud-ouest.

La station du Calvaire dispose de données de précipitations depuis 2002 permettant d'avoir un recul suffisant (20 ans) pour déterminer l'**érosivité** des **pluies**. L'érosivité correspond au facteur R du RUSLE d'après la formule de McGregor *et al.* (1995). Elle a été calculée à partir de l'outil **RIST**³² (Rainfall Intensity SUMmarization Tool – (United States Departement of

³² Lien vers la documentation de RIST : <https://www.ars.usda.gov/southeast-area/oxford-ms/national-sedimentation-laboratory/watershed-physical-processes-research/research/rist/rist-rainfall-intensity-summarization-tool/>

Agriculture, 2023)), logiciel conçu pour l'analyse des précipitations. Cet indicateur permet de séquencer et de hiérarchiser les épisodes pluvieux en fonction de leur potentiel érosif. Seuls les épisodes qui présentent une érosivité significative sont conservés : précipitations consécutives d'au moins 12,7 mm ou d'un minimum de 25,4 mm/h sur un pas de temps de 15 min. Il apporte donc une vision complémentaire aux calculs des cumuls et de l'intensité des précipitations pour l'interprétation des signaux sédimentaires.

Plus généralement, les chroniques de **débit** liquide des stations des Versauds et de Pizay et de **précipitations** de la station du Calvaire sont utilisées pour la contextualisation des années de suivi. Le recul temporel de collecte des données permet l'évaluation des **variabilités inter- et intra-annuelles**.

3.2.1.2. Réalisation des budgets sédimentaires

Le calcul des **débits liquides** est réalisé par l'application de l'équation de la courbe de tarage. Le débit permet de déterminer le **volume d'eau** écoulé entre chaque mesure. La **concentration en MES** est déterminée à partir de la relation turbidité / MES. Le **flux de MES** correspond au produit du volume écoulé et de la concentration en MES. Les budgets sédimentaires sont réalisés à partir des flux de MES pour différents pas de temps : mensuels, saisonniers, annuels.

Le **budget sédimentaire** de la parcelle expérimentale de **Saint-Joseph** comprend non seulement les données de **transfert de MES** mais aussi les sédiments issus du **collecteur**. La quantité de sédiments accumulés dans le collecteur est ajoutée au flux de sédiments au moment du pic de débit enregistré au niveau du canal venturi.

3.3. Extraire et comparer les crues

L'objectif qui sous-tend cette partie est la réalisation d'une **typologie de crue** en fonction de leurs caractéristiques en termes de transferts hydro-sédimentaires. La détermination de la part des événements hydrologiques dans les transferts représente un des enjeux de l'analyse des transferts hydro-sédimentaires. L'analyse des crues nécessite (1) de déterminer les **périodes** en question et (2) de disposer d'**indicateurs pertinents** des transferts hydro-sédimentaires.

3.3.1. Extraction des crues

3.3.1.1. Dates et indicateurs de l'ampleur des crues

Les dates de **crues** ont été déterminées à partir de **seuils de hauteur** d'eau et de **turbidité**. Le cours d'eau est considéré comme en crue lorsqu'une augmentation de 5 cm de la hauteur d'eau est observée (Viel, 2012). Viel (2012) estime la fin de crue lors du retour au débit de base. Il a été préféré de limiter la crue à la redescende de la turbidité au niveau d'avant crue. Cette délimitation permet une réduction de la durée moyenne des crues, voire une subdivision de l'événement en plusieurs crues. Malgré ce découpage, certaines crues durent plusieurs dizaines de jours et se caractérisent par différents pics (exemple sur la Figure 6-15).

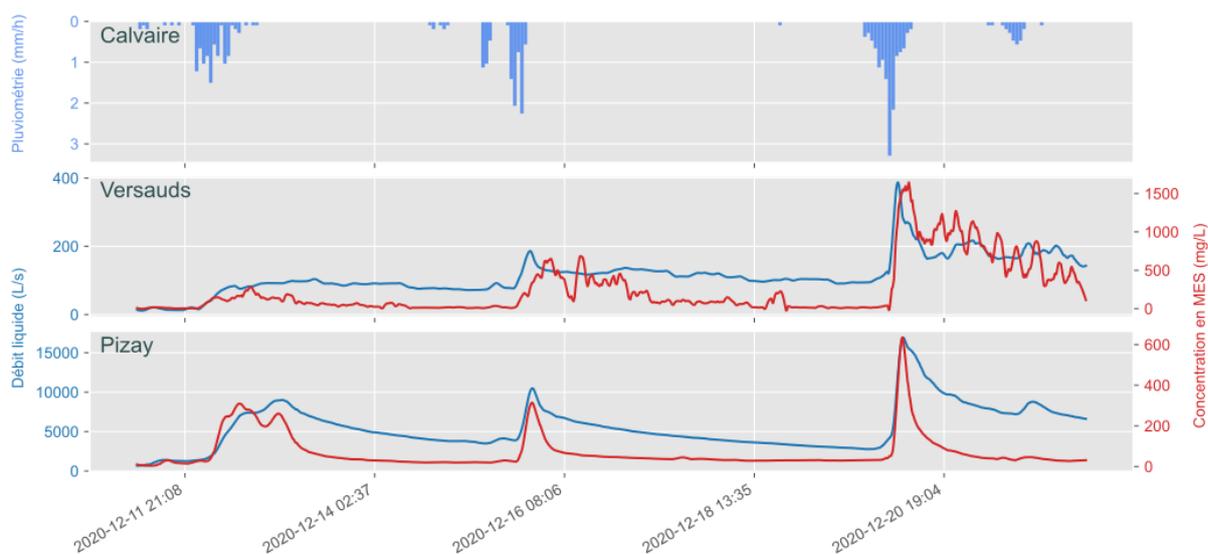


Figure 6-15 : Débits liquides et solides, stations des Versauds et de Pizay du 11 au 20 décembre 2020.

Un **tableau de synthèse** est produit pour chacune des stations. Inspiré du travail de De Menezes *et al.* (2020), il contient les paramètres suivants :

- Date et horaire de début et de fin de crue ;
- Précipitations cumulées sur la crue et les 24h précédentes et leur intensité maximale ;
- Débit liquide moyen et maximal ;
- Concentration moyenne et maximale en MES
- Flux total de MES
- Temps de retour de la crue

3.3.1.2. Détermination du temps de retour

Le **temps de retour** correspond à la période de récurrence d'un phénomène. La détermination du temps de retour des crues est calculée à partir de la loi de Gumbel, qui correspond à une dérivation de la loi d'extremum généralisé et permet de décrire le comportement statistique des valeurs extrêmes d'une série de données. Pour une plus grande significativité des événements mesurés, le calcul du temps de retour d'un événement nécessite une chronique d'une profondeur temporelle d'au moins 20 ans. Le calcul a été réalisé à partir des chroniques de débits aux stations des Versauds et de Pizay. La station des Versauds présente des données de hauteur d'eau depuis 2002 et la station de Pizay depuis 2011. La profondeur temporelle des données de débits à Pizay est trop faible pour l'obtention de temps de retour fiables. S'il ne faut pas les prendre comme des valeurs absolues, elles donnent toutefois une indication de l'ordre de grandeur des crues.

Les débits annuels maximums sont récupérés pour chaque station. Ils sont triés par ordre croissant, puis la fréquence empirique de chaque événement est déterminée à partir de la fréquence empirique de Hazen.

$$T_{obs} = \frac{r - 0,5}{n}$$

Le temps de retour empirique permet de déterminer les valeurs réduites de Gumbel.

$$u = -\ln(-\ln(T_{obs}))$$

Avec :

- T_{obs} : le temps de retour empirique ;
- r : le rang dans le classement ;
- n : le nombre d'années d'observation ;
- u : la variable centrée-réduite de Gumbel.

Les couples (u , débit) sont représentés graphiquement, ainsi que la régression linéaire associée (Figure 6-16).

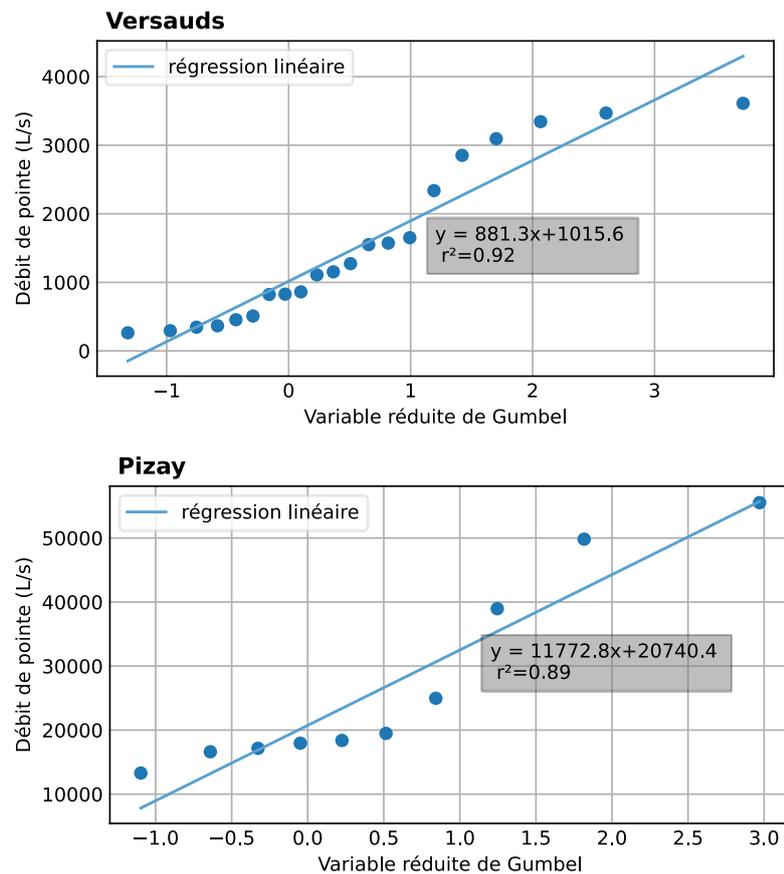


Figure 6-16 : Débit de pointe annuel en fonction de la variable réduite de Gumbel, stations des Versauds et de Pizay.

Les coefficients de la droite de régression linéaire permettent de calculer le temps de retour des crues.

$$T = \frac{1}{1 - \exp(-\exp(-\frac{x-b}{a}))}$$

Avec :

- T : le temps de retour de l'événement ;
- x : le débit maximal de l'événement considéré ;
- a et b : les paramètres de la régression linéaire issus de l'application de la loi de Gumbel, tels que la droite est d'équation : $ax + b$.

3.3.2. Hystérèses de crue

À l'échelle de la crue, l'évolution temporelle de la relation entre la concentration en MES et le débit liquide du cours d'eau est complexe. Il existe une grande diversité de sources sédimentaires caractérisées par leur distance à l'exutoire. Leur contribution aux transferts sédimentaires varie dans le temps en fonction de la disponibilité en sédiments. De nombreuses études se sont intéressées à l'analyse des relations entre le débit et la concentration en MES au cours des crues afin d'identifier les sources sédimentaires et la fréquence d'approvisionnement par ces différentes sources (Walling & Webb, 1982 ; Jansson, 2002).

Williams (1989) a proposé une typologie basée sur la forme de la relation entre le débit liquide et la concentration en MES qui distingue quatre types (Figure 6-17). Les crues identifiées au cours de la période de suivi sont caractérisées d'après cette typologie.

- Les crues univoques (I) se caractérisent par une synchronicité des pics de débits liquides et solides et de l'évolution des signaux tant dans la phase d'augmentation des débits que dans la phase de décrue.
- Il est ensuite possible de distinguer des crues à hystérèses (II et III). Elles se caractérisent par une désynchronisation des signaux de débits liquides et solides au cours de la crue. Le sens de ces hystérèses est essentiel à la description de l'évolution des signaux sédimentaires
 - Les hystérèses horaires sont observées lorsque le pic de concentration en MES précède le pic de débit liquide.
 - Les hystérèses antihoraires présentent, quant à elles, un pic de concentration en MES postérieur au pic de débit liquide.
- Les crues complexes se caractérisent par des formes en 8 (IV) qui témoignent de l'évolution complexe des signaux hydro-sédimentaires au cours de la crue. Elles correspondent à la combinaison des deux types d'hystérésis. Elles sont fréquentes dans le cas de longues crues caractérisées par des pics successifs.



Figure 6-17 : Typologie des relations entre la concentration en matières en suspension et le débit liquide.
Source : Viel (2012) d'après la typologie de Williams (1989).

3.3.3. Regrouper les crues pour caractériser la connectivité sédimentaire

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée afin d'identifier les facteurs responsables des relations entre le débit et la concentration en MES et de réaliser une typologie de crues. Deux ACP sont réalisées de manière indépendante pour les stations des Versauds et de Pizay afin d'éviter des regroupements par site. La comparaison des résultats vise à déterminer si les regroupements de variables et la typologie sont identiques, mais également à questionner la répartition saisonnière et la correspondance des types entre les deux stations.

Les variables prises en compte dans l'ACP sont identiques pour les deux stations : (1) précipitations cumulées durant la crue et dans les 24 h précédentes, (2) intensité maximale des précipitations, (3) débit liquide moyen, (4) débit liquide maximal, (5) concentration moyenne en MES, (6) concentration maximale en MES, (7) flux total de MES. L'ACP est calculée sur un échantillon de 37 crues aux Versauds et de 57 crues à Pizay. Les deux stations présentent une variance significative pour trois composantes. La typologie a été réalisée sur la base de 4 groupes à l'aide d'une classification automatique non-supervisée par la méthode

des k-moyennes³³. Cette technique détermine les centroïdes de chaque type et chaque crue se voit attribuer le type dont le centroïde est le plus proche. La typologie est décrite en détail dans la section 3.1.2 du chap.7.

Conclusion du sixième chapitre

Le protocole de métrologie de terrain mis en place dans le cadre de ce travail permet de quantifier et d'interpréter avec précision les flux hydro-sédimentaires à différentes échelles. Il s'agit de mesurer les volumes et les rythmes des transferts, d'en interroger les seuils et les discontinuités et de questionner l'organisation de la cascade sédimentaire entre la parcelle expérimentale et l'exutoire du bassin versant.

L'investigation des effets d'échelle est réalisée au travers de la mesure à trois stations emboîtées sur le site Ardières-Morcille et de l'analyse du phasage/déphasage des signaux sédimentaires. La parcelle expérimentale de Saint-Joseph enregistre la production sédimentaire sur les versants. Les stations des Versauds et Pizay permettent de documenter la qualité des transferts, les effets d'inertie et de recharge entre les versants et le cours d'eau, mais aussi de l'évacuation depuis la tête de bassin versant jusqu'à l'exutoire. En parallèle, la station du Ruisseau des Fontaines permet d'établir une comparaison de l'intensité du transfert sédimentaire avec le bassin versant de la Morcille dans un contexte géomorphologique et d'aménagement différent. Il s'agit de se demander si les modalités de transfert sont les mêmes entre ces deux secteurs.

D'un point de vue purement technique, la mise en place des quatre stations et leur suivi ont nécessité l'organisation d'une sortie de terrain toutes les deux semaines pendant deux ans, de nombreux prétraitements tant au laboratoire pour la préparation des données que pour leur analyse. Ces différentes étapes ont été réalisées par plusieurs opérateurs-trices mais selon des protocoles communs. Le chapitre qui suit présente les résultats et la discussion relatifs aux suivis multi-scalaires des flux hydro-sédimentaires dans le Beaujolais viticole.

³³ K-moyennes ou k-means est un algorithme de clustering qui permet d'analyser un jeu de données caractérisés par un ensemble de variables quantitatives afin de regrouper les données similaires en groupes.

Chapitre 7 – Analyse multi-scalaire de la dynamique de transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole

Introduction du septième chapitre

Sur la base du protocole métrologique mis en place (cf. chap.6), ce chapitre présente les résultats des mesures des **volumes** de sédiments exportés aux différentes échelles et en explique les **modalités de transfert**. Il s'agit de discuter des facteurs qui déterminent localement (parcelle) ou de façon plus englobante (sous-bassin, puis bassin versant) la production et le transfert sédimentaire. L'hypothèse sous-jacente est que la structure paysagère des secteurs investigués constitue un facteur de contrôle majeur des modalités de transferts. Toutes choses égales par ailleurs, il s'agit de questionner le rôle des modes de cultures de la vigne sur la production et l'influence de la structuration des réseaux d'infrastructures dans la temporalité des transferts. Le suivi est réalisé au niveau de quatre stations dont le signal sédimentaire est représentatif d'un continuum amont-aval, et de différents contextes, choisis comme caractéristiques de la combinaison d'éléments de la structure paysagère.

La première section du chapitre replace les deux années de mesure des transferts sédimentaires dans un **contexte hydroclimatique** plus global, permis par la disponibilité locale de chroniques de précipitations et de débits sur le long terme (au moins 10 ans). L'objectif est notamment d'estimer la réponse hydrologique des bassins versants aux dynamiques des précipitations et de caractériser la variabilité temporelle de l'érosivité des pluies. La seconde section fait le **bilan** des transferts **sédimentaires** à échelle annuelle et saisonnière puis questionne la corrélation entre les dynamiques hydrologiques et sédimentaires. La troisième section aborde la contribution des **crues** dans les transferts hydro-sédimentaires aux différentes échelles spatiales et met en avant une typologie qui permet de discuter les modalités de la connectivité entre les parcelles (production sédimentaire) et le cours d'eau (transferts). La dernière section a pour objectif de **discuter** les résultats du chapitre, notamment la variabilité spatiale et temporelle des transferts et sa relation avec la structure paysagère.

1. 2020-2022 : une sécheresse relative à potentiel érosif moyen

L'objectif de cette première section est de **contextualiser** les **dynamiques hydrologiques** (précipitations et débits) de la période étudiée dans la dynamique des sites sur le long terme : moyennes, variabilité, temps de retour. Il s'agit notamment d'estimer le potentiel érosif et de transfert des précipitations observées sur la période, ainsi que d'évaluer la répercussion de la dynamique des précipitations sur celle des débits. Pour ce faire, la station du Calvaire dispose de données de précipitations depuis 1992 (cf. 1.1). Les stations des Versauds et de Pizay disposent d'une mesure des débits depuis, respectivement, 2002 et 2011 (cf. 1.2). La

contextualisation des dynamiques hydrologiques du Ruisseau des Fontaines n'a pas pu être réalisée du fait de l'absence de mesures *a priori* de ce travail.

1.1. Deux années relativement sèches mais à potentiel érosif

Les deux années de suivi se caractérisent comme des **années** relativement **sèches** en termes de cumul pluviométrique annuel (Figure 7-1). La station du Calvaire a enregistré un déficit d'environ 7 % par rapport aux normales de précipitations pour l'année hydrologique 2020-2021 avec 746 mm contre 798 mm en moyenne entre 1992 et 2022. L'année hydrologique 2021-2022 enregistre 539 mm de précipitations annuelles, soit un déficit de 32 %.

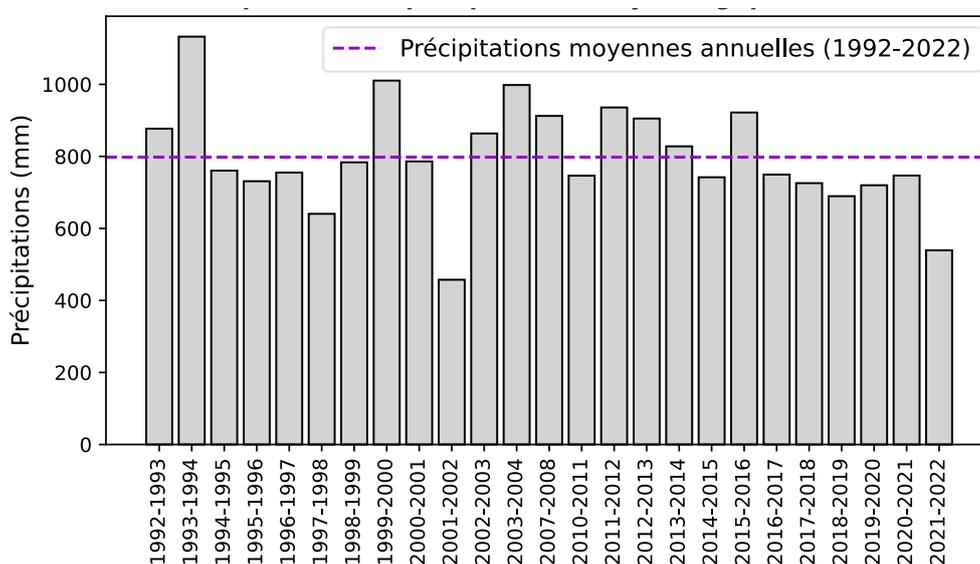


Figure 7-1 : Cumuls pluviométriques par année hydrologique (1992-2022), station du Calvaire.

L'analyse de la pluviométrie mensuelle à la station du Calvaire montre de plus **forts cumuls** entre **mai et novembre**, à l'inverse des mois de décembre à avril (Figure 7-3). De manière générale, les cumuls mensuels de précipitation présentent une forte variabilité. Pour les deux années de suivi (Figure 7-2), les mois d'octobre 2020, de mai 2021 et de juin 2022 présentent un cumul pluviométrique très élevé, proche des valeurs maximales depuis 1992. Les mois de novembre 2020, d'août 2021 et l'année hydrologique 2021-2022 présentent un cumul pluviométrique particulièrement bas, à l'exception de septembre 2021 et juin 2022.

En complément, les Figure 7-4, Figure 7-5 et Figure 7-6 illustrent la variabilité de l'**érosivité** des précipitations annuelles et mensuelles calculée selon la méthode de McGregor *et al.* (1995). Ce facteur permet de séquencer et de hiérarchiser les épisodes pluvieux en fonction de leur potentiel érosif, venant compléter l'analyse des cumuls pour l'interprétation des signaux sédimentaires.

L'année hydrologique **2020-2021** est une année dans la **moyenne** en termes d'érosivité avec 1077 MJ.mm/ha/hr/an. L'érosivité moyenne pour chaque millimètre précipité équivaut à

1,4 MJ/ha/hr/an. L'érosivité des pluies de l'année **2021-2022** est plus importante avec 1348 MJ.mm/ha/an, soit un **excédent** de 20 % par rapport à la **moyenne**. L'érosivité moyenne pour chaque millimètre précipité est de 2,5 MJ/ha/hr/an (Figure 7-4). L'année 2021-2022 reste, toutefois, loin des valeurs maximales d'érosivité enregistrées depuis 2002. Elles ont eu lieu en 2008-2009, en 2009-2010 et en 2015-2016 avec respectivement 2100 MJ.mm/ha/hr/an (excédentaire à 87 %), 2456 MJ.mm/ha/hr/an (excédentaire à 119 %) et 2297 MJ.mm/ha/hr/an (excédentaire à 105 %).

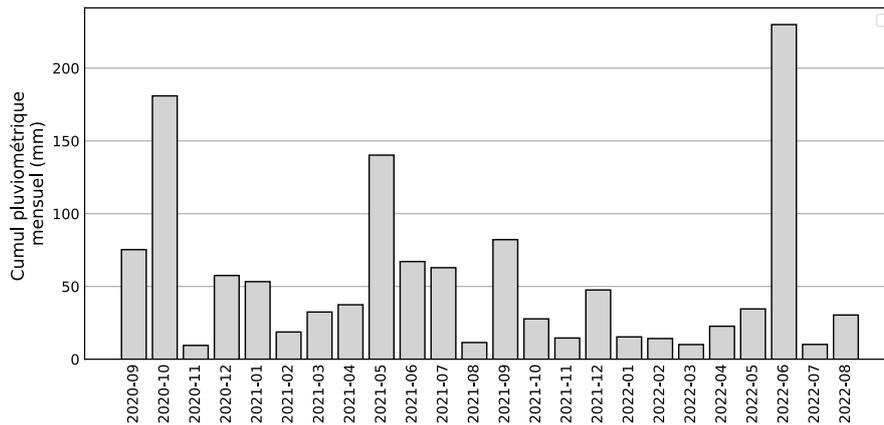


Figure 7-2 : Cumuls pluviométriques mensuels durant la période de suivi (2002-2022).

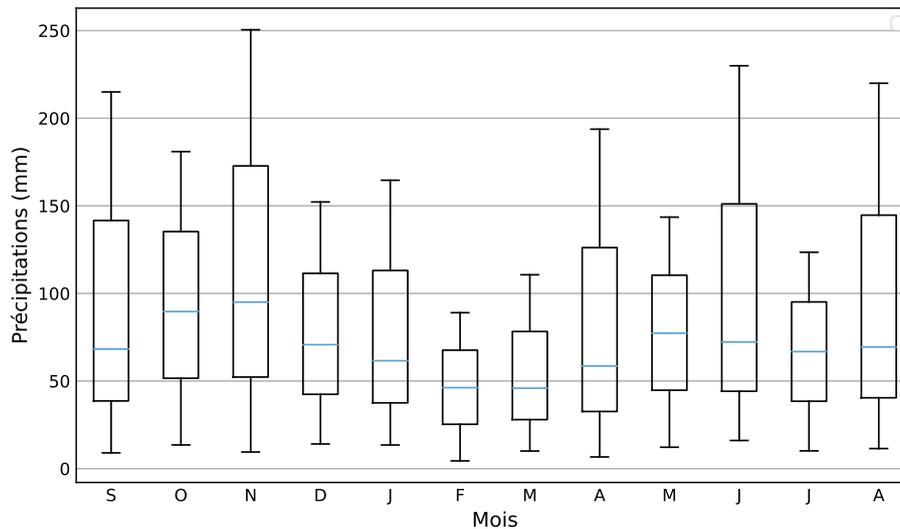


Figure 7-3 : Variabilité pluviométrique mensuelle à la station du Calvaire (1992-2022).

La **variabilité** de l'**érosivité** des pluies est très importante à échelle annuelle (Figure 7-4) mais aussi à échelle mensuelle (Figure 7-5). Durant la période de suivi, les mois d'octobre 2020 et de juin 2022 ont présenté une très forte érosivité avec respectivement 775 MJ.mm/ha/hr/mois et 1194 MJ.mm/ha/hr/mois. Les mois de novembre 2020, de février, de mars, d'août, de novembre et décembre 2021 ont présenté une érosivité nulle ainsi que de janvier à avril et août 2022.

De manière générale, l'**érosivité** des pluies dans le secteur est **haute** entre les mois de **juin** et de **septembre** mais présente une grande variabilité sur cette période (Figure 7-5 & Figure 7-6). Les précipitations les plus érosives concordent avec les périodes de plus forte croissance végétative mais qui sont aussi celles où la vigne est désherbée. Le mois de juin qui présente l'érosivité moyenne la plus forte correspond à la deuxième période de désherbage dans les parcelles (cf. chap.3 - 2.1.1). Ainsi, la production sédimentaire semble pouvoir être d'autant plus forte que les parcelles de vigne sont désherbées. En cette période, la limitation des transferts par l'interaction des flux avec les secteurs enherbés tels que les prairies, les chemins, bandes enherbées ou encore les fossés semble pouvoir être plus importante.

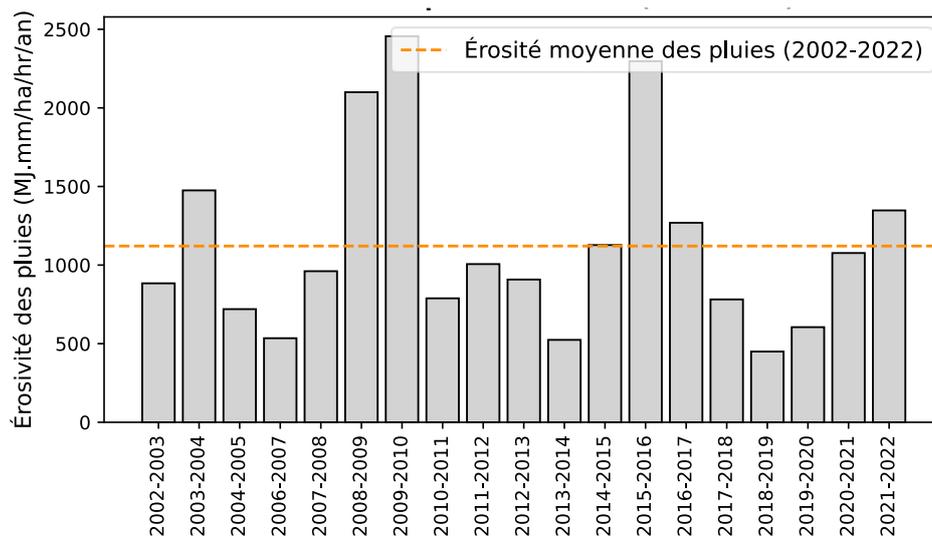


Figure 7-4 : Érosivité des pluies annuelles à la station du Calvaire (2002-2022).

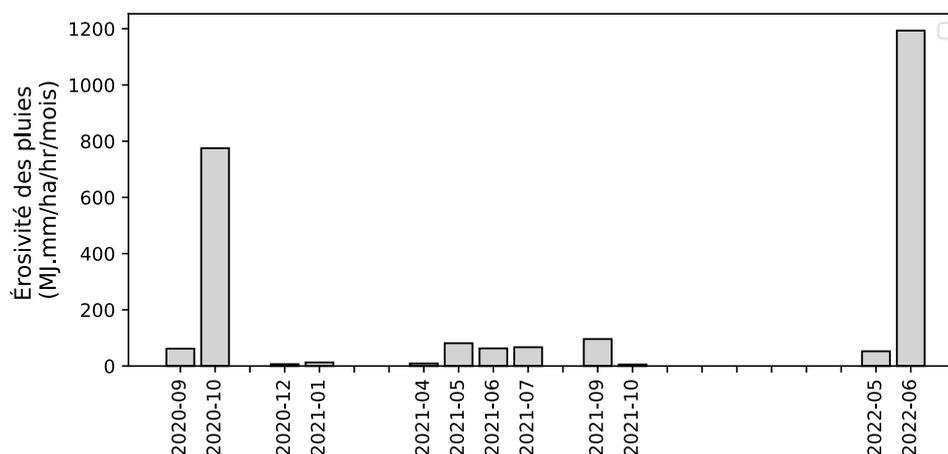


Figure 7-5 : Érosivité mensuelle des pluies durant la période de suivi (2002-2022).

À l'inverse, les cumuls importants de précipitations de faible érosivité adviennent entre novembre et avril, en période de repos végétatif où le couvert végétal du sol est réduit. Si la production sédimentaire des versants apparaît potentiellement faible en cette période, les transferts peuvent être importants. Les sédiments produits pendant la période estivale sont potentiellement stockés dans divers compartiments de l'hydrosystème : bas de versants, replats intermédiaires, bandes enherbées, fossés du fait de l'importante rugosité de surface

liée à l'enherbement. Ces sédiments peuvent être remobilisés en période hivernale dans le cadre de précipitations peu érosives mais prolongées (purge sédimentaire).

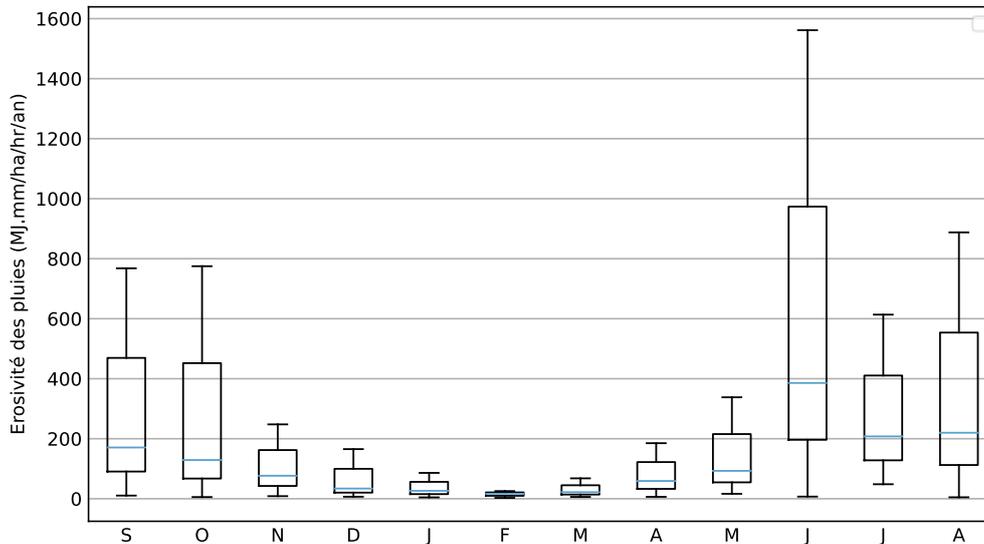


Figure 7-6 : Variabilité de l'érosivité des pluies mensuelles à la station du Calvaire (2002-2022).

Sur les 24 événements qui présentent des précipitations érosives durant la période de suivi, 21 ont lieu entre fin avril et octobre. L'année hydrologique 2020-2021 compte 14 événements aux précipitations érosives contre 10 pour 2021-2022 (Tableau 7-1). Sur les deux années, seuls 4 événements majeurs avec une érosivité supérieure à une centaine de MJ.mm/ha/hr sont enregistrés : l'un à l'octobre 2020 puis trois concentrés en juin 2022.

Tableau 7-1 : Liste des événements aux précipitations érosives entre septembre 2020 et août 2022. Les événements en bleu présentent l'érosivité la plus forte.

Date	Précipitations (mm)	Durée (heures)	Énergie cinétique (MJ/ha)	Érosivité (MJ.mm/ha/hr)
2020-2021				
22/09/2020	26	18	4.1	49
27/09/2020	27	19	3.1	13
02/10/2020	112	23	20.9	749
25/10/2020	28	22	3.6	26
19/12/2020	13	14	1.5	6.7
27/01/2021	13	39	1.4	7.3
31/01/2021	19	49	1.9	5.4
29/04/2021	13	17	1.7	9.2
06/05/2021	15	10	1.8	7.1
10/05/2021	50	24	6.8	64
13/05/2021	14	15	1.8	9.9
27/06/2021	17	22	3.9	63
12/07/2021	17	22	2.0	10
24/07/2021	13	13	2.9	57
2021-2022				
14/09/2021	28	17	4.3	47
18/09/2021	37	45	5.3	49
03/10/2021	17	15	1.9	5.6
23/05/2022	11	2	2.8	53
03/06/2022	46	9	11.0	301
04/06/2022	40	15	7.0	71
08/06/2022	83	25	17.8	542
24/06/2022	11	12	2.3	32
25/06/2022	46	19	8.9	211
30/06/2022	18	13	3.0	36

1.2. Du signal pluviométrique au signal hydrologique aux Versauds et à Pizay

Les **débites moyens** annuels correspondent à la moyenne des débits journaliers de l'année hydrologique. Les années présentant d'importantes lacunes et un débit moyen aberrant ont été supprimées : 2004-2007 et 2013-2014 aux Versauds. Les années présentant des lacunes sur moins de trois mois ont été conservées. Les débits moyens annuels présentent une importante variabilité aux deux stations (Figure 7-7). Entre 2002 et 2022, le débit moyen annuel à la station des Versauds est de 42,5 L/s. Ils sont de 1394 L/s à la station de Pizay entre 2014 et 2022.

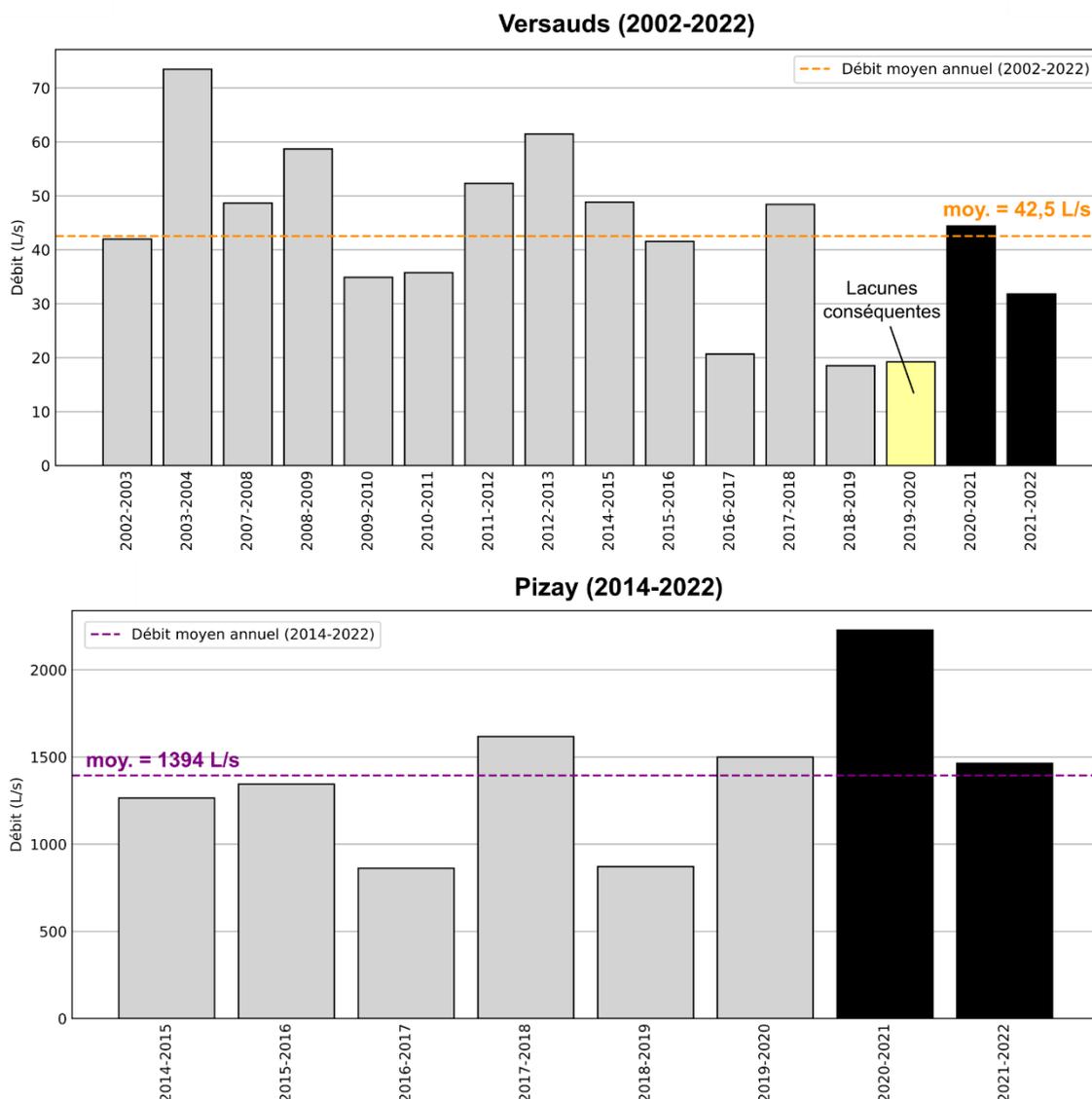


Figure 7-7 : Débit moyen annuel par année hydrologique aux stations des (A) Versauds (2002-2022) et de (B) Pizay (2014-2022).

Pour les années de suivi, les débits moyens annuels de la station des **Versauds** présentent une dynamique similaire à celle des précipitations (Figure 7-7). En 2020-2021, la station enregistre un débit moyen annuel modérément supérieur à la moyenne (44,4 L/s). À l'inverse, celui de 2021-2022 est largement inférieur à la moyenne (31,8 L/s). La station semble s'inscrire dans un contexte de débits moyens annuels assez bas depuis 2016.

La station de **Pizay** présente une tendance similaire sur la période de suivi avec des débits moyens annuels plus hauts en 2020-2021 qu'en 2021-2022 (Figure 7-7). La différence entre les deux stations réside dans un débit moyen annuel **au-dessus** de la **moyenne** à la station de Pizay pour 2020-2021. Le débit moyen annuel de cette année est le plus haut depuis 2014 avec, en moyenne, un débit de 2228 L/s. L'année 2021-2022 enregistre un débit moyen annuel proche de la moyenne avec 1464 L/s. La représentativité de la moyenne des débits annuels à la station de Pizay se pose du fait du faible recul temporel de la chronique. Il est possible que la moyenne fluctue sur une plus grande profondeur temporelle. Ainsi, la position des années de suivi par rapport à la moyenne peut d'expliquer par :

- Une moyenne représentative d'une période de bas débits du fait de cumuls annuels de précipitations assez faibles depuis 2016 (comme aux Versauds) ;
- Une dynamique des précipitations à l'échelle du bassin versant de l'Ardières en faveur de hauts débits à Pizay en 2020-2021 et que la seule station du Calvaire ne permet pas de renseigner.

À la station des **Versauds**, les **débits** moyens mensuels sont les plus **hauts** entre **décembre** et **février** avec un pic très significatif au mois de décembre. Cette période s'étend de **décembre** à **mars** à **Pizay** avec des valeurs maximales sur les mois de décembre-janvier. Aux **Versauds**, les mois de **février** et de **mai 2021** ont présenté des valeurs à plus de 90 % supérieures par rapport à la moyenne. À l'inverse, les mois de septembre, de novembre 2020, de septembre, de novembre 2021 et de mars à août 2022 ont présenté des très bas débits avec un déficit d'au-moins 40 % par rapport à la moyenne mensuelle (Figure 7-8).

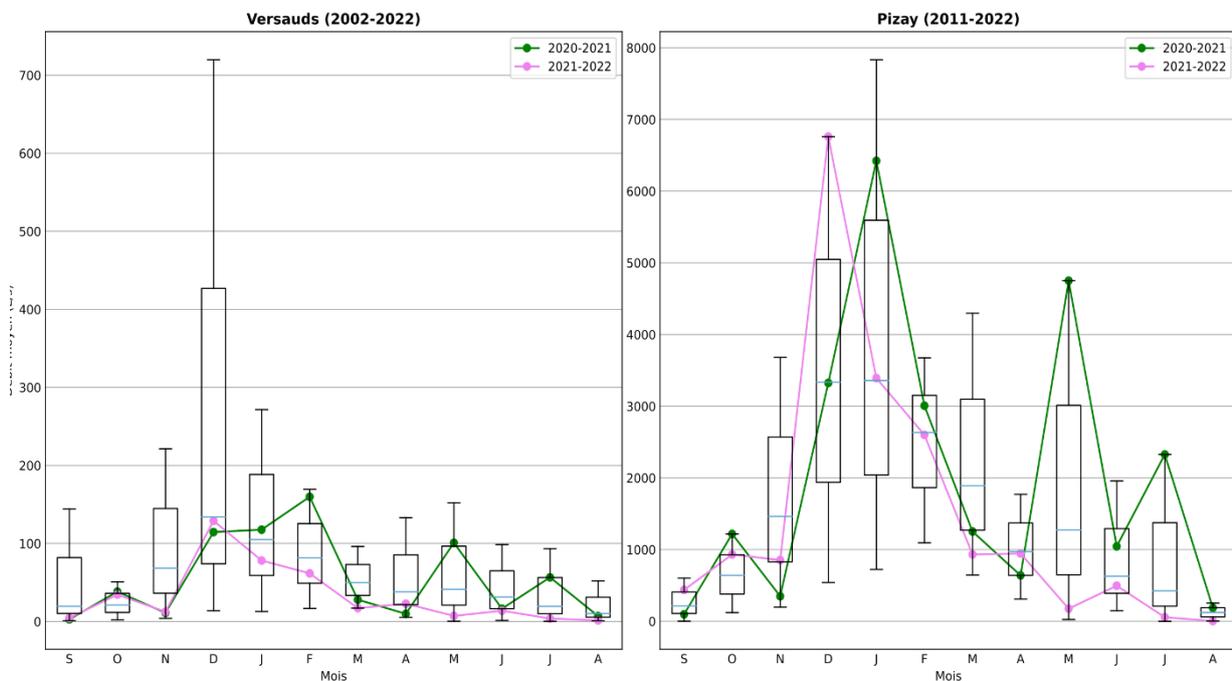


Figure 7-8 : Variabilité des débits moyens mensuels aux la stations des Versauds (2002-2022) et de Pizay (2011-2022).

À la station de **Pizay**, les mois de **janvier, mai à juillet et décembre 2021** ont présenté des débits supérieurs à plus de 90 % du débit moyen mensuel. À l'inverse, les mois de mars à août 2022 (avril exclu) ont présenté des débits moyens mensuels d'au-moins 50 % inférieurs à la moyenne (Figure 7-8). La variabilité des hauts débits entre les deux stations peut trouver son origine dans la variabilité spatiale des précipitations au sein du bassin versant de l'Ardières.

*

Globalement, 2020-2021 est une année légèrement déficitaire sur le plan des précipitations qui a peu d'incidence sur les débits et une érosivité proche de la moyenne essentiellement enregistrée au mois d'octobre 2020. À l'inverse 2021-2022 se caractérise par une année avec un déficit pluviométrique significatif qui se traduit par une forte réduction des débits des cours d'eau. L'année est assez érosive avec plusieurs épisodes orageux concentré sur juin 2022. De manière plus générale, l'essentiel des précipitations érosives ont lieu en période estivale et concordent à la période de plus forte croissance végétative mais aussi de plus grand désherbage de la vigne.

2. Des transferts sédimentaires saccadés qui témoignent de phénomènes de stockage

Cette section vise à faire les **bilans** des transferts sédimentaires aux quatre stations de mesure. Elle s'organise selon différentes échelles temporelles du bilan annuel des transferts sédimentaires. Elle s'attache à définir le rôle des événements hydrologiques dans la contribution à la **dynamique saisonnière** des transferts sédimentaires. L'objectif, par une description dont la précision temporelle s'affine progressivement, est d'identifier les effets de **synchronisation** et **désynchronisation** entre les stations et d'en expliquer les facteurs sous-jacents.

2.1. Une variabilité des transferts sédimentaires annuels qui s'explique par des effets de stockage

Sur les années 2020-2021 et 2021-2022, respectivement 0,68 tonne et 0,4 tonne ont été enregistrées à la station de **Saint-Joseph**. Les transferts sédimentaires piégés dans le collecteur représentent 60 % des transferts sédimentaires annuels contre 40 % pour les transferts de matières en suspension (MES). Le taux de production sédimentaire spécifique pour les deux années de suivi est estimé à 2,43 t/ha/an pour l'année 2020-2021 et à 1,43 pour 2021-2022 (Figure 7-9).

La station des **Versauds** enregistre un transfert de 142 tonnes de MES en 2020-2021 et 113 tonnes en 2021-2022. Les années 2020-2021 et 2021-2022 présentent, respectivement, des taux de transferts sédimentaires spécifiques de 0,36 et 0,29 t/ha/an (Figure 7-9). La station de **Pizay** enregistre un transfert de 6299 tonnes de MES, qui équivaut à 0,43 t/ha/an en 2020-2021. En 2021-2022, ce sont 6950 tonnes de MES qui sont enregistrées, soit un taux de transferts sédimentaires spécifique de 0,48 t/ha/an (Figure 7-9).

La **différence** entre la production sédimentaire spécifique de la **parcelle expérimentale** et les taux de transferts spécifiques des stations en **rivière** des Versauds et de Pizay varie d'un facteur 3 à 7. Elle traduit le **stockage** sédimentaire conséquente sur les **versants** sur le site Ardières-Morcille. Une différence est notable entre les taux de transferts sédimentaires spécifiques des stations des **Versauds** et Pizay et étonne car il est attendu que les transferts sédimentaires soient moindres à l'échelle la plus englobante. Cette différence peut être expliquée par une **plus faible production sédimentaire** ou des **transferts entravés** dans la tête de bassin versant de la Morcille (Versauds) en comparaison avec la situation moyenne du bassin versant de l'Ardières (Pizay).

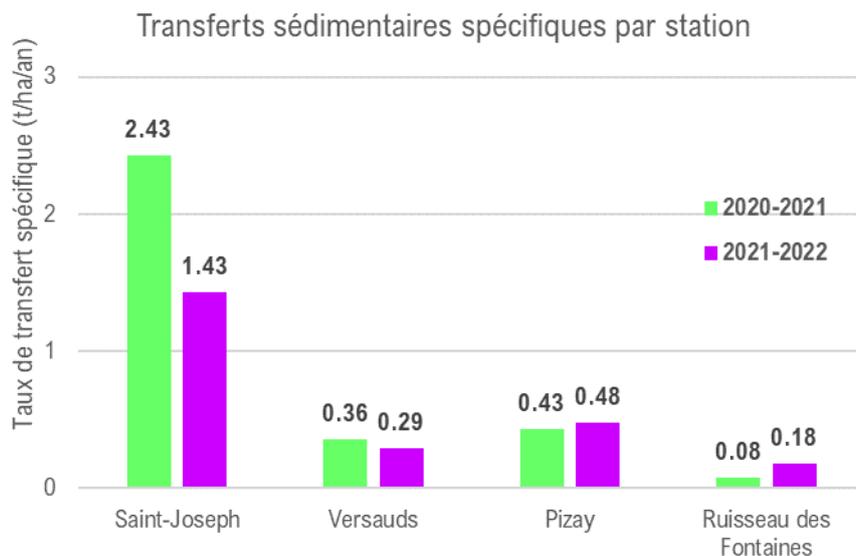


Figure 7-9 : Taux de transferts sédimentaires spécifiques aux quatre stations de mesure (t/ha/an).

Les trois stations présentent des transferts sédimentaires spécifiques qui **varient** entre les **années de suivi**. Sur la période 2021-2022, les transferts sédimentaires mesurés à Saint-Joseph diminuent de 40 % et ceux mesurés aux **Versauds** de 20 %. Les moindres cumuls de précipitations (- 28 %) au cours de l'année 2021-2022 expliquent la réduction des transferts sédimentaires à ces stations. L'augmentation de l'érosivité (+ 25 %) ne semble pas suffisante pour compenser les moindres cumuls de précipitations pour maintenir la production sédimentaire et les transferts dans la tête de bassin versant.

À l'inverse, la station de **Pizay** enregistre une augmentation de 10,5 % de ses transferts sédimentaires. Elle pourrait être expliquée soit par l'activation de la production sédimentaire dans d'autres secteurs du fait de précipitations locales plus intenses, soit par des phénomènes de déstockage sédimentaire dans le réseau hydrographique, purgés durant l'année 2021-2022. Dans le second cas, la réduction des transferts aux Versauds peut être expliquée par un stockage sédimentaire plus restreint dans le réseau hydrographique en amont de la station en comparaison avec celui en amont de Pizay.

Les transferts sédimentaires spécifiques mesurés à la station du **Ruisseau des Fontaines** sont bien moindres que ceux observés sur le site Ardières-Morcille et notamment sur le site des Versauds qui présente une superficie du même ordre de grandeur (Figure 7-9). La station du Ruisseau des Fontaines a mesuré un transfert de 35 tonnes de MES pour l'année hydrologique 2020-2021, soit un transfert sédimentaire spécifique de 0,08 t/ha/an (4,5 fois moins qu'aux Versauds). Les transferts sédimentaires sont 2,4 fois plus importants pour l'année 2021-2022 avec 84 tonnes, soit un transfert sédimentaire spécifique de 0,18 t/ha/an (1,6 fois moins qu'aux Versauds). Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce contraste : les pentes plus modérées, la plus grande hétérogénéité paysagère (englobant des états de surface moins propices à l'érosion que la vigne), et la forme plus circulaire du bassin versant.

2.2. Des déphasages saisonniers des transferts sédimentaires

2.2.1. Un déphasage saisonnier parcelle / cours d'eau sur le SAAM dépendant de l'état des stocks sédimentaires

La Figure 7-10 présente la répartition saisonnière des transferts sédimentaires sur les stations du site Ardières-Morcille. Les saisons sont déterminées sur une base calendaire. Un déphasage saisonnier est constaté entre les précipitations et la dynamique sédimentaire aux 3 stations. En outre, un second déphasage est à noter entre la dynamique de transfert à la parcelle et celle au cours d'eau.

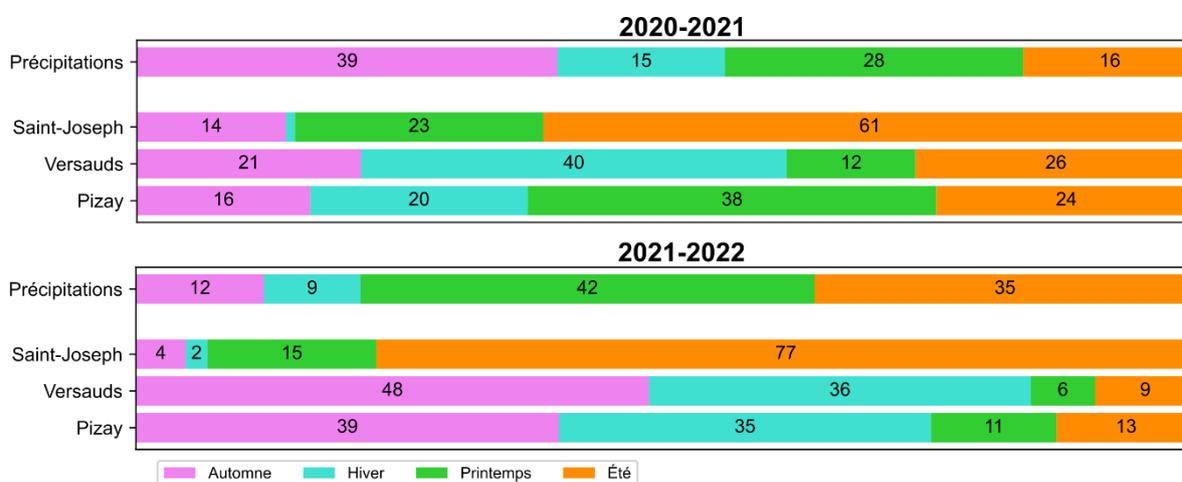


Figure 7-10 : Part du transfert sédimentaire annuel (%) aux trois stations du site Ardières-Morcille pour les années hydrologiques 2020-2021 et 2021-2022.

La station de **Saint-Joseph** présente une **répartition saisonnière** des transferts sédimentaires similaire entre les deux années de suivi. La majorité des transferts sédimentaires a lieu en l'été : 69 % du volume de sédiments exportés de la parcelle en 2020-2021 et 77 % en 2021-2022. Le printemps représente la deuxième saison présentant les exports les plus importants : 20 % des volumes exportés en 2020-2021 et 13 % en 2021-2022 (Figure 7-10).

La production sédimentaire de la parcelle advient principalement en été sur les deux années de suivi, ce qui n'est pas le cas pour les deux stations en rivière qui présente un rythme saisonnier beaucoup plus équilibré, voire avec peu de transferts estivaux en 2022 (Figure 7-10). De plus, le schéma de transfert de MES varie entre les deux années pour les stations en rivière. Durant l'année 2020-2021, les transferts sédimentaires ont principalement lieu en hiver aux Versauds (40 % des transferts annuels) et au printemps à Pizay (38 %). Les principales contributions saisonnières aux transferts sédimentaires pour l'année **2020-2021** aux trois échelles présentent le **schéma suivant** :

- En été, les précipitations érosives (cf. 1.1) sont à l'origine de la principale production sédimentaire sur la parcelle ;
- En hiver les têtes de bassin versant prennent le relais par le transfert des sédiments stockés sur les versants ou dans le chenal lors de précipitations peu érosives mais de longue durée ;
- Les hautes-eaux de printemps permettent l'évacuation des sédiments à l'échelle du bassin versant.

L'année **2021-2022** présente un schéma différent avec des **contributions** aux transferts sédimentaires annuels plus fortes en **automne** (respectivement 48 % et 39 %) et en **hiver** (35-36 %) aux stations des Versauds et de Pizay, de façon désynchronisée des précipitations : 77 % des précipitations annuelles ont lieu au printemps et en été 2022. Les précipitations ont été réduites et peu érosives au cours de l'été et de l'automne 2021 (cf. Tableau 7-1), induisant une production sédimentaire réduite sur les versants. Les transferts automnaux et hivernaux permettent l'évacuation du peu de sédiments produits sur les versants l'été précédent. Un tarissement des stocks sédimentaires ainsi que des précipitations réduites d'octobre 2021 à mai 2022 expliquent l'absence de production sédimentaire sur la parcelle et l'absence de maintien des transferts à Pizay jusqu'au printemps 2022.

2.2.2. Des transferts saisonniers concentrés dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines

En comparaison avec les stations du SAAM, les **transferts** sédimentaires sont **concentrés** sur de plus courtes périodes à la station du Ruisseau des Fontaines. Les transferts sédimentaires des deux années hydrologiques n'ont, toutefois, pas lieu à la même période (Figure 7-11).



Figure 7-11 : Part du transfert sédimentaire annuel (%) à la station du Ruisseau des Fontaines pour les années hydrologiques 2020-2021 et 2021-2022.

Pour l'année 2020-2021, 85 % des transferts sédimentaires sont concentrés au printemps. Le seul mois de mai 2021 concentre 82 % des transferts annuels. L'intégralité des transferts

sédimentaires de l'année 2021-2022 ont eu lieu entre novembre 2021 et janvier 2022. Le seul mois de décembre enregistre 95 % des transferts sédimentaires annuels.

Le bassin versant se caractérise par sa plus grande hétérogénéité paysagère en comparaison avec le bassin versant de la Morcille et une plus grande part des secteurs qui favorisent l'infiltration du ruissellement (notamment les prairies et vignes enherbées). Un stockage fort des sédiments sur les versants de ces secteurs peut expliquer la forte contribution sur de courtes périodes et un nombre très réduit d'événements hydrologiques. Cette analyse sera complétée dans la section 3.2.

2.3. Analyse de la corrélation des débits liquides et solides pour mettre en lumière la variabilité spatio-temporelle des sources sédimentaires

Les Figure 7-12 et Figure 7-14 présentent les flux cumulés de débits liquides et solides aux stations de Saint-Joseph, des Versauds et de Pizay. Elles permettent d'investiguer les transferts sédimentaires à une échelle temporelle plus fine que précédemment mais aussi la corrélation des signaux de précipitations, de débits liquides et solides.

2.3.1. Année 2020-2021 : une désynchronisation des débits liquides et solides en rivière

De septembre 2020 à janvier 2021, l'estimation des transferts à l'exutoire de la parcelle de **Saint-Joseph** est réalisée par la seule mesure des sédiments piégés dans le collecteur. À partir de janvier 2021, des mesures de la hauteur d'eau et de la turbidité sont venues compléter le dispositif afin d'évaluer la concentration en MES à l'aval du collecteur. Sur cette station, les transferts sédimentaires sont principalement **estivaux**. Par exemple, les mois de juin et de juillet représentent 78 % des transferts pour l'année 2021 (Figure 7-12).

Le point étonnant est la réactivité limitée de la production sédimentaire aux précipitations du mois d'octobre 2020. Malgré un cumul de précipitations et une érosivité importante, elles engendrent une production sédimentaire limitée. Elles adviennent dans une période au couvert végétal important dans les bassins versants du Beaujolais. L'enherbement est encore conséquent, les plantes n'étant pas encore en repos végétatif. Le désherbage des parcelles en vigne est terminé depuis mi-août : les parcelles sont ainsi plus enherbées qu'entre mars et août. À l'inverse, les précipitations érosives du mois de juin 2021 adviennent en période de pleine croissance végétative mais de fort désherbage des parcelles viticoles.

Les **tendances** des débits liquides sont **similaires** aux stations des **Versauds** et de **Pizay**. Les plus forts cumuls ont lieu entre fin décembre 2020 et fin février 2021 puis début mai et début juillet 2021. Les hauts débits hivernaux sont associés à des précipitations fréquentes et de longue durée alors que les ressauts printaniers et estivaux sont associés à des précipitations plus courtes mais plus intenses (Figure 7-12).

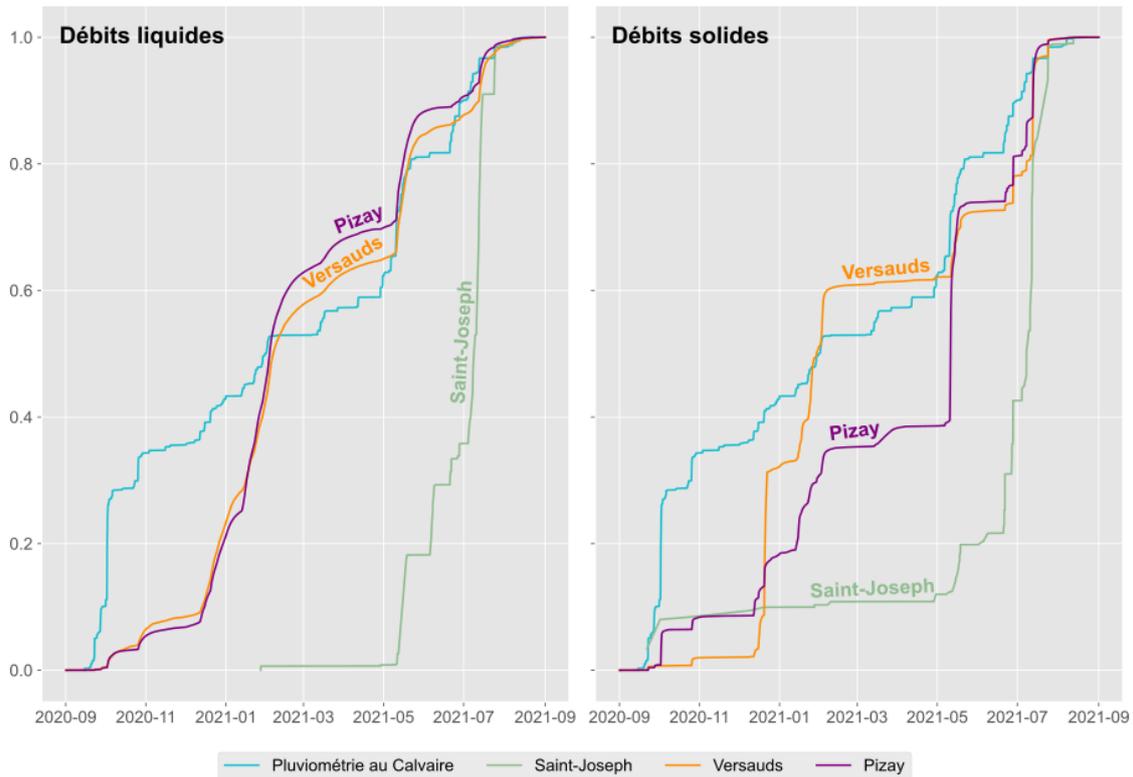


Figure 7-12 : Flux cumulés de débits liquides et solides, année hydrologique 2020-2021.

Les **débits solides** des deux stations en rivière sont **désynchronisés** de la dynamique des précipitations et des débits liquides (Figure 7-12). Les transferts sédimentaires à la station des **Versauds** se concentrent durant les mois de **décembre** 2020 et de **janvier** 2021 qui représentent 49 % des transferts sédimentaires annuels. Les transferts hivernaux sont synchrones avec la période continue de hauts débits. Les transferts printaniers et estivaux sont associés à une hausse moins durable mais plus intense des débits. À la station de **Pizay**, les transferts sédimentaires sont plus atténués en période hivernale (21 % des transferts annuels). Les plus intenses ont lieu au mois de **mai** 2021 qui représente 35 % des transferts sédimentaires annuels et en **juillet** 2021 avec 18 % (Figure 7-12). Ils sont associés aux précipitations les plus intenses.

La corrélation entre les signaux hydrologiques et sédimentaires vient confirmer l'hypothèse explicative émise dans la section 2.2.1. Le **déphasage** parcelle / cours d'eau est expliqué par les **précipitations**. Les principaux signaux sédimentaires en rivière sont associés aux hausses les plus conséquentes de débits et leur ampleur dépend de la disponibilité en sédiments. Ainsi, les sédiments produits sur les versants sont purgés de la tête de bassin (Versauds) en période hivernale. Les précipitations peu intenses mais répétées sur une longue durée associée à une période de repos végétatif permettent le cheminement des sédiments au sein de la complexité de la structure paysagère (cf. chap.5). La hausse des débits liquides fin décembre 2020 occasionne des transferts sédimentaires plus réduits à Pizay qu'aux Versauds du fait de cet effet de déstockage sédimentaire des versants en faveur d'un stockage dans le chenal (Figure 7-13).

À l'inverse, le printemps et l'été enregistrent de moindres transferts aux Versauds du fait d'un **tarissement** des **stocks** sédimentaires dans la tête de bassin versant et d'un enherbement plus conséquent limitant le déplacement des sédiments disponibles sur les versants. Mais l'intensité des débits printaniers est favorable à l'évacuation des sédiments disponibles dans le chenal jusqu'à l'exutoire du bassin versant (Pizay). L'ampleur du signal sédimentaire à la station de Pizay semble témoigner de la disponibilité des stocks dans le réseau hydrographique (Figure 7-13).

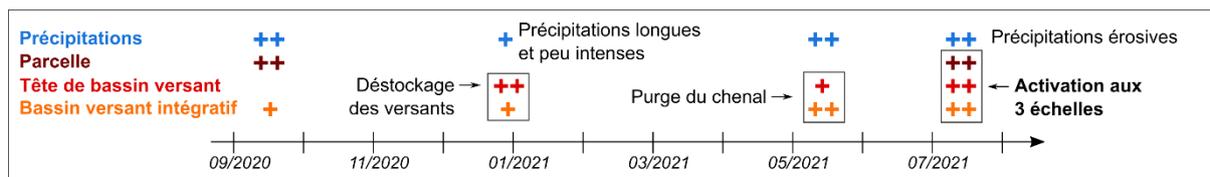


Figure 7-13 : Synthèse des dynamiques sédimentaires observées aux 3 échelles du SAAM lors de l'année hydrologique 2020-2021.

Les **précipitations érosives** du mois de juillet 2021 occasionnent une hausse des débits à l'origine de signaux sédimentaires aux trois échelles : parcelle, tête de bassin versant et bassin versant. Si une portion de la production des versants paraît contribuer aux signaux sédimentaires au niveau de la tête de bassin versant. Les débits liquides limités ainsi que le caractère saccadé des précipitations paraissent témoigner en faveur d'une **évacuation** des sédiments présents dans le **chenal** à l'échelle de Pizay (Figure 7-13).

2.3.2. Signal sédimentaire 2021-2022

Pour l'année 2021-2022, les **transferts sédimentaires** à **Saint-Joseph** sont très corrélés aux périodes de **fortes précipitations** (Figure 7-14). Septembre 2021 et juin 2022 représentent respectivement 14 % et 52 % des transferts sédimentaires annuels (et correspondent à 5 épisodes pluvieux). La réponse des débits liquides aux précipitations intenses de septembre est plus graduelle que celle des débits solides. À l'inverse, fin novembre 2021 enregistre un pic de débits liquides sur la parcelle (40 % des flux annuels de ruissellement) sans pour autant observer d'épisode pluvieux intense, ni de transferts sédimentaires significatifs. Au mois de juin 2022, les débits liquides et solides répondent dans une amplitude similaire aux précipitations érosives. La différence de signal sédimentaire de novembre 2021 par rapport aux deux autres périodes peut s'expliquer par la moindre **érosivité** des précipitations et l'**enherbement** au sein de la parcelle à cette période.

Comme pour 2020-2021, les débits liquides des Versauds et de Pizay sont fortement corrélés pour l'année 2021-2022 (Figure 7-14). Des transferts sédimentaires significatifs sont enregistrés à **Pizay** entre septembre et **octobre 2021** mais pas aux Versauds. L'hypothèse avancée est qu'ils témoignent d'une **évacuation** des sédiments stockés dans le réseau hydrographique. Les principaux transferts sédimentaires aux Versauds et à Pizay sont concentrés sur les mois de décembre 2021 et juin 2022.

- **Décembre 2021** représente 74 % des transferts sédimentaires annuels aux Versauds et 48 % à Pizay. Ces transferts conséquents s’expliquent par des **pluies continues** mais peu intenses permettant l’**évacuation** des sédiments issus de la production sédimentaire estivale (Figure 7-15).
- De manière similaire à juin 2021, juin 2022 représente 10 % des transferts sédimentaires aux Versauds et 21 % à Pizay et peuvent être expliqués par l’occurrence d’événements estivaux d’une forte **érosivité** (cf. 1.1), qui adviennent après deux mois de précipitations très réduites. Ces précipitations sont à l’origine de l’activation d’un signal sédimentaire aux trois échelles (Figure 7-15).

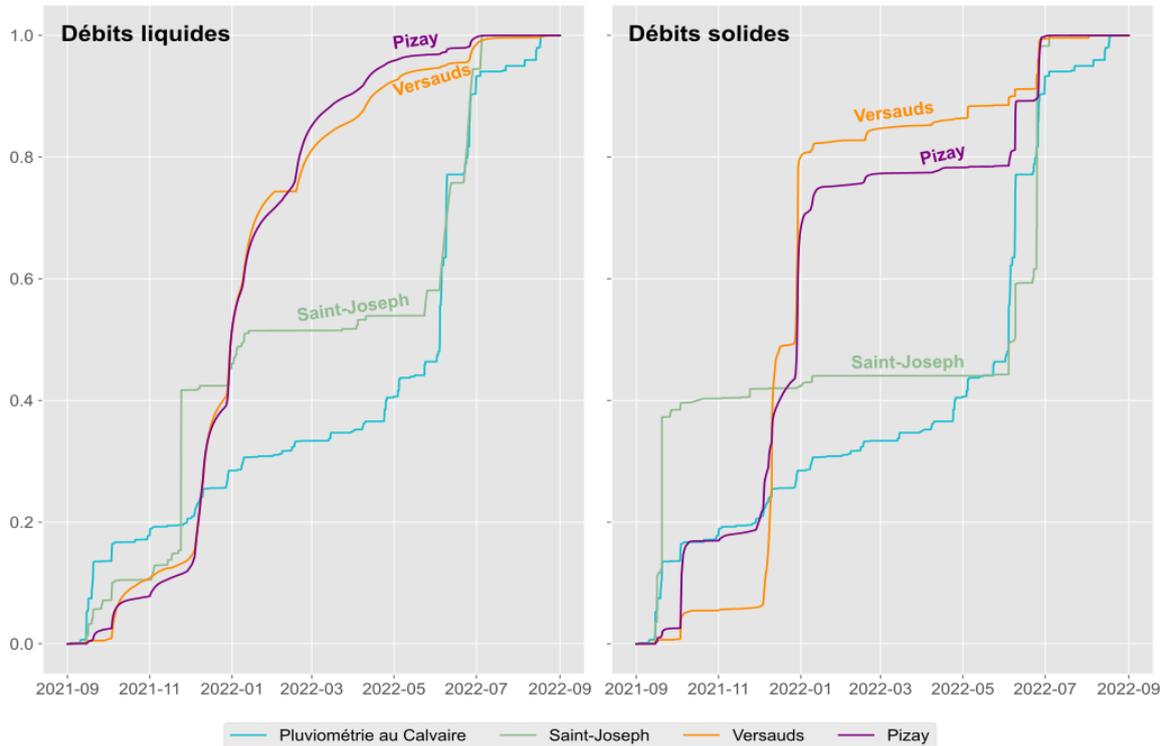


Figure 7-14 : Flux cumulés de débits liquides et solides, année hydrologique 2021-2022.

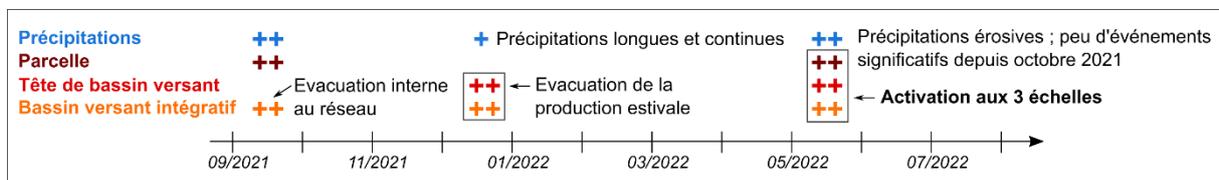


Figure 7-15 : Synthèse des dynamiques sédimentaires observées aux 3 échelles du SAAM lors de l’année hydrologique 2021-2022.

2.3.3. Des transferts hydro-sédimentaires lors d’un nombre réduit d’événements au Ruisseau des Fontaines

La Figure 7-16 présente les flux cumulés de débits liquides et solides à la station du **Ruisseau des Fontaines** pour les deux années hydrologiques. Les schémas sont regroupés par année à la différence des Figure 7-12 et Figure 7-14.

Un **déphasage** entre les débits liquides et solides est visible entre **janvier** et **mai 2021** pour l'année **2020-2021** (Figure 7-16). Les mois de janvier et février 2021 enregistre de hauts débits liquides mais de faibles transferts sédimentaires à l'exception d'un événement fin janvier 2021. À l'inverse, les débits liquides et solides sont synchrones pour le reste de l'année. Les hauts débits du mois de mai 2021 sont à l'origine de la majorité des transferts sédimentaires annuels.

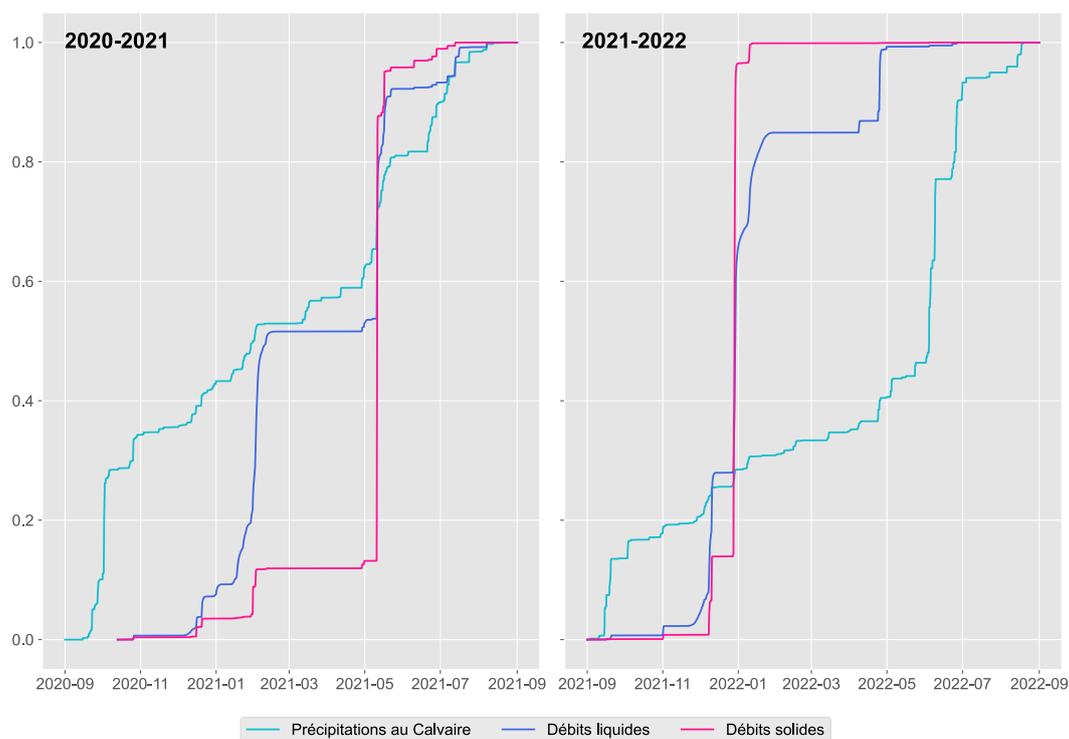


Figure 7-16 : Flux cumulés de débits liquides et solides, station du Ruisseau des Fontaines.

Dans le même sens, l'année hydrologique **2021-2022** présente une bonne **corrélation** des très forts **débits** liquides et solides. En effet, les hauts débits liquides entre décembre 2021 et février 2022 sont à l'origine de l'intégralité des transferts sédimentaires annuels. À l'inverse les crues des 29 et 30 avril 2022 se caractérisent par des débits liquides plus atténués et une absence de transferts sédimentaires (Figure 7-16).

2.3.4. Interprétation des phases et des origines des transferts sédimentaires

Cette section a permis de mettre en valeur les **disparités** des signaux sédimentaires aux **différentes échelles** durant les deux années de suivi : tant dans l'**ampleur** des transferts sédimentaires que dans leurs **rythmes** ou de la corrélation aux précipitations et aux débits liquides. Tout d'abord, une différence est à noter entre la dynamique à l'échelle de la parcelle et celle dans le cours d'eau. L'analyse des signaux érosifs à l'échelle de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph montre une production sédimentaire et son export hors de la parcelle principalement en période estivale. Elle est cohérente entre les deux années de suivi. La **production sédimentaire** répond essentiellement aux précipitations les plus **érosives**. Les

débites liquides et solides présentent une meilleure corrélation que les signaux dans le cours d'eau. Durant le suivi, les flux de sédiments à Saint-Joseph se sont concentrés sur les mois de juin, juillet et septembre 2021 et juin 2022.

Les signaux hydro-sédimentaires des stations en **rivière** présentent une plus grande complexité. Cette dernière découle de l'assemblage spatial et temporel des processus et peut être expliquée par les **relais** entre les différentes composantes du bassin versant. Du fait de la variabilité temporelle des transferts, les sites des Versauds et de Pizay semblent présenter une dynamique hydro-sédimentaire très différenciée et variable entre les deux années de suivi. En réalité, les Figure 7-13 et Figure 7-15 montrent une logique commune derrière la variabilité temporelle des signaux. Alimenté par la production sédimentaire estivale, un **déstockage** sédimentaire des versants a lieu en période **automnale-hivernale** lors de précipitations peu intenses mais de longue durée. Les sédiments sont ensuite stockés dans le chenal jusqu'aux prochains **hauts débits** (hiver-printemps) permettant la **purge** d'une partie des sédiments du chenal, sans que les précipitations n'occasionne une nouvelle production sédimentaire. Les **précipitations érosives** estivales occasionnent une activation des transferts sédimentaires aux **3 échelles**. Leur courte durée permet, toutefois, de douter d'un apport sédimentaire direct de la parcelle à l'exutoire du bassin versant de l'Ardières. L'organisation de la structure paysagère et la temporalité de l'enherbement semblent être les premiers déterminants du stockage sédimentaire sur les versants.

Des **schémas différenciés** de transferts sédimentaires transparaissent entre les deux stations en rivière du site Ardières-Morcille et le **Ruisseau des Fontaines**. Les transferts en MES spécifiques sont moindres dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines qu'au site des Versauds. Bien que les transferts sédimentaires soient plus conséquents en 2021-2022 qu'en 2020-2021, la station enregistre dans les deux cas la majorité des transferts concentrés sur un nombre réduit de crues. La saisonnalité varie entre les deux années de suivi : les principaux transferts de MES ont lieu au mois de mai 2021 contre décembre-janvier 2021-2022. Les débits liquides et solides semblent être plus en phase que sur le SAAM. La structure paysagère du bassin versant peut expliquer ces différences, notamment du fait de la plus grande part des surfaces enherbées.

3. Caractéristiques de crues et hypothèses sur l'origine des transferts sédimentaires

Cette section investigate la **variabilité spatiale** et **temporelle** des transferts hydro-sédimentaires des **événements** de ruissellement (parcelle) et de crue (stations en rivière). Une première sous-partie aborde l'emboîtement des transferts aux trois échelles sur le site Ardières-Morcille. La seconde partie se concentre sur le site du Ruisseau des Fontaines et sa comparaison avec les mesures sur le site des Versauds.

Il convient de rappeler que les signaux mesurés diffèrent entre la parcelle expérimentale de Saint-Joseph et les stations en rivière (Versauds, Pizay et Ruisseau des Fontaines). Les mesures réalisées sur la parcelle nous renseignent sur l'ampleur de la production sédimentaire et des exports à son exutoire. Les stations en rivière nous renseignent sur les MES transférées

jusqu'à la station. Le concept d'hystérèse de crue (cf. chap.6 - 3.3.2) ne s'applique qu'aux signaux hydro-sédimentaires en rivière. Cette information ne sera donc pas renseignée sur les événements ruisselant sur la parcelle de Saint-Joseph. Les hystérèses sont identifiées selon le code numérique suivant, dont les chiffres peuvent être combinés dans le cas d'évolution du schéma de transfert en cours de crue et notamment de pics de crue successifs :

- 1 correspond aux hystérèses horaires ;
- 2 aux hystérèses antihoraires ;
- 3 aux crues univoques ;
- 4 aux hystérèses trop complexes pour être catégorisées.

3.1. Assemblages des signaux sédimentaires aux trois échelles du site Ardières-Morcille

L'objectif de cette partie est de documenter le rôle des événements ruisselants et des crues pour tenter d'explicitier la variabilité des transferts sédimentaires aux différentes échelles. Une première section détaille les événements ruisselants sur la parcelle de Saint-Joseph. La deuxième section présente la typologie de crues identifiées aux Versauds et à Pizay. La dernière section examine l'emboîtement aux trois échelles d'événements représentatifs de la dynamique du site.

3.1.1. Caractère spasmodique des événements ruisselants sur la parcelle de Saint-Joseph

Le Tableau 7-2 présente les périodes durant lesquelles des sédiments ont été piégés dans le collecteur de sédiments de Saint-Joseph et témoigne de la **variabilité** de la contribution des événements aux transferts sédimentaires annuels. Les deux années de suivi montrent différentes périodicités de transfert. Durant l'année 2020-2021, 400 kg en masse sèche de sédiments ont été collectés en aval de la parcelle contre environ 260 kg pour l'année 2021-2022. Quinze événements ont été enregistrés pour 2020-2021. 5 ont eu lieu à l'automne, 1 en hiver, 6 au printemps et 3 en été. L'année 2021-2022 enregistre 5 événements, soit 3 fois moins : 1 en automne, 2 au printemps et 2 en été. L'été est la saison qui présente les transferts sédimentaires par événement les plus importants.

Le **rôle de la saison estivale** est confirmé et chaque événement enregistre en moyenne à 90,5 kg de sédiments en été contre 16,5 kg en automne, 13 kg au printemps et 5 kg en hiver. L'ensemble de ces épisodes correspondent aux événements durant lesquels des sédiments grossiers ont été exportés hors de la parcelle. Des transferts de MES peuvent y être associés et les événements ruisselants sont identifiés de manière exhaustive dans l'annexe 1.

Les signaux hydro-sédimentaires sur la parcelle expérimentale de Saint-Joseph présentent un **caractère spasmodique** du fait de leur **durée restreinte** et de l'**ampleur variable** des signaux (Figure 7-17 et annexe 1). Entre les sédiments recueillis dans le collecteur (en vert dans

l'annexe 1) et la mesure des MES, 28 événements ont occasionné du ruissellement permettant un export sédimentaire à l'exutoire de la parcelle durant la période de suivi.

Tableau 7-2 : Quantités de sédiments piégés dans le collecteur de sédiments de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph. Les couleurs permettent de différencier les quatre saisons sur base calendaire.

Date de début d'enregistrement	Date de prélèvement (fin d'enregistrement)	Masse humide (kg)	Masse sèche (kg)	Part du flux annuel de sédiments (%)
2020-2021				
22/09/2020	29/09/2020	37.9	32.6	8.1%
29/09/2020	07/10/2020	53.5	44.8	11%
07/10/2020	27/10/2020	0.0	3.9	1.0%
27/10/2020	09/12/2020	12.7	9.7	2.4%
09/12/2020	22/12/2020	6.4	5.1	1.3%
09/02/2021	03/03/2021	6.5	5.1	1.3%
28/04/2021	03/05/2021	12.0	9.3	2.3%
03/05/2021	11/05/2021	4.3	3.4	0.9%
11/05/2021	18/05/2021	4.7	3.6	0.9%
18/05/2021	02/06/2021	8.6	7.2	1.8%
02/06/2021	09/06/2021	5.2	4.2	1.0%
06/06/2021	22/06/2021	27.0	22.4	5.6%
22/06/2021	29/06/2021	51.0	44.2	11%
29/06/2021	15/07/2021	138.0	117.2	29%
15/07/2021	27/07/2021	102.0	87.5	22%
		469	400	
2021-2022				
14/09/2021	28/09/2021	112.7	95.0	37%
12/10/2021	26/10/2021	3.4	2.7	1.0%
	31/05/2022	25.4	18.8	7.2%
09/06/2022	16/06/2022	42.2	34.4	13%
23/06/2022	28/06/2022	135.6	108.4	42%
		319	259	

L'année hydrologique 2020-2021 présente une **contribution homogène** des périodes de précipitations aux transferts de MES à la sortie du collecteur de sédiments (Figure 7-17 et annexe 1). En moyenne, un événement contribue à 6,3 % des sédiments exportés hors de la parcelle. Sur environ 20 jours s'effectuent 87 % des transferts sédimentaires annuels. Il s'agit des événements du 29/09 au 07/10/2020, du 10 au 20/05/2021 puis ceux situés entre le 20/06 et le 28/07/2021. Les deux événements qui contribuent le plus aux transferts sédimentaires annuels sont ceux du 11 au 16/07/2021 et du 24 au 28/07/2021. Ils présentent une érosivité modérée avec, respectivement, 10 MJ.mm/ha/hr et 57 MJ.mm/ha/hr et la part des sédiments collectés dans le collecteur est de 73 % du volume total mesuré. Les observations faites sur l'année 2020-2021 sont à nuancer étant donné que préalablement au 28/04/2021 les capteurs de hauteur d'eau et de turbidité n'ont enregistré aucun signal à l'aval du collecteur. Il est possible que la contribution des événements de fin septembre 2020 aux flux sédimentaires annuels ait été plus importante.

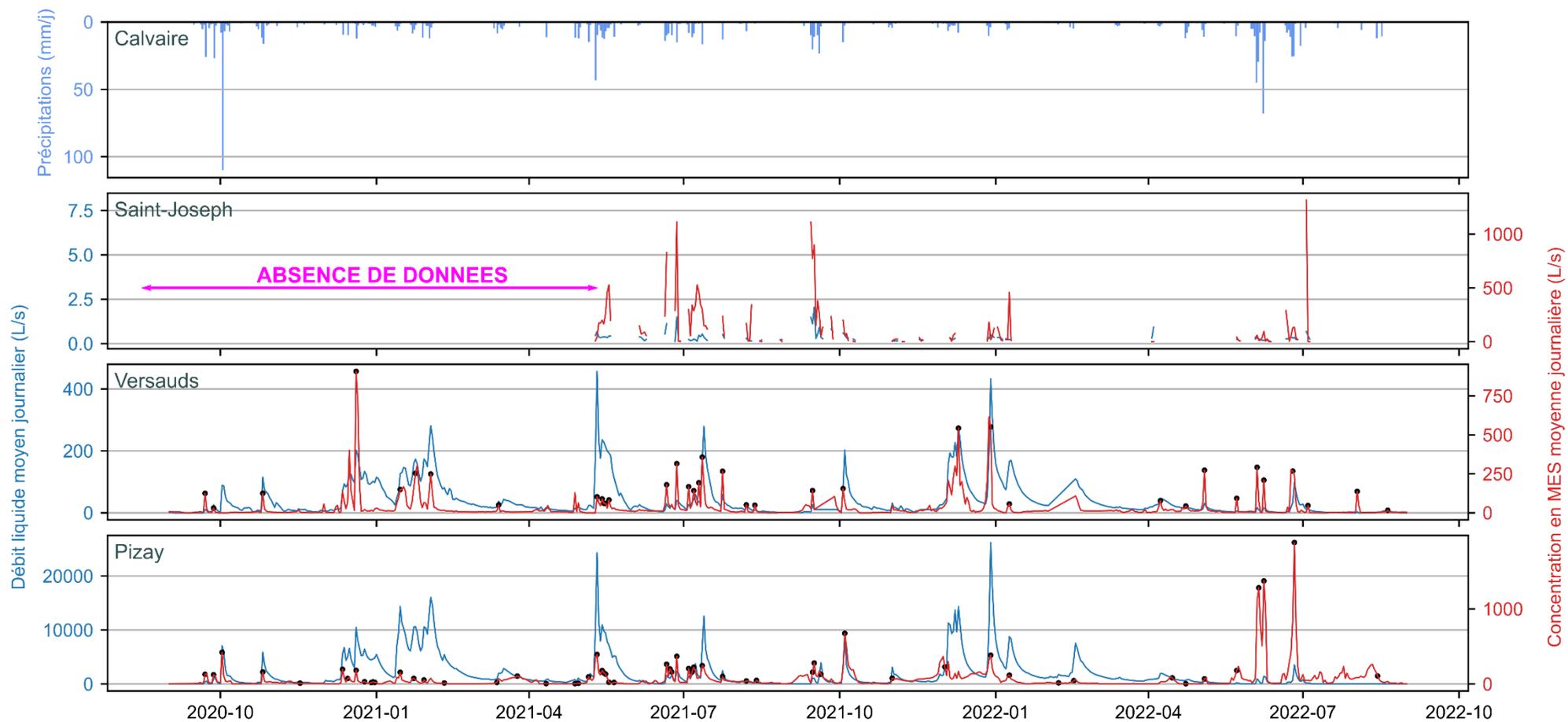


Figure 7-17 : Chronique des débits liquides et solides mesurés aux stations du site Ardières-Morcille entre septembre 2020 et août 2022. Les points noirs soulignent les dates des crues enregistrées pour les stations en rivière sur la base de la concentration en MES. Les événements ruisselants ne sont pas soulignés à Saint-Joseph car la mesure est conditionnée à la hausse de la hauteur d'eau.

Contrairement à l'année 2020-2021 où la quasi-totalité des événements ruisselants ont abouti au stockage de sédiments dans le collecteur et une mesure du transfert de MES, l'année 2021-2022 présente une contribution très forte d'un nombre restreint d'événements (5), qui ont occasionné un dépôt sédimentaire dans le collecteur. Les conditions n'étaient pas réunies (faible **érosivité** des précipitations, **enherbement** conséquent de la parcelle) pour que les autres épisodes de ruissellement permettent l'export de sédiments grossiers de la parcelle.

La comparaison de la production de sédiments grossiers à Saint-Joseph avec la liste des événements à l'érosivité significative (Tableau 7-1) met en valeur une **absence de linéarité** entre l'érosivité et les taux de sédiments exportés à l'exutoire de la parcelle. On suppose que les événements de 2020-2021 ont occasionné une purge des stocks sédimentaires de la parcelle et que ceux de 2022 n'exportent pas autant que cela pourrait être supposé au vu des précipitations du mois de juin du fait de stocks réduits.

Seuls 3 épisodes (équivalant à environ 15 jours) sont au-dessus de la moyenne et contribuent à 64 % du flux de sédiments exportés de la parcelle durant l'année. Il s'agit de l'épisode du 14 au 22/09/2021 avec 13 % du flux annuel, de celui du 03 au 10/06/2022 avec 14 % et de celui du 21 au 29/06/2022 avec 37 %. Durant ces événements, des sédiments ont systématiquement été recueillis dans le collecteur, contribuant entre 57 % et 64 % des exports sédimentaires de la parcelle.

3.1.2. Quatre types de crues communs aux Versauds et à Pizay

Durant la période de suivi, 37 épisodes de crue ont été identifiés à la station des Versauds (annexe 2) et 57 à la station de Pizay (annexe 3). Une typologie des crues a été réalisée par une analyse en composantes principales (ACP) et une classification non supervisée par la méthode des k-moyennes (cf. chap.6 – 3.3.3). Deux ACP ont été calculées conjointement pour les sites des Versauds et de Pizay. Les résultats mettent en exergue **4 types de crues** aux deux stations avec les mêmes catégories mais des seuils adaptés à l'échelle des flux à la station (Figure 7-18 et Figure 7-19).

À la station des Versauds, 3 variables contribuent à 82 % de la variance et à 90 % à Pizay. Les cercles de corrélations présentent une répartition similaire des variables bien que les regroupements soient plus nets pour Pizay que pour les Versauds. Le cumul et l'intensité des précipitations ('*p_cum*' et '*p_int*') sont regroupés avec la concentration moyenne et maximale en MES pendant la crue ('*Cmes_m*' et '*pk_Cmes*'). Le débit moyen et maximal ('*Qls_m*' et '*pk_Qls*') sont regroupés avec le flux total de MES pendant la crue ('*fmes*'). Ces regroupements nous permettent d'identifier les deux principales composantes de l'ACP : hydrologiques et sédimentaires.

Le type 1 correspond aux **petites crues** qui enregistrent une hausse des débits mais alimentent peu le transfert sédimentaire (annexes 2 et 3). Aux Versauds, 18 crues sont de ce type et 38 à Pizay. Il s'agit du type le plus fréquent, qui a lieu en toutes saisons. Un événement de ce type contribue en moyenne à 0,6-0,7 % du transfert sédimentaire annuel.

Le type 2 se caractérise par des **précipitations érosives** et une **forte concentration** en **MES** au niveau de la station (annexes 2 et 3). Les Versauds comptent 3 crues de ce type et Pizay 5, dont 3 en commun. Elles sont associées à des précipitations dont l'intensité maximale varie entre 23 et 71 mm/h sur une période de 20 minutes. Aux Versauds, la concentration moyenne de MES pendant la crue est de 119 mg/L et la concentration maximale moyenne de 4674 mg/L. À Pizay, elles sont de 549 mg/L et 3164 mg/L. Les crues de ce type ont été observées durant les mois d'octobre, de juin et de juillet. Elles semblent caractéristiques de la période estivale orageuse. Les épisodes de juin-juillet de ce type présentent des transferts sédimentaires synchrones aux trois échelles.

Le type 3 détermine les **crues intermédiaires** qui concerne 12 événements aux Versauds et 11 à Pizay, dont 9 en commun (annexes 2 et 3). Elles se caractérisent par des débits relativement hauts : 173 L/s aux Versauds et 7814 L/s à Pizay. Les cumuls (en moyenne 19-23 mm) et les intensités maximales (en moyenne 10 mm/h) de précipitations sont modérés ainsi que les concentrations en MES. En moyenne aux Versauds, la concentration moyenne en MES durant la crue est de 77 mg/L et la concentration maximale est de 1582 mg/L. À Pizay, la concentration moyenne est de 120 mg/L et la maximale moyenne est de 658 mg/L. La contribution moyenne d'un événement au budget sédimentaire annuel est de 4,2 % aux Versauds et de 5,7 % à Pizay. Ces événements sont observés durant les mois d'octobre, décembre, janvier, mai et juillet.

Le type 4 regroupe les événements avec les plus **hauts débits** (annexes 2 et 3). Ils se caractérisent par des crues avec un fort transfert sédimentaire. Aux Versauds, 5 crues appartiennent à ce type. Il s'agit des événements du 20/12/2020, du 11/05/2021, du 12/07/2021, du 10/12/2021 et du 29/12/2021. Ils contribuent en moyenne à 26 % des transferts annuels de MES. Pour Pizay, ce type regroupe 3 événements, communs aux Versauds : 11/05/2021, 10/12/2021 et 29/12/2021. Ils contribuent respectivement à 27 %, 23 % et 29 % du budget sédimentaire annuel. Il s'agit de crues associées à des précipitations d'intensité moyenne mais de longue durée. Elles présentent, en général, des signaux sédimentaires complexes.

De manière générale, les **types** de crues sont plutôt **semblables** entre les deux stations (Tableau 7-3). Le site des Versauds est plus réactif que celui de Pizay du fait de sa position en tête de bassin versant. Ainsi, la concentration maximale en MES est 5,5 fois plus importante que la concentration moyenne à Pizay alors qu'elle est 16 fois plus importante aux Versauds. Cela peut expliquer la plus grande fréquence des crues intermédiaires et le nombre réduit de petites crues aux Versauds par rapport à Pizay.

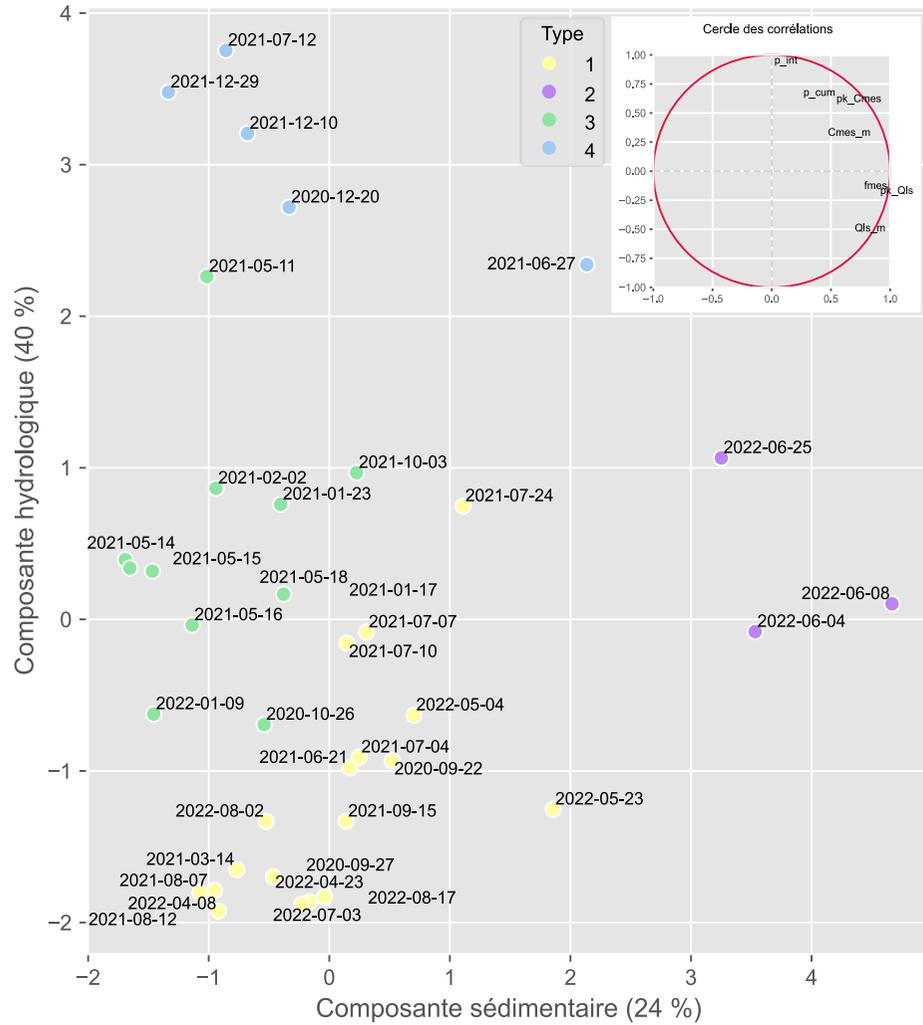


Figure 7-18 : Analyse en composantes principales selon trois composantes, station des Versauds.

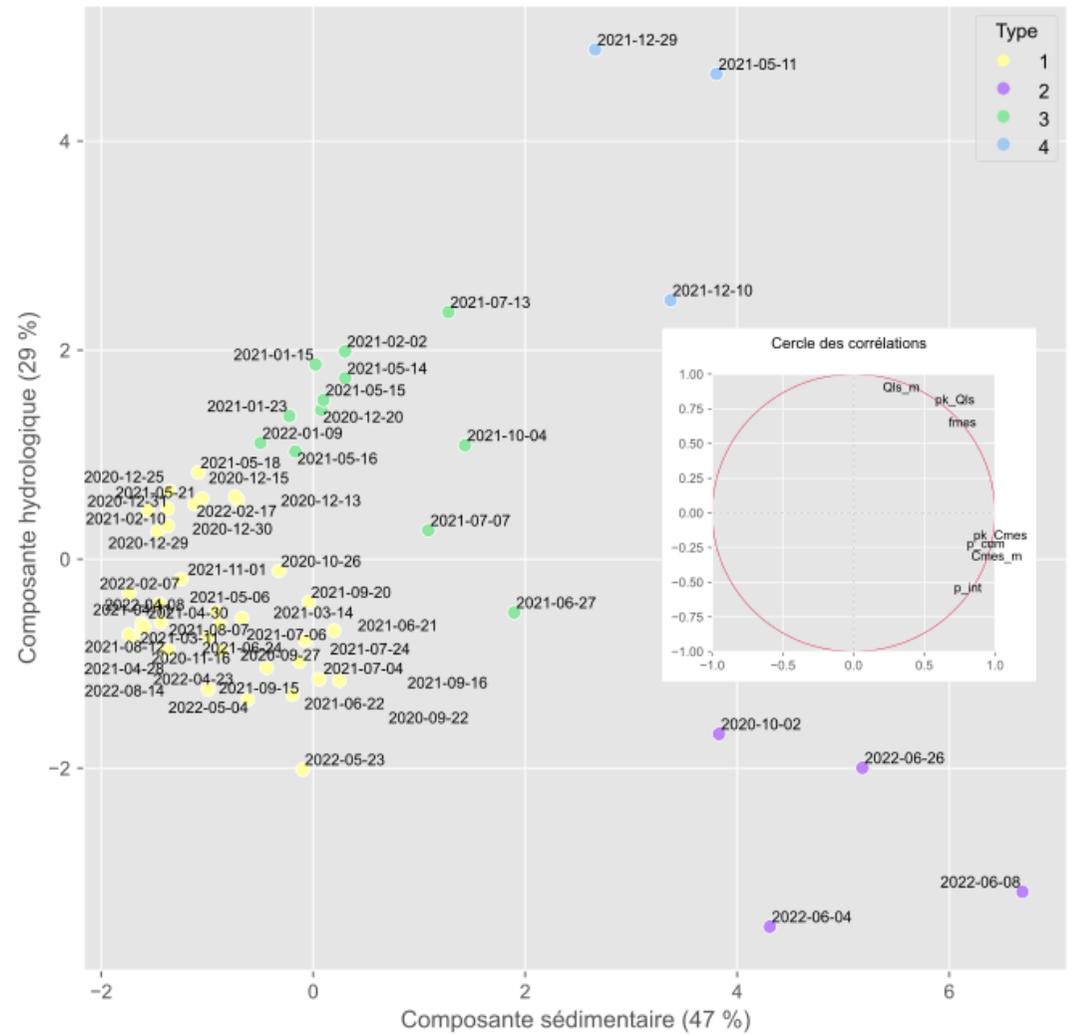


Figure 7-19 : Analyse en composantes principales selon trois composantes, station de Pizay.

3.1.3. Des relais de processus amont-aval décelables dans la dynamique des crues aux trois échelles

Le Tableau 7-3 présente une synthèse des signaux hydro-sédimentaires aux trois échelles durant les périodes de crue. De manière générale, la classification des crues selon la typologie montre une cohérence entre le type de crues observé aux Versauds et à Pizay. Toutes les crues sont cohérentes entre les deux stations durant l'année 2021-2022. L'effet de la contribution saisonnière des crues est difficile à percevoir par la seule analyse des signaux sédimentaires aux différentes échelles mais semble transparaître derrière la classification des crues et l'analyse des signaux à l'échelle du type de crue.

3.1.3.1. *Un caractère saccadé entériné par les petites crues*

Les **petites crues** présentent des signaux hydro-sédimentaire faibles pour être interprétées. Mais elles n'en demeurent pas moins importantes puisqu'elles attestent du caractère saccadé des transferts sédimentaires aux trois échelles. Ce sont les crues les plus fréquentes et sont enregistrées en toute période de l'année. Toutefois, elles ne permettent pas d'occasionner un transfert sédimentaire conséquent en rivière. Cet effet peut être expliqué soit par des précipitations insuffisantes en durée ou en intensité pour remobiliser les sédiments disponibles sur les versants ou dans le chenal, soit par l'enherbement des versants pouvant entraver le déplacement des sédiments. Le deuxième cas explique notamment le cas des petites crues en rivière alors que les précipitations engendrent une production sédimentaire est observée au niveau de la parcelle.

3.1.3.2. *Des précipitations érosives à l'origine de signaux sédimentaires aux 3 échelles : une activation complète du système érosif ?*

Les crues liées à des **précipitations érosives** représentent le type le plus facile à interpréter puisqu'il implique, en général, une réponse aux 3 échelles qui se caractérise par leur fugacité et leur intensité. L'événement 08 au 10/06/2022 permet d'en dresser le portrait type (Figure 7-20). Une unique période de précipitations est à l'origine d'un seul pic de crue (Figure 7-20). Le 08/06/2022 a enregistré 83 mm de précipitations cumulées en 25 heures et une érosivité de 542 MJ.mm/ha.hr. Une réponse quasi-immédiate des signaux hydro-sédimentaires est enregistrée aux trois échelles. À Saint-Joseph, la production sédimentaire sur cet événement équivaut à 14 % des transferts sédimentaires annuels. Les débits ainsi que la concentration en MES présentent une montée très rapide aux Versauds à Pizay. La concentration en MES suit la redescende du débit aux Versauds. À Pizay, le pic de concentration en MES se maintient à plus de 3500 mg/L pendant environ 6 h, témoignant d'un apport sédimentaire issu de sources lointaines. L'hypothèse d'une activation complète du système prévaut lors de cet événement. La longueur du réseau en amont des stations semble expliquer la différence de contribution aux transferts sédimentaires entre les Versauds (1,3 %) et Pizay (8,7 %). Cette différence, ainsi que le maintien d'une concentration très élevée à Pizay et non aux Versauds peut témoigner d'une purge des sédiments stockés dans le réseau hydrographique lointain ou la provenance

de sédiments issus de sources lointaines. Ainsi, si des signaux sédimentaires sont notables aux trois échelles, les sédiments transférés ne proviennent pas forcément des mêmes sources.

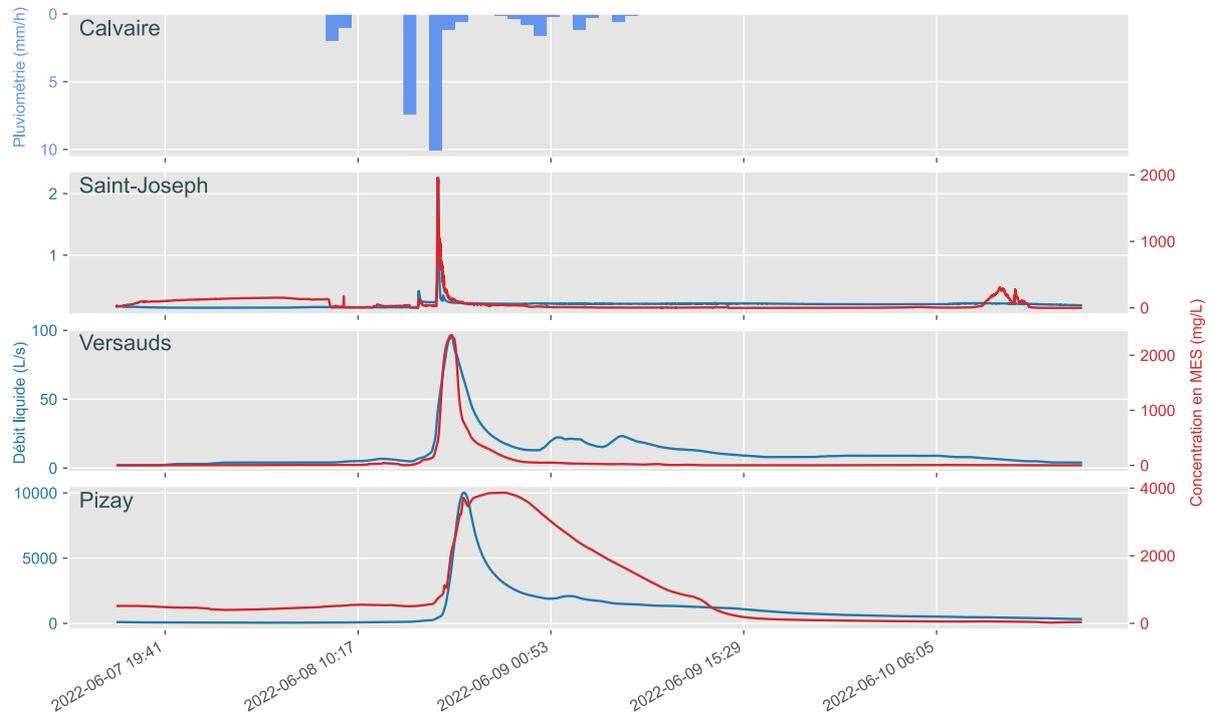


Figure 7-20 : Événement du 08 au 10/06/2022 sur le site Ardières-Morcille.

Il est plus probable que l'activation du système soit complète lors des événements de ce type qui présentent des réponses successives aux trois échelles à la suite à de courtes périodes de précipitations érosives. Dans le cas d'une production sédimentaire conséquente sur la parcelle de Saint-Joseph ainsi que des transferts aux deux stations en rivière, les signaux sédimentaires aux Versauds et à Pizay semblent témoigner d'un apport mixte entre contribution sédimentaire du chenal et des versants.

3.1.3.3. Une activation complète du système lors des plus hauts débits

La difficulté à interpréter les signaux des crues présentant les plus **hauts débits** réside dans le **cumul de signaux individuels à différentes échelles**, mettant en valeur les contextes spatiaux différenciés du site des Versauds et de Pizay. L'événement du 10 au 18/05/2021 est celui qui présente les signaux les plus clairs pour illustrer ce type de crue (Figure 7-21). De nombreux pics de débit et de concentration en MES sont à noter à Saint-Joseph attestant d'une production sédimentaire. Ils font suite à des précipitations d'intensité modérée mais continues pendant 24 h relayées par des précipitations sur des périodes plus courtes (4 à 12 h). L'absence de redescente de la concentration en MES hors des périodes de précipitations à une Saint-Joseph s'explique par un problème d'instrumentation.

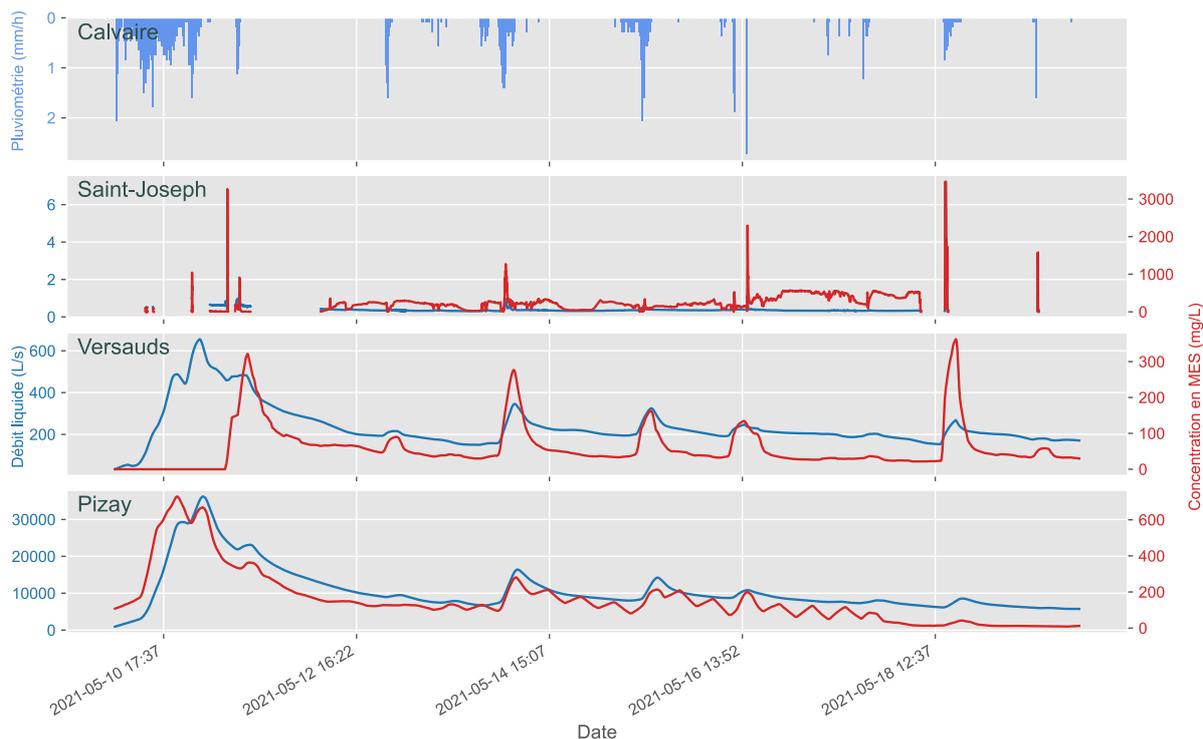


Figure 7-21 : Événement du 10 au 18/05/2021 sur le site Ardières-Morcille.

De même, la station des Versauds enregistre une panne du capteur de turbidité en début de crue. À cette exception près, les pics de débits et de concentration en MES y sont synchrones. À la station de Pizay le premier pic de concentration précède la pointe de crue, témoignant d'une fourniture sédimentaire de proximité (chenal ou versant proches). Les pics suivants sont plus atténués et sont synchrones avec les débits.

Ainsi, comme pour les crues associées à des précipitations érosives, une production sédimentaire est à noter sur la parcelle mais qui semble difficilement atteindre les stations en rivière. Les signaux sédimentaires redescendent vite aux Versauds alors que les débits sont maintenus hauts. La contribution du chenal ou des sédiments stockés dans un fossé à proximité semble expliquer ces signaux. À Pizay, le premier pic de concentration atteste de la fourniture sédimentaire proche. Ils sont maintenus par les débits pouvant témoigner en faveur d'une contribution mixte versants / cours d'eau (Figure 7-21).

Les crues à hauts débits sont à l'origine d'une production sédimentaire simultanée sur les versants et de transferts dans le cours d'eau (Tableau 7-3). Selon le caractère des précipitations, la production sédimentaire peut être modérée et ne pas contribuer de manière significative aux transferts observés en rivière. L'activation complète du système lors de ces événements ne réside pas dans une origine unique (versants) des sédiments mesurés en rivière mais par la capacité à mobiliser des sédiments de diverses origines : production des versants, stocks des versants, stocks du chenal.

Tableau 7-3 : Qualification des événements observés aux trois échelles du site Ardières-Morcille de septembre 2020 à août 2022.

	Début de crue	Fin de crue	Saint-Joseph	Versauds	Pizay	Commentaire
2020-2021						
1	22/09/2020	24/09/2020	Pas de capteurs	petite	petite	Un seul pic synchrone de Q et de Cmes ³⁴ . Décalage de 2h entre Versauds et Pizay.
2	27/09/2020	01/10/2020		petite	petite	Pluies longues et continues. Décalage de 3 h entre Versauds et Pizay.
3	02/10/2020	07/10/2020			érosive	Deux pics de débit à 10 h d'intervalle. Panne de capteur de turbidité aux Versauds. Pic de Cmes de Pizay synchrone avec le 1er pic de Q.
4	25/10/2020	03/11/2020		intermédiaire	petite	Pic de Cmes précède la pointe de crue aux deux stations.
5	15/11/2020	18/11/2020		petite	petite	Peu de précipitation. Augmentation constante mais modérée des débits. Hausse de la Cmes négligeable.
6	11/12/2020	22/12/2020		grande	intermédiaire	3 périodes de précipitations. 3 pointes de crue, Q reste haut entre les pointes. 3 pics de Cmes. Versauds : retard par rapport aux Q. Pizay : 1er/3ème précédent Q, 2ème synchrone.
7	24/12/2020	27/12/2020		petite	petite	Signaux difficiles à interpréter.
8	29/12/2020	03/01/2021		petite	petite	3 périodes de précipitations. 3 pointes de crue. Faible hausse Cmes, erratique aux Versauds.
9	12/01/2021	21/01/2021		intermédiaire	intermédiaire	Précipitations durables. Hausse lente des Q. Hausse de la Cmes sur la 1ère partie de la crue à Pizay (purge du chenal). Versauds, signaux plus erratiques.
10	22/01/2021	28/01/2021		intermédiaire	intermédiaire	
11	27/01/2021	09/02/2021		intermédiaire	intermédiaire	
12	09/02/2021	12/02/2021		petite	petite	Précipitations insignifiantes. Légère hausse des Q et moindre Cmes. Versauds, purge du chenal.
13	11/03/2021	31/03/2021		petite	petite	Versauds, 1 pic de Cmes. Pizay, 1 pic de Cmes puis plateau durant la décrue
14	11/04/2021	13/04/2021		petite	petite	Hausse progressive des Q. Versauds, idem Cmes. Pizay, Cmes négligeable.
15	28/04/2021	29/04/2021	1 pic	petite	petite	1 pic de Q avec décalage 3 h Versauds-Pizay. 1 pic de Cmes succède la pointe de crue aux Versauds. Pizay, Cmes négligeable.
16	30/04/2021	01/05/2021		petite	petite	Hausse modérée. 1 pic décalage 3 h.
17	06/05/2021	07/05/2021		petite	petite	Versauds, panne du capteur turbidité.
18	10/05/2021	19/05/2021	Nombreux pics faisant écho aux pics de précipitations	intermédiaire	grande	St-Jo. Encrassement capteur turbidité entre les pics. Versauds panne du capteur en début de crue. Pizay 1er pic Cmes précède la pointe de crue.
19	21/05/2021	22/05/2021		petite	petite	Pics de Cmes succèdent la pointe de crue
20	20/06/2021	22/06/2021	4 pics	petite	petite	Réponse en rivière au 3ème pic seulement. Décalage 1 h Versauds-Pizay (+ 1h30 par rapport à St-Jo). Versauds : contribution de proximité puis plus lointaine. Pizay contribution lointaine.
21	24/06/2021	25/06/2021	1 pic	petite	petite	Faible hausse des Q et Cmes. Versauds, Q/Cmes synchrones. Pizay, Cmes précède Q.
22	27/06/2021	29/06/2021	2 pics principaux	grande	érosive	1 pic en rivière. Versauds, Q/Cmes synchrones. Pizay, Cmes succèdent Q.
23	04/07/2021	05/07/2021	1 pic	petite	petite	Pics de Cmes succèdent la pointe de crue.
24	05/07/2021	07/07/2021	Encrassement du capteur	petite	petite	Hausse modérée et progressive des Q. Hausse Cmes seulement sur la première partie de crue.
25	07/07/2021	11/07/2021	2 pics principaux	petite	intermédiaire	Synchronicité Q/Cmes. Léger décalage entre les stations. 2ème pic seulement aux Versauds.
26	12/07/2021	15/07/2021	2 pics principaux	grande	intermédiaire	Cmes précède Q puis redescend rapidement.
27	23/07/2021	25/07/2021	3 pics	petite	petite	1 pic en rivière décalage du 3ème pic de St-Jo. Pizay, plateau Cmes pendant la décrue.
28	06/08/2021	11/08/2021	2 pics	petite	petite	Réaction au 1er pic seulement. Faibles hausses.
29	11/08/2021	16/08/2021	1 pic	petite	petite	Faibles hausses en rivière.
2021-2022						
30	14/09/2021	16/09/2021	3 pics	petite	petite	2 1ers pics aux Versauds dont seul le 1er pour Cmes. Seulement 2ème pic à Pizay.
31	02/10/2021	12/10/2021	2 pics principaux	intermédiaire	intermédiaire	1er pic seulement en rivière. Cmes erratique aux deux stations.
32	31/10/2021	03/11/2021		petite	petite	Faibles hausses
33	28/11/2021	13/12/2021	3 pics	grande	grande	3 pics principaux. Signaux sédimentaires difficiles à interpréter. Pizay, purge du chenal en début de crue.
34	27/12/2021	04/01/2022	6 pics	grande	grande	Hausse par plateau du Q. Cmes précède la pointe de crue. Versauds, dernier pic Cmes succède la pointe.
35	07/01/2022	14/01/2022	3 pics	intermédiaire	intermédiaire	
36	04/04/2022	19/04/2022	1 pic	petite	petite	Faibles hausses.
37	21/04/2022	28/04/2022		petite	petite	2 pics de Q en réponse aux précipitations. Versauds, 2 pics Cmes synchrones. Pizay, 1er pic Cmes succède Q + pas de réhausse au 2ème pic.
38	02/05/2022	06/05/2022		petite	petite	Contribution des versants.
39	22/05/2022	28/05/2022	2 pics principaux	petite	petite	Faibles hausses.
40	03/06/2022	07/06/2022	3 pics	érosive	érosive	Réponses en rivière aux 3 pics de précipitations. Versauds, Cmes succède Q. Pizay, Cmes succède puis reste élevée pendant la décrue.
41	07/06/2022	10/06/2022	1 pic	érosive	érosive	Réponse au pic de St-Jo avec décalage. Pizay, Cmes reste élevée pendant la décrue.
42	21/06/2022	29/06/2022	9 pics	érosive	érosive	Versauds, pics 5 à 7 = hausse Q/Cmes. Pizay, pics 6 et 7 + dernier pic de Cmes précède la pointe de crue.
43	13/08/2022	21/08/2022		petite	petite	Signaux erratiques.

³⁴ Q : Débit liquide ; Cmes : concentration en matières en suspension.

3.1.3.4. Les crues intermédiaires : une simple purge des stocks sédimentaires ?

Les **crues intermédiaires** peuvent présenter de fortes disparités entre les deux stations en rivière, témoignant de la difficile activation complète du système lors de ce type d'événement. Ainsi, même si une production sédimentaire peut avoir lieu sur la parcelle de Saint-Joseph, cette dynamique semble décorrélée de celle en rivière. C'est le cas de lors l'événement du 08 au 13/01/2021 (Figure 7-22).

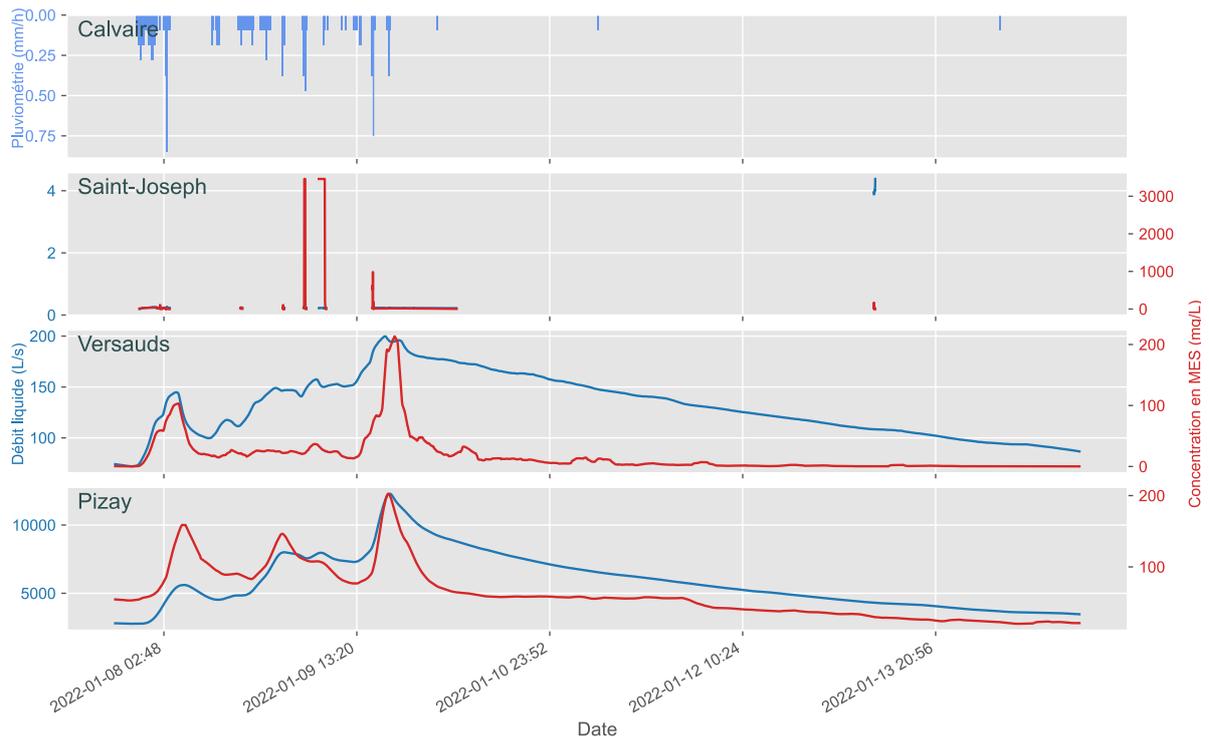


Figure 7-22 : Événement du 08 au 13/01/2022 sur le site Ardières-Morcille.

Les débits en rivière connaissent une hausse en plateau semblable, alimentée par les précipitations. Les concentrations en MES forment deux pics aux Versauds et trois à Pizay. La redescente rapide des concentrations à la suite de la pointe de crue alors que les débits se maintiennent hauts témoignent d'un tarissement des stocks sédimentaires dans le chenal. Une concentration basse mais non nulle se maintient à Pizay illustrant un apport régulier issu de sources lointaines. En l'absence de précipitations, la purge du chenal est l'hypothèse la plus crédible. Cet événement fait suite à une crue à hauts débits aux signaux sédimentaires complexes mais ayant engendré une activation aux 3 échelles. Il est probable que les stocks sédimentaires du chenal aient été rechargés lors de cette crue.

Les précipitations plus modérées que celles à l'origine des événements à hauts débits expliquent la difficile connexion entre les stocks sédimentaires des versants et le cours d'eau lors de ce type de crue. La contribution sédimentaire semble trouver son origine dans une purge des stocks sédimentaires du chenal. La question des sédiments stockés dans les

réseaux de drainage anthropique à l'interface entre les versants et le réseau hydrographique et le cours d'eau se pose. Doivent-ils être pris en compte comme une contribution du chenal, des versants ou intermédiaire ? La dynamique sédimentaire qu'ils occasionnent est-elle spécifique et dans ce cas quelles sont ses caractéristiques ?

*

L'analyse des événements ruisselant à Saint-Joseph et des crues aux Versauds et à Pizay ont permis de confirmer le **caractère saccadé** des transferts sédimentaires dans le secteur. Les événements qui contribuent de manière significative à l'export des sédiments hors de la parcelle de Saint-Joseph ont lieu en période estivale impulsé par les précipitations les plus érosives. La principale contribution est celle des sédiments grossiers piégés dans le collecteur. L'analyse des crues au niveau des deux stations du cours d'eau, a souligné **4 types de crues**. Les petites crues, fréquentes mais qui occasionnent peu de faibles transferts montrent l'extension du caractère saccadé aux trois échelles. Les trois autres types de crues activent de manière variable le système érosif à l'échelle du bassin versant en fonction de leurs caractéristiques (Tableau 7-4).

Tableau 7-4 : Synthèse des caractéristiques des quatre types de crues.

Type de crues	Précipitations	Débits liquides	Concentration en MES	Caractéristiques
Petites crues	-	+	-	Transferts sédimentaires faibles
Crues liées à des précipitations érosives	++	+	++	Production sédimentaire sur les versants Purge des sédiments du chenal Activation complète du système possible si succession d'événements
Crues intermédiaires	+	+	+	Purge des sédiments du chenal
Crues à hauts débits	++	++	+	Signaux complexes Activation complète du système

Les crues qui présentent les plus fortes concentrations en MES font écho aux précipitations érosives estivales et qui sont à l'origine de l'essentiel de la production sédimentaire sur la parcelle. Si des signaux sont observés aux trois échelles lors de ces événements, une succession de périodes de précipitations érosives est nécessaire pour une activation complète du système érosif. Sinon la contribution des versants aux sédiments transférés en rivière semble limitée. Les crues à hauts débits présentent les flux de MES les plus importants et découlent de précipitations longues mais à l'intensité modérée. Elles présentent des signaux complexes liés à une activation complète du système érosif et aux diverses sources sédimentaires mobilisées. Les crues intermédiaires correspondent à une version atténuée des crues à hauts débits. Les transferts sédimentaires en rivière semblent restreints à une purge des stocks du chenal.

3.2. Contribution sédimentaire événementielle au site du Ruisseau des Fontaines

3.2.1. Cinq principales contributions aux transferts sédimentaires

La majorité des transferts sédimentaires à la station du **Ruisseau des Fontaines**, comme l'a montré la section 2.2.2, ont lieu dans un **nombre très restreint d'événements** de crue. Parmi les 41 périodes de crue identifiées à la station, seules 5 ont eu une contribution significative aux transferts de sédimentaires (annexe 4). Pour l'année 2020-2021, 3 périodes de crue sont responsables de 90 % des transferts de sédiments. Il s'agit de l'événement du 28/01 au 06/02/2021 qui cumule 7,9 % des transferts sédimentaires annuels et les 2 événements qui ont lieu entre le 10 et le 19/05/2021 et qui représentent 75 % et 7,5 % des transferts annuels de MES. Pour l'année 2021-2022, 2 événements au mois de décembre représentent 96 % du flux annuel de MES à la station. L'événement du 03 au 13/12/2021 représente 13 % des flux et celui du 27/12/2021 au 07/01/2022 83 %.

Les deux crues du 10 au 19 mai 2021 présentent des caractéristiques différenciées. Les précipitations à l'origine de la crue ont débuté le 10/05/2021 à 5 h et ont été continues pendant 24 h (annexe 4 et Figure 7-23). 50 mm ont été précipités équivalent à une érosivité de 64 MJ.mm/ha/hr. la montée de crue s'est faite en trois temps, correspondant aux 3 pics de précipitations, avant d'atteindre une pointe à 1600 L/s le 11/05/2021 à 2 h. Avec 3 pics, la dynamique de concentration en MES dans le cours d'eau fait, elle aussi, écho aux précipitations. Toutefois, le pic de concentration en MES (1370 mg/L) a eu lieu le 10/05/2021 vers 20 h, précédant la pointe de crue. Les pics de concentration en MES précèdent le pic de débit associé, semblant témoigner en faveur d'une fourniture sédimentaire issue du stockage dans le réseau hydrographique.

La crue du 14 au 19 mai 2021 se caractérise par 4 courtes périodes de précipitations (entre 5 h et 10 h) (annexe 4 et Figure 7-23). Ils sont à l'origine de 4 pics synchrones de débits liquides et de concentration en MES qui témoignent d'une fourniture sédimentaire provenant majoritairement du chenal ou de sources très proches. Les pics d'intensité de précipitations sont de même ordre de grandeur que la crue du 10/05/2021 mais une moindre ampleur des débits et concentrations en MES est à noter. Le débit et la concentration maximums sont environ 3 fois moindres que lors de l'événement précédent. Cela peut être expliqué par le caractère discontinu des précipitations et, en ce qui concerne les transferts sédimentaires, des stocks plus réduits à la suite de l'événement précédent.

La crue du 03/12/2021 – 13/12/2021 advient à la suite de précipitations peu intenses (érosivité insuffisante pour être prise en compte par le RIST) mais régulières et continues depuis le 03/12/2021 (annexe 4 et Figure 7-23). La pointe de crue atteint 935 L/s le 10/12/2021, 3 h après les précipitations les plus intenses (8 mm/h en 20 minutes). Le pic de concentration en MES, atteignant 722 mg/L, est modéré et précède de 11 h la pointe de crue. Quatre pics de concentration en MES précèdent la pointe de crue. Les deux premiers sont synchrones avec les pics de débits. Ils sont suivis de deux pics qui adviennent durant la décrue. Ils peuvent témoigner d'un apport sédimentaire des versants, l'apport du chenal des deux premiers pics.

PARTIE 3 – Ampleur et rythmes des transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole

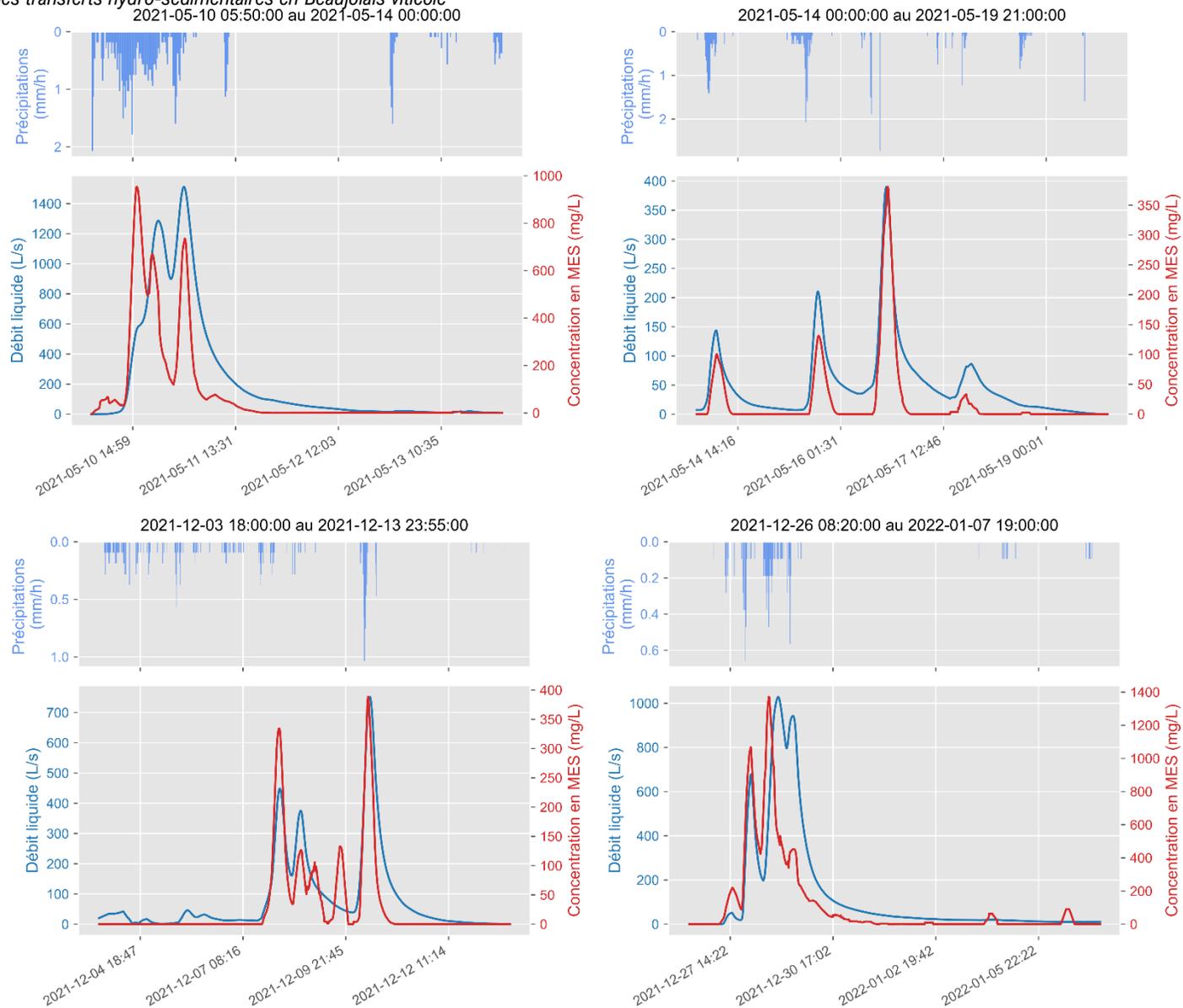


Figure 7-23 : Crues à la contribution principale aux transferts sédimentaires à la station du Ruisseau des Fontaines. Crues du 10-14/05/2021, du 14-19/05/2021, du 03-13/12/2021 et du 26/12/2021-07/01/2022.

Le dernier événement avec une contribution significative est celui du 27 au 31/12/2021 (annexe 4 et Figure 7-23). Comme l'événement précédent, les précipitations se caractérisent par leur faible intensité et s'étendent seulement sur une durée de 48 h. La crue présente pourtant les plus hauts débits liquides et concentration en MES moyens sur la crue de l'année. La pointe de crue atteint 1230 L/s et une concentration en MES de 3200 mg/L. La montée de crue se fait par paliers avec des pics de concentration en MES précédant systématiquement les pics de débits associés. La contribution au flux annuel de sédiments est la plus forte avec 83 % de l'apport sédimentaire annuels. L'hypothèse privilégiée, au vu des précipitations, est que l'événement précédent a occasionné une production sédimentaire qui n'est pas parvenue jusqu'à la station avant la fin de l'événement. Le secteur a subi un calme pluviométrique entre les deux événements. Le retour des précipitations aurait permis le transfert d'une partie des sédiments produits, stockés dans le réseau de drainage anthropique ou dans le chenal, jusqu'à la station du Ruisseau des Fontaines. Ainsi des relais s'organisent de façon très discontinue dans l'espace et dans le temps. Peu d'événements pluvieux sont capables de créer un continuum sur un même événement à l'échelle du bassin versant.

3.2.2. Hypothèses explicatives de la concentration des flux de MES : mesures défaillantes ou influence du réseau de drainage ?

Les cinq crues qui ont contribué à la majorité des transferts présentent les débits liquides et les concentrations en MES les plus fortes observées durant la période de suivi (Figure 7-24). Les autres crues ont présenté soit une faible hausse des débits liquides, soit de la concentration en MES, soit des deux (annexe 4). Par exemple, les crues de janvier 2021, de février 2021, des 11–12 mars 2021, de fin juillet 2021, du 27 au 30 avril 2022 et du 8 au 27 juin 2022 ont présenté une concentration en MES quasi-nulle. Cette absence de transfert sédimentaire peut s'expliquer par les **faibles débits** liquides ou des précipitations avec une faible capacité de transport, c'est-à-dire peu érosives, équivalentes à de faibles cumuls ou de trop courte durée. Si l'analyse des événements en question semble aller dans ce sens, il convient de rappeler que les précipitations sont mesurées à 16 km du site du Ruisseau des Fontaines et qu'elles peuvent ne pas correspondre à la dynamique locale des précipitations lors d'épisodes orageux.

À l'inverse, des débits liquides nuls (donc non considérés dans les périodes de crue) sont observés sur des périodes où une hausse de la concentration en MES est mesurée par la station (Figure 7-24). Il s'agit de 10 périodes où les flux de MES sont considérés comme nuls malgré une hausse de la turbidité mesurée par la station. Ces périodes aux **débits liquides nuls** peut expliquer la contribution très forte d'un nombre restreint d'épisodes aux transferts sédimentaires annuels. Il est pertinent de se demander si la hausse de la concentration en MES est modérée sur ces périodes mais les signaux semblent faire écho à la dynamique des précipitations. Il convient de se demander si les débits nuls peuvent être expliqués par un **biais** dans la mesure.

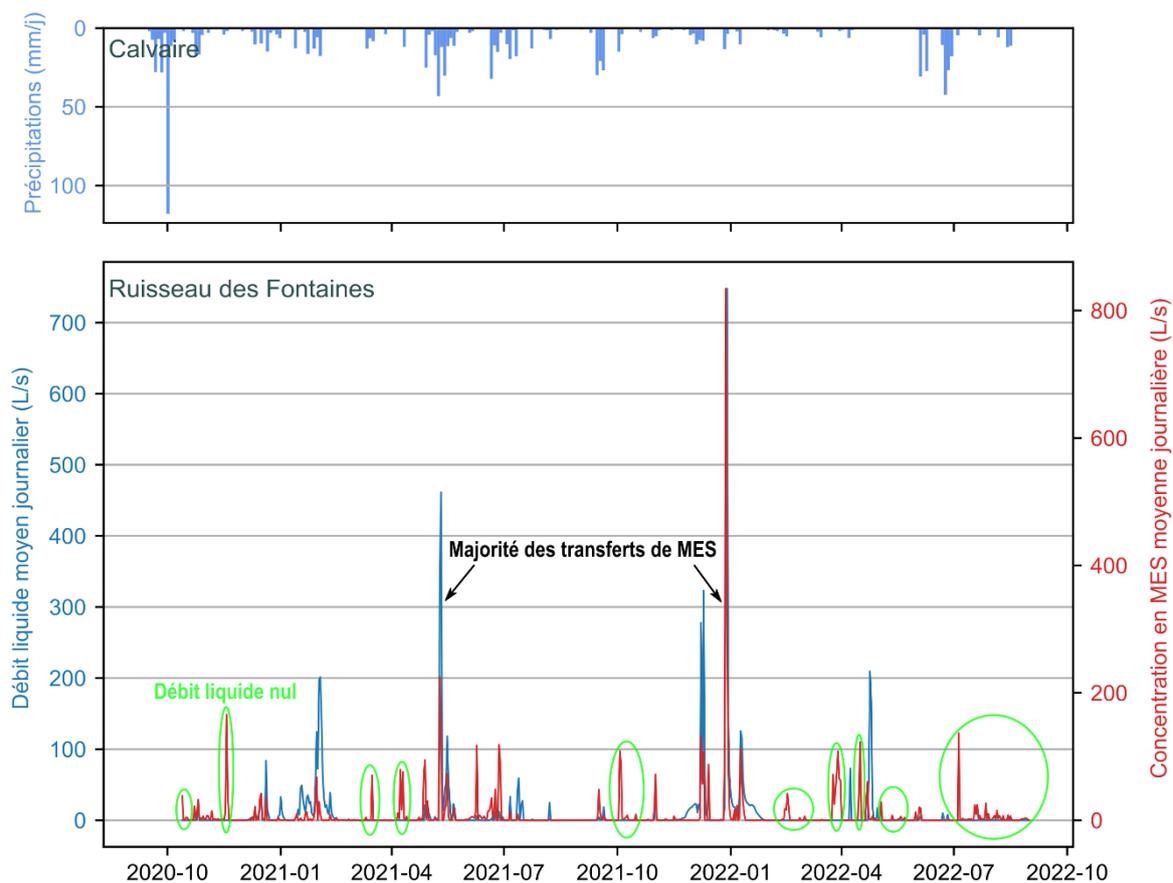


Figure 7-24 : Chronique des débits liquides et solides mesurés à la station du Ruisseau des Fontaines entre septembre 2020 et août 2022.

L'état-de-l'art a montré la capacité des infrastructures anthropiques de drainage à canaliser les flux hydro-sédimentaires et potentiellement à agir comme zone de stockage sédimentaire. Trois **fossés** enherbés connectent les flux hydro-sédimentaires au cours d'eau en amont de la station du Ruisseau des Fontaines. Celui provenant de la rive gauche draine la quatrième superficie la plus importante drainée par une infrastructure dans le bassin versant (cf. Figure 5-7). Il est possible que les connexions d'infrastructures concentrant les flux et servant potentiellement de **stockage intermédiaire** (enherbement, faible pente) à proximité de la station concentrent les flux de MES sur des périodes restreintes.

*

À la station du Ruisseau des Fontaines, la majorité des transferts sédimentaires ont lieu sur un nombre très restreint d'événements : 3 pour 2020-2021 et 2 pour 2021-2022. Malgré des mesures à la station du Ruisseau des Fontaines présentant peu de lacunes, la question de la fiabilité des résultats obtenus se pose. Les données de précipitations sont-elles représentatives de la dynamique locale des pluies ? Comment peut-il y avoir des transferts sédimentaires en période où les débits sont nuls et comment en mesurer les flux ?

Sur les crues qui contribuent de manière significative aux flux annuels de MES, les pics de concentration précèdent ou sont synchrones avec les pics de débits associés. Cela semble témoigner d'une contribution sédimentaire préférentielle du chenal. Toutefois, une contribution

exclusive du chenal aux transferts sédimentaires annuels paraît peu probable. La présence de réseaux de drainage connectés à proximité de la station, qui semblent pouvoir agir comme des chenaux en termes de transferts sédimentaires, est à considérer dans l'analyse des données. Parallèlement, aucun effet de saisonnalité lié au désherbage des parcelles ne semble transparaître derrière les résultats.

4. Synthèse et discussion des résultats

Ce chapitre a permis de faire un bilan sur les transferts hydro-sédimentaires pour quatre stations hydrologiques du Beaujolais viticole. Ces dernières nous renseignent sur les dynamiques de l'échelle de la parcelle viticole, à la tête de bassin versant de quelques kilomètres carrés puis d'un bassin d'une centaine de kilomètres carrés. Cette section s'attache à discuter les résultats obtenus, de mettre les bilans en perspective (comparaison à d'autres secteurs viticoles, modélisation, biais potentiel dans les mesures) et de discuter le rapport entre la structure spatiale du paysage et les dynamiques sédimentaires observées.

4.1. Ampleur de l'érosion sur les sites instrumentés

4.1.1. Comparaison des bilans sédimentaires

Il est estimé que le taux de production sédimentaire des vignobles français est compris entre 10,5 à 54 t/ha/an (Viguié, 1993 ; Quiquerez *et al.*, 2008 ; Paroissien *et al.*, 2010 ; Prosdociimi *et al.*, 2016 ; Fressard *et al.*, 2022). Sur la parcelle expérimentale de Saint-Joseph, le taux de production sédimentaire pour les deux années de suivi s'élèvent à 2,43 t/ha/an et à 1,43 t/ha/an, soit 4 à 37 fois moins.

À titre de comparaison, la production sédimentaire à Saint-Joseph et les transferts sédimentaires aux Versauds et à Pizay ont été déterminés à partir du RUSLE-SDR calculé pour le bassin versant de l'Ardières selon la méthode proposée par Vigiak *et al.* (2012) dans le cadre du projet PULSE. Le modèle donne les résultats suivants :

- 3,1 t/an de production sédimentaire sur la parcelle de Saint-Joseph (12 t/ha/an). Sur cette quantité, le modèle estime que 0,6 t/an seraient transférés à la Morcille (soit 2,4 t/ha/an).
- Les transferts sédimentaires modélisés à la station des Versauds est de 1210 t/an, soit 0,54 t/ha/an.
- À la station de Pizay, les transferts sont estimés à 6440 t/an, soit 0,45 t/ha/an.

4.1.2. Une stratégie de gestion de la parcelle de Saint-Joseph limitant la production sédimentaire

L'estimation de la production sédimentaire sur la parcelle de Saint-Joseph par le RUSLE confirme la différence d'ordre de grandeur que montre la comparaison avec d'autres vignobles. Cette différence peut être expliquée par les **pratiques culturales** spécifiques à la parcelle qui ne sont pas prises en compte par le modèle et rarement utilisées dans d'autres

contextes viticoles. La parcelle de Saint-Joseph est équipée de 6 **bourellets de terre** dont un qui borde la parcelle à l'amont, l'isolant des flux entrants. Ils permettent de réduire la longueur de pente accumulée et ainsi de limiter l'emballement du ruissellement vers l'aval. Une **gouttière de canalisation** située au centre de la parcelle collecte les flux des bourellets de terre et les exporte hors de la parcelle. En outre, ils créent des secteurs de stockage intermédiaires des sédiments érodés au sein de la parcelle (Figure 7-26). Dans la même perspective, des bandes de **paillage** sont mises en place perpendiculairement à la pente. Si l'enherbement de la parcelle est pris en compte dans le calcul du RUSLE, ce n'est pas le cas ni des infrastructures de drainage, ni du paillage qui constituent des objets géographiques trop petits pour être pris en compte à l'échelle du bassin versant (Ardières).

La comparaison des mesures avec les taux de production sédimentaire potentiels issus de la modélisation et les résultats dans d'autres contextes viticoles démontre l'**efficacité** des pratiques de **gestion** de la ressource en sol à l'échelle de la parcelle de Saint-Joseph. La parcelle apparaît comme bien gérée sur le plan de la lutte contre l'érosion des sols et n'est donc peut-être pas l'exemple le plus représentatif pour caractériser la production sédimentaire des parcelles viticoles. Ce type de gestion n'apparaît en effet pas systématiquement au regard des observations qualitatives de terrain. Ainsi, plusieurs exemples iraient même dans le sens inverse en montrant certaines parcelles caractérisées par un abandon de la gestion de systèmes de rases entraînant une exacerbation des phénomènes d'érosion dû à leur comblement progressif (Figure 7-25). Le suivi d'autres parcelles expérimentales permettraient de mieux comprendre l'influence des pratiques de gestion et d'émettre des hypothèses sur un état moyen de la production sédimentaire dans le secteur.

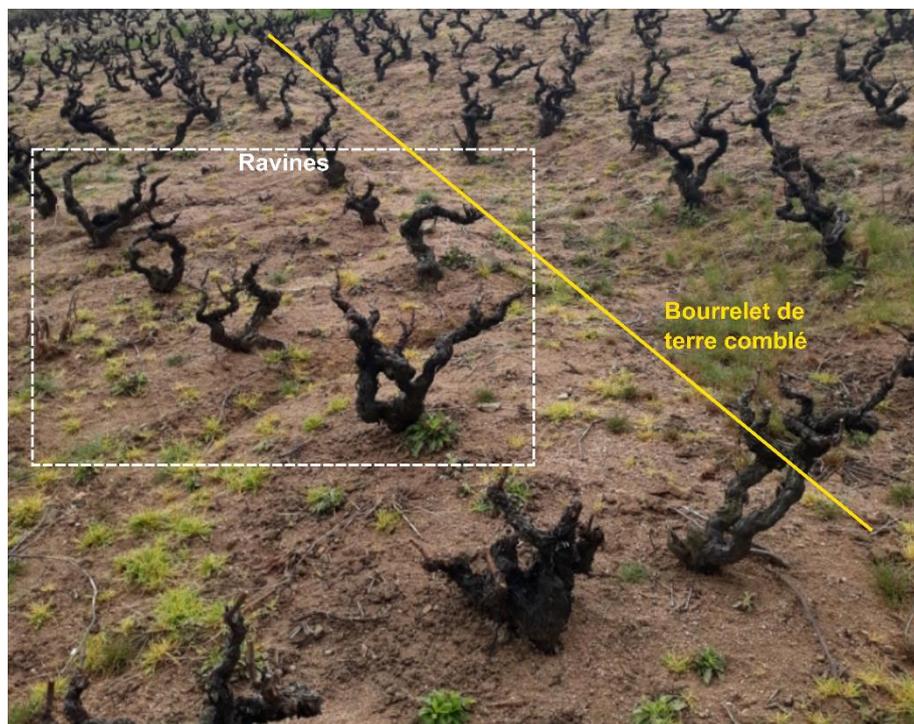


Figure 7-25 : Parcelle présentant des bourellets de terre comblés et des ravines.
Source : M. FRESSARD (2021).

Toutefois, il convient de ne pas oublier que les résultats obtenus sont le fruit d'un suivi lors de **deux années sèches** dont les précipitations présentent une érosivité modérée (valeurs proches de la moyenne interannuelle). Un suivi sur le long terme serait nécessaire pour vérifier l'efficacité des bourrelets de terre et du paillage partiel dans la limitation des transferts sédimentaires de la parcelle de Saint-Joseph et de mieux comprendre les modalités d'activation du système lors d'épisodes basse fréquence forte magnitude. De plus, les résultats de la parcelle montrent une importante variabilité inter- et intra-annuelle. Par exemple, le 25/07/2023, 200 kg de sédiments ont été recueillis dans le collecteur de Saint-Joseph. Cette quantité est bien supérieure à celle de tous les événements depuis l'installation du collecteur et correspond à environ 80 % des sédiments collectés durant l'année 2021-2022. Cette variabilité peut être expliquée par la dynamique des précipitations (cf. chap.7 - 1.1). Des mesures sur un plus long terme seront nécessaires pour estimer un état moyen de la production sédimentaire, de ses rythmes et des seuils de cumul et d'érosivité des précipitations qui activent la production sédimentaire sur la parcelle.



Figure 7-26 : Accumulation de sédiments à l'amont d'un bourrelet de terre sur la parcelle de Saint-Joseph.

4.1.3. Des transferts sédimentaires qui traduisent la prise en compte lacunaire des sédiments grossiers et des effets des infrastructures linéaire

Le RUSLE-SDR présente un résultat proche des taux de transferts mesurés à la station de **Pizay** durant le suivi. Si les résultats ne sont pas aberrants, les spécificités du modèle font qu'ils ne prennent en compte que la production de versant transférée au cours d'eau et pas les dynamiques fluviales ayant cours dans le chenal (*i.e.* érosion de berge, dépôts, etc.). Les modalités de transfert des sédiments au sein du réseau hydrographique ne sont pas prises en compte : une fois le cours d'eau atteint, les sédiments sont considérés comme atteignant l'exutoire du bassin versant sans considérer les effets de stockage potentiels pouvant avoir lieu au sein du **chenal**. Les résultats ont montré le signal d'évacuation de la station de Pizay et, de fait, la contribution importante des stocks issus du chenal aux transferts sédimentaires. Le modèle ne parvient pas à prédire les taux de transferts exacts ce qui plaide en faveur de processus d'érosion/remobilisation des sédiments dans le chenal via des processus fluviaux.

À l'inverse, les flux de sédiments estimés par le modèle sont plus hauts que ceux mesurés à la station des **Versauds**. Deux facteurs pourraient expliquer ce phénomène.

- À l'image de la parcelle de Saint-Joseph, des effets de stockage n'ont pas lieu que dans le chenal mais aussi sur les versants, notamment du fait de la structuration du **réseau de linéaires** anthropiques (cf. chap.5). En fonction de la structuration du réseau, à l'interface entre les versants et le cours d'eau, les infrastructures linéaires peuvent faciliter les transferts jusqu'au cours d'eau alors qu'ils peuvent agir pour limiter les flux si des stratégies de stockage sont mises en place (e.g. collecteurs de sédiments). Il n'existe pas de connexions significatives entre le réseau de drainage et le cours d'eau à proximité de la station des Versauds. Toutefois, 10 fossés se connectent à la Morcille en amont de la station, permettant le lien entre les versants et le réseau hydrographique.
- Le second est lié à la **mesure des sédiments grossiers** en rivière. Les suivis de terrain a montré la part conséquente de ces derniers à la station des Versauds (Figure 7-27). Comme évoqué dans le chapitre 1 (1.2.2.1.), les sondes turbidimétriques se révèlent inadéquates pour quantifier les sables (Camenen *et al.*, 2019). Plus généralement, il n'existe pas de méthode éprouvée pour estimer les flux liés à cette fraction granulométrique dans le cours d'eau.



Figure 7-27 : Dépôt sableux à l'aval des capteurs sur le site des Versauds. Source : J. PIC (avril 2021).

4.2. Qualité variable des données collectées

Ce travail a eu la chance de s'appuyer sur un réseau de suivi déjà en place, permettant d'éviter de nombreux tâtonnements pour de déploiement du suivi. Des mesures de précipitations et de hauteur d'eau sont réalisées depuis 10 à 30 ans sur le site Ardières-Morcille. Les courbes de tarage des sites des Versauds et de Pizay sont robustes et disposent de points de calage dans des gammes variées de débits. L'estimation des débits y est robuste mais la question de la qualité de la mesure des transferts sédimentaire se pose.

Les tâtonnements concernant la mise en place du dispositif de mesure des flux sédimentaires à l'exutoire de la parcelle de **Saint-Joseph** ont été abordés dans la section 1.3 du chapitre 6.

Si *in fine* le dispositif se révèle pertinent pour quantifier et qualifier l'export des sédiments de la parcelle, des ajustements ont été réalisés au cours du suivi pouvant affecter la qualité de la donnée. Tout d'abord, les données sont lacunaires jusqu'à l'installation des capteurs de hauteur et de turbidité à l'aval du collecteur de sédiments en janvier 2021. De plus, les données témoignent de l'encrassement du capteur de turbidité. Il était situé dans le second bac de décantation du collecteur jusque fin juillet 2021 et n'a été placé à l'aval du canal venturi qu'ensuite. Les débits liquides étant nuls dans les périodes d'absence de ruissellement, l'encrassement du capteur n'a pas d'influence sur les flux dans ces périodes. Cependant l'encrassement peut contribuer à une surestimation des volumes en période de ruissellement. De plus, même une fois le turbidimètre déplacé à l'aval du canal venturi, les valeurs de turbidité atteignent fréquemment les limites de quantification du capteur (5000 NTU). Les flux de ruissellement sont encore très concentrés en MES malgré le dépôt des sédiments grossiers dans le collecteur. Un capteur avec une plus grande gamme de mesure serait nécessaire pour une meilleure quantification des flux de MES à la sortie de la parcelle.

Du fait des contributions très fortes d'un nombre réduit d'épisodes de crue aux transferts annuels de MES, la fiabilité de la donnée du site du **Ruisseau des Fontaines** doit être discutée. La Figure 7-24 a mis en évidence des périodes où une hausse des concentrations en MES est enregistrée mais avec des débits nuls. Ce problème est occasionné par la moindre qualité de la courbe de tarage qui repose sur uniquement 4 jaugeages. La consolidation de la courbe de tarage serait nécessaire pour déterminer les transferts sédimentaires effectifs.

4.3. Une structure spatiale des bassins versants qui explique la variabilité des transferts aux différentes échelles temporelles

4.3.1. Une variabilité des transferts sédimentaires annuels expliqués par la structure paysagère à l'échelle des bassins versants

Les résultats ont montré des transferts spécifiques de MES plus réduits au site des Versauds comparé à celui de Pizay. Plusieurs hypothèses peuvent contribuer à expliquer la différence.

- Différences dans la part des modes d'occupation du sous bassin versant de la Morcille et du bassin versant de l'Ardières. La tête de bassin versant de la Morcille dépasse largement la moyenne du bassin versant en termes de surface plantée en vigne. Cet élément semble indiquer une production sédimentaire spécifique conséquente dans la tête du bassin versant de la Morcille en comparaison avec les autres secteurs.
- Si la production est haute, seule une limitation des transferts peut expliquer le faible volume observé aux Versauds.
- L'absence de mesure des sables par le turbidimètre comme évoqué dans la section précédente notamment en période de crue tendrait à sous-estimer les transferts.
- Différence dans la répartition annuelle des pluies entre les différents secteurs du bassin versant de l'Ardières.

La comparaison du site du Ruisseau des Fontaines avec celui des Versauds a montré plusieurs points d'intérêts. Certains facteurs peuvent expliquer l'ampleur plus réduite des transferts sédimentaires à l'échelle annuelle par rapport à celle des Versauds :

- Le bassin versant du Ruisseau des Fontaines se caractérise par des **pent**es plus modérées en comparaison avec la tête de bassin versant de la Morcille.
- Il présente une plus grande **hétérogénéité paysagère** avec une moindre part de la vigne et un enherbement du vignoble plus étendu.
- La **morphologie** du bassin versant est plus favorable au stockage des sédiments sur les versants du fait d'une forme plus circulaire du Ruisseau des Fontaines que celle de la Morcille.

4.3.2. Une structure paysagère à l'origine de l'organisation de relais de processus à échelle plus locale

Les effets de la structure paysagère sur les transferts sédimentaires ne sont pas seulement perceptibles à échelle globale. Le caractère estival de la production sédimentaire sur la parcelle de Saint-Joseph a été mis en valeur, coïncidant avec les précipitations les plus érosives et le désherbage partiel de la parcelle. À l'échelle individuelle des crues, les effets de la structure paysagère sur l'organisation des relais de processus sont perceptibles (Figure 7-28).

La typologie de crues aux Versauds et à Pizay a confirmé le caractère saccadé des transferts sédimentaires (Figure 7-28). Le fonctionnement du système érosif montre de forts effets de stockage et des relais spatio-temporels qui s'organisent entre les stations. La principale question derrière ces relais est celle de leur localisation et des facteurs explicatifs liés à la typologie des crues. L'activation complète du système lors des crues liées à des précipitations érosives semble limitée par le fort enherbement des parcelles (non viticoles), des chemins et des fossés enherbés en période estivale. Ces infrastructures permettent un stockage des sédiments sur les versants, soit au sein des parcelles, soit au sein des infrastructures transversales du réseau de drainage. Souvent considéré comme une extension du réseau hydrographique, le réseau de drainage des bas de versant peut expliquer les fortes concentrations sédimentaires en rivière lors de périodes très restreintes. Cela peut s'expliquer par les sédiments stockés dans le réseau plus facilement remobilisables et d'effets de facilitation des transferts par le biais d'infrastructures longitudinales.

Le Ruisseau des Fontaines est caractérisé par une densité plus faible d'infrastructures anthropiques que le bassin versant de la Morcille. Pourtant il présente le fonctionnement le plus saccadé des sites en rivière. La proximité immédiate à la station de connexions entre réseau de drainage et le cours d'eau et la forte capacité de stockage des versants peuvent expliquer ce phénomène.

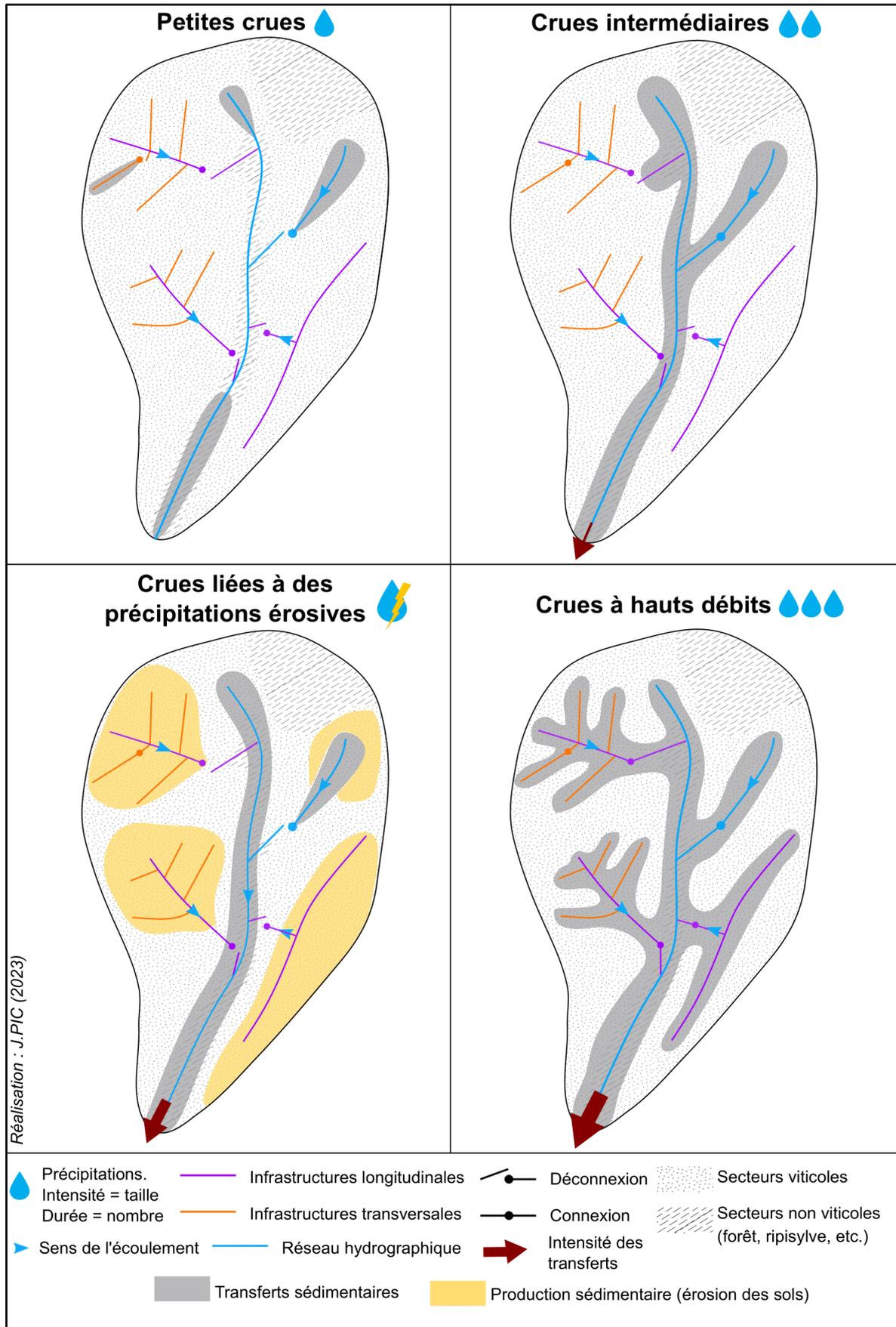


Figure 7-28 : Schéma de l'organisation de la cascade sédimentaire en fonction des types de crues.

Conclusion du septième chapitre

Pour la première fois, un suivi a permis de documenter la dynamique sédimentaire en Beaujolais viticole. Les objectifs de ce chapitre étaient de mesurer les **volumes** de sédiments exportés à différentes échelles spatiales, d'en décrypter les **modalités de transfert** et de discuter du **rôle** de la **structure paysagère** dans l'organisation des transferts.

La dynamique sédimentaire s'organise selon un **schéma général** de système saccadé, caractérisé par des alternances entre phases de production sédimentaire que les versants décorrélés d'épisodes de purge du réseau. La **production sédimentaire** est principalement concentrée en période **estivale**, de manière concomitante aux précipitations les plus érosives. Entre deux périodes estivales s'organise un **déstockage** des sédiments des versants vers le cours d'eau et leur **évacuation** progressive hors du bassin versant par des événements à plus faible érosivité, mais suffisants pour permettre des transferts. L'organisation d'un continuum géomorphologique visible aux trois échelles ne s'observe qu'en début de période estivale mais sans forcément permettre le déstockage des sédiments des versants du fait de la durée réduite des épisodes pluvieux. Dans ce cas, les sédiments produits ne correspondent pas à ceux transférés à l'exutoire du bassin versant.

De manière générale, la dynamique sédimentaire présente un **caractère saccadé** quelle que soit l'échelle spatiale considérée mise en avant par l'analyse des **crues**. Le site du Ruisseau des Fontaines enregistre une contribution significative aux transferts annuels sur un nombre très réduit d'événements. Aux Versauds et à Pizay, les crues les plus fréquentes occasionnent de faibles transferts et les principaux transferts ne sont impulsés que par les crues ayant les magnitudes les plus élevées. Trois types de crues présentent des contributions significatives aux transferts sédimentaires. Les crues **intermédiaires** témoignent généralement de phénomènes de purges des stocks sédimentaires dans le chenal. Les crues liées à des **précipitations érosives** s'expriment aussi par des purges plus courtes mais plus marquées et peuvent permettre de créer une connexion entre les versants et le cours d'eau dans le cas d'événements successifs. Les crues à **hauts débits** sont les seules à véritablement activer l'ensemble des liens entre les différents compartiments de la cascade sédimentaire.

Toutefois, la **production** de la parcelle expérimentale se révèle **modérée** en comparaison avec d'autres secteurs viticoles et du potentiel érosif évalué par la modélisation. À l'inverse, les **transferts** présentent un volume **équivalent** aux estimations. Ces résultats soulignent une **faible capacité de production** mais une **forte capacité de transfert** que la structure paysagère permet dans les deux cas d'expliquer. À l'échelle de la parcelle, les **modes de culture** (enherbement, infrastructures transversales du réseau de drainage) expliquent une production sédimentaire réduite (contextes similaires, modélisation). La période végétative et les réseaux de drainage semblent avoir les effets les plus importants sur les transferts. L'**enherbement** des éléments de la structure paysagère (parcelles de bas de versant, infrastructures transversales du réseau de linéaires, etc.) est à l'origine de phénomènes de stockage et de l'organisation de relais de processus. Élément à l'interface entre les versants et le cours d'eau, les **infrastructures longitudinales** du réseau de linéaires semblent agir comme une extension du réseau hydrographique en termes de transferts car elles concentrent les flux.

Conclusion générale

Ce travail avait pour objectif de documenter les liens entre les **modalités d'organisation de la structure paysagère et les signaux hydro-sédimentaires** depuis les versants vers les cours d'eau. Pour répondre aux questions de recherche associées, la démarche méthodologique repose sur le couplage entre (1) sur une approche par analyse spatiale et (2) des mesures *in situ* des transferts hydro-sédimentaires.

Les objectifs de ce travail étaient les suivants :

- Décrire à échelle fine l'organisation de la structure paysagère et des modalités de connectivité hydro-sédimentaire des bassins versants ;
- Mesurer le volume et les rythmes des transferts hydro-sédimentaires à différentes échelles spatiales ;
- Évaluer l'efficacité de ces connexions et discuter des enjeux géomorphologiques qui en découlent en termes de gestion de la ressource en sol.

Dans ce cadre, le choix du Beaujolais viticole s'est imposé du fait d'une production sédimentaire estimée *a priori* comme forte mais n'ayant jusqu'alors jamais été mesurée et d'une structure paysagère complexe, caractérisée notamment par de multiples infrastructures linéaires interférant avec les eaux de ruissellement. Cette structure paysagère témoigne ainsi de la diversité des pratiques agricoles et des stratégies à l'œuvre de gestion des flux hydro-sédimentaires.

La nécessité de prendre en compte les **infrastructures** anthropiques linéaires intra et inter-parcellaires pour la compréhension des modalités de transfert des flux hydro-sédimentaires a été démontrée. Une première approche par cartographie et analyse spatiale avait pour objectif d'identifier les patrons spatiaux créés par la multiplicité d'infrastructures linéaires. Dans ce cadre, la structure paysagère a été formalisée sous la forme d'un **graphe** permettant l'extraction de métriques et l'application d'un indice de connectivité.

En parallèle, ce travail a permis de documenter la dynamique sédimentaire en Beaujolais viticole. Il a été réalisé dans le cadre du site atelier Ardières-Morcille, zone atelier du bassin du Rhône. L'analyse des transferts sédimentaires s'inscrit en complément des recherches en écotoxicologie. Les **volumes** de sédiments exportés à différentes échelles spatiales ont été mesurés, permettant de caractériser les **modalités de transfert** et de discuter du **rôle** de la **structure paysagère** dans leur organisation spatio-temporelle.

Principaux résultats

Formalisation d'une structure spatiale pour étudier la connectivité sédimentaire

Le premier **apport** de cette thèse est d'ordre **thématique** et **méthodologique**. La thèse a permis de détailler l'organisation des stratégies de drainage en Beaujolais viticole : inventaire, typologie des ouvrages et leur organisation structurelle d'amont en aval. Les résultats ont montré la pertinence de cette structuration des données spatialisées pour décrire et mesurer

la connectivité sédimentaire dans les secteurs agricoles à la structure paysagère complexe. Elle a permis de :

- Construire des objets cartographiques *ad hoc* permettant de caractériser l'organisation du réseau anthropique de drainage.
- Évaluer les déformations des flux hydro-sédimentaires engendrées par le réseau de drainage par rapport à un écoulement régi par la seule topographie (distance au cours d'eau, accessibilité, indice de connectivité).

Les résultats de l'analyse spatiale font émerger un **schéma d'organisation des réseaux de linéaires** dans le vignoble du Beaujolais. Il révèle des stratégies différentes dans la gestion des flux hydro-sédimentaire entre les hauts et les bas de versant. Les **bourrelets** de terre et les **chemins non-enherbés** sont préférentiellement localisés le plus en **amont** des sous-réseaux de drainage. Leur orientation transversale, en général à contrepente, contribue à **réduire** la **connectivité**. Les **routes principales** et les **gouttières de canalisation** sont localisées en position **intermédiaire** dans les réseaux. Ces infrastructures collectent les flux agrégés des infrastructures localisées en amont. Les **canalisations enterrées** et les **fossés enherbés** sont positionnés dans la partie **aval** des séquences de drainage. Ces infrastructures sont cruciales par l'ampleur des flux qu'elles peuvent collecter et les exutoires auxquels elles sont connectées. Enfin, les **chemins enherbés** sont **omniprésents** dans les différents secteurs du réseau de linéaires sur le versant. En position amont ils drainent des flux hydrologiques limités et s'intègrent dans de courtes cascades sédimentaires. En position aval, ils jouent le rôle de bande enherbée permettant d'augmenter la rugosité du réseau et réduire la canalisation.

Ce schéma d'organisation du réseau de drainage induit, au travers d'effets de barrières ou d'allongement des distances parcourues, une **réduction** de la **connectivité** sédimentaire sur les **hauts de versant** par le biais d'infrastructures transversales. À l'inverse, la **connectivité** sédimentaire est **accrue** sur les **bas** de versants par le biais d'infrastructures longitudinales. Une **forte canalisation** des flux hydro-sédimentaires y est privilégiée dans une perspective d'**export** vers le cours d'eau ou dans des ouvrages de collecte de sédiments (bassins décanteurs, mares, etc.). De fait, les flux hydro-sédimentaires qui atteignent les collecteurs de sédiments, les friches, les forêts et le cours d'eau sont préférentiellement canalisés. À l'inverse, les séquences connectées à des zones de forêt, des parcelles en vigne et des prairies présentent une faible canalisation des flux.

Déconnecter les flux hydro-sédimentaires du cours d'eau : rôle essentiel des fossés et des collecteurs de sédiments

Les résultats mettent en avant les **connexions directes** du réseau de drainage au **cours d'eau** qui ont une faible capacité de stockage sédimentaire et restent un enjeu important en contexte agricole. Dans le cas du Beaujolais viticole, les infrastructures de drainage ont montré leur rôle dans la limitation des transferts hydro-sédimentaires en amont de la cascade sédimentaire. Toutefois, les **sous-réseaux directement connectés au cours d'eau** jouent un rôle facilitateur

dans les transferts des sédiments depuis les parcelles viticoles vers les cours d'eau. Ils drainent une proportion importante de parcelles de vigne et peuvent stocker des sédiments au sein des infrastructures, qui deviennent alors plus facilement remobilisables que sur les versants. Les **fossés enherbés** drainent les **superficies** les plus importantes et jouent un **rôle facilitateur** important dans la connectivité au **cours d'eau** ou à proximité.

Les **collecteurs de sédiments** semblent positionnés dans des secteurs stratégiques afin de maximiser leur efficacité : bas de versant, connexion à des sous-réseaux longs et fortement canalisants. Ils limitent efficacement la connectivité à échelle locale, notamment quand ils sont organisés en réseau : succession de collecteurs drainant un même sous-réseau ou subdivision des sous-réseaux vers différents collecteurs à proximité les uns des autres. Leur efficacité dépassant l'échelle de la parcelle, ils constituent une stratégie à envisager pour limiter la connectivité dans des secteurs potentiellement problématiques.

Des transferts sédimentaires saccadés liés à des effets de stockage au sein de la cascade sédimentaire

De manière générale, la **dynamique sédimentaire** présente un caractère **saccadé** quelle que soit l'échelle spatiale considérée. La **production sédimentaire** est principalement concentrée en période **estivale**, de manière concomitante aux précipitations les plus érosives. Quatre **types de crues** ont été identifiées sur la base de leur contribution aux transferts sédimentaires annuels. Les crues les plus fréquentes n'occasionnent que de faibles transferts. Les transferts principaux ne sont impulsés que par les crues ayant les magnitudes les plus élevées. Les crues intermédiaires témoignent généralement de phénomènes de purges des stocks sédimentaires dans le chenal ou à proximité. Les crues liées à des précipitations érosives sont responsables de la production sédimentaire sur les versants, sans pour autant avoir la capacité d'entraîner l'ensemble des sédiments produits jusqu'à l'exutoire. En rivière, elles s'expriment par des purges plus courtes mais plus marquées que les crues intermédiaires. Elles peuvent permettre de créer une connexion entre les versants et le cours d'eau dans le cas d'événements successifs. Les crues à hauts débits (hivernales) sont les seules à véritablement activer les transferts entre les différents compartiments de la cascade sédimentaire. Ces crues activent le réseau au sens large : toutes les infrastructures de versants et le réseau hydrographique. Les principaux **transferts** sédimentaires en rivière ont lieu sur de **courts intervalles** de temps et les événements hydrométéorologiques à l'origine d'une activation complète de la cascade sédimentaire sont rares.

Si l'analyse préalable de la structure paysagère a permis d'éclairer de manière qualitative les mesures des signaux sédimentaires aux différentes échelles, les liens entre les deux parties restent toutefois sous la forme d'hypothèses. Elles seront à affiner dans de futurs travaux et ouvrent de nouvelles perspectives de recherche.

Perspectives de recherche

Les résultats ont montré l'importance de la structure paysagère dans la dynamique des transferts en contexte viticole aménagé : pratiques culturales en parcelle, infrastructures routières et de drainage des versants. La démarche combinant suivi métrologique et analyse spatiale pour la compréhension de la connectivité sédimentaire s'est révélée être une approche pertinente ouvrant la voie à de nouvelles pistes d'explorations.

Pérenniser le suivi multi-scalaire des transferts sédimentaires

Ce travail fut l'occasion d'un important effort de mesure des processus pendant deux années. Les résultats témoignent, toutefois, d'incertitudes liées à la durée réduite des mesures et de lacunes dans l'investigation de certaines composantes de la cascade sédimentaire. Un maintien et un renforcement du suivi serait nécessaire pour lever ces incertitudes mais aussi pour renseigner l'évolution des dynamiques sédimentaires dans le contexte de changement climatique.

La première question qui témoigne en faveur du **maintien du suivi** est celle de la variabilité interannuelle des transferts aux différentes échelles et de la représentativité des bilans réalisés durant les deux années de suivi. Un suivi sur le long-terme permettra d'évaluer l'ampleur et les rythmes des événements mesurés aux différentes échelles, identifier le poids des événements de forte magnitude, et de comparer les événements dans des contextes spatiaux différenciés. En outre, la qualité du suivi sédimentaire serait à améliorer pour la mesure de la saltation et du charriage. La difficulté à mesurer les sables à l'échelle des **Versauds** a été soulignée et implique une potentielle sous-estimation des transferts sédimentaires à cette échelle. La conception et la mise en place d'un système de mesure des **sables** sur ce site permettrait de questionner la contribution aux transferts annuels.

En parallèle une **extension du réseau** serait à envisager. La représentativité de la production sédimentaire sur la parcelle de Saint-Joseph s'est posée du fait de pratiques anti-érosives appliquées localement. Des mesures complémentaires sur **d'autres parcelles expérimentales** présentant d'autres pratiques culturales, permettrait d'évaluer l'influence de manière plus représentative. En outre, pour une meilleure compréhension des réponses sédimentaires à la station de **Pizay**, il serait important d'étendre le suivi des transferts sur ses autres **affluents**. Cela permettrait de renseigner la variabilité spatiale des transferts sédimentaires entre les différents affluents et de tenter d'en déterminer la contribution relative à la station de Pizay. De plus, la méconnaissance de la dynamique de transferts sédimentaires dans les **réseaux de drainage** a été démontrée. Il serait intéressant de mener un suivi métrologique expérimental *in situ* pour les documenter. En l'absence de méthode éprouvée, ce suivi impliquerait de réfléchir au protocole d'instrumentation et aux objets mesurés. Les résultats suggèrent de se focaliser, dans un premier temps, sur les fossés enherbés directement connectés au cours d'eau et drainant d'importantes superficies. De même, un suivi du dépôt dans les **collecteurs de sédiments** serait nécessaire pour en évaluer l'efficacité. L'extension des mesures dans le bassin versant de l'Ardières et au niveau des

fossés et collecteurs de sédiments implique la mise en place d'un équipement conséquent et pourrait être réalisé par le biais de techniques de mesure *low-cost* en cours de développement par la communauté scientifique.

Au-delà de la seule connectivité structurelle : modéliser les processus et mieux documenter les pratiques de gestion

Ce travail s'est focalisé sur la connectivité sédimentaire structurelle, en se basant sur des métriques et l'application d'un indice. En complément, il serait pertinent de réaliser une **modélisation** spatialisée des **processus** dans les secteurs investigués. Le chapitre 2 a montré l'existence de modèles intéressants dans le cadre de secteurs de quelques kilomètres carrés. Une simulation des processus dans le cadre du Beaujolais viticole nécessiterait de pouvoir intégrer les processus au sein des réseaux hydrographique et de drainage de manière exhaustive, de renseigner les pratiques culturales et leur variabilité interannuelle. Cette modélisation permettrait de questionner, en parallèle, l'effet de l'évolution des pratiques viticoles et des paysages sur les transferts sédimentaires.

La gestion et l'entretien des infrastructures doit avoir un impact considérable sur leur bon fonctionnement et cette dernière n'a pas été intégrée dans l'analyse. Des enquêtes auprès des gestionnaires (viticulteurs·trices et communes) permettraient de décrire les pratiques de gestion des flux hydro-sédimentaires. Il s'agirait de **renseigner** la diversité des **pratiques culturales** (parcelles, îlots de parcelles) sur et leur efficacité. De même, les hypothèses émises sur la structuration des réseaux de drainage et des collecteurs de sédiments seraient à confirmer par des entretiens auprès d'acteurs·trices du territoire. Il s'agirait de documenter l'origine de leur mise en place, la fréquence et la variabilité des pratiques de gestion nécessaires au bon fonctionnement des infrastructures.

Une dernière perspective, mais non moins importante, est celle de la **retombée opérationnelle** des questionnements sur la relation entre structure paysagère et transferts hydro-sédimentaires. Les besoins sur la réduction des transferts sédimentaires aux cours d'eau en contexte agricole sont forts. Si des travaux pour limiter la production sédimentaire sont réalisés à l'échelle de la parcelle agricole, une réflexion reste à mener à l'échelle du versant. Une première étape résiderait dans la déconnexion au cours d'eau des réseaux de drainage les plus contributifs en sédiments, à moindre coût, de manière pérenne et acceptable. Ces réflexions et les préconisations d'aménagements associées sont à mener conjointement avec les gestionnaires concerné·e-s, notamment les syndicats de rivière. En ce sens, des scénarios exploratoires reposant sur des analyses coût-bénéfice d'implantation d'aménagements complémentaires sont possibles sur la base des outils de modélisation développés.

Annexes

Annexe 1 : Événements ruisselants à la station de Saint-Joseph entre septembre 2020 et août 2022. Les cases en vert correspondent aux prélèvements dans le collecteur de sédiments.

	Début de crue	Fin de crue	Précipitations cumulées pendant l'événement (mm)	Intensité maximale des précipitations sur 20 minutes (mm/h)	Heure de la plus grande intensité de précipitations	Débit liquide moyen (L/s)	Débit liquide maximum (L/s)	Moment du débit liquide maximum	Concentration moyenne en MES (mg/L)	Concentration maximale en MES (mg/L)	Moment de la concentration maximale de MES	Flux total de MES pendant la crue (g)	Part du flux annuel de MES (%)
2020-2021													
1	22/09/2020	29/09/2020	66	11	22/09/2020							32570	4.8%
2	29/09/2020	07/10/2020	139	39	02/10/2020							44830	6.6%
3	07/10/2020	27/10/2020	47	7	25/10/2020							3900	0.6%
4	27/10/2020	09/12/2020	36	3	09/12/2020							9730	1.4%
5	09/12/2020	22/12/2020	39	5	20/12/2020							5080	0.8%
6	09/02/2021	03/03/2021	1	0	09/02/2021							5060	0.7%
7	28/04/2021	29/04/2021	12	15	28/04/2021 14:00	1.46	3.0	28/04/2021 14:26	1426	2948	28/04/2021 14:22	3167 9300	1.8%
8	10/05/2021	20/05/2021	103	14	15/05/2021 13:00	0.38	7.2	18/05/2021 15:06	250	3459	18/05/2021 15:02	61773 14230	11%
9	04/06/2021	09/06/2021	5	5	04/06/2021 19:00	0.27	0.5	06/06/2021 06:35	80	1621	07/06/2021 10:19	6506 4200	1.6%
10	20/06/2021	22/06/2021	24	14	21/06/2021 13:00	0.71	13.0	21/06/2021 12:59	430	3459	21/06/2021 12:57	30030 22420	7.8%
11	26/06/2021	29/06/2021	17	41	27/06/2021 17:00	0.47	13.3	27/06/2021 17:13	739	3459	26/06/2021 12:23	36611 44230	12%
12	04/07/2021	11/07/2021	33	21	04/07/2021 09:00	0.22	8.7	10/07/2021 17:08	337	3459	04/07/2021 09:16	57465	8.5%
13	11/07/2021	16/07/2021	18	8	12/07/2021 14:00	0.37	14.2	12/07/2021 14:36	225	3459	12/07/2021 13:49	42851 117210	24%
14	24/07/2021	28/07/2021	13	29	24/07/2021 07:00	0.46	14.8	24/07/2021 07:02	216	3459	24/07/2021 04:37	29890 84450	17%
15	07/08/2021	17/08/2021	8	6	07/08/2021 08:00	0.27	3.1	12/08/2021 16:47	234	3459	12/08/2021 16:43	5596	0.8%
16	12/08/2021	13/08/2021	1	3	12/08/2021 16:00	0.76	3.1	12/08/2021 16:47	1645	3459	12/08/2021 16:43	4739	0.7%
2021-2022													
17	14/09/2021	22/09/2021	78	21	15/09/2021 00:00	1.00	15.3	16/09/2021 09:48	659	3459	14/09/2021 23:56	54945 94970	13.1%
18	26/09/2021	28/09/2021	0.4	1	26/09/2021 01:00	0.80	1.7	26/09/2021 01:50	601	3459	26/09/2021 08:29	4595	1.1%
19	03/10/2021	11/10/2021	19	6	03/10/2021 16:00	0.51	1.0	03/10/2021 14:26	172	3459	03/10/2021 19:56	4762	1.1%
20	12/10/2021	26/10/2021	3	3	21/10/2021							2690	0.6%
21	02/11/2021	05/11/2021	5	3	01/11/2021 04:00	0.16	0.18	03/11/2021 10:21	22	3459	02/11/2021 07:22	481	0.1%
16	14/11/2021	25/11/2021	2	1	13/11/2021 17:00	2.25	15.5	24/11/2021 04:51	24	197	14/11/2021 20:51	5955	1.4%
17	05/12/2021	09/12/2021	13	4	05/12/2021 16:00	0.27	0.38	05/12/2021 16:40	86	630	07/12/2021 18:29	359	0.1%
18	27/12/2021	01/01/2022	17	6	28/12/2021 01:00	0.46	1.2	29/12/2021 10:02	56	3459	31/12/2021 10:22	1930	0.5%
19	02/01/2022	05/01/2022	1	1	04/01/2022 23:00	0.33	0.35	02/01/2022 12:34	70	3459	03/01/2022 23:16	2043	0.5%
20	07/01/2022	10/01/2022	12	4	08/01/2022 03:00	0.23	0.26	08/01/2022 01:03	224	3459	09/01/2022 03:54	4163	1.0%
22	10/02/2022	12/02/2022	0.4	0.8	11/02/2022 05:00	0.12	0.13	10/02/2022 19:30	162	167	10/02/2022 19:21	7	0.002%
23	09/04/2022	11/04/2022	2	2	09/04/2022 13:00	0.49	0.8	10/04/2022 05:54	10	13	10/04/2022 06:16	58	0.01%
24	23/05/2022	26/05/2022	0	0	22/05/2022 13:00	0.20	0.3	23/05/2022 13:05	15	196	24/05/2022 11:09	628 18800	4.62%
25	03/06/2022	10/06/2022	63	36	04/06/2022 00:00	0.24	10.0	04/06/2022 00:16	49	3459	04/06/2022 00:13	25551 34420	14.3%
26	10/06/2022	13/06/2022	2	3	09/06/2022 03:00	0.17	0.22	10/06/2022 09:21	22	314	10/06/2022 10:52	466	0.11%
27	21/06/2022	29/06/2022	80	42	25/06/2022 16:00	0.29	15.4	24/06/2022 14:12	111	3459	22/06/2022 12:40	56335 100100	37.2%
28	03/07/2022	05/07/2022	5	13	03/07/2022 22:00	0.42	2.1	03/07/2022 22:22	220	3459	03/07/2022 22:23	7123	1.7%

Annexe 2 : Crues mesurées à la station des Versauds. Les couleurs correspondent aux catégories de la typologie des crues.

	Début de crue	Fin de crue	Type d'hystérèse	Précipitations cumulées dans les 24h avant la crue (mm)	Intensité maximale des précipitations sur 20 minutes (mm/h)	Moment de la plus grande intensité de précipitations	Débit liquide moyen (L/s)	Débit liquide maximum (L/s)	Période de retour de la crue	Moment du débit liquide maximum	Concentration moyenne en MES (mg/L)	Concentration maximale en MES (mg/L)	Moment de la concentration maximale de MES	Flux total de MES pendant la crue (g)	Part du flux annuel de MES (%)
2020-2021															
1	22/09/2020 15:00	23/09/2020 11:20	3	26	23	22/09/2020 18:00	20.3	138	1.1	22/09/2020 21:00	166	1583	22/09/2020 21:10	837870	0.6%
2	27/09/2020 04:00	28/09/2020 07:00	1	29	10	27/09/2020 05:00	28.0	63	1.1	27/09/2020 14:40	27	157	27/09/2020 14:50	105465	0.08%
3	25/10/2020 23:00	29/10/2020 04:00	1	31	12	25/10/2020 21:00	83.4	247	1.1	26/10/2020 06:35	51	494	26/10/2020 02:05	1689372	1.3%
4	11/12/2020 21:00	22/12/2020 11:00	4	37	10	20/12/2020 04:00	119.5	455	1.2	20/12/2020 05:25	260	2677	20/12/2020 06:50	41364772	31.5%
5	12/01/2021 04:45	20/01/2021 12:45	4	15	7	14/01/2021 21:00	101.7	215	1.1	17/01/2021 15:00	102	3411	15/01/2021 01:35	8961144	6.8%
6	22/01/2021 10:05	27/01/2021 11:20	4	19	7	23/01/2021 13:00	146.6	227	1.1	23/01/2021 18:45	204	2534	24/01/2021 19:15	13792687	10.5%
7	27/01/2021 11:20	05/02/2021 19:00	4	37	10	28/01/2021 22:00	185.2	322	1.1	02/02/2021 08:40	80	1129	02/02/2021 18:20	15005461	11.4%
8	13/03/2021 14:00	14/03/2021 15:00	31	10	7	13/03/2021 23:00	34.4	85	1.1	14/03/2021 03:05	54	309	14/03/2021 01:25	279768	0.21%
9	10/05/2021 05:45	14/05/2021 02:15	2	62	14	10/05/2021 05:00	271.6	807	1.4	11/05/2021 01:25	56	422	11/05/2021 14:00	5648469	4.3%
10	14/05/2021 02:15	15/05/2021 08:00	1	16	13	14/05/2021 04:00	232.8	370	1.2	14/05/2021 05:20	78	370	14/05/2021 05:30	2338744	1.8%
11	15/05/2021 08:00	16/05/2021 08:30	1	13	14	15/05/2021 13:00	229.5	396	1.2	15/05/2021 14:45	62	296	15/05/2021 14:35	1430162	1.1%
12	16/05/2021 08:30	18/05/2021 14:00	4	24	14	15/05/2021 13:00	198.0	303	1.1	16/05/2021 12:55	41	295	16/05/2021 12:50	1674812	1.3%
13	18/05/2021 14:00	19/05/2021 23:30	2	9	8	18/05/2021 15:00	196.4	383	1.2	18/05/2021 16:00	77	1129	18/05/2021 16:30	2247575	1.7%
14	20/06/2021 11:30	21/06/2021 21:55	1	23	14	21/06/2021 13:00	23.6	147	1.1	21/06/2021 15:05	151	1382	21/06/2021 14:30	1162396	0.89%
15	27/06/2021 15:50	28/06/2021 02:50	2	15	41	27/06/2021 17:00	86.9	484	1.2	27/06/2021 18:10	691	4841	27/06/2021 18:20	5960773	4.5%
16	04/07/2021 07:30	04/07/2021 21:50	2	10	21	04/07/2021 09:00	34.4	114	1.1	04/07/2021 10:40	266	1092	04/07/2021 10:50	807663	0.62%
17	07/07/2021 15:10	08/07/2021 08:30	121	11	19	07/07/2021 21:00	66.2	260	1.1	07/07/2021 22:15	244	2401	07/07/2021 22:00	2064766	1.6%
18	10/07/2021 16:00	11/07/2021 03:40	2	1	3	10/07/2021 17:00	43.5	140	1.1	10/07/2021 18:15	388	3371	10/07/2021 19:05	956439	0.73%
19	12/07/2021 14:00	15/07/2021 12:30	12	17	8	12/07/2021 14:00	239.3	861	1.5	12/07/2021 15:30	203	5053	12/07/2021 15:40	21079139	16.1%
20	24/07/2021 02:00	24/07/2021 20:35	12	13	29	24/07/2021 07:00	66.4	413	1.2	24/07/2021 07:55	337	2954	24/07/2021 07:50	3623642	2.8%
21	07/08/2021 06:00	08/08/2021 05:55	3	7	6	07/08/2021 08:00	26.6	67	1.1	07/08/2021 11:30	53	267	07/08/2021 11:35	187465	0.14%
22	12/08/2021 12:55	13/08/2021 10:05	12	1	3	12/08/2021 16:00	11.9	48	1.1	12/08/2021 18:20	66	343	12/08/2021 19:20	96218	0.07%
2021-2022															
23	14/09/2021 15:30	16/09/2021 07:45	4	30	21	15/09/2021 00:00	19	104	1.1	15/09/2021 03:30	97.0	736.1	15/09/2021 01:40	669860	0.64%
24	02/10/2021 15:55	06/10/2021 00:30	3	18	6	03/10/2021 16:00	122	311	1.1	03/10/2021 23:35	74.4	6891.6	03/10/2021 22:15	4683922	4.5%
25	01/12/2021 00:00	13/12/2021 11:00	4	30	8	10/12/2021 09:00	160	484	1.2	10/12/2021 10:55	193.4	3769.4	10/12/2021 12:25	45846730	43.9%
26	27/12/2021 01:10	04/01/2022 17:10	4	17	6	28/12/2021 01:00	194	755	1.4	29/12/2021 10:30	175.0	3488.4	29/12/2021 14:35	35279808	33.8%
27	07/01/2022 18:00	12/01/2022 15:00	4	12	3	08/01/2022 03:00	144	234	1.1	09/01/2022 17:25	24.7	429.1	09/01/2022 19:40	1697654	1.6%
28	04/04/2022 12:00	16/04/2022 05:00	4	8	1	07/04/2022 14:00	33	62	1.1	08/04/2022 06:10	24.1	215.2	08/04/2022 06:25	923006	0.88%
29	21/04/2022 07:40	28/04/2022 04:50	4	24	8	20/04/2022 08:00	15	35	1.1	23/04/2022 19:05	25.1	230.3	23/04/2022 20:10	266477	0.25%
30	02/05/2022 19:30	06/05/2022 10:25	12	19	16	01/05/2022 20:00	20	234	1.1	04/05/2022 15:10	107.1	2468.2	04/05/2022 15:05	2224837	2.1%
31	22/05/2022 16:00	24/05/2022 16:10	4	13	28	21/05/2022 17:00	5	29	1.1	23/05/2022 13:00	48.6	3909.3	23/05/2022 17:15	93423	0.09%
32	03/06/2022 15:20	05/06/2022 19:30	212	89	33	04/06/2022 00:00	12	175	1.1	04/06/2022 01:25	169.2	2834.3	04/06/2022 01:20	1650004	1.6%
33	07/06/2022 16:00	10/06/2022 17:00	212	86	44	08/06/2022 16:00	12	157	1.1	08/06/2022 16:50	74.4	5348.0	08/06/2022 17:10	1323154	1.3%
34	21/06/2022 18:45	29/06/2022 14:30	4	80	26	25/06/2022 16:00	36	295	1.1	25/06/2022 17:50	114.2	5840.0	25/06/2022 17:10	9272037	8.9%
35	03/07/2022 10:40	05/07/2022 04:30	2	5	12	03/07/2022 22:00	13	64	1.1	03/07/2022 23:40	29.5	540.0	04/07/2022 00:25	127278	0.12%
36	01/08/2022 14:45	04/08/2022 06:20	2	0	0	31/07/2022 15:00	1	108	1.1	02/08/2022 06:35	69.2	2876.3	02/08/2022 06:50	438528	0.42%
37	16/08/2022 23:10	21/08/2022 11:30	4	12	9	17/08/2022 04:00	6	22	1.1	17/08/2022 19:20	7.6	1627.6	20/08/2022 21:00	15294	0.01%

Annexe 3 : Crues observées à la station de Pizay. Les couleurs correspondent aux catégories de la typologie des crues.

	Début de crue	Fin de crue	Type d'hystérèse	Précipitations cumulées dans les 24h avant la crue (mm)	Intensité maximale des précipitations sur 20 minutes (mm/h)	Moment de la plus grande intensité de précipitations	Débit liquide moyen (L/s)	Débit liquide maximum (L/s)	Période de retour de crue	Moment du débit liquide maximum	Concentration moyenne en MES (mg/L)	Concentration maximale en MES (mg/L)	Moment de la concentration maximale de MES	Flux total de MES pendant la crue (g)	Part du flux annuel de MES (%)
2020-2021															
1	22/09/2020 11:50	24/09/2020 18:00	3	29	23	22/09/2020 18:00	386.9	2967	1.0	22/09/2020 23:00	116.3	929.7	22/09/2020 23:10	25175074	0.4%
2	27/09/2020 07:20	01/10/2020 04:40	3	31	10	27/09/2020 05:00	713.3	2085	1.0	27/09/2020 17:40	80.2	299.7	27/09/2020 17:40	27005308	0.5%
3	02/10/2020 03:30	07/10/2020 13:35	1	137	71	02/10/2020 10:00	3765.6	13050	1.2	02/10/2020 20:30	125.1	1310.6	02/10/2020 13:20	350677040	5.8%
4	25/10/2020 13:30	03/11/2020 09:00	1	35	12	25/10/2020 21:00	2274.4	9901	1.1	26/10/2020 08:00	44.4	381.7	26/10/2020 04:45	127944785	2.1%
5	15/11/2020 11:50	18/11/2020 03:30	4	4	6	15/11/2020 19:00	354.2	660	1.0	16/11/2020 02:10	8.3	100.2	17/11/2020 13:40	615794	0.01%
6	11/12/2020 07:35	15/12/2020 09:05	1	12	5	12/12/2020 04:00	4858.5	8980	1.1	13/12/2020 00:05	92.4	337.7	12/12/2020 12:25	174180155	2.9%
7	15/12/2020 09:05	19/12/2020 22:15	12	11	7	15/12/2020 20:00	4838.9	10663	1.1	15/12/2020 22:40	57.1	328.9	15/12/2020 22:50	115694835	1.9%
8	19/12/2020 22:15	24/12/2020 15:10	1	17	10	20/12/2020 04:00	7481.7	17159	1.4	20/12/2020 06:55	69.4	688.1	20/12/2020 08:05	258881533	4.3%
9	24/12/2020 15:10	27/12/2020 11:25	1	4	1	24/12/2020 17:00	5801.2	6867	1.0	25/12/2020 08:30	22.9	44.1	25/12/2020 01:35	31799279	0.53%
10	29/12/2020 05:50	30/12/2020 06:35	2	4	3	29/12/2020 07:00	4417.4	5059	1.0	29/12/2020 12:05	19.5	36.6	29/12/2020 12:50	7446799	0.12%
11	30/12/2020 06:35	31/12/2020 17:35	2	7	3	29/12/2020 07:00	4550.5	5846	1.0	30/12/2020 10:40	21.8	63.0	30/12/2020 12:25	12333120	0.21%
12	31/12/2020 17:35	03/01/2021 22:50	3	4	3	31/12/2020 17:00	4809.6	7249	1.1	31/12/2020 22:00	11.9	80.7	31/12/2020 23:00	17487008	0.29%
13	12/01/2021 19:30	21/01/2021 22:05	1	17	7	14/01/2021 21:00	9288.7	14808	1.3	15/01/2021 00:45	67.0	282.3	15/01/2021 01:05	459204716	7.7%
14	22/01/2021 07:55	28/01/2021 04:40	1	21	7	23/01/2021 13:00	9156.8	12806	1.2	23/01/2021 20:55	49.7	122.2	23/01/2021 21:35	204603139	3.4%
15	28/01/2021 04:40	09/02/2021 19:55	13	38	10	28/01/2021 22:00	10429.8	17552	1.4	02/02/2021 10:30	34.3	148.7	29/01/2021 02:10	335073086	5.6%
16	09/02/2021 19:55	12/02/2021 17:05	2	1	1	08/02/2021 20:00	4739.3	6102	1.0	10/02/2021 02:25	7.8	22.4	10/02/2021 13:45	9764769	0.16%
17	11/03/2021 12:25	13/03/2021 10:00	2	5	7	11/03/2021 16:00	876.7	1372	1.0	11/03/2021 23:20	12.6	20.2	13/03/2021 06:45	1811177	0.03%
18	13/03/2021 10:00	31/03/2021 18:45	4	27	8	26/03/2021 20:00	1696.1	3119	1.0	14/03/2021 05:20	70.6	132.3	25/03/2021 04:40	183761109	3.1%
19	11/04/2021 00:10	13/04/2021 10:00	4	12	6	11/04/2021 10:00	802.4	1401	1.0	11/04/2021 20:30	4.5	6.3	11/04/2021 07:10	736895	0.01%
20	28/04/2021 12:55	29/04/2021 20:30	4	13	15	28/04/2021 14:00	620.6	1386	1.0	28/04/2021 18:15	4.8	6.3	28/04/2021 17:55	337241	0.006%
21	30/04/2021 05:15	01/05/2021 03:55	1	14	13	30/04/2021 05:00	1191.3	2321	1.0	30/04/2021 10:00	8.0	18.9	30/04/2021 09:15	883684	0.015%
22	06/05/2021 12:55	07/05/2021 14:20	31	17	9	06/05/2021 12:00	2168.6	3710	1.0	06/05/2021 18:25	110.7	259.6	06/05/2021 19:20	25845216	0.4%
23	10/05/2021 05:55	13/05/2021 22:50	1	60	14	10/05/2021 05:00	14301.4	38959	5.3	11/05/2021 02:55	261.1	826.7	11/05/2021 02:40	1632553219	27.2%
24	13/05/2021 22:50	15/05/2021 09:50	1	21	13	14/05/2021 04:00	10123.3	17394	1.4	14/05/2021 06:25	162.2	331.4	14/05/2021 06:10	224216339	3.7%
25	15/05/2021 09:50	16/05/2021 12:00	3	17	14	15/05/2021 13:00	9986.2	15739	1.3	15/05/2021 16:40	147.1	315.1	15/05/2021 16:45	145627601	2.4%
26	16/05/2021 12:00	17/05/2021 10:00	2	17	14	15/05/2021 13:00	8979.2	11916	1.1	16/05/2021 14:05	114.8	259.6	16/05/2021 14:35	84393331	1.4%
27	18/05/2021 14:55	19/05/2021 12:20	2	7	8	18/05/2021 15:00	7033.0	8920	1.1	18/05/2021 18:45	19.4	56.7	18/05/2021 19:30	11204002	0.19%
28	21/05/2021 16:50	22/05/2021 20:50	2	11	6	21/05/2021 19:00	5599.1	8920	1.1	21/05/2021 21:40	26.3	79.4	21/05/2021 21:35	16081819	0.27%
29	20/06/2021 09:20	22/06/2021 19:55	2	25	14	21/06/2021 13:00	1084.5	9101	1.1	21/06/2021 16:40	150.0	1344.6	21/06/2021 18:20	96155860	1.6%
30	22/06/2021 19:50	23/06/2021 18:05	2	9	18	22/06/2021 21:00	1254.2	5228	1.0	22/06/2021 23:10	228.5	1109.0	23/06/2021 01:00	36354296	0.61%
31	24/06/2021 04:30	25/06/2021 20:05	1	11	11	24/06/2021 05:00	1383.3	2498	1.0	24/06/2021 08:30	103.9	366.7	24/06/2021 07:25	23637475	0.39%
32	27/06/2021 13:25	29/06/2021 17:00	12	18	41	27/06/2021 17:00	2307.1	17670	1.4	27/06/2021 19:15	194.8	2712.0	27/06/2021 19:45	288965334	4.8%
33	04/07/2021 08:00	05/07/2021 20:35	2	10	21	04/07/2021 09:00	1440.0	4776	1.0	04/07/2021 13:20	175.5	1159.4	04/07/2021 13:45	55717668	0.93%
34	05/07/2021 20:35	07/07/2021 19:45	1	11	9	06/07/2021 08:00	1504.5	4119	1.0	06/07/2021 15:00	124.4	336.5	06/07/2021 15:10	38232315	0.64%
35	07/07/2021 19:45	10/07/2021 17:10	1	11	19	07/07/2021 21:00	2806.6	19938	1.5	07/07/2021 22:30	155.3	2175.1	07/07/2021 21:55	265702914	4.4%
36	12/07/2021 12:00	15/07/2021 17:45	1	17	8	12/07/2021 14:00	9098.9	25070	2.0	13/07/2021 01:15	194.6	1049.8	12/07/2021 17:25	655481287	10.9%
37	23/07/2021 15:40	25/07/2021 20:00	2	13	29	24/07/2021 07:00	1682.6	10502	1.1	24/07/2021 09:20	68.7	384.4	24/07/2021 09:20	40669715	0.68%
38	06/08/2021 22:40	11/08/2021 21:30	2	7	6	07/08/2021 08:00	426.5	1999	1.0	07/08/2021 13:20	32.6	65.5	07/08/2021 12:55	7396255	0.12%
39	11/08/2021 21:30	16/08/2021 15:30	2	1	3	12/08/2021 16:00	202.7	1013	1.0	12/08/2021 20:35	26.5	65.5	13/08/2021 12:10	2481082	0.04%
2021-2022															
40	14/09/2021 15:45	16/09/2021 07:50	21	30	21	15/09/2021 00:00	721.0	3731	1.0	15/09/2021 05:00	114.5	517.9	15/09/2021 04:45	22735817.6	0.35%
41	16/09/2021 07:50	17/09/2021 08:10	2	13	19	16/09/2021 10:00	1087.0	6546	1.0	16/09/2021 12:00	284.4	936.3	16/09/2021 12:10	46880962.6	0.72%
42	18/09/2021 19:30	21/09/2021 14:00	1	37	19	18/09/2021 22:00	2297.6	8950	1.1	20/09/2021 01:00	135.1	447.4	20/09/2021 01:05	86054968.3	1.3%
43	03/10/2021 05:45	12/10/2021 05:50	4	19	6	03/10/2021 16:00	2613.7	17198	1.4	04/10/2021 00:25	266.4	1637.0	04/10/2021 03:40	993758522.2	15.3%
44	31/10/2021 15:50	03/11/2021 03:20	24	9	3	31/10/2021 22:00	2090.8	5398	1.0	01/11/2021 10:00	62.3	162.6	01/11/2021 06:20	35034732.2	0.54%
45	28/11/2021 00:50	16/12/2021 13:30	4	35	8	10/12/2021 09:00	6792.5	24617	2.0	10/12/2021 12:25	154.1	4127.2	02/12/2021 08:40	1493970127.0	23.0%
46	27/12/2021 00:00	04/01/2022 17:10	1	17	6	28/12/2021 01:00	10483.7	38417	5.1	29/12/2021 12:35	171.6	788.9	29/12/2021 12:05	1894135409.0	29.2%
47	08/01/2022 00:30	14/01/2022 22:40	1	12	3	08/01/2022 03:00	5992.4	13295	1.2	09/01/2022 18:25	62.6	231.9	09/01/2022 18:25	256265192.6	4.0%
48	06/02/2022 17:30	08/02/2022 14:00	2	3	1	07/02/2022 01:00	1650.1	2286	1.0	07/02/2022 09:15	13.2	22.7	07/02/2022 15:40	3611692.1	0.06%
49	14/02/2022 05:30	23/02/2022 17:10	2	10	1	14/02/2022 09:00	4445.3	8357	1.1	17/02/2022 12:00	25.1	84.4	16/02/2022 23:00	109015896.3	1.7%
50	07/04/2022 06:15	19/04/2022 18:15	2	8	1	07/04/2022 14:00	1294.8	2374	1.0	08/04/2022 09:50	41.8	171.4	15/04/2022 04:40	57253139.5	0.88%
51	23/04/2022 11:50	24/04/2022 14:50	2	12	8	22/04/2022 12:00	826.3	1275	1.0	23/04/2022 21:05	4.4	7.9	23/04/2022 22:10	378843.9	0.01%
52	03/05/2022 16:00	05/05/2022 20:00	2	19	16	02/05/2022 17:00	534.3	1853	1.0	04/05/2022 17:50	69.7	330.4	04/05/2022 21:00	7985274.5	0.12%
53	23/05/2022 08:30	28/05/2022 07:10	2	13	28	22/05/2022 09:00	107.8	731	1.0	23/05/2022 14:30	140.6	313.3	23/05/2022 15:45	8729409.8	0.13%
54	03/06/2022 20:10	07/06/2022 23:30	2	95	33	04/06/2022									

Annexe 4 : Crues observées à la station du Ruisseau des Fontaines entre septembre 2020 et août 2022. Les crues en orange représentent les principales contributions aux flux annuels de MES à la station. Les crues en gris présentent des concentrations de MES nulles ou quasi-nulles.

	Début de crue	Fin de crue	Type d'hystérèse	Précipitations cumulées dans les 24h avant la crue (mm)	Intensité maximale des précipitations sur 20 minutes (mm/h)	Moment de la plus grande intensité de précipitations	Débit liquide moyen (L/s)	Débit liquide maximum (L/s)	Moment du débit liquide maximum	Concentration moyenne en MES (mg/L)	Concentration maximale en MES (mg/L)	Moment de la concentration maximale de MES	Flux total de MES pendant la crue (g)	Part du flux annuel de MES (%)
2020-2021														
1	25/10/2020 00:00	27/10/2020 23:55	3	28	12	25/10/2020 21:00	6.9	95	26/10/2020 06:35	15	310	25/10/2020 22:05	133997	0.4%
2	12/12/2020 09:50	17/12/2020 07:50	1	20	7	15/12/2020 20:00	14	202	15/12/2020 23:10	16	3721	16/12/2020 04:50	554726	1.6%
3	19/12/2020 21:30	23/12/2020 19:00	3	16	10	20/12/2020 04:00	27.6	217	20/12/2020 08:25	9	149	20/12/2020 08:25	483810	1.4%
4	30/12/2020 02:40	05/01/2021 15:20	12	9	3	29/12/2020 07:00	9.7	85	01/01/2021 00:30	1	191	30/12/2020 08:35	7884	0.0%
5	13/01/2021 03:55	21/01/2021 20:00	1	15	7	14/01/2021 21:00	21.1	134	17/01/2021 17:40	3	511	14/01/2021 22:35	62350	0.2%
6	21/01/2021 20:00	27/01/2021 13:00	4	20	7	23/01/2021 13:00	23.3	93	22/01/2021 19:00	3	385	22/01/2021 16:15	47243	0.1%
7	28/01/2021 21:00	06/02/2021 17:20	1	36	10	28/01/2021 22:00	101.2	362	30/01/2021 13:15	15	939	29/01/2021 22:20	2742456	7.9%
8	06/02/2021 17:20	16/02/2021 22:00	4	1	1	08/02/2021 20:00	10.7	85	10/02/2021 02:45	1	204	15/02/2021 04:55	53398	0.2%
9	11/04/2021 09:25	12/04/2021 10:00	212	11	6	11/04/2021 10:00	0.02	1.2	11/04/2021 15:00	2	104	11/04/2021 15:05	123	0.0%
10	28/04/2021 11:55	30/04/2021 04:00	12	16	15	28/04/2021 14:00	13.7	111	28/04/2021 16:35	35	978	28/04/2021 13:30	243573	0.7%
11	30/04/2021 04:00	04/05/2021 12:00	4	18	13	30/04/2021 05:00	8.8	143	30/04/2021 09:25	7	206	30/04/2021 09:20	188943	0.5%
12	06/05/2021 08:45	08/05/2021 14:00	2	17	9	06/05/2021 12:00	2.5	35	06/05/2021 19:50	3	158	06/05/2021 11:00	994	0.0%
13	10/05/2021 05:50	14/05/2021 00:00	1	62	14	10/05/2021 05:00	230.9	1602	11/05/2021 02:00	89	1371	10/05/2021 19:50	25785113	75%
14	14/05/2021 00:00	19/05/2021 21:00	3	46	14	15/05/2021 13:00	51.1	480	16/05/2021 17:15	21	514	16/05/2021 16:35	2599249	7.5%
15	21/05/2021 04:20	23/05/2021 18:00	2	11	6	21/05/2021 19:00	15.6	156	21/05/2021 21:40	9	167	21/05/2021 21:10	206261	0.6%
16	09/06/2021 13:15	10/06/2021 00:00	2	0	0	08/06/2021 14:00	14.7	214	09/06/2021 15:05	255	2765	09/06/2021 14:00	392603	1.1%
17	20/06/2021 09:40	21/06/2021 13:30	212	20	14	21/06/2021 13:00	0.6	36	20/06/2021 10:45	17	717	21/06/2021 04:05	15753	0.05%
18	21/06/2021 13:30	23/06/2021 11:20	12	25	18	22/06/2021 21:00	1.4	62	21/06/2021 14:10	16	331	21/06/2021 15:30	38445	0.1%
19	23/06/2021 11:20	25/06/2021 17:15	1	18	18	22/06/2021 21:00	4.9	115	24/06/2021 07:15	27	842	23/06/2021 12:45	190345	0.6%
20	27/06/2021 15:05	29/06/2021 13:00	4	17	41	27/06/2021 17:00	6.4	133	27/06/2021 19:45	109	730	27/06/2021 21:05	440206	1.3%
21	05/07/2021 19:40	07/07/2021 18:30	4	11	9	06/07/2021 08:00	17.2	210	06/07/2021 15:20	7	155	06/07/2021 15:10	170572	0.5%
22	12/07/2021 14:00	15/07/2021 12:00	21	17	8	12/07/2021 14:00	34.9	326	13/07/2021 00:50	4	137	12/07/2021 19:15	195620	0.6%
23	15/07/2021 12:00	17/07/2021 20:00	21	0	0	16/07/2021 17:00	21	139	15/07/2021 20:40	0	0	15/07/2021 12:10	0	0%
24	23/07/2021 23:00	24/07/2021 21:30	1	13	29	24/07/2021 07:00	1.6	36	24/07/2021 09:30	0.2	32	24/07/2021 02:10	0	0%
25	07/08/2021 06:00	08/08/2021 19:30	3	7	6	07/08/2021 08:00	15.8	207	07/08/2021 11:05	1	171	07/08/2021 16:55	3347	0.01%
2021-2022														
26	16/09/2021 10:30	17/09/2021 20:00	12	13	19	16/09/2021 10:00	3.0	46	16/09/2021 14:10	44	656	17/09/2021 08:40	42301	0.1%
27	18/09/2021 20:40	21/09/2021 22:00	4	37	19	18/09/2021 22:00	7.4	65	20/09/2021 01:55	4	184	20/09/2021 22:25	24013	0.03%
28	31/10/2021 16:35	02/11/2021 23:00	4	8	3	31/10/2021 22:00	26.6	154	01/11/2021 10:35	38	1097	31/10/2021 22:40	596561	0.7%
29	03/12/2021 18:00	13/12/2021 23:55	13	28	8	10/12/2021 09:00	82.4	935	10/12/2021 11:55	29	722	09/12/2021 00:45	11000338	13.1%
30	27/12/2021 08:20	07/01/2022 19:00	4	18	6	28/12/2021 01:00	138.8	1232	29/12/2021 11:40	123	3200	28/12/2021 19:30	69248802	82.7%
31	07/01/2022 19:00	30/01/2022 00:00	4	13	3	08/01/2022 03:00	27.0	306	09/01/2022 19:10	10	462	11/01/2022 23:45	2756833	3.3%
32	06/04/2022 11:30	09/04/2022 09:40	4	7	1	07/04/2022 14:00	26.0	288	08/04/2022 11:45	0.06	53	06/04/2022 13:45	0	0%
33	23/04/2022 12:30	26/04/2022 21:00	3	24	8	22/04/2022 13:00	136.4	1835	24/04/2022 20:35	3	587	26/04/2022 14:35	48490	0.1%
34	03/06/2022 19:00	04/06/2022 21:00	3	56	33	04/06/2022 00:00	7.0	100	04/06/2022 00:35	36	312	04/06/2022 00:05	53312	0.1%
35	08/06/2022 15:00	09/06/2022 21:00	4	82	44	08/06/2022 16:00	0.2	8	08/06/2022 17:20	0.07	10	08/06/2022 17:00	20	0.00002%
36	22/06/2022 11:55	23/06/2022 11:30	32	11	6	22/06/2022 13:00	9.9	204	22/06/2022 17:45	0.12	17	22/06/2022 17:40	2085	0.002%
37	23/06/2022 11:30	24/06/2022 06:55	31	14	6	23/06/2022 12:00	1.9	46	23/06/2022 16:05	0	0	23/06/2022 11:35	0	0%
38	26/06/2022 02:15	27/06/2022 22:50	3	52	26	25/06/2022 16:00	4.3	84	26/06/2022 11:45	0	0	26/06/2022 02:20	0	0%
39	13/08/2022 23:10	14/08/2022 23:10	3	12	5	14/08/2022 07:00	0.2	15	14/08/2022 15:40	8	168	14/08/2022 15:25	878	0.001%

Références bibliographiques

A

ABU-ZREIG M., RUDRA R.P., LALONDE M.N., WHITELEY H.R. & KAUSHIK N.K., 2004 - Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips. *Hydrological Processes*, 18, (11), 2029-2037, 10.1002/hyp.1400.

ADAMIADÉ C., 2004 - Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie, Paris, 246 p.

AGRESTE RHÔNE-ALPES, 2015 - Enquête des pratiques culturales en viticulture en 2013.

ALATORRE L.C., BEGUERÍA S. & GARCÍA-RUIZ J.M., 2010 - Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: A case study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. *Journal of Hydrology*, 391, (1-2), 109-123, 10.1016/j.jhydrol.2010.07.010.

ALEWELL C., BORRELLI P., MEUSBURGER K. & PANAGOS P., 2019 - Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, 7, (3), 203-225, 10.1016/j.iswcr.2019.05.004.

ANACHE J.A.A., WENDLAND E.C., OLIVEIRA P.T.S., FLANAGAN D.C. & NEARING M.A., 2017 - Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. *CATENA*, 152, 29-39, 10.1016/j.catena.2017.01.003.

ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION, 2005 - NF EN 872 - Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre.

AURAY S., 2011 - La viticulture et son paysage, une relation à redéfinir pour le Beaujolais Méridional. Mémoire de master.

AURAY S., 2016 - Carnet de territoire : Le Beaujolais. CAUE Rhône, <https://en.calameo.com/read/000958475adf95f1a3509>.

AUROSSEAU P., GASCUEL-ODOUX C., SQUIVIDANT H., TRÉPOS R., TORTRAT F. & CORDIER M.-O., 2009 - A plot drainage network as a conceptual tool for the spatial representation of surface flow pathways in agricultural catchments. *Computers and Geosciences*, 35, (2), 276-288, 10.1016/j.cageo.2008.09.003.

AUZET V., 1987 - L'érosion des sols cultivés en France sous l'action du ruissellement. *Annales de géographie*, 537.

B

BAGAGIOLO G., BIDDOCU M., RABINO D. & CAVALLO E., 2018 - Effects of rows arrangement, soil management, and rainfall characteristics on water and soil losses in Italian sloping vineyards. *Environmental Research*, 166, 690-704, 10.1016/j.envres.2018.06.048.

BAILLY J.S., LEVAVASSEUR F. & LAGACHERIE P., 2011 - A spatial stochastic algorithm to reconstruct artificial drainage networks from incomplete network delineations. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13, (6), 853-862, 10.1016/j.jag.2011.06.001.

BARTHÉLÉMY C., ALLOUCHE A., ARMANI G., BONNET G., GRAMAGLIA C. & NICOLAS L., 2020 - Écologisation des pratiques agricoles et ancrages familiaux au territoire. Une comparaison de l'utilisation des produits phytosanitaires entre Camargue et Beaujolais. *Développement durable et territoires*, (Vol. 11, n°1), 10.4000/developpementdurable.16822.

BÉCHET B., LE BISSONNAIS Y., RUAS A., AGUILERA A., ANDRIEU H., BARBE E., BILLET P., CAVAILHÈS J., COHEN M., CORNU S., DABLANC L., DELOLME C., GÉNIAUX G., HEDDE M., MERING C., MUSY M., POLÈSE M.,

- WEBER C., FRÉMONT A., PERCHEC S. LE, SCHMITT B., SAVINI I. & DESROUSSEAUX M.,** 2019 - Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. *Quæ*, 182 p.
- BEKIN N., PROIS Y., LARONNE J.B. & EGOZI R.,** 2021 - The fuzzy effect of soil conservation practices on runoff and sediment yield from agricultural lands at the catchment scale. *Catena*, 207, 15, 10.1016/j.catena.2021.105710.
- BERESWILL R., GOLLA B., STRELOKE M. & SCHULZ R.,** 2012 - Agriculture, Ecosystems and Environment Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146, (1), 81 92, 10.1016/j.agee.2011.10.010.
- BERESWILL R., STRELOKE M. & SCHULZ R.,** 2014 - Risk mitigation measures for diffuse pesticide entry into aquatic ecosystems: proposal of a guide to identify appropriate measures on a catchment scale. *Integrated environmental assessment and management*, 10, (2), 286 298, 10.1002/ieam.1517.
- BIDDOCCU M., FERRARIS S., OPSI F. & CAVALLO E.,** 2016 - Long-term monitoring of soil management effects on runoff and soil erosion in sloping vineyards in Alto Monferrato (North–West Italy). *Soil and Tillage Research*, 155, 176 189, 10.1016/j.still.2015.07.005.
- BIDDOCCU M., GUZMÁN G., CAPELLO G., THIELKE T., STRAUSS P., WINTER S., ZALLER J.G., NICOLAI A., CLUZEAU D., POPESCU D., BUNEA C., HOBLE A., CAVALLO E. & GÓMEZ J.A.,** 2020 - Evaluation of soil erosion risk and identification of soil cover and management factor (C) for RUSLE in European vineyards with different soil management. *International Soil and Water Conservation Research*, 8, (4), 337 353, 10.1016/j.iswcr.2020.07.003.
- BIDDOCCU M., OPSI F. & CAVALLO E.,** 2014 - Relationship between runoff and soil losses with rainfall characteristics and long-term soil management practices in a hilly vineyard (Piedmont, NW Italy). *Soil Science and Plant Nutrition*, 60, (1), 92 99, 10.1080/00380768.2013.862488.
- LE BISSONNAIS Y., BENKHADRA H., CHAPLOT V., FOX D., KING D. & DAROUSSIN J.,** 1998 - Crusting, runoff and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and upscaling from m² to small catchments. *Soil and Tillage Research*, 46, (1 2), 69 80, 10.1016/S0167-1987(98)80109-8.
- LE BISSONNAIS Y., THORETTE J., BARDET C. & DAROUSSIN J.,** 2002 - L'érosion hydrique des sols en France.
- BOARDMAN J.,** 2013 - The hydrological role of 'sunken lanes' with respect to sediment mobilization and delivery to watercourses with particular reference to West Sussex, southern England. *Journal of Soils and Sediments*, 13, (9), 1636 1644, 10.1007/s11368-013-0754-7.
- BOARDMAN J. & FOSTER I.D.L.,** 2021 - Run-off and sediment storage: The effectiveness of mitigation measures against soil erosion and freshwater pollution. *Land Degradation & Development*, 32, (7), 2453 2455, 10.1002/ldr.3851.
- BOARDMAN J., VANDAELE K., EVANS R. & FOSTER I.D.L.,** 2019 - Off-site impacts of soil erosion and runoff: Why connectivity is more important than erosion rates. *Soil Use and Management*, 35, (2), 245 256, 10.1111/sum.12496.
- BOCHER E.,** 2005 - Impacts des activités humaines sur le parcours des écoulements de surface dans un bassin versant bocager : essai de modélisation spatiale : Application au Bassin versant du Jaudy-Guindy-Bizieu (22). Thèse de doctorat. Université de Rennes 2 - Haute-Bretagne.
- BODOQUE J.M., DíEZ-HERRERO A., MARTÍN-DUQUE J.F., RUBIALES J.M., GODFREY A., PEDRAZA J., CARRASCO R.M. & SANZ M.A.,** 2005 - Sheet erosion rates determined by using dendrogeomorphological analysis of exposed tree roots: Two examples from Central Spain. *CATENA*, 64, (1), 81 102, 10.1016/j.catena.2005.08.002.
- BOIFFIN J., PAPY F. & EIMBERCK M.,** 1988 - Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I. — Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie*, 8, (8), 663 673, 10.1051/agro:19880801.
- BORRELLI P., ALEWELL C., ALVAREZ P., ANACHE J.A.A., BAARTMAN J., BALLABIO C., BEZAK N., BIDDOCCU M., CERDÀ A., CHALISE D., CHEN S., CHEN W., GIROLAMO A.M. DE, GESSESE G.D., DEUMLICH D., DIODATO N., EFTHIMIOU N., ERPUL G., FIENER P., FREPPAZ M., GENTILE F., GERICKE A., HAREGEWEYN N., HU B.,**

JEANNEAU A., KAFFAS K., KIANI-HARCHEGANI M., VILLUENDAS I.L., LI C., LOMBARDO L., LÓPEZ-VICENTE M., LUCAS-BORJA M.E., MÄRKER M., MATTHEWS F., MIAO C., MIKOŠ M., MODUGNO S., MÖLLER M., NAIPAL V., NEARING M., OWUSU S., PANDAY D., PATAULT E., PATRICHE C.V., POGGIO L., PORTES R., QUIJANO L., RAHDARI M.R., RENIMA M., RICCI G.F., RODRIGO-COMINO J., SAIA S., SAMANI A.N., SCHILLACI C., SYRRIS V., KIM H.S., SPINOLA D.N., OLIVEIRA P.T., TENG H., THAPA R., VANTAS K., VIEIRA D., YANG J.E., YIN S., ZEMA D.A., ZHAO G. & PANAGOS P., 2021 - Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of The Total Environment*, 780, 146494, 10.1016/j.scitotenv.2021.146494.

BORRELLI P., VAN OOST K., MEUSBURGER K., ALEWELL C., LUGATO E. & PANAGOS P., 2018 - A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research*, 161, 291 298, 10.1016/j.envres.2017.11.009.

BORSELLI L., CASSI P. & TORRI D., 2008 - Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75, (3), 268 277, 10.1016/j.catena.2008.07.006.

BOURGOIS M., 2015 - Impacts écologiques des formes d'urbanisation : modélisations urbaines et paysagères. Thèse de doctorat. Université de Franche-Comté, , <http://www.theses.fr/2015BESA1029/document>.

BOWYER-BOWER T.A.S. & BURT T.P., 1989 - Rainfall simulators for investigating soil response to rainfall. *Soil Technology*, 2, (1), 1 16, 10.1016/S0933-3630(89)80002-9.

BRACKEN L.J. & CROKE J., 2007 - The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes*, 21, (13), 1749 1763, 10.1002/hyp.6313.

BRACKEN L.J., TURNBULL L., WAINWRIGHT J. & BOGAART P., 2015 - Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. *Earth Surface Processes and Landforms*, 188, (September 2014), 177 188, 10.1002/esp.3635.

BRENOT J., 2007 - Quantification de la dynamique sédimentaire en contexte anthropisé. L'érosion des versants viticoles de Côte d'Or. Thèse de doctorat. Université de Bourgogne, 318 p.

BRIERLEY G., FRYIRS K. & VIKRANT J., 2006 - Landscape Connectivity: The Geographic Basis of Geomorphic Applications. *Area*, 38, (6), 165 174.

BRUNET R., 1968 - Les phénomènes de discontinuité en Géographie. Paris, Éditions du C.N.R.S., 117 p., http://www.mgm.fr/ARECLUS/page_auteurs/Discon1.pdf.

BUCHANAN B., EASTON Z.M., SCHNEIDER R.L. & WALTER M.T., 2013 - Modeling the hydrologic effects of roadside ditch networks on receiving waters. *Journal of Hydrology*, 486, 293 305.

BURGUET M., GUZMÁN G., LUNA E. DE, TAGUAS E. V. & GÓMEZ J.A., 2018 - Evaluation of disruption of sediment connectivity and herbicide transport across a slope by grass strips using a magnetic iron oxide tracer. *Soil and Tillage Research*, 180, 268 281, 10.1016/j.still.2018.02.014.

C

CAMENEN B. & MELUN G., 2021 - Guide technique pour la mesure et la modélisation du transport solide.

CAMENEN B., NAUDET G., DRAMAIS G., LE COZ J. & PAQUIER A., 2019 - A multi-technique approach for evaluating sand dynamics in a complex engineered piedmont river system. *Science of The Total Environment*, 657, 485 497, 10.1016/j.scitotenv.2018.11.394.

CAMMERAAT L.H., 2002 - A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, (11), 1201 1222, 10.1002/esp.421.

CARLUER N., LAUVERNET C., NOLL D. & MUNOZ-CARPENA R., 2017 - Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff. *Science of The Total Environment*, 575, 701 712, 10.1016/j.scitotenv.2016.09.105.

- CARLUER N. & DE MARSILY G.**, 2004 - Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology*, 285, 76 95, 10.1016/j.jhydrol.2003.08.008.
- CARSOULLE J.**, 1995 - Lutte contre l'érosion des sols. Exemple du vignoble Beaujolais. *Revue des Œnologues*, 77S, 13 16, <https://search.oeno.tm.fr/search/article/AVprDpLYaAqBff0Bqa5?p=extrait>.
- CASSEL M., NAVRATIL O., LIÉBAULT F., RECKING A., VÁZQUEZ-TARRÍO D., BAKKER M., ZANKER S., MISSET C. & PIÉGAY H.**, 2023 - Assessment of pebble virtual velocities by combining active RFID fixed stations with geophones. *Earth Surface Processes and Landforms*, 10.1002/esp.5646.
- CATIN L.**, 1996 - Étude géographique du Beaujolais viticole. Mémoire de maîtrise. Université Jean Moulin Lyon 3.
- CAVALLI M., TREVISANI S., COMITI F. & MARCHI L.**, 2013 - Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology*, 188, 31 41, 10.1016/j.geomorph.2012.05.007.
- CAVALLI M., VERICAT D. & PEREIRA P.**, 2019 - Mapping water and sediment connectivity. *Science of the Total Environment*, 673, 763 767, 10.1016/j.scitotenv.2019.04.071.
- CAZORZI F., FONTANA G.D., DE LUCA A., SOFIA G. & TAROLLI P.**, 2013 - Drainage network detection and assessment of network storage capacity in agrarian landscape. *Hydrological Processes*, 27, (4), 541 553, 10.1002/hyp.9224.
- CEMAGREF DE LYON**, 1985 - Etude hydrologique et hydraulique des bassins versants de la commune de Mercurey (région Bourgogne).
- CERDÀ A.**, 1999 - Simuladores de lluvia y su aplicación a la Geomorfología. Estado de la cuestión. Cuadernos de investigación geográfica: *Geographical Research Letters*, 25, 45 84, <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=81510>.
- CERDÀ A., FLANAGAN D.C., BISSONNAIS Y. LE & BOARDMAN J.**, 2009 - Soil erosion and agriculture. *Soil and Tillage Research*, 106, (1), 107 108, 10.1016/j.still.2009.10.006.
- CERDÀ A., NOVARA A. & MORADI E.**, 2021 - Long-term non-sustainable soil erosion rates and soil compaction in drip-irrigated citrus plantation in Eastern Iberian Peninsula. *Science of The Total Environment*, 787, 147549, 10.1016/j.scitotenv.2021.147549.
- CERDÀ A. & RODRIGO-COMINO J.**, 2020 - Is the hillslope position relevant for runoff and soil loss activation under high rainfall conditions in vineyards? *Ecohydrology and Hydrobiology*, 20, (1), 59 72, 10.1016/j.ecohyd.2019.05.006.
- CERDAN O., GOVERS G., LE BISSONNAIS Y., VAN OOST K., POESEN J., SABY N., GOBIN A., VACCA A., QUINTON J., AUERSWALD K., KLIK J., KWAAD F.J.P.M., RACLOT D., IONITA I., REJMAN J., ROUSSEVA S., MUXART T., ROXO M.J. & 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.
- CERDAN O., GRANGEON T., LANDEMAINE V. & VANDROMME R.**, 2022 - Watersed : outil de modélisation du ruissellement et de l'érosion des sols. <https://watersed.fr/>, consulté le 10 août 2022.
- CERDAN O., SOUCHÈRE V., LECOMTE V., COUTURIER A. & LE BISSONNAIS Y.**, 2002 - Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: Sealing and Transfer by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *CATENA*, 46, (2 3), 189 205, 10.1016/S0341-8162(01)00166-7.
- CHAIZE B.**, 2022 - Érosion et structure paysagère dans un bassin versant viticole (Mercurey, Bourgogne) : des enjeux actuels aux dynamiques holocènes. Thèse de doctorat. Université Jean Moulin Lyon 3, Lyon.
- CHAPMAN A.S., FOSTER I.D.L., LEES J.A. & HODGKINSON R.A.**, 2005 - Sediment delivery from agricultural land to rivers via subsurface drainage. *Hydrological Processes*, 19, (15), 2875 2897, 10.1002/hyp.5789.

- CHARTIN C., EVRARD O., LACEBY J.P., ONDA Y., OTTLÉ C., LEFÈVRE I. & CERDAN O.**, 2017 - The impact of typhoons on sediment connectivity: lessons learnt from contaminated coastal catchments of the Fukushima Prefecture (Japan). *Earth Surface Processes and Landforms*, 42, (2), 306-317, 10.1002/esp.4056.
- CHATELIN Y.**, 1979 - Une épistémologie des sciences du sol. Éditions de l'ORSTOM, 168 p., https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/Mem_cm/09695.pdf.
- CHOLLET A.**, 1930 - J.G. Ebersolt : Notes de géographie beaujolaise. *Les Études rhodaniennes*, 6, (1), 110-112.
- TE CHOW V.**, 1959 - Open-channel hydraulics. McGraw Hill, 680 p.
- CHURCH M., HAM D., HASSAN M. & SLAYMAKER O.**, 1999 - Fluvial clastic sediment yield in Canada: scaled analysis. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 36, (8), 1267-1280, 10.1139/e99-034.
- CITAL F., RAMÍREZ-HERNÁNDEZ J., GARCÍA-HERNÁNDEZ J., GARCÍA-LEYVA G., RODRÍGUEZ-BURGUEÑO J.E. & RAMÍREZ-BARRETO M.E.**, 2022 - Ecosystem services (ES) provided by ditches in a desert agricultural valley. *Ecological Engineering*, 174, (May 2020), 10.1016/j.ecoleng.2021.106462.
- COLIN F., MOUSSA R. & LOUCHART X.**, 2011 - Impact of the spatial arrangement of land management practices on surface runoff for small catchments. *Hydrological Processes*, 26, (2), 255-271, 10.1002/hyp.8199.
- CONNECTEUR, 2015** - Report COST Action ES 1306.
- CONRAD O., BECHTEL B., BOCK M., DIETRICH H., FISCHER E., GERLITZ L., WEHBERG J., WICHMANN V. & BÖHNER J.**, 2015 - System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8, (7), 1991-2007, 10.5194/gmd-8-1991-2015.
- COPERNICUS**, 2018 - CORINE Land Cover. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>, consulté le 23 mai 2023.
- CORDIER M.-O., GARCIA F., GASCUEL-ODOUX C., MASSON V., SALMON-MONVIOLA J., TORTRAT F. & TRÉPOS R.**, 2005 - A machine learning approach for evaluating the impact of land use and management practices on streamwater pollution by pesticides. *MODSIM05 - International Congress on Modelling and Simulation: Advances and Applications for Management and Decision Making, Proceedings*, 2651-2657.
- COSSART É.**, 2016 - L'(in)efficacité géomorphologique des cascades sédimentaires en question : les apports d'une analyse réseau. *Cybergeo : European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*, 778, <https://doi.org/10.4000/cybergeo.27625>.
- COSSART É. & FRESSARD M.**, 2017 - Assessment of structural sediment connectivity within catchments: insights from graph theory. *Earth Surface Dynamics*, 5, (2), 253-268, 10.5194/esurf-5-253-2017.
- COSSART É., FRESSARD M. & CHAIZE B.**, 2020 - Spatial patterns of vineyard landscape evolution and their impacts on erosion susceptibility: Rusle simulation applied in mercurey (Burgundy, France) since the mid-20th century. *Erdkunde*, 74, (4), 281-300, 10.3112/erdkunde.2020.04.04.
- COSSART É., LISSAK C. & VIEL V.**, 2017 - La géomorphologie des bassins-versants sous l'angle de la connectivité : est-ce réinventer la roue ou changer de paradigme ? *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 23, (4), <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.11893>.
- COSSART É., PIC J., GUEN Y. LE & FRESSARD M.**, 2020 - Spatial patterns of vineyard abandonment and related land use transitions in beaujolais (France): A multiscale approach. *Sustainability*, 12, (11), 10.3390/su12114695.
- COSSART É., VIEL V., LISSAK C., REUILER R., FRESSARD M. & DELAHAYE D.**, 2018 - How might connectivity change in space and time? *Land Degradation and Development*, 29, (8), 2595-2613, 10.1002/ldr.3022.
- COSTA J.E., CHENG R.T., HAENI F.P., MELCHER N., SPICER K.R., HAYES E., PLANT W., HAYES K., TEAGUE C. & BARRICK D.**, 2006 - Use of radars to monitor stream discharge by noncontact methods. *Water Resources Research*, 42, (7), 10.1029/2005WR004430.

COULTHARD T.J. & VAN DE WIEL M.J., 2017 - Modelling long term basin scale sediment connectivity, driven by spatial land use changes. *Geomorphology*, 277, 265 281, 10.1016/j.geomorph.2016.05.027.

LE COZ J., RENARD B., BONNIFAIT L., BRANGER F. & LE BOURSICAUD R., 2014 - Combining hydraulic knowledge and uncertain gaugings in the estimation of hydrometric rating curves: A Bayesian approach. *Journal of Hydrology*, 509, 573 587, 10.1016/j.jhydrol.2013.11.016.

CREMA S. & CAVALLI M., 2018 - SedInConnect: a stand-alone, free and open source tool for the assessment of sediment connectivity. *Computers & Geosciences*, 111, 39 45, 10.1016/j.cageo.2017.10.009.

CSÁRDI G. & NEPUSZ T., 2006 - The igraph software package for complex network research.

D

DABRIN A., BÉGORRE C., BRETIER M., DUGUÉ V., MASSON M., LE BESCOND C., LE COZ J. & COQUERY M., 2021 - Reactivity of particulate element concentrations: apportionment assessment of suspended particulate matter sources in the Upper Rhône River, France. *Journal of Soils and Sediments*, 21, (2), 1256 1274, 10.1007/s11368-020-02856-0.

DANIELS R.B. & GILLIAM J.W., 1996 - Sediment and Chemical Load Reduction by Grass and Riparian Filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60, (1), 246 251, 10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x.

DAVID M., FOLLAIN S., CIAMPALINI R., LE BISSONNAIS Y., COUTURIER A. & WALTER C., 2014 - Simulation of medium-term soil redistributions for different land use and landscape design scenarios within a vineyard landscape in Mediterranean France. *Geomorphology*, 214, 10 21, 10.1016/j.geomorph.2014.03.016.

DEASY C., BAXENDALE S.A., HEATHWAITE A.L., RIDALL G., HODGKINSON R. & BRAZIER R.E., 2011 - Advancing understanding of runoff and sediment transfers in agricultural catchments through simultaneous observations across scales. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36, (13), 1749 1760, 10.1002/esp.2197.

DEDKOV A.P. & MOSZHERIN V.I., 1992 - Erosion and sediment yield in mountain regions of the world. In *Proceedings of the Chengdu Symposium (ed.)*, Erosion, Debris Flows and Environment in Mountain Regions. IAHS Publ. n°209.

DELAHAYE D., 2002 - Apport de l'analyse spatiale en géomorphologie. Modélisation et approche multiscalaire des risques. Mémoire HDR. Université de Rouen, 259 p.

DELAHAYE D., 2005 - Modelling the watershed as a complex spatial system: a review. In Y. Guermond (ed.), *The Modelling Process in Geography. From Determinism to Complexity*. 191 213.

DELENNE C., DURRIEU S., RABATEL G. & DESHAYES M., 2010 - From pixel to vine parcel: A complete methodology for vineyard delineation and characterization using remote-sensing data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 70, 78 83, 10.1016/j.compag.2009.09.012.

DELMAS M., PAK L.T., CERDAN O., SOUCHÈRE V., LE BISSONNAIS Y., COUTURIER A. & SOREL L., 2012 - Erosion and sediment budget across scale: A case study in a catchment of the European loess belt. *Journal of Hydrology*, 420 421, 255 263, 10.1016/j.jhydrol.2011.12.008.

DENDY F.E. & BOLTON G.C., 1976 - Sediment yield-runoff-drainage area relationships in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31, 264 266.

DÉROUDILLE J.-P., 2008 - *Le vin face à la mondialisation*. Paris, Dunod DL.

VAN DIJCK S.J.E. & VAN ASCH TH.W.J., 2002 - Compaction of loamy soils due to tractor traffic in vineyards and orchards and its effect on infiltration in southern France. *Soil and Tillage Research*, 63, (3 4), 141 153, 10.1016/S0167-1987(01)00237-9.

DONOVAN M. & MONAGHAN R., 2021 - Impacts of grazing on ground cover, soil physical properties and soil loss via surface erosion: A novel geospatial modelling approach. *Journal of Environmental Management*, 287, 112206, 10.1016/j.jenvman.2021.112206.

DOTTERWEICH M., 2013 - The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation - A global synopsis. *Geomorphology*, 201, 1 34, 10.1016/j.geomorph.2013.07.021.

DOUVINET J., DELAHAYE D. & LANGLOIS P., 2008 - Modélisation de la dynamique potentielle d'un bassin versant et mesure de son efficacité structurelle. *CyberGeo : European Journal of Geography*, 10.4000/cybergeog.16103.

DRAMAIS G., LE COZ J., DUBY P., LARONNE J. & PANTEL T., 2012 - Jaugeage de surface par radar vélocimétrique. In *Journées de l'hydrométrie*. Toulouse.

DUFEU E., MOUGIN F., FORAY A., BAILLON M., LAMBLIN R., HEBRARD F., CHALEON C., ROMON S., COBOS L., GOUIN P., AUDOUY J.-N., MARTIN R. & POLIGOT-PITSCH S., 2022 - Finalisation de l'opération HYDRO 3 de modernisation du système d'information national des données hydrométriques. *LHB*, 108, (1), 10.1080/27678490.2022.2099317.

DURAND P., 2004 - Modélisation de l'effet des pratiques agricoles et de l'aménagement du paysage sur les flux d'eau et de matière dans les bassins versants. In *Savoirs et savoir-faire sur les bassins versants. Pollution de l'eau et dynamique de restauration de sa qualité en milieu rural.*, 205 215.

DURIGON V.L., CARVALHO D.F., ANTUNES M.A.H., OLIVEIRA P.T.S. & FERNANDES M.M., 2014 - NDVI time series for monitoring RUSLE cover management factor in a tropical watershed. *International Journal of Remote Sensing*, 35, (2), 441 453, 10.1080/01431161.2013.871081.

E

EBERSOLT J.-G., 1930 - L'orage du 7 août 1929 en Beaujolais. *Les Études rhodaniennes*, 6, (1), 23 39, 10.3406/geoca.1930.6291.

EINSELE G. & HINDERER M., 1997 - Terrestrial sediment yield and the lifetimes of reservoirs, lakes, and larger basins. *Geologische Rundschau*, 86, (2), 288 310, 10.1007/s005310050141.

EISENBIES M.H., AUST W.M., BURGER J.A. & ADAMS M.B., 2007 - Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians—A review. *Forest Ecology and Management*, 242, (2 3), 77 98, 10.1016/j.foreco.2007.01.051.

ELLIOT W.J. & TYSDAL L.M., 1999 - Understanding and reducing erosion from insloping roads. *Journal of Forestry*, 97, 30 34.

ERPUL G., NORTON L.D. & GABRIELS D., 2002 - Raindrop-induced and wind-driven soil particle transport. *CATENA*, 47, (3), 227 243, 10.1016/S0341-8162(01)00182-5.

ESCOT G., 2005 - Contribution à l'évaluation des potentialités de transfert des phytosanitaires vers les eaux de surface sur un petit bassin fortement anthropisé. *Mémoire de master*. Université Jean Moulin Lyon 3, 90 p.

F

FAO & ITPS, 2015 - Status of the World's Soil Resources: Main Report. Rome, <https://www.fao.org/documents/card/en/c/c6814873-efc3-41db-b7d3-2081a10ede50/>.

FERREIRA C.S.S., KEIZER J.J., SANTOS L.M.B., SERPA D., SILVA V., CERQUEIRA M., FERREIRA A.J.D. & ABRANTES N., 2018 - Runoff, sediment and nutrient exports from a Mediterranean vineyard under integrated

production: An experiment at plot scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 184-193, 10.1016/j.agee.2018.01.015.

FOLLAIN S., CIAMPALINI R., CRABIT A., COULOUMA G. & GARNIER F., 2012 - Effects of redistribution processes on rock fragment variability within a vineyard topsoil in Mediterranean France. *Geomorphology*, 175-176, 45-53, 10.1016/j.geomorph.2012.06.017.

FONDATION OPENSTREETMAP, 2023 - OpenStreetMap.

FOSTER I.D.L., BOARDMAN J., EVANS J.L., COPELAND-PHILLIPS R., VADHER A.N., WRIGHT S., COLLINS A.L. & MANNING C., 2021 - Anthropogenic sediment traps and network dislocation in a lowland UK river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 10.1002/esp.5235.

FOSTER I.D.L., COLLINS A.L., NADEN P.S., SEAR D.A., JONES J.I. & ZHANG Y., 2011 - The potential for paleolimnology to determine historic sediment delivery to rivers. *Journal of Paleolimnology*, 45, (2), 287-306, 10.1007/s10933-011-9498-9.

FOUCHER A., EVRARD O., CERDAN O., CHABERT C., LEFÈVRE I., VANDROMME R. & SALVADOR-BLANES S., 2021 - Deciphering human and climatic controls on soil erosion in intensively cultivated landscapes after 1950 (Loire Valley, France). *Anthropocene*, 34, 100287, 10.1016/j.ancene.2021.100287.

FOURNIER F., 1965 - Mesure de l'érosion. Principes de base et incidence de l'instrumentation nouvelle sur l'établissement des réseaux de mesure. In A.I.H.S. Publications (ed.), *Planification des Réseaux Hydrologiques*, 343-355.

FOX D.M., LE BISSONNAIS Y. & QUÉTIN P., 1998 - The implications of spatial variability in surface seal hydraulic resistance for infiltration in a mound and depression microtopography. *CATENA*, 32, (2), 101-114, 10.1016/S0341-8162(98)00043-5.

FOX D.M. & BRYAN R.B., 2000 - The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. *CATENA*, 38, (3), 211-222, 10.1016/S0341-8162(99)00072-7.

FOX D.M., BRYAN R.B. & PRICE A.G., 2004 - The role of soil surface crusting in desertification and strategies to reduce crusting. *Environmental Monitoring and Assessment*, 99, 149-159.

FRESSARD M., 2013 - Les glissements de terrain du Pays d'Auge continental (Normandie, France). Caractérisation, analyse spatiale et modélisation. Thèse de doctorat. Université de Caen Basse-Normandie, 331 p.

FRESSARD M. & COSSART É., 2019 - A graph theory tool for assessing structural sediment connectivity: Development and application in the Mercurey vineyards (France). *Science of the Total Environment*, 651, 2566-2584, 10.1016/j.scitotenv.2018.10.158.

FRESSARD M., COSSART E. & CHAIZE B., 2022 - Pluri-decennial erosion rates using SUM/ISUM and sediment traps survey in the Mercurey vineyards (Burgundy, France). *Geomorphology*, 403, 108181, 10.1016/j.geomorph.2022.108181.

FREY P., 1991 - Etude expérimentale et simulation numérique du transport turbulent de particules solides dans un décanteur. Thèse de doctorat. Ecole centrale de Lyon, Lyon.

FROELICH W. & WALLING D.E., 1997 - The role of unmetalled roads as a sediment source in the fluvial systems of the Polish Flysch Carpathians. *IAHS Publication*, 245, 159-168.

FRYIRS K., 2013 - (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: A fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38, (1), 30-46, 10.1002/esp.3242.

FRYIRS K.A., BRIERLEY G.J., PRESTON N.J. & KASAI M., 2007 - Buffers, barriers and blankets: The (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. *Catena*, 70, (1), 49-67, 10.1016/j.catena.2006.07.007.

FULLEN M.A., 1985 - Compaction, hydrological processes and soil erosion on loamy sands in east Shropshire, England. *Soil and Tillage Research*, 6, (1), 17-29, 10.1016/0167-1987(85)90003-0.

FULLEN M.A., ZHI W.B. & BRANDSMA R.T., 1998 - A comparison of the texture of grassland and eroded sandy soils from Shropshire, UK1School of Applied Sciences, The University of Wolverhampton, Wolverhampton WV1 1SB, UK.1. Soil and Tillage Research, 46, (3 4), 301 305, 10.1016/S0167-1987(98)00096-8.

G

GALLIEN E., LE BISSONNAIS Y., EIMBERCK M., BENKHADRA H., LIGNEAU L., OUVRY J.-F. & MARTIN P., 1995 - Influence des couverts végétaux de jachère sur le ruissellement et l'érosion diffuse en sol limoneux cultivé. Cahiers Agricultures, 4, (3), 171 183.

GAO P., 2008 - Understanding watershed suspended sediment transport. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 32, (3), 243 263, 10.1177/0309133308094849.

GARCIA J., LABBÉ T. & QUIQUEREZ A., 2018 - La préservation et la pérennisation des sols viticoles en Bourgogne du Moyen Âge à nos jours. In Quelle durabilité en vignes et en cave (J. Perard & C. Wolikow, dir.). Rencontres du clos Vougeot 2017. Centre Georges Chevrier et chaire Unesco Culture et tradition du vin, 51 65.

GARCÍA-RUIZ J.M., BEGUERÍA S., NADAL-ROMERO E., GONZÁLEZ-HIDALGO J.C., LANA-RENAULT N. & SANJUÁN Y., 2015 - A meta-analysis of soil erosion rates across the world. Geomorphology, 239, 160 173, 10.1016/j.geomorph.2015.03.008.

GÄRTNER H., 2007 - Tree roots — Methodological review and new development in dating and quantifying erosive processes. Geomorphology, 86, (3 4), 243 251, 10.1016/j.geomorph.2006.09.001.

GASCUEL-ODOUX C., AUROUSSEAU P., CORDIER M.-O., DURAND P., GARCIA F., MASSON V., SALMON-MONVIOLA J., TORTRAT F. & TRÉPOS R., 2009 - A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. Environmental Modelling and Software, 24, (12), 1433 1446, 10.1016/j.envsoft.2009.06.002.

GASCUEL-ODOUX C., AUROUSSEAU P., DORAY T., SQUIVIDANT H., MACARY F., UNY D. & GRIMALDI C., 2011 - Incorporating landscape features to obtain an object-oriented landscape network representing the connectivity of surface flow pathways over rural catchments. Hydrological Processes, 25, 3625–3636.

GASCUEL-ODOUX C., DORIOZ J.-M., MÉROT P., MASSA F., GRIMALDI C. & POULENARD J., 2008 - Rôle des prairies dans les pollutions diffuses. Effets de la localisation et des bordures (haie, dispositifs enherbés, berges). Fourrages, Association Française pour la production fourragère, 192, 409 422.

GAUCKLER P., 1867 - Études théoriques et pratiques sur l'écoulement et le mouvement des eaux. Comptes rendus de l'Académie des Sciences, 64, 818 822.

GAY A., 2015 - Transfert de Particules Des Versants Aux Masses d'eau Sur Le Bassin Loire-Bretagne. Thèse de doctorat. Université François Rabelais de Tour.

GÉOPARC BEAUJOLAIS, 2021 - Géoparc Beaujolais. <https://www.geopark-beaujolais.com/>, consulté le 20 mai 2022.

GERLACH T., 1967 - Hillslope troughs for measuring sediment movement. Revue de Géomorphologie Dynamique, 17, 173 174.

GERTNER G., WANG G., FANG S. & ANDERSON A., 2002 - Mapping and uncertainty of predictions based on multiple primary variables from joint co-simulation with Landsat TM image and polynomial regression. Remote Sensing of Environment, 83, (3), 498 510, 10.1016/S0034-4257(02)00066-4.

GNUOMA R., 2006 - Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron. Thèse de doctorat. Cemagref de Lyon.

GONZÁLEZ-ROMERO J., LÓPEZ-VICENTE M., GÓMEZ-SÁNCHEZ E., PEÑA-MOLINA E., GALLETTERO P., PLAZA-ALVAREZ P., MOYA D., LAS HERAS J. DE & LUCAS-BORJA M.E., 2021 - Post-fire management effects on

sediment (dis)connectivity in Mediterranean forest ecosystems: Channel and catchment response. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46, (13), 2710-2727, 10.1002/esp.5202.

GOUY V., 2020 - Projet PULSE : Paysages, Particules, pesticides (2020-2022). <https://saam.inrae.fr/2020/04/02/projet-pulse-paysages-particules-pesticides-2020-2022/>, consulté le 20 juin 2022.

GOUY V., LIGER L., AHROUCH S., BONNINEAU C., CARLUER N., CHAUMOT A., COQUERY M., DABRIN A., MARGOUM C. & PESCE S., 2021 - Ardières-Morcille in the Beaujolais, France: A research catchment dedicated to study of the transport and impacts of diffuse agricultural pollution in rivers. *Hydrological Processes*, 35, (10), <https://doi.org/10.1002/hyp.14384>.

GOVERS G., VANDAELE K., DESMET P., POESEN J. & BUNTE K., 1994 - The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *European Journal of Soil Science*, 45, (4), 469-478, 10.1111/j.1365-2389.1994.tb00532.x.

GRAIE PÔLE EAU & TERRITOIRE & ZONE ATELIER BASSIN DU RHÔNE (ZABR), 2020 - Actes et synthèse. Les traceurs sédimentaires pour comprendre la trajectoire morphologique d'un cours d'eau. Niévroz et Miribel (01).

GRAN K.B. & CZUBA J.A., 2017 - Sediment pulse evolution and the role of network structure. *Geomorphology*, 277, 17-30, 10.1016/j.geomorph.2015.12.015.

GRIL J.N. & CANLER J.P., 1985 - Beaujolais : l'érosion attaque les vignobles. *Cultivar*, (spécial Sols et Sous-Sols), 35-39.

GRISTINA L., NOVARA A. & MINACAPILLI M., 2022 - Rethinking vineyard ground management to counter soil tillage erosion. *Soil and Tillage Research*, 217, 105275, 10.1016/j.still.2021.105275.

GUMIERE S.J., RACLOT D., CHEVIRON B., DAVY G., LOUCHART X., FABRE J.-C., MOUSSA R. & LE BISSONNAIS Y., 2011 - MHYDAS-Erosion: a distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 25, (11), 1717-1728, 10.1002/hyp.7931.

H

HAMEL P., CHAPLIN-KRAMER R., SIM S. & MUELLER C., 2015 - A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Science of The Total Environment*, 524-525, 166-177, 10.1016/j.scitotenv.2015.04.027.

HARVEY A.M., 2002 - Effective timescales of coupling within fluvial systems. *Geomorphology*, 44, (3-4), 175-201, 10.1016/S0169-555X(01)00174-X.

HE C. & MARSALEK J., 2014 - Enhancing Sedimentation and Trapping Sediment with a Bottom Grid Structure. *Journal of Environmental Engineering*, 140, (1), 21-29, 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000774.

HECKMANN T., CAVALLI M., CERDAN O., FOERSTER S., JAVAUX M., LODE E., SMETANOVÁ A., VERICAT D. & BRARDINONI F., 2018 - Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations. *Earth-Science Reviews*, 187, (December 2017), 77-108, 10.1016/j.earscirev.2018.08.004.

HECKMANN T. & SCHWANGHART W., 2013 - Geomorphic coupling and sediment connectivity in an alpine catchment - Exploring sediment cascades using graph theory. *Geomorphology*, 182, 89-103, 10.1016/j.geomorph.2012.10.033.

HÉNIN S., MICHEL A. & RIVOIRÉ A., 1952 - Sur quelques cas d'érosion dans les vignobles du Mâconnais et du Beaujolais. *Annales Agronomiques*, 207-2022.

HERZON I. & HELENIUS J., 2008 - Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141, (5), 1171-1183, 10.1016/j.biocon.2008.03.005.

HOOKE J., SANDERCOCK P., CAMMERAAT L.H., LESSCHEN J.P., BORSELLI L., TORRI D., MEERKERK A., VAN WESEMAEL B., MARCHAMALO M., BARBERA G., BOIX-FAYOS C., CASTILLO V. & NAVARRO-CANO J.A., 2017 -

Mechanisms of Degradation and Identification of Connectivity and Erosion Hotspots. 13 37, 10.1007/978-3-319-44451-2_2.

HOOKE J. & SOUZA J., 2021 - Challenges of mapping, modelling and quantifying sediment connectivity. *Earth-Science Reviews*, 223, 103847, 10.1016/j.earscirev.2021.103847.

HORNER I., RENARD B., LE COZ J., BRANGER F., MCMILLAN H.K. & PIERREFEU G., 2018 - Impact of Stage Measurement Errors on Streamflow Uncertainty. *Water Resources Research*, 54, (3), 1952-1976, 10.1002/2017WR022039.

HÖSL R., STRAUSS P. & GLADE T., 2012 - Man-made linear flow paths at catchment scale: Identification, factors and consequences for the efficiency of vegetated filter strips. *Landscape and Urban Planning*, 104, (2), 245-252, 10.1016/j.landurbplan.2011.10.017.

HOUBEN P., 2008 - Scale linkage and contingency effects of field-scale and hillslope-scale controls of long-term soil erosion: Anthropogeomorphic sediment flux in agricultural loess watersheds of Southern Germany. *Geomorphology*, 101, (1-2), 172-191, 10.1016/j.geomorph.2008.06.007.

I

IGN, 2017 - BD TOPO®. <https://geoservices.ign.fr/documentation/donnees/vecteur/bdtopo>, consulté le 13 février 2023.

IGN, 2017 - BD ORTHO®. <https://geoservices.ign.fr/bdortho>, consulté le 13 février 2023.

IGN, 2020 - RGE ALTI®. <https://geoservices.ign.fr/rgealti>, consulté le 13 février 2023.

IGN, 2020 - TOP 25. <https://boutique.ign.fr/cartes/cartes-randonnee-france/top25-seriebleue.html>, consulté le 5 juin 2023.

IGN, 2021 - RPG.

IGN, 2022 - LIDAR HD. <https://geoservices.ign.fr/lidarhd>, consulté le 14 février 2023.

INAO, 2021 - Fiche produit - Régnié. <https://www.inao.gouv.fr/produit/6410>, consulté le 9 mai 2022.

INAO, 2022 - Fiche produit - Côte de Brouilly. <https://www.inao.gouv.fr/produit/10244>, consulté le 9 mai 2022.

INAO, 2022 - Dispositions agro-environnementales-type viticoles.

INSTITUT FRANÇAIS DE LA VIGNE ET DU VIN & SICAREX BEAUJOLAIS, 2017 - Entretien du Beaujolais. Les coteaux, une chance pour le Beaujolais ?

INTER-BEAUJOLAIS, 2020 - Le Beaujolais, expression d'un vignoble. 56.

IPCC, 2023 - *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, 10.1017/9781009325844.

IPBES, 2018 - The IPBES assessment report on land degradation and restoration. 10.5281/ZENODO.3237393.

J

JACQUET F., DELAME N., LOZANO-VITA J., REBOUD X. & HUYGHE C., 2019 - Alternatives au glyphosate en viticulture. Évaluation économique des pratiques de désherbage.

JAIN V. & TANDON S.K., 2010 - Conceptual assessment of (dis)connectivity and its application to the Ganga River dispersal system. *Geomorphology*, 118, (3-4), 349-358, 10.1016/j.geomorph.2010.02.002.

JANSSON M.B., 2002 - Determining sediment source areas in a tropical river basin, Costa Rica. *CATENA*, 47, (1), 63 84, 10.1016/S0341-8162(01)00173-4.

JONES A.P., 2000 - Late quaternary sediment sources, storage and transfers within mountain basins using clast lithological analysis: Pineta Basin, central Pyrenees, Spain. *Geomorphology*, 34, (3 4), 145 161, 10.1016/S0169-555X(00)00004-0.

DE JONG S.M., 1994 - Derivation of vegetative variables from a landsat tm image for modelling soil erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 19, (2), 165 178, 10.1002/esp.3290190207.

JORDAN P. & SLAYMAKER O., 1991 - Holocene Sediment Production in Lillooet River Basin, British Colombia: A Sediment Budget Approach. *Géographie physique et Quaternaire*, 45, (1), 45 57, 10.7202/032844ar.

K

KALANTARI Z., CAVALLI M., CANTONE C., CREMA S. & DESTOUNI G., 2017 - Flood probability quantification for road infrastructure: Data-driven spatial-statistical approach and case study applications. *Science of The Total Environment*, 581 582, 386 398, 10.1016/j.scitotenv.2016.12.147.

KARSENBERG D., SCHMITZ O., SALAMON P., DE JONG K. & BIERKENS M.F.P., 2010 - A software framework for construction of process-based stochastic spatio-temporal models and data assimilation. *Environmental Modelling & Software*, 25, (4), 489 502, 10.1016/j.envsoft.2009.10.004.

KING D. & LE BISSONNAIS Y., 1992 - Rôle des sols et des pratiques culturales dans l'infiltration et l'écoulement des eaux. Exemple du ruissellement et de l'érosion sur les plateaux limoneux du nord de l'Europe. *Comptes rendus de l'Académie d'agriculture de France*, 78, (16), 91 105.

KINNELL P.I.A. & RISSE L.M., 1998 - USLE-M: Empirical Modeling Rainfall Erosion through Runoff and Sediment Concentration. *Soil Science Society of America Journal*, 62, (6), 1667 1672, 10.2136/sssaj1998.03615995006200060026x.

KLIK A. & ROSNER J., 2020 - Long-term experience with conservation tillage practices in Austria: Impacts on soil erosion processes. *Soil and Tillage Research*, 203, 104669, 10.1016/j.still.2020.104669.

KLUYVER T., RAGAN-KELLEY B., PÉREZ F., GRANGER B., BUSSONNIER M., FREDERIC J., KELLEY K., HAMRICK J., GROUT J., CORLAY S., WILLING C., AVILA D., ABDALLA S. & IVANOV P., 2016 - Jupyter Notebooks – a publishing format for reproducible computational workflows. In S.B. Loizides F. (ed.), *Positioning and Power in Academic Publishing: Players, Agents and Agendas*. 87 90.

L

LACAS J.-G., 2005 - Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones enherbées. Étude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Doctorat en sciences de l'eau dans l'environnement continental. Université de Montpellier II.

LACOSTE M., MICHOT D., VIAUD V., EVRARD O. & WALTER C., 2014 - Combining ¹³⁷Cs measurements and a spatially distributed erosion model to assess soil redistribution in a hedgerow landscape in northwestern France (1960–2010). *CATENA*, 119, 78 89, 10.1016/j.catena.2014.03.004.

LAGACHERIE P., COULOUMA G., ARIAGNO P., VIRAT P., BOIZARD H. & RICHARD G., 2006 - Spatial variability of soil compaction over a vineyard region in relation with soils and cultivation operations. *Geoderma*, 134, (1 2), 207 216, 10.1016/j.geoderma.2005.10.006.

- LAGACHERIE P., DAGÈS C., ZADONINA E., FABRE J.C., MOLÉNAT J., SQUIVIDANT H. & THOMAS B., 2022** - A fully automated and generic spatial discretization procedure for cultivated landscapes with human-made landscape elements. *Journal of Hydroinformatics*, 24, (4), 917-931, 10.2166/hydro.2022.048.
- LAGACHERIE P., RABOTIN M., COLIN F., MOUSSA R. & VOLTZ M., 2010** - Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computers & Geosciences*, 36, 1021-1032, 10.1016/j.cageo.2009.12.005.
- LANDEMAINE V., 2016** - Érosion des sols et transferts sédimentaires sur les bassins versants de l'Ouest du Bassin de Paris : analyse, quantification et modélisation à l'échelle pluriannuelle. 235 p.
- LANE L.J., HERNANDEZ M. & NICHOLS M., 1997** - Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spatial scale. *Environmental Modelling & Software*, 12, (4), 355-369, 10.1016/S1364-8152(97)00027-3.
- LECCE S.A., PEASE P.P., GARES P.A. & WANG J., 2006** - Seasonal controls on sediment delivery in a small coastal plain watershed, North Carolina, USA. *Geomorphology*, 73, (3-4), 246-260, 10.1016/j.geomorph.2005.05.017.
- LEFRANÇOIS J., 2007** - Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste. Thèse de doctorat. Université de Rennes 1.
- LEFRANCO M., PAYRAUDEAU S., GARCÍA VERDÚ A.J., MAILLARD E., MILLET M. & IMFELD G., 2014** - Fungicides transport in runoff from vineyard plot and catchment: Contribution of non-target areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, (7), 4871-4882, 10.1007/s11356-013-1866-8.
- LÉGIFRANCE, 2011** - Cahier des charges de l'appellation d'origine contrôlée « Beaujolais » homologuée par le décret n°2011-1617 du 23 novembre 2011.
- LETURCQ S., 2020** - Le terroir, un concept anhistorique. In *Le terroir viticole. Espace et figures de la qualité*. 23-31.
- LEVAVASSEUR F., 2012** - Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne. *Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application a*. Thèse de doctorat. Montpellier SupAgro, 189 p.
- LEVAVASSEUR F., BAILLY J.S. & LAGACHERIE P., 2016** - Are ditch networks optimised for mitigating rill erosion in cultivated Mediterranean landscapes? A numerical experiment. *Land Use Policy*, 50, 441-448.
- LINDSTROM M.J., NELSON W.W. & SCHUMACHER T.E., 1992** - Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing. *Soil and Tillage Research*, 24, (3), 243-255, 10.1016/0167-1987(92)90090-X.
- LIU X., ZHANG S., ZHANG X., DING G. & CRUSE R.M., 2011** - Soil erosion control practices in Northeast China: A mini-review. *Soil and Tillage Research*, 117, 44-48, 10.1016/j.still.2011.08.005.
- LÓPEZ-TARAZÓN J.A., 2011** - The sediment budget of a highly erodible catchment, the River Isábena (Ebro basin, central Pyrenees). Thèse de doctorat. Université de Lleida, 190 p.
- LÓPEZ-VICENTE M. & ÁLVAREZ S., 2018** - Influence of DEM resolution on modelling hydrological connectivity in a complex agricultural catchment with woody crops. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43, (7), 1403-1415, 10.1002/esp.4321.
- LÓPEZ-VICENTE M., KRAMER H. & KEESSTRA S., 2021** - Effectiveness of soil erosion barriers to reduce sediment connectivity at small basin scale in a fire-affected forest. *Journal of Environmental Management*, 278, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111510>.
- LUDWIG B., AUZET V., BOIFFIN J., PAPY F., KING D. & CHADOEUF J., 1996** - État de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés au nord de la France. *Etude et Gestion des Sols*, 3, (1), 53-70.

M

MAIRIE DE BELLEVILLE-EN-BEAUJOLAIS, 2016 - Les haies bocagères. <http://www.mairie-belleville.fr/fr/information/89032/les-haies-bocageres>, consulté le 29 juin 2022.

MALPEL G.-P., 2015 - Le vignoble Beaujolais, ses organisations de producteurs et son organisation interprofessionnelle (Rapport du Conseil Général de l'Alimentation de l'Agriculture et des Espaces Ruraux n°15058).

MANNING R., 1891 - On the flow of water in open channels and pipes. Transactions of the Institution of Civil Engineers of Ireland, 20, 161 207.

MARDEN M., 2012 - Effectiveness of reforestation in erosion mitigation and implications for future sediment yields, East Coast catchments, New Zealand: A review. New Zealand Geographer, 68, (1), 24 35, 10.1111/j.1745-7939.2012.01218.x.

MARQUES M.J., GARCÍA-MUÑOZ S., MUÑOZ-ORGANERO G. & BIENES R., 2010 - Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under Mediterranean Climatic conditions (Madrid, Spain). Land Degradation & Development, 21, (2), 122 131, 10.1002/ldr.915.

MARTÍNEZ-CASASNOVAS J.A. & SÁNCHEZ-BOSCH I., 2000 - Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedès–Anoia vineyard region (NE Spain). Soil and Tillage Research, 57, (1 2), 101 106, 10.1016/S0167-1987(00)00142-2.

MCGREGOR K.C., BINGNER R.L., BOWIE A.J. & FOSTER G.R., 1995 - Erosivity Index Values for Northern Mississippi. Transactions of the ASAE, 38, (4), 1039 1047, 10.13031/2013.27921.

MCGUINNESS J.L., HARROLD L.L. & EDWARDS W.M., 1971 - Relation of rainfall energy streamflow to sediment yield from small and large watersheds. Journal of Soil and Water Conservation, 26, 233 235.

MCKERGOW L.A., WEAVER D.M., PROSSER I.P., GRAYSON R.B. & REED A.E.G., 2003 - Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. Journal of Hydrology, 270, (3 4), 253 272, 10.1016/S0022-1694(02)00286-X.

MEADE R.H., 1982 - Sources, Sinks, and Storage of River Sediment in the Atlantic Drainage of the United States. The Journal of Geology, 90, (3), 235 252, 10.1086/628677.

MEKONNEN M., KEESSTRA S.D., BAARTMAN J.E.M., STROOSNIJDER L. & MAROULIS J., 2017 - Reducing Sediment Connectivity Through man-Made and Natural Sediment Sinks in the Minizr Catchment, Northwest Ethiopia. Land Degradation and Development, 28, (2), 708 717, 10.1002/ldr.2629.

MEKONNEN M., KEESSTRA S.D., STROOSNIJDER L., BAARTMAN J.E.M. & MAROULIS J., 2015 - Soil Conservation Through Sediment Trapping: A Review. Land Degradation & Development, 26, (6), 544 556, 10.1002/ldr.2308.

DE MENEZES D., MINELLA J.P.G. & TASSI R., 2020 - Monitoring sediment yield for soil and water conservation planning in rural catchments. Environmental Monitoring and Assessment, 192, (11), 10.1007/s10661-020-08670-y.

MÉROT P., 1999 - The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in temperate climate. Agronomie, 19, 655 659.

MEYNIER A., 1971 - L'épistémologie de la Géomorphologie. Norois, 72, (1), 685 689, 10.3406/noroi.1971.1760.

MHAZO N., CHIVENGE P. & CHAPLOT V., 2016 - Tillage impact on soil erosion by water: Discrepancies due to climate and soil characteristics. Agriculture, Ecosystems & Environment, 230, 231 241, 10.1016/j.agee.2016.04.033.

MILLIMAN J.D. & ROBERT H.M., 1983 - World-Wide Delivery of River Sediment to the Oceans. The Journal of Geology, 91, (1), 1 21.

MIRÁS-AVALOS J.M., RAMÍREZ-CUESTA J.M., FANDIÑO M., CANCELA J.J. & INTRIGLIOLO D.S., 2020 - Agronomic Practices for Reducing Soil Erosion in Hillside Vineyards under Atlantic Climatic Conditions (Galicia, Spain). *Soil Systems*, 4, (2), 19, 10.3390/soilsystems4020019.

MOAYERIKASHANI M., HIN L.S. & IBRAHIM S., 2017 - Experimental investigation of fine sediment deposition using particle image velocimetry. *Environmental Earth Sciences*, 76, (19), 655, 10.1007/s12665-017-7001-2.

MONTGOMERY D.R., 1994 - Road surface drainage, channel initiation, and slope instability. *Water Resources Research*, 30, 1925-1932.

MONTGOMERY J.A., MCCOOL D.K., BUSACCA A.J. & FRAZIER B.E., 1999 - Quantifying tillage translocation and deposition rates due to moldboard plowing in the Palouse region of the Pacific Northwest, USA. *Soil and Tillage Research*, 51, (3-4), 175-187, 10.1016/S0167-1987(99)00036-7.

MOREAU L., 2020 - Suivi des transferts de sédiments et de pesticides dans le Beaujolais viticole : élaboration d'un système de piégeage de particules. Université Jean Moulin Lyon 3, 42 p.

MORGAN R.P.C., 2009 - Soil Erosion and Conservation. John Wiley & Sons, 320 p.

MORVAN X., NAISSE C., MALAM ISSA O., DESPRATS J.F., COMBAUD A. & CERDAN O., 2014 - Effect of ground-cover type on surface runoff and subsequent soil erosion in Champagne vineyards in France. *Soil Use and Management*, 30, (3), 372-381, 10.1111/sum.12129.

MOUSSA R., VOLTZ M. & ANDRIEUX P., 2002 - Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16, (2), 393-412, 10.1002/hyp.333.

N

NAJAFI S., DRAGOVICH D., HECKMANN T. & SADEGHI S.H., 2021 - Sediment connectivity concepts and approaches. *CATENA*, 196, 104880, 10.1016/j.catena.2020.104880.

NARIO A., CAPRI E., BALDERACCHI M., PINO I., PARADA A.M., VIDELA X., LUZIO W., CASANOVA M. & SEGUEL O., 2009 - Pesticide risk management using indicators for vineyards in the central Valley of Chile. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5, (3), 476-482, 10.1897/IEAM_2008-086.1.

NEARING M.A., GOVERS G. & NORTON L.D., 1999 - Variability in Soil Erosion Data from Replicated Plots. *Soil Science Society of America Journal*, 63, (6), 1829-1835, 10.2136/sssaj1999.6361829x.

NEBOIT R., 1991 - L'homme et l'érosion. Presses Universitaires Blaise-Pascal, 325 p.

NICOLL T. & BRIERLEY G., 2017 - Within-catchment variability in landscape connectivity measures in the Garang catchment, upper Yellow River. *Geomorphology*, 277, 197-209, 10.1016/j.geomorph.2016.03.014.

NIEMINEN M., PIIRAINEN S., SIKSTRÖM U., LÖFGREN S., MARTTILA H., SARKKOLA S., LAURÉN A. & FINÉR L., 2018 - Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: Review and analysis of water quality management options. *Ambio*, 47, (5), 535-545, 10.1007/s13280-018-1047-6.

O

OAKES E.G.M., HUGHES J.C., JEWITT G.P.W., LORENTZ S.A. & CHAPLOT V., 2012 - Controls on a scale explicit analysis of sheet erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37, (8), 847-854, 10.1002/esp.3203.

VAN OOST K., GOVERS G., ALBA S. DE & QUINE T.A., 2006 - Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30, (4), 443-466, 10.1191/0309133306pp487ra.

VAN OOST K., GOVERS G. & DESMET M., 2000 - Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15, (6), 577 589.

VAN OOST K., VAN MUYSEN W., GOVERS G., DECKERS J. & QUINE T.A., 2005 - From water to tillage erosion dominated landform evolution. *Geomorphology*, 72, (1 4), 193 203, 10.1016/j.geomorph.2005.05.010.

VAN OOST K., VERSTRATEN G., VAN ROMPAEY A., GOVERS G. & POESEN J., 2002 - WaTEM/SEDEM: Online manual. <https://ees.kuleuven.be/eng/geography/modelling/watemedemhome/index.html>, consulté le 9 novembre 2022.

ORGANISATION MÉTÉOROLOGIQUE MONDIALE, 2012 - Glossaire international d'hydrologie.

OSTERKAMP W.R. & TOY T.J., 1997 - Geomorphic considerations for erosion prediction. *Environmental Geology*, 29, (3 4), 152 157, 10.1007/s002540050113.

OUVRY J.F., RICHET J.B., BRICARD O., LHÉRITEAU M., BOUZID M. & SAUNIER M., 2012 - Fascines & haies pour réduire les effets du ruissellement érosif. Caractérisation de l'efficacité et conditions d'utilisation.

OWENS P.N., DUZANT J.H., DEEKS L.K., WOOD G.A., MORGAN R.P.C. & COLLINS A.J., 2007 - Evaluation of contrasting buffer features within an agricultural landscape for reducing sediment and sediment-associated phosphorus delivery to surface waters. *Soil Use and Management*, 23, (s1), 165 175, 10.1111/j.1475-2743.2007.00121.x.

P

PAN C., MA L., SHANGGUAN Z. & DING A., 2011 - Determining the sediment trapping capacity of grass filter strips. *Journal of Hydrology*, 405, (1 2), 209 216, 10.1016/j.jhydrol.2011.05.027.

PANAGOS P., BORRELLI P., MEUSBURGER K., ALEWELL C., LUGATO E. & MONTANARELLA L., 2015 - Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, 48, 38 50, 10.1016/j.landusepol.2015.05.021.

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 and Policy*, 54, 438 447, 10.1016/j.envsci.2015.08.012.

PAROISSIEN J., LAGACHERIE P. & LE BISSONNAIS Y., 2010 - A regional-scale study of multidecennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing-burying measurements. *Catena*, 82, 159 168, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.06.002>.

PARTY J.P., 1996 - Cartographie des sols du Rhône (étude n°69250).

PARTY J.-P., 2001 - Cartographie des sols de la Loire (étude n°42250).

PENVEN M.-J. & MUXART T., 1995 - Le drainage agricole : un rôle fondamental dans les transferts d'eau et de matière. L'exemple du plateau briard. *Annales de Géographie*, 104, (581), 88 104, 10.3406/geo.1995.13869.

PERSICILLO M.G., BORDONI M., CAVALLI M., CREMA S. & MEISINA C., 2018 - The role of human activities on sediment connectivity of shallow landslides. *CATENA*, 160, 261 274, 10.1016/j.catena.2017.09.025.

PERZYNA G., 2016 - Manuel des opérations. Jaugeage à gué au moulinet hydrométrique. Praia (Cap-Vert).

PHILIPPE M., LE PAPE P., AYRAULT S., BORDIER L. & DELBES L., 2021 - Road stormwater basins as accumulators lead the way to the study of the traffic-induced antimony contamination. In Goldschmidt2021 abstracts. European Association of Geochemistry, France, , 10.7185/gold2021.5190.

PIC J., 2019 - Modélisation prospective des paysages du Beaujolais à l'horizon 2050 : la friche un objet au cœur des questions sur la dynamique paysagère. Mémoire de master. Université Jean Moulin Lyon 3.

PIC J., COSSART É., FRESSARD M. & CARLUER N., 2022 - Drainage network analysis to comprehend structural sediment (dis)connectivity in wine-growing Beaujolais (France). *Geocarto International*, 1 19, 10.1080/10106049.2022.2108907.

PIC J., GUEN Y. LE, COSSART É. & FRESSARD M., 2020 - La dynamique d'enrichissement, ses expressions paysagères et ses significations : le cas du Beaujolais viticole. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne]*, 20, (2), <https://doi.org/10.4000/vertigo.28393>.

PIÉGAY H., ARNAUD F., CASSEL M., DÉPRET T., ALBER A., MICHEL K., ROLLET A. & VAUDOR L., 2016 - Suivi par RFID de la mobilité des galets : Retour sur 10 ans d'expérience en grandes rivières. *Bulletin de la Societe Royale des Sciences de Liege*, 67, 77 91.

POESEN J., 2018 - Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43, (1), 64 84, 10.1002/esp.4250.

POULTER B., GOODALL J.L. & HALPIN P.N., 2008 - Applications of network analysis for adaptive management of artificial drainage systems in landscapes vulnerable to sea level rise. *Journal of Hydrology*, 357, (3 4), 207 217, 10.1016/j.jhydrol.2008.05.022.

PRINGLE C.M., 2001 - Hydrologic Connectivity and the Management of Biological Reserves: A Global Perspective. *Ecological applications*, 11, (4), 981 998.

PROSDOCIMI M., CERDÀ A. & TAROLLI P., 2016 - Soil water erosion on Mediterranean vineyards: a review. *Catena*, 141, 1 21, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.010>.

Q

QGIS ASSOCIATION, 2023 - QGIS Geographic Information System. <http://www.qgis.org>, consulté le 5 juin 2023.

QUIQUEREZ A., BRENOT J., GARCIA J. & PETIT C., 2008 - Soil degradation caused by a high-intensity rainfall event: implications for medium-term soil sustainability in Burgundian vineyards. *Catena*, 73, (1), 89 97, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.09.007>.

R

R CORE TEAM, 2022 - R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>, consulté le 5 septembre 2022.

RACLOT D., LE BISSONNAIS Y., LOUCHART X., ANDRIEUX P., MOUSSA R. & VOLTZ M., 2009 - Soil tillage and scale effects on erosion from fields to catchment in a Mediterranean vineyard area. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134, 201 210, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.019>.

RĂDOANE M. & RĂDOANE N., 2005 - Dams, sediment sources and reservoir silting in Romania. *Geomorphology*, 71, (1 2), 112 125, 10.1016/j.geomorph.2004.04.010.

RAJBANSHI J. & BHATTACHARYA S., 2020 - Assessment of soil erosion, sediment yield and basin specific controlling factors using RUSLE-SDR and PLSR approach in Konar river basin, India. *Journal of Hydrology*, 587, 124935, 10.1016/j.jhydrol.2020.124935.

RAJBANSHI J., DAS S. & PAUL R., 2023 - Quantification of the effects of conservation practices on surface runoff and soil erosion in croplands and their trade-off: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 864, 161015, 10.1016/j.scitotenv.2022.161015.

REICHENBERGER S., BACH M., SKITSCHAK A. & FREDE H.G., 2007 - Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 384, (1 3), 1 35, 10.1016/j.scitotenv.2007.04.046.

RENARD K., FOSTER G.R., WEESIES G., MCCOOL D. & YODER D., 1997 - Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agriculture handbook, 384 p.

RENARD K.G., LAFLEN J.M., FOSTER G.R. & MCCOOL D.K., 1994 - The Revised Universal Soil Loss Equation. In Soil Erosion: Research Methods. Routledge, 105 126, 10.1201/9780203739358-5.

RENWICK W.H., SMITH S.V., BARTLEY J.D. & BUDEMEIER R.W., 2005 - The role of impoundments in the sediment budget of the conterminous United States. *Geomorphology*, 71, (1 2), 99 111, 10.1016/j.geomorph.2004.01.010.

REULIER R., 2015 - Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents. Thèse de doctorat. Université de Caen Normandie.

REULIER R., DELAHAYE D. & VIEL V., 2019 - Agricultural landscape evolution and structural connectivity to the river for matter flux, a multi-agents simulation approach. *Catena*, 174, (December 2018), 524 535, 10.1016/j.catena.2018.11.036.

RISSE L.M., NEARING M.A., LAFLEN J.M. & NICKS A.D., 1993 - Error Assessment in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, 57, (3), 825 833, 10.2136/sssaj1993.03615995005700030032x.

RODRIGO-COMINO J. & CERDÀ A., 2018 - Improving stock unearthing method to measure soil erosion rates in vineyards. *Ecological Indicators*, 85, 509 517, 10.1016/j.ecolind.2017.10.042.

VAN ROMPAEY A.J.J., VERSTRAETEN G., VAN OOST K., GOVERS G. & POESEN J., 2001 - Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, (11), 1221 1236, 10.1002/esp.275.

DE ROO A., JETTEN V., WESSELING C. & RITSEMA C., 1998 - LISEM: A Physically-Based Hydrologic and Soil Erosion Catchment Model. In *Modelling Soil Erosion by Water*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 429 440, 10.1007/978-3-642-58913-3_32.

ROUZIES E., LAUVERNET C., BARACHET C., MOREL T., BRANGER F., BRAUD I. & CARLUER N., 2019 - From agricultural catchment to management scenarios: A modular tool to assess effects of landscape features on water and pesticide behavior. *Science of the Total Environment*, 671, 1144 1160, 10.1016/j.scitotenv.2019.03.060.

ROY H.G., FOX D.M. & EMSELLEM K., 2018 - Impacts of vineyard area dynamics on soil erosion in a Mediterranean catchment (1950-2011). *Journal of Land Use Science*, 13, (1 2), 118 129, 10.1080/1747423X.2017.1385654.

RUGGIERI L., 2020 - Mise en place du suivi du transfert particulaire de pesticides à deux échelles emboîtées. Mémoire de master. Université d'Angers, 56 p.

S

SAGGAU P., KUHWALD M., HAMER W.B. & DUTTMANN R., 2022 - Are compacted tramlines underestimated features in soil erosion modeling? A catchment-scale analysis using a process-based soil erosion model. *Land Degradation & Development*, 33, (3), 452 469, 10.1002/ldr.4161.

SALLES C., POESEN J. & GOVERS G., 2000 - Statistical and physical analysis of soil detachment by raindrop impact: Rain erosivity indices and threshold energy. *Water Resources Research*, 36, (9), 2721 2729, 10.1029/2000WR900024.

SALMON-MONVIOLA J., GASCUEL-ODOUX C., GARCIA F., TORTRAT F., CORDIER M.-O., MASSON V. & TRÉPOS R., 2011 - Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal distribution of herbicide applications and stream losses. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140, (3 4), 382 394, 10.1016/j.agee.2010.12.022.

- SALVADOR-BLANES S., CORNU S., COUTURIER A., KING D. & MACAIRE J.-J.**, 2006 - Morphological and geochemical properties of soil accumulated in hedge-induced terraces in the Massif Central, France. *Soil and Tillage Research*, 85, (1 2), 62 77, 10.1016/j.still.2004.12.008.
- SANDRE**, 2019 - BD Topage®. <https://www.sandre.eaufrance.fr/actualite/diffusion-de-la-1%C3%A8re-version-de-la-bd-topage%C2%AE-m%C3%A9tropole>, consulté le 23 mai 2023.
- SAVOYE C.**, 1899 - *Le Beaujolais préhistorique*. Lyon, Dédale Édi.
- SCEAU R.**, 1996 - *Lyon et ses campagnes : Héritages historiques et mutations contemporaines*. Presses un, 376 p., <https://books.openedition.org/pul/16788>.
- SCHMADEL N.M., HARVEY J.W., SCHWARZ G.E., ALEXANDER R.B., GOMEZ-VELEZ J.D., SCOTT D. & ATOR S.W.**, 2019 - Small Ponds in Headwater Catchments Are a Dominant Influence on Regional Nutrient and Sediment Budgets. *Geophysical Research Letters*, 46, (16), 9669 9677, 10.1029/2019GL083937.
- SCHMIDT J. & DIKAU R.**, 1999 - Extracting geomorphometric attributes and objects from digital elevation models - semantics, methods, future needs. In R. Dikau et H. Saurer (eds.), *GIS for Earth Surface Systems*. 154 174.
- SCHUMM S.A.**, 1977 - *The Fluvial System*. 358 p.
- SHARP R., DOUGLASS J., WOLNY S., ARKEMA K., BERNHARDT J., BIERBOWER W., CHAUMONT N., DENU D., FISHER D., GLOWINSKI K., GRIFFIN R., GUANNEL G., GUERRY A., JOHNSON J., HAMEL P., KENNEDY C., KIM C.K., LACAYO M., LONSDORF E., MANDLE L., ROGERS L., SILVER J., TOFT J., VERUTES G., VOGL A.L., WOOD S. & WYATT K.**, 2020 - InVEST 3.10.2. User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. <https://invest-userguide.readthedocs.io/en/latest/sdr.html#>, consulté le 7 août 2022.
- SHI Z.H., CAI C.F., DING S.W., WANG T.W. & CHOW T.L.**, 2004 - Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case study in the Three Gorge Area of China. *CATENA*, 55, (1), 33 48, 10.1016/S0341-8162(03)00088-2.
- SIDLE R.C., ZIEGLER A.D., NEGISHI J.N., NIK A.R., SIEW R. & TURKELBOOM F.**, 2006 - Erosion processes in steep terrain—Truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *Forest Ecology and Management*, 224, (1 2), 199 225, 10.1016/j.foreco.2005.12.019.
- SIGALES**, 2018 - *Caractérisation des terroirs viticoles du Beaujolais*.
- SLAYMAKER O.**, 2006 - Towards the identification of scaling relations in drainage basin sediment budgets. *Geomorphology*, 80, (1 2), 8 19, 10.1016/j.geomorph.2005.09.004.
- SLAYMAKER O., SOUCH C., MENOUNOS B. & FILIPPELLI G.**, 2003 - Advances in Holocene mountain geomorphology inspired by sediment budget methodology. *Geomorphology*, 55, (1 4), 305 316, 10.1016/S0169-555X(03)00146-6.
- SMITH H.G., BLAKE W.H. & TAYLOR A.**, 2014 - Modelling particle residence times in agricultural river basins using a sediment budget model and fallout radionuclide tracers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39, (14), 1944 1959, 10.1002/esp.3589.
- SMITH S. V., BULLOCK S.H., HINOJOSA-CORONA A., FRANCO-VIZCAÍNO E., ESCOTO-RODRÍGUEZ M., KRETZSCHMAR T.G., FARFÁN L.M. & SALAZAR-CESEÑA J.M.**, 2007 - Soil erosion and significance for carbon fluxes in a mountainous mediterranean-climate watershed. *Ecological Applications*, 17, (5), 1379 1387, 10.1890/06-0615.1.
- SOLTNER D.**, 1985 - *L'arbre et la haie*. Collection Sciences et Techniques Agricoles, 200 p.
- SOSA-PÉREZ G. & MACDONALD L.H.**, 2017 - Reductions in road sediment production and road-stream connectivity from two decommissioning treatments. *Forest Ecology and Management*, 398, 116 129, 10.1016/j.foreco.2017.04.031.

SOUCHERE V., KING D., DAROUSSIN J., PAPY F. & CAPILLON A., 1998 - Effects of tillage on runoff directions: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, 206, (3 4), 256 267, 10.1016/S0022-1694(98)00103-6.

SOULIS K.X., DERCAS N. & PAPADAKI CH., 2015 - Effects of forest roads on the hydrological response of a small-scale mountain watershed in Greece. *Hydrological Processes*, 29, (7), 1772 1782, 10.1002/hyp.10301.

STEEGEN A., GOVERS G., TAKKEN I., NACHTERGAELE J., POESEN J. & MERCKX R., 2001 - Factors Controlling Sediment and Phosphorus Export from Two Belgian Agricultural Catchments. *Journal of Environmental Quality*, 30, (4), 1249 1258, 10.2134/jeq2001.3041249x.

STEHLE S., ELSAESSER D., GREGOIRE C., IMFELD G., NIEHAUS E., PASSEPORT E., PAYRAUDEAU S., SCHÄFER R.B., TOURNEBIZE J. & SCHULZ R., 2011 - Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: A meta-analysis. *Journal of Environmental Quality*, 40, (4), 1068 1080, 10.2134/jeq2010.0510.

SUMMERFIELD M.A. & HULTON N.J., 1994 - Natural controls of fluvial denudation rates in major world drainage basins. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 99, (B7), 13871 13883, 10.1029/94JB00715.

SYNDICAT MIXTE DES RIVIÈRES DU BEAUJOLAIS, 2012 - Contrat de Rivières du Beaujolais 2012-2017.

SYNDICAT MIXTE DES RIVIÈRES DU BEAUJOLAIS, Les rivières. <http://www.rivieresdubeaujolais.fr/fr/information/2563/les-rivieres>, consulté le 7 juin 2022.

SYNDICAT MIXTE DES RIVIÈRES DU BEAUJOLAIS & ABIOLAB ASPOSAN, 2018 - Suivi de la qualité des rivières du Beaujolais année 2018 - Contrat de rivières 2012-2018.

SYNDICAT MIXTE DU BEAUJOLAIS, 2019 - Schéma de cohérence territoriale : rapport de présentation.

SYNDICAT MIXTE DU BEAUJOLAIS, 2020 - Plan de paysage du Beaujolais viticole - diagnostic.

SZABÓ J.A., CENTERI C., KELLER B., HATVANI I.G., SZALAI Z., DOBOS E. & JAKAB G., 2020 - The Use of Various Rainfall Simulators in the Determination of the Driving Forces of Changes in Sediment Concentration and Clay Enrichment. *Water*, 12, (10), 2856, 10.3390/w12102856.

T

TANYAŞ H., KOLAT Ç. & SÜZEN M.L., 2015 - A new approach to estimate cover-management factor of RUSLE and validation of RUSLE model in the watershed of Kartalkaya Dam. *Journal of Hydrology*, 528, 584 598, 10.1016/j.jhydrol.2015.06.048.

TAYE G., VANMAERCKE M., POESEN J., WESEMAEL B. VAN, TESFAYE S., TEKA D., NYSSSEN J., DECKERS J. & HAREGEWEYN N., 2018 - Determining RUSLE P- and C-factors for stone bunds and trenches in rangeland and cropland, North Ethiopia. *Land Degradation & Development*, 29, (3), 812 824, 10.1002/ldr.2814.

THEIA, 2018 - Carte d'occupation des sols de la France métropolitaine. <https://www.theia-land.fr/product/carte-d-occupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine/>, consulté le 23 mai 2023.

THIERY Y., 2007 - Susceptibilité du bassin de Barcelonnette (Alpes du Sud, France) aux mouvements de versant : cartographie morphodynamique, analyse spatiale et modélisation probabiliste. Thèse de doctorat. Université de Caen Basse-Normandie, 443 p.

THOLLET F., ROUSSEAU C., CAMENEN B., BOUBKRAOUI S., BRANGER F., LAUTERS F. & NÉMERY J., 2021 - Long term high frequency sediment observatory in an alpine catchment: The Arc-Isère rivers, France. *Hydrological Processes*, 35, (2), 10.1002/hyp.14044.

THOMAZ E.L. & PERETTO G.T., 2016 - Hydrogeomorphic connectivity on roads crossing in rural headwaters and its effect on stream dynamics. *Science of The Total Environment*, 550, 547 555, 10.1016/j.scitotenv.2016.01.100.

TORTRAT F., 2005 - Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Thèse de doctorat. Agrocampus - Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes, 219 p.

TORTRAT F., AUROUSSEAU P., SQUIVIDANT H., GASCUEL-ODOUX C. & CORDIER M.-O., 2003 - Modèle numérique d'altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : Utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives. Bulletin - Societe Francaise de Photogrammetrie et de Teledetection, (172), 128 136.

TURNBULL L., HÜTT M.-T., IOANNIDES A.A., KININMONTH S., POEPPL R., TOCKNER K., BRACKEN L.J., KEESSTRA S., LIU L., MASSELINK R. & PARSONS A.J., 2018 - Connectivity and complex systems: learning from a multi-disciplinary perspective. Applied Network Science, 3, (1), 10.1007/s41109-018-0067-2.

U

UNITED STATES DEPARTEMENT OF AGRICULTURE, 2023 - Rainfall Intensity Summarization Tool. février 2023.

URBAN D.L., O'NEILL R. V. & SHUGART, HERMAN H., 1987 - Landscape Ecology. A Hierarchical Perspective Can Help Scientists Understand Spatial Patterns. BioScience, 37, (2), 119 127, 10.2307/1310366.

V

VANWALLEGHEM T., GÓMEZ J.A., INFANTE AMATE J., GONZÁLEZ DE MOLINA M., VANDERLINDEN K., GUZMÁN G., LAGUNA A. & GIRÁLDEZ J.V., 2017 - Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. Anthropocene, 17, 13 29, 10.1016/j.ancene.2017.01.002.

DE VENTE J., 2009 - Soil Erosion and Sediment Yield in Mediterranean Geosystems - Scale issues, modelling and understanding. Thèse de doctorat. Leuven, 283 p.

DE VENTE J. & POESEN J., 2005 - Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. Earth-Science Reviews, 71, (1 2), 95 125, 10.1016/j.earscirev.2005.02.002.

DE VENTE J., POESEN J., ARABKHEDRI M. & VERSTRAETEN G., 2007 - The sediment delivery problem revisited. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 31, (2), 155 178, 10.1177/0309133307076485.

VERHEIJEN F.G.A., JONES R.J.A., RICKSON R.J. & SMITH C.J., 2009 - Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. Earth-Science Reviews, 94, 23 38, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003>.

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, 10.1016/S0169-555X(99)00020-3.

VERSTRAETEN G., POESEN J., GILLIJNS K. & GOVERS G., 2006 - The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? Hydrological Processes, 20, (20), 4259 4267, 10.1002/hyp.6155.

VIAUD V., MEROT P. & BAUDRY J., 2004 - Hydrochemical Buffer Assessment in Agricultural Landscapes: From Local to Catchment Scale. Environmental Management, 34, 559 573, 10.1007/s00267-004-0271-y.

VIEL V., 2012 - Analyse spatiale et temporelle des transferts sédimentaires dans les hydrosystèmes normands - Exemple du bassin versant de la Seulles. Thèse de doctorat. Université de Caen Normandie.

VIGIAK O., BORSELLI L., NEWHAM L.T.H., MCINNES J. & ROBERTS A.M., 2012 - Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. Geomorphology, 138, (1), 74 88, 10.1016/j.geomorph.2011.08.026.

VIGUIER J.M., 1993 - Mesure et modélisation de l'érosion pluviale. Application au vignoble de Vidauban (Var, France). Université d'Aix-Marseille II.

VILLARREAL M.L., WEBB R.H., NORMAN L.M., PSILLAS J.L., ROSENBERG A.S., CARMICHAEL S., PETRAKIS R.E. & SPARKS P.E., 2016 - Modeling Landscape-scale Erosion Potential Related to Vehicle Disturbances Along the USA-Mexico Border. *Land Degradation & Development*, 27, (4), 1106 1121, 10.1002/ldr.2317.

VONGVIXAY A., 2012 - Mesure et analyse de la dynamique temporelle des flux solides dans les petits bassins versants : cas d'un bassin versant agricole en région d'élevage (Le Moulinet, Basse-Normandie, France). Thèse de doctorat. INSA, Rennes.

W

WACKERNAGEL H., 1995 - Ordinary Kriging. In *Multivariate Geostatistics: An Introduction with Applications*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 74 81, 10.1007/978-3-662-03098-1_11.

WAINWRIGHT J., TURNBULL L., IBRAHIM T.G., LEXARTZA-ARTZA I., THORNTON S.F. & BRAZIER R.E., 2011 - Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology*, 126, (3 4), 387 404, 10.1016/j.geomorph.2010.07.027.

WALKER R.G., 1990 - Facies modeling and sequence stratigraphy: perspective. *Journal of Sedimentary Research*, 60, (5).

WALLING D.E., 1983 - The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology*, 65, 209 237.

WALLING D.E., RUSSELL M.A., HODGKINSON R.A. & ZHANG Y., 2002 - Establishing sediment budgets for two small lowland agricultural catchments in the UK. *CATENA*, 47, (4), 323 353, 10.1016/S0341-8162(01)00187-4.

WALLING D.E. & WEBB B.W., 1982 - Sediment availability and the prediction of storm-period sediment yields. In *International Association of Hydrological Sciences (ed.), Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield*. Wallingford, 327 337.

WARNER R.F., 2006 - Natural and artificial linkages and discontinuities in a Mediterranean landscape: Some case studies from the Durance Valley, France. *CATENA*, 66, (3), 236 250, 10.1016/j.catena.2006.02.004.

WEIGELHOFER G., RAMIÃO J.P., PITZL B., BONDAR-KUNZE E. & O'KEEFFE J., 2018 - Decoupled water-sediment interactions restrict the phosphorus buffer mechanism in agricultural streams. *Science of The Total Environment*, 628 629, 44 52, 10.1016/j.scitotenv.2018.02.030.

WILENSKY U., 1999 - Netlogo. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston, IL. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>, consulté le 6 septembre 2022.

WILLIAMS G.P., 1989 - Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *Journal of Hydrology*, 111, (1 4), 89 106, 10.1016/0022-1694(89)90254-0.

WILLIAMS J.R., 1975 - Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In *Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources*. Washington, DC, USA, 244 251.

WISCHMEIER D.W.H. & SMITH D.D., 1965 - Prediction Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: A Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation. *Agricultural Handbook*, 282, 47.

WISCHMEIER D.W.H. & SMITH D.D., 1978 - Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. *Supersedes Agriculture Handbook*, 282.

WOHL E., BRIERLEY G., CADOL D., COULTHARD T.J., COVINO T., FRYIRS K.A., GRANT G., HILTON R.G., LANE S.N., MAGILLIGAN F.J., MEITZEN K.M., PASSALACQUA P., POEPL R.E., RATHBURN S.L. & SKLAR L.S., 2019 - Connectivity as an emergent property of geomorphic systems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44, (1), 4 26, 10.1002/esp.4434.

WOHL E., MAGILLIGAN F.J. & RATHBURN S.L., 2017 - Introduction to the special issue: Connectivity in Geomorphology. *Geomorphology*, 277, 1-5, 10.1016/j.geomorph.2016.11.005.

WOLKA K., BIAZIN B., MARTINSEN V. & MULDER J., 2021 - Soil and water conservation management on hill slopes in Southwest Ethiopia. I. Effects of soil bunds on surface runoff, erosion and loss of nutrients. *Science of The Total Environment*, 757, 142877, 10.1016/j.scitotenv.2020.142877.

WU L., LIU X. & MA X., 2018 - Research progress on the watershed sediment delivery ratio. *International Journal of Environmental Studies*, 75, (4), 565-579, 10.1080/00207233.2017.1392771.

Y

YAN Y., ZHEN H., ZHAI X., LI J., HU W., DING C., QI Z., QIAO B., LI H., LIU X. & ZHANG X., 2021 - The role of vegetation on earth bunds in mitigating soil erosion in Mollisols region of Northeast China. *CATENA*, 196, 104927, 10.1016/j.catena.2020.104927.

YUAN Y., BINGNER R.L. & LOCKE M.A., 2009 - A Review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology*, 2, (3), 321-336, 10.1002/eco.82.

Z

ZGŁOBICKI W., POESEN J., GEETER S. DE, BOARDMAN J., GAWRYSIAK L., GOLOSOV V., IONITA I., NIACSU L., RODZIK J., STANKOVIANSKY M. & STOLZ C., 2021 - Sunken lanes - Development and functions in landscapes. *Earth-Science Reviews*, 221, (July), 10.1016/j.earscirev.2021.103757.

ZHANG H., YU D., DONG L., SHI X., WARNER E., GU Z. & SUN J., 2014 - Regional soil erosion assessment from remote sensing data in rehabilitated high-density canopy forests of southern China. *CATENA*, 123, 106-112, 10.1016/j.catena.2014.07.013.

AUTRES

2020 - **LISEM**. <https://lisemmodel.com/>, consulté le 9 août 2022.

2021 - **OpenFLUID 2.1.11**. <https://www.openfluid-project.org/>, consulté le 23 août 2022.

2022 - **Météo-France**. <https://meteofrance.com/climat/relevés/france/auvergne-rhone-alpes/lyon-bron>, consulté le 11 octobre 2022.

2023 - **MHYDAS model**. <https://community.openfluid-project.org/models/mhydas/>, consulté le 23 août 2022.

Liste des tableaux

Chapitre 1

Tableau 1-1 : Relation entre la superficie du bassin versant et le taux de fourniture sédimentaire spécifique. Source : De Vente, (2009).....16

Chapitre 2

Tableau 2-1 : Comparaison d'indicateurs de connectivité existants. Source : Heckmann *et al.* (2018).73

Chapitre 3

Tableau 3-1 : Caractéristiques physiques, agricoles et socio-économiques et enjeux des différentes zones du Beaujolais. Source : (Pic, 2019).....89

Tableau 3-2 : Caractéristiques des bassins versants d'étude 102

Tableau 3-3 : Données relatives aux produits phytosanitaires collectées par l'INRAE Lyon-Villeurbanne aux stations des Versauds et de Pizay. Source : Gouy *et al.* (2021). 107

Chapitre 4

Tableau 4-1 : Synthèse des données utilisées. 114

Tableau 4-2 : Synthèse des coefficients de rugosité appliqués dans le graphe pour le calcul de l'IC. 142

Tableau 4-3 : Caractéristiques des scénarios de calcul de l'IC. 144

Chapitre 5

Tableau 5-1 : Synthèse des longueurs d'infrastructures de drainage dans les bassins versants d'étude..... 149

Tableau 5-2 : Superficie drainée par type d'infrastructure de drainage, bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. 157

Tableau 5-3 : Superficie drainée par type d'exutoire, bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. 157

Tableau 5-4 : Caractéristiques des exutoires du réseau de drainage des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines (2020)..... 163

Tableau 5-5 : Caractéristiques des séquences pour les bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines (2020)..... 166

Tableau 5-6 : Résultats de l'IC à l'échelle du bassin versant ; Morcille et Ruisseau des Fontaines. 178

Chapitre 6

Tableau 6-1 : Tableau de synthèse des dispositifs de suivi mis en place..... 198

Tableau 6-2 : Stratégie de déclenchement des échantillonnages au début du suivi..... 210

Chapitre 7

Tableau 7-1 : Liste des événements aux précipitations érosives entre septembre 2020 et août 2022. Les événements en bleu présentent l'érosivité la plus forte..... 227

Tableau 7-2 : Quantités de sédiments piégés dans le collecteur de sédiments de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph. Les couleurs permettent de différencier les quatre saisons sur base calendaire. 241

Tableau 7-3 : Qualification des événements observés aux trois échelles du site Ardières-Morcille de septembre 2020 à août 2022. 249

Tableau 7-4 : Synthèse des caractéristiques des quatre types de crues..... 252

Table des illustrations

Chapitre 1

Figure 1-1 : Interactions et importance des différents facteurs pour l'évaluation des dynamiques sédimentaires sur le long-terme. Source : Vanwalleghem <i>et al.</i> (2017).	14
Figure 1-2 : Approche pour identifier l'origine des sédiments dans un bassin versant. Source : Viel (2012).	15
Figure 1-3 : Cadre conceptuel qui présente les relations entre les processus à différentes échelles pour les bassins versant de Campo de Panes (Espagne) et de Schrondeweilerbaach (Luxembourg). Source : Cammeraat (2002).	17
Figure 1-4 : Modèle conceptuel des connectivités hydrologique ou sédimentaire et leurs facteurs d'influence. Source : Heckmann <i>et al.</i> (2018).	19
Figure 1-5 : Formalisation schématique d'une cascade sédimentaire. Source : Cossart (2016) d'après Jones (2000).	20
Figure 1-6 : Efficacité des infrastructures paysagères sur la connectivité hydro-sédimentaire. Source : Fryirs <i>et al.</i> (2007).	21
Figure 1-7 : Exemple de collecteur de sédiments. Source : Biddoccu <i>et al.</i> , (2016).	23
Figure 1-8 : Exemple de simulateur de pluie. Source : Szabó <i>et al.</i> (2020).	24
Figure 1-9 : Principe de la RUM. A – Le niveau du greffon ne bouge pas durant toute la vie de la vigne à l'inverse du cep et du système racinaire. B – Taux d'ablation estimé. Source : Brenot (2007).	25
Figure 1-10 : Exemple de station de mesure des transports solides en suspension sur le bassin versant du Giroux (Bourgogne). Source : Chaize (2022).	26
Figure 1-11 : Prélèveur Ehrenberger. Source : Camenen & Melun (2021).	27
Figure 1-12 : Représentation schématique d'un dispositif de traçage sédimentaire RFID. Source : GRAIE pôle Eau & Territoire & Zone Atelier Bassin du Rhône (ZABR) (2020).	28
Figure 1-13 : Les facteurs de la connectivité hydrologique. Source : Reulier (2015).	31
Figure 1-14 : Typologie des connexions hydrologiques dans un bassin versant. Source : Reulier (2015) d'après Delahaye 2002).	32
Figure 1-15 : Liens et discontinuités des versants du Luberon. Source : Warner (2006).	33
Figure 1-16 : Les entités de la structure paysagère en contexte agricole. Source : Reulier (2015).	34
Figure 1-17 : Approche conceptuelle de l'équilibre des flux sédimentaires sur les versants agricoles. La partie droite indique les éléments de contrôle des flux de sédiments en lien avec le contexte physique. La partie gauche met en avant les éléments d'origine anthropique. De l'intersection de ces deux composantes découle des effets d'échelles. Source : Houben (2008).	35
Figure 1-18 : Contribution de différents modes d'occupation du sol à la production sédimentaire. En bleu la surface associée au mode d'occupation du sol dans l'Union Européenne, en orange le pourcentage de production sédimentaire associée. Source : Panagos <i>et al.</i> (2015b).	36
Figure 1-19 : Contribution du passage d'engins agricoles à l'érosion hydrique pour différentes parcelles. Le graphique ne montre pas le résultat pour les parcelles illustrées. Source : Saggau <i>et al.</i> (2022).	38
Figure 1-20 : Pratiques de conservation des sols en contexte agricole. (a) Mise en place de terrasses. (b) Labour perpendiculaire à la pente. (c) Talus de contre-pente. (d) Paillage. (e) Enherbement. (f) Bandes enherbées. (g) Haies. Source : Rajbanshi <i>et al.</i> (2023).	39
Figure 1-21 : Prairie en aval d'une parcelle de vigne.	40

Figure 1-22 : Effet de la convergence des flux hydro-sédimentaires sur l'efficacité de la bande enherbée. (a) Aucune convergence des flux au cours d'eau sur un versant rectiligne ; le ruissellement se répartit sur l'ensemble de la bande enherbée à un débit relativement faible. (b) Convergence des flux sur un secteur restreint de la bande enherbée ; le reste de la bande enherbée ne reçoit presque aucun ruissellement. Source : Verstraeten <i>et al.</i> (2006).....	41
Figure 1-23 : Parcelle de forêt en aval d'un îlot de parcelles de vigne.	42
Figure 1-24 : Exemples d'implication de fossés dans les transferts sédimentaires. A – Transferts hydro-sédimentaires dans un fossé. B – Transfert de ruissellement de surface d'une route à un fossé. C – Transfert de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé inter-parcellaire. D – Dépôt sédimentaire dans un fossé. E – Transfert de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé de bord de route.....	44
Figure 1-25 : Typologie du rôle hydrologique des fossés. Source : Adamiade (2004) modifié par Viel (2012).....	45
Figure 1-26 : Exemple de budget sédimentaire ($t.km^{-2}.an^{-1}$), bassin versant du Jubilee (Royaume-Uni). Source : Walling <i>et al.</i> (2002).....	46
Figure 1-27 : Transferts sédimentaires des axes routiers au cours d'eau. (a) Transferts hydro-sédimentaires directs d'une route au cours d'eau. (b) Connexion route / cours d'eau. (c) État du cours d'eau à l'aval d'une connexion route / cours d'eau. (d) État du cours d'eau non affecté par les transferts hydro-sédimentaires issus des réseaux routiers. Source : Thomaz & Peretto (2016).	47
Figure 1-28 : Dépôt sédimentaire sur une route de Rillaar (Belgique) à la suite des événements pluviométriques des 13 et 14 septembre 1998. Source : Verstraeten & Poesen (1999).....	48
Figure 1-29 : Démarche méthodologique appliquée pour évaluer le rôle hydrologique des haies. Source : Viel (2012).....	49
Figure 1-30 : Typologie des pièges à sédiments dans le bassin versant du Giroux (Bourgogne, France). Source : Chaize (2022).	51
Figure 1-31 : Rôle de la structure paysagère dans la connectivité hydro-sédimentaire. Source : Reulier (2015).....	52

Chapitre 2

Figure 2-1 : Variabilité de la production sédimentaire dans le vignoble du bassin versant de Giscle (235 km ² - Var, France), entre (a) 1950 et (b) 1982. Source : Roy <i>et al.</i> (2018).....	57
Figure 2-2 : Nombre de publications utilisant une modélisation avec USLE ou RUSLE au cours des 40 dernières années (1977-2017). Source : Alewell <i>et al.</i> (2019).	58
Figure 2-3 : Intégration des infrastructures de drainage dans le facteur LS du RUSLE. Source : Cossart <i>et al.</i> (2020a).	58
Figure 2-4 : Exemple de carte de taux de fourniture sédimentaire du bassin versant de Konar (Inde). Source : Rajbanshi & Bhattacharya (2020).	59
Figure 2-5 : Contribution des sources au budget sédimentaire d'un bassin versant. La taille des flèches varient selon le contexte considéré. Le modèle SDR se concentre à la production sédimentaire de versant. Source : Sharp <i>et al.</i> (2020).	60
Figure 2-6 : Taux de pertes en sol et de dépôt estimés à partir de WaTEM/SEDEM pour le bassin versant de Ésera-Isábena (1504 km ² - Pyrénées espagnoles). (A) Bassin versant dans son ensemble. (B) Zone axiale. (C) Dépression centrale (badlands sur marnes de l'Éocène). (D) Secteur pré-pyrénéen (cultures sèches). Source : Alatorre <i>et al.</i> (2010).	62

Figure 2-7 : Organigramme des processus et variables intégrés dans le LISEM. Source : LISEM (2020).	63
Figure 2-8 : Exemple de carte de perte en sol. Source : LISEM (2020).	64
Figure 2-9 : Différentes configurations à échelle locale (scénarios 1 et 2) et à l'échelle du versant (scénarios 3 et 4). Source : Rouzies <i>et al.</i> (2019).	65
Figure 2-10 : Structure du modèle PESHMELBA. Source : Rouzies <i>et al.</i> (2019).	66
Figure 2-11 : Configurations spatiales des réseaux de fossés et des longueurs de drainage. Source : Levavasseur (2012).	67
Figure 2-12 : Cartographie du volume de ruissellement en sortie du modèle WaterSed pour un événement de pluie donné. Source : Cerdan <i>et al.</i> (2022).	68
Figure 2-13 : Typologie des axes de ruissellement. Source : Cerdan <i>et al.</i> (2022).	68
Figure 2-14 : Segmentation de l'espace sous Sacadeau-Software. Source : Gascuel-Odoux <i>et al.</i> (2011).	69
Figure 2-15 : Réseau de drainage (a) basé sur le MNT et la localisation du réseau hydrographique et (b) modifié par le réseau de haies. Source : Gascuel-Odoux <i>et al.</i> (2011).	70
Figure 2-16 : Arbre du réseau d'écoulement de surface (a) seulement topographique et (b) prenant en compte les route et les haies. Bassin versant du Moulinet (4,4 km ² - Normandie, France). Source : Gascuel-Odoux <i>et al.</i> (2011).	71
Figure 2-17 : Définition des composantes amont et aval de l'indice de connectivité. Source : Borselli <i>et al.</i> (2008).	75
Figure 2-18 : Principes de fonctionnement du modèle LASCAR. Source : Reulier <i>et al.</i> (2019).	77
Figure 2-19 : Évolution du nombre de points d'entrée des écoulements de surface au réseau hydrographique. Bassin versant de la Lingèvres 1947-2014. Source : Reulier <i>et al.</i> (2019).	78
Figure 2-20 : Méthodologie employée par Fressard & Cossart (2019).	79
Figure 2-21 : Indice de flux résiduel (RF) pour les 4 graphes de représentation du paysage. Source : Fressard & Cossart (2019).	81

Chapitre 3

Figure 3-1 : Croquis morpho-structural du Beaujolais.	87
Figure 3-2 : Caractéristiques spatiales du Beaujolais (bloc diagramme adapté de Cossart <i>et al.</i> , 2020b).	88
Figure 3-3 : Illustration des paysages du Beaujolais. A – Vue hivernale sur le Beaujolais des crus, hauteurs de Saint-Joseph-en-Beaujolais. B – Vigne à l'inter-rang enherbé et diversité des modes de culture du Beaujolais des Pierres Dorées. C – Vue sur le Beaujolais vert (Les Ardillats). D – Vue sur la plaine de Saône.	90
Figure 3-4 : Appellations viticoles du Beaujolais.	91
Figure 3-5 : Bande enherbée entre une parcelle de vigne et un chemin. Photographie : J.PIC (2020).	92
Figure 3-6 : Divers types d'enherbements observables en Beaujolais. A – Parcelle en gobelet sur sol nu. B – Enherbement un rang sur six. C – Tous les inter-rangs sont enherbés. D – Enherbement de tous les inter-rangs avec une bandée enherbée plus conséquente un rang sur neuf. E – Enherbement des inter-rangs avec la mise en place d'une culture de couverture un rang sur deux.	93
Figure 3-7 : Calendrier cultural de la vigne en Beaujolais.	94

Figure 3-8 : Marques de l'érosion du sol en Beaujolais. A – Dépôt sédimentaire dans un chemin. B – Dépôt sédimentaire dans un fossé. C – Dépôt sédimentaire dans le ruisseau de la Morcille. D – Gouttière de canalisation se terminant sur une route où l'on observe un dépôt de sédiments. E – Érosion de berge d'une gouttière de canalisation. F – Effondrement du sol suite à une rupture de canalisation enterrée. G – Rigoles entre les rangs de vigne. H – Ravine en bord de parcelle. I – Érosion et ravine de bas de parcelle.....	96
Figure 3-9 : Exemples de pièges à sédiments (Villié-Morgon, Beaujolais). A – Mare ayant été curée. B - Bac décanteur ayant été curé.....	98
Figure 3-10 : Exemples d'implication de fossés dans les transferts sédimentaires. A – Transferts hydro-sédimentaires dans un fossé. B – Transferts de ruissellement de surface d'une route à un fossé. C – Transferts de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé inter-parcellaire. D – Dépôt sédimentaire dans un fossé. E – Transferts de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé de bord de route.....	98
Figure 3-11 : Localisation des bassins versants d'étude.....	101
Figure 3-12 : Carte détaillée des sols sur les bassins versants d'étude. A – Bassin versant de l'Ardières et sous-bassin versant de la Morcille. B – Sous-bassin versant de la Morcille. C – Sous-bassin versant du Ruisseau des Fontaines.	104
Figure 3-13 : Occupation du sol des bassins versants à l'étude. A - Bassin versant de la Morcille (Theia OSO Land Cover Map, 2020). B - Sous bassin versant de la Morcille (photo-interprétation). C - Sous bassin versant du Ruisseau des Fontaines (photo-interprétation).	105
Figure 3-14 : Part des différents modes d'occupation du sol des bassins versants d'étude (2017).	106

Chapitre 4

Figure 4-1 : Méthodologie générale employée dans ce chapitre.	113
Figure 4-2 : Extraits des MNT des bassins versants de la Morcille et du Ruisseau des Fontaines. A1 – Ripisylve couvrant le cours d'eau. A2 – Le cours d'eau est visible dans le MNT après traitements. B – Un MNT de qualité variable au sein d'un même bassin versant. C1 – Secteur de bonne qualité du MNT et C2 – sur lequel les infrastructures de drainage sont visibles.....	115
Figure 4-3 : Problème de découpage des parcelles dans la BD PARCELLAIRE sur le bassin de la Morcille.....	118
Figure 4-4 : Campagne de référencement des infrastructures de drainage sur le Mont-Brouilly, octobre 2018.	119
Figure 4-5 : Fiche de terrain n°7 du référencement des infrastructures linéaires sur le bassin versant de la Morcille.	120
Figure 4-6 : Extrait de la BD ORTHO® sur le secteur d'étude. Les limites de parcelles en vigne sont bien visibles du fait de leurs contours enherbés.	121
Figure 4-7 : Effets de saisonnalité jouant sur la visibilité des infrastructures explicites de drainage. A – Réduction de la visibilité par la brume. B – Fossé rendu invisible par son enherbement.	122
Figure 4-8 : Vue dégagée sur les collines avoisinantes depuis le Mont Brouilly. Les espaces boisés se cantonnent aux hauts de versants et aux ripisylves. Source : J.PIC (2020).	123
Figure 4-9 : Exemple d'infrastructures jouant le rôle de collecteur de sédiments. A – Simple dépression à l'issue d'une gouttière de canalisation. B – Bac décanteur ayant été curé.	124
Figure 4-10 : Inventaire d'un collecteur de sédiments, commune de Cercié – octobre 2018.....	124
Figure 4-11 : Assemblages d'infrastructures le long du versant	125

Figure 4-12 : Schéma d'organisation du cheminement des sédiments dans le paysage, bassin versant de la Morcille.	126
Figure 4-13 : Extrait de la cartographie des infrastructures de drainage, secteur de Saint-Joseph-en-Beaujolais.	127
Figure 4-14 : Bassin versant virtuel explicitant la formalisation du graphe de la structure paysagère.	128
Figure 4-15 : Éléments constitutifs d'un sous-réseau du graphe d'infrastructures de drainage..	129
Figure 4-16 : Extrait du graphe d'infrastructures et de la table attributaire des infrastructures de drainage après jointure attributaire (sur la base des coordonnées) avec les nœuds du graphe.	130
Figure 4-17 : Infrastructures linéaires sans parents, sans enfants et intersections où un choix d'enfant est nécessaire ; bassin versant virtuel.	131
Figure 4-18 : Découpage morpho-paysager du bassin versant de la Morcille.	134
Figure 4-19 : Éléments nécessaires à l'extraction des séquences sur le bassin versant virtuel. Les points de départ des linéaires sans parents sont représentés par des ronds noirs. Les points de départ communs à plusieurs linéaires possédant des parents sont représentés par des ronds gris.	135
Figure 4-20 : Séquences extraites pour le bassin versant virtuel. Le tableau associé indique le nombre d'occurrences de chaque séquence en fonction du type d'exutoire.	136
Figure 4-21 : Bassin versant virtuel comprenant seulement les éléments qui contribuent au calcul de la distance au cours d'eau.	138
Figure 4-22 : Éléments du graphe contenant les attributs nécessaires au calcul de l'IC.	140

Chapitre 5

Figure 5-1 : Typologie des infrastructures de drainage et des collecteurs de sédiments. A – Route principale. B – Chemin non-enherbé. C – Chemin enherbé. D – Fossé enherbé bordé par une bande enherbée. E – Gouttière de canalisation. F – Canalisation enterrée. G – Bourrelet de terre bordant un chemin. H – Bourrelet de terre au sein d'une parcelle de vigne. I & J : Différents types de collecteurs de sédiments.	147
Figure 5-2 : Haies sans effet de barrière des flux hydro-sédimentaires. (A) La haie est court-circuitée par un fossé enherbé. (B) Haie discontinue bordant le Ruisseau de la Morcille où se déposent les sédiments.	148
Figure 5-3 : Infrastructures de drainage sur le bassin versant (A) de la Morcille et (B) du Ruisseau des Fontaines.	150
Figure 5-4 : Densité d'infrastructures de drainage et distribution de probabilité associée sur le bassin versant de la Morcille. (A) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 25 m. (B) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 50 m.	151
Figure 5-5 : Densité d'infrastructures de drainage sur le bassin versant du Ruisseau des Fontaines. (A) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 25 m. (B) Densité d'infrastructures de drainage selon une résolution de 50 m.	152
Figure 5-6 : Configurations d'infrastructures de drainage en Beaujolais. A – Route bordée de part et d'autre par une bande enherbée et un fossé. B – Canalisation enterrée qui se termine dans une prairie bordant le cours d'eau. C – Bourrelet de terre le long d'un chemin, en amont d'une parcelle à forte pente.	153
Figure 5-7 : Surface drainée par les infrastructures de drainage. A – Bassin versant de la Morcille. B – Bassin versant du Ruisseau des Fontaines.	155

Figure 5-8 : Distance au cours d'eau par le réseau de drainage anthropique. A – Bassin versant de la Morcille. B – Bassin versant du Ruisseau des Fontaines.....	159
Figure 5-9 : Différence de distance au cours d'eau par le réseau de drainage par rapport à la seule topographie. A – Bassin versant de la Morcille. B – Bassin versant du Ruisseau des Fontaines.	160
Figure 5-10 : Schéma de connectivité du réseau de drainage du bassin versant de la Morcille (2020). (A) Localisation des exutoires connectés au cours d'eau et longueur associée d'infrastructures de drainage. (B) Infrastructures de drainage directement connectées au cours d'eau. (C) Localisation des puits à sédiments et longueur associée d'infrastructures de drainage. (D) Classification des sous-réseaux de drainage en fonction de leur puits à sédiments. (E) Schéma de connectivité des parcelles.....	163
Figure 5-11 : Types de connexions du réseau de drainage ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines (2020). (A) Type d'exutoire des sous-réseaux de drainage. (B) Localisation des exutoires des sous-réseaux, leur taille est proportionnelle à la longueur associée de réseau de drainage. (C) Types de connexion des parcelles.....	162
Figure 5-12 : Séquences les plus fréquemment connectées à (1) un puits à sédiment et (2) le cours d'eau ; bassin versant de la Morcille.....	168
Figure 5-13 : Séquences les plus fréquemment connectées à (1) un puits à sédiment et (2) le cours d'eau ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines.....	169
Figure 5-14 : Connexions préférentielles entre les infrastructures de drainage ; bassin versant de la Morcille.....	171
Figure 5-15 : Connexions préférentielles entre les paires d'infrastructures de drainage ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines.....	172
Figure 5-16 : Connexions préférentielles entre les infrastructures de drainage les plus à l'aval des sous-réseaux et leur exutoire associé ; bassin versant de la Morcille.	172
Figure 5-17 : Connexions préférentielles entre les infrastructures de drainage les plus à l'aval des sous-réseaux et leur exutoire associé.	173
Figure 5-18 : Connexions préférentielles entre les exutoires et les séquences les plus représentées ; bassin versant du Ruisseau des Fontaines.....	175
Figure 5-19 : Connexions préférentielles entre les exutoires et les séquences les plus représentées ; bassin versant de la Morcille.	176
Figure 5-20 : Différents scénarios de structure du paysage appliqués à l'indice de connectivité, bassin versant de la Morcille. De haut en bas : (1) IC classique, (2) IC classique sans prise en compte des effets de l'occupation du sol, (3) IC intégrant les réseaux de drainage, (4) IC intégrant les réseaux de drainage et les collecteurs de sédiments.	179
Figure 5-21 : Différents scénarios de structure du paysage appliqués à l'indice de connectivité, bassin versant du Ruisseau des Fontaines. De haut en bas : (1) IC classique, (2) IC classique sans prise en compte des effets de l'occupation du sol, (3) IC intégrant les réseaux de drainage, (4) IC intégrant les réseaux de drainage et les collecteurs de sédiments.....	183
Figure 5-22 : Schéma d'organisation spatiale de l'influence des réseaux de drainage sur les transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole.	186

Chapitre 6

Figure 6-1 : Schéma général de la méthodologie relative au suivi météorologique.	195
---	-----

Figure 6-2 : Localisation des bassins versants et des dispositifs de mesure. A – Parcelle expérimentale de Saint-Joseph. B – Station des Versauds. C – Station de Pizay. D – Station du Ruisseau des Fontaines.	197
Figure 6-3 : Instrumentation des stations en rivière. A – Dispositif immergé à la station du Ruisseau des Fontaines. B – Enregistreur, station de Pizay. C –Préleveur d'échantillons, station de Pizay.	199
Figure 6-4 : Représentation 3D du collecteur de sédiments. Source : Moreau (2020).	201
Figure 6-5 : Instrumentation de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph-en-Beaujolois. A – Image drone de la parcelle. B – Gouttière de canalisation collectant les flux hydro-sédimentaires de la parcelle. C – Dispositif lors de la mise en place du canal venturi. D – Vue intérieure du collecteur de sédiments. E – Sortie du canal venturi. F – Boîte de protection de l'enregistreur de données et du préleveur.	202
Figure 6-6 : Pluviomètre du Calvaire. Photographie : J.PIC (2021).	204
Figure 6-7 : Illustration du jaugeage au courantomètre. A – Méthode des sections centrales pour le calcul des liquides (d'après Perzyna (2016) modifié par Chaize (2022)). B – Exemple sur le Ruisseau des Fontaines.	206
Figure 6-8 : Principe de fonctionnement des radars vélocimétriques. Source : Dramais <i>et al.</i> (2012).	207
Figure 6-9 : Courbe de tarage et équation associée. A – Station de Pizay (2018 – 2023). B – Station des Versauds (2008 – 2023). C – Station du Ruisseau des Fontaines (2020-2022).	209
Figure 6-10 : Illustrations du protocole de filtration des MES. A – Dispositif de filtration. B – Pesée du filtre avant filtration. C – Vue du filtre humide après filtration. D – Filtres après filtration et séchage.	211
Figure 6-11 : Corrélations entre la turbidité et les concentrations en MES aux quatre stations de mesure.	212
Figure 6-12 : Illustrations du protocole de mesure des sédiments grossiers. A – Curage du collecteur de sédiments. B – Pesée des sédiments collectés.	213
Figure 6-13 : Exemple de correction de dérive sur les données enregistrées par la station de mesure hydro-sédimentaire du Giroux en avril 2020. Source : Chaize (2022).	214
Figure 6-14 : Lacunes des séries de précipitations, de hauteur d'eau et de turbidité collectées.	215
Figure 6-15 : Débits liquides et solides, stations des Versauds et de Pizay du 11 au 20 décembre 2020.	217
Figure 6-16 : Débit de pointe annuel en fonction de la variable réduite de Gumbel, stations des Versauds et de Pizay.	218
Figure 6-17 : Typologie des relations entre la concentration en matières en suspension et le débit liquide. Source : Viel (2012) d'après la typologie de Williams (1989).	220

Chapitre 7

Figure 7-1 : Cumuls pluviométriques par année hydrologique (1992-2022), station du Calvaire.	224
Figure 7-2 : Cumuls pluviométriques mensuels durant la période de suivi (2002-2022).	225
Figure 7-3 : Variabilité pluviométrique mensuelle à la station du Calvaire (1992-2022).	225
Figure 7-4 : Érosivité des pluies annuelles à la station du Calvaire (2002-2022).	226
Figure 7-5 : Érosivité mensuelle des pluies durant la période de suivi (2002-2022).	226
Figure 7-6 : Variabilité de l'érosivité des pluies mensuelles à la station du Calvaire (2002-2022).	227

Figure 7-7 : Débit moyen annuel par année hydrologique aux stations des (A) Versauds (2002-2022) et de (B) Pizay (2014-2022).....	228
Figure 7-8 : Variabilité des débits moyens mensuels aux la stations des Versauds (2002-2022) et de Pizay (2011-2022).....	229
Figure 7-9 : Taux de transferts sédimentaires spécifiques aux quatre stations de mesure (t/ha/an).	231
Figure 7-10 : Part du transfert sédimentaire annuel (%) aux trois stations du site Ardières-Morcille pour les années hydrologiques 2020-2021 et 2021-2022.	232
Figure 7-11 : Part du transfert sédimentaire annuel (%) à la station du Ruisseau des Fontaines pour les années hydrologiques 2020-2021 et 2021-2022.	233
Figure 7-12 : Flux cumulés de débits liquides et solides, année hydrologique 2020-2021.	235
Figure 7-13 : Synthèse des dynamiques sédimentaires observées aux 3 échelles du SAAM lors de l'année hydrologique 2020-2021.....	236
Figure 7-14 : Flux cumulés de débits liquides et solides, année hydrologique 2021-2022.	237
Figure 7-15 : Synthèse des dynamiques sédimentaires observées aux 3 échelles du SAAM lors de l'année hydrologique 2021-2022.....	237
Figure 7-16 : Flux cumulés de débits liquides et solides, station du Ruisseau des Fontaines.	238
Figure 7-17 : Chronique des débits liquides et solides mesurés aux stations du site Ardières-Morcille entre septembre 2020 et août 2022. Les points noirs soulignent les dates des crues enregistrées pour les stations en rivière sur la base de la concentration en MES. Les événements ruisselants ne sont pas soulignés à Saint-Joseph car la mesure est conditionnée à la hausse de la hauteur d'eau.	242
Figure 7-18 : Analyse en composantes principales selon trois composantes, station des Versauds.	245
Figure 7-19 : Analyse en composantes principales selon trois composantes, station de Pizay...	245
Figure 7-20 : Événement du 08 au 10/06/2022 sur le site Ardières-Morcille.....	247
Figure 7-21 : Événement du 10 au 18/05/2021 sur le site Ardières-Morcille.....	248
Figure 7-22 : Événement du 08 au 13/01/2022 sur le site Ardières-Morcille.....	251
Figure 7-23 : Crues à la contribution principale aux transferts sédimentaires à la station du Ruisseau des Fontaines. Crues du 10-14/05/2021, du 14-19/05/2021, du 03-13/12/2021 et du 26/12/2021-07/01/2022.....	254
Figure 7-24 : Chronique des débits liquides et solides mesurés à la stations du Ruisseau des Fontaines entre septembre 2020 et août 2022.	256
Figure 7-25 : Parcelle présentant des bourrelets de terre comblés et des ravines. Source : M. FRESSARD (2021).....	258
Figure 7-26 : Accumulation de sédiments à l'amont d'un bourrelet de terre sur la parcelle de Saint-Joseph.....	259
Figure 7-27 : Dépôt sableux à l'aval des capteurs sur le site des Versauds. Source : J. PIC (avril 2021).....	260
Figure 7-28 : Schéma de l'organisation de la cascade sédimentaire en fonction des types de crues.	263

Table des matières

Liste des sigles et abréviations	6
Introduction générale.....	7
PARTIE 1 – Complexité des transferts hydro-sédimentaires : cheminement scientifique et contexte spatial de la recherche	11
Chapitre 1 – Étudier les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants agricoles aménagés : effets d'échelles et de connectivité au sein de la cascade sédimentaire.....	12
Introduction du premier chapitre.....	12
1. Étudier l'érosion hydrique : de l'échelle de la parcelle à l'échelle du bassin versant	12
1.1. Échelles d'observation de l'érosion hydrique et des transferts sédimentaires.....	12
1.1.1. Du processus unitaire à la cascade sédimentaire : variabilités spatiale et temporelle des transferts hydro-sédimentaires	13
1.1.1.1. Caractère spasmodique des signaux sédimentaires	13
1.1.1.2. Une relation spatiale complexe des transferts hydro-sédimentaires.....	14
1.1.1.3. Intérêt d'une étude multi-scalaire des transferts sédimentaires.....	17
1.1.2. Étudier la connectivité, une clef pour l'interprétation des transferts hydro-sédimentaires ?	18
1.1.2.1. Principes généraux de la connectivité dans la question des transferts sédimentaires	18
1.1.2.2. Objets de la connectivité sédimentaire structurelle	20
1.2. Une diversité de stratégies de mesure de l'érosion reflet de la complexité du processus.....	22
1.2.1. Mesurer la production sédimentaire à l'échelle de la parcelle	22
1.2.1.1. Budget sédimentaire parcellaire court-terme à l'aide de collecteur de sédiments.....	22
1.2.1.2. Étudier l'influence des caractéristiques des précipitations par simulateur de pluie	23
1.2.1.3. Estimer les pertes en sol sur le long-terme par dendrogéomorphologie.....	24
1.2.2. Mesurer les transferts sédimentaires à l'échelle d'un bassin versant	25
1.2.2.1. Transports solides en suspension dans les cours d'eau	25
1.2.2.2. Mesure des transports solides charriés sur le fond du lit des cours d'eau..	27
1.2.2.3. Étudier l'origine et le mouvement des sédiments par traçage sédimentaire	28
1.2.3. <i>Métrologie multi-scalaire</i>	29
2. Impact des éléments du paysage sur les transferts sédimentaires	30

2.1.	Connectivité sédimentaire et structure paysagère	30
2.1.1.	Prendre en compte les spécificités du paysage dans l'agencement de la connectivité sédimentaire	30
2.1.2.	Spécificités paysagères du contexte agricole.....	32
2.2.	Les entités surfaciques : effets de production et de rétention sédimentaire	36
2.2.1.	Surfaces cultivées	36
2.2.2.	Les surfaces enherbées	40
2.2.3.	Espaces boisés	42
2.2.4.	Surfaces artificialisées	42
2.3.	Les entités linéaires : distorsion du patron spatial des transferts sédimentaires	43
2.3.1.	Les réseaux de fossés : extension du réseau hydrographique et stockage sédimentaire	44
2.3.2.	Les axes routiers : un drainage fortuit mais efficace des versants.....	47
2.3.3.	Les haies : effets de barrières.....	48
2.4.	Entités ponctuelles jouant un rôle de piège à sédiments.....	50
2.5.	Fonctionnement en réseau des éléments du paysage dans la dynamique de transferts de sédiments	51
	Conclusion du premier chapitre	53
	Chapitre 2 – Intégrer la structure paysagère pour simuler les transferts hydro-sédimentaires dans les bassins versants : typologie critique des modèles	55
	Introduction du deuxième chapitre	55
1.	Modèles de production sédimentaire.....	55
1.1.	Équation universelle de perte en sol : empirique mais éprouvée	56
1.2.	Taux de fourniture sédimentaire : une difficile intégration de la dimension spatiale.....	59
2.	Les éléments du paysage dans les modèles de transferts	61
2.1.	Des modèles centrés sur la formalisation du processus.....	61
2.1.1.	WaTEM/SEDEM : modèle empirique à échelle régionale.....	61
2.1.2.	Limburg Soil Erosion Model (LISEM) : modèle hydrologique au format raster.....	63
2.1.2.	Pesticide and hydrology: modelling at the catchment scale (PESHMELBA)	64
2.2.	Des modèles centrés sur l'intégration des éléments du paysage	66
2.2.1.	MHYDAS et la simulation paysagère	66
2.2.2.	WaterSed : modèle expert intégrant les axes de ruissellement	67
2.2.3.	SACADEAU : outil d'aide à la décision et réseaux d'écoulement	69
3.	Indicateurs de la connectivité sédimentaire.....	72
3.1.	IC : un indicateur synthétique reconnu.....	72

3.2. LASCAR : un système multi-agent pour intégrer la structure paysagère.....	76
3.3. Graphe et indice RF : expliciter le rôle de la structure du réseau sur la connectivité sédimentaire.....	79
Conclusion du deuxième chapitre	82
Chapitre 3 – Le Beaujolais viticole : une structure paysagère complexe propice à l'étude des transferts sédimentaires	85
Introduction du troisième chapitre	85
1. Le Beaujolais : diversité des cadres physique et paysager	85
1.1. Caractéristiques générales et limites spatiales	85
1.2. Un contexte géologique riche et complexe	86
1.3. La diversité paysagère du Beaujolais	87
1.3.1. Un territoire qui compose avec trois grandes unités paysagères	87
1.3.2. Caractéristiques générales du vignoble.....	88
2. Le vignoble du Beaujolais : forte production sédimentaire & structure paysagère complexe	92
2.1. Dynamiques agricoles et production sédimentaire.....	92
2.1.1. Pratiques culturelles.....	92
2.1.2. Évolutions du vignoble Beaujolais.....	94
2.1.3. Études disponibles sur l'érosion des sols en Beaujolais.....	95
2.1.4. Stratégies de gestion de l'érosion hydrique sur les versants du Beaujolais.....	97
2.2. Un territoire déjà engagé dans une dynamique de recherche sur les transferts hydro-sédimentaires.....	99
2.2.1. Un site de recherche ancien mais continuellement renouvelé.....	99
2.2.2. Intérêt des institutions du territoire pour la question des transferts hydro-sédimentaires	99
3. Présentation des bassins versants instrumentés.....	100
3.1. Localisation et caractéristiques générales des bassins versants.....	100
3.2. Deux secteurs d'étude représentatifs de la diversité géologique et pédologique du Beaujolais	102
3.3. Des bassins versants représentatifs de la diversité paysagère du Beaujolais.....	103
3.4. Qualité des eaux de surface.....	106
Conclusion du troisième chapitre	108
Conclusion de la première partie	109
PARTIE 2 – Réseaux anthropiques et connectivité sédimentaire dans les bassins versants du Beaujolais viticole.....	111

Chapitre 4 – Méthodologie : analyse spatiale pour l'évaluation de la connectivité sédimentaire en contexte agricole	112
Introduction du quatrième chapitre.....	112
1. Inventaire et cartographie des éléments de la structure paysagère	113
1.1. Réseau hydrographique.....	113
1.2. Relief.....	114
1.3. Occupation du sol.....	116
1.4. Infrastructures de drainage	119
1.4.1. Axes de transports	120
1.4.2. Infrastructures explicites de drainage	120
1.4.3. Haies.....	122
1.5. Collecteurs de sédiments.....	123
1.6. Mise en réseau des éléments de la structure paysagère	124
1.6.1. Premier inventaire des connexions.....	125
1.6.2. Suivi d'orages	126
2. Construction du graphe d'infrastructures de drainage.....	127
2.1. Formalisation conceptuelle du graphe de drainage des versants	127
2.1.1. Jeu d'interaction des éléments du paysage	128
2.1.2. Formalisation conceptuelle du graphe d'infrastructures linéaires.....	128
2.2. Prétraitements de la base de données cartographique pour une analyse selon la théorie des graphes	130
2.2.1. Préparation de la base de données.....	130
2.2.2. Attribuer le sens d'écoulement au réseau de drainage	131
2.2.3. Extraction des exutoires de sous-réseaux de drainage.....	132
2.2.4. Intégration des autres éléments du paysage.....	133
3. Application de l'analyse spatiale aux infrastructures de drainage des versants.....	133
3.1. Densité d'infrastructures linéaires : expliciter le schéma d'aménagement du paysage	134
3.2. Formalisation des séquences : longueur et nature du cheminement des sédiments	134
3.3. Matrices de connexions préférentielles entre les éléments du graphe	136
3.4. Analyse de réseau : distance au cours d'eau et surfaces drainées	137
3.4.1. Distance au cours d'eau	137
3.4.2. Surface drainée	138
4. L'indice de connectivité (IC) dans le graphe.....	139

4.1.	Adapter la structure du graphe pour calculer l'IC.....	140
4.2.	Paramètres nécessaires pour le calcul de l'IC dans le graphe	141
4.2.1.	Pente des voies d'écoulement.....	141
4.2.2.	Distance à la cible et surface contributrice.....	141
4.2.3.	Rugosité : intégrer l'occupation du sol	142
4.3.	Analyse de l'influence des éléments de la structure paysagère sur l'IC	143
	Conclusion du quatrième chapitre.....	144
	Chapitre 5 - Analyser et modéliser la structure paysagère pour mesurer la connectivité sédimentaire en Beaujolais viticole	145
	Introduction du cinquième chapitre	145
1.	Caractérisation du paysage de drainage du Beaujolais viticole	145
1.1.	Inventaire des infrastructures de drainage	145
1.1.1.	Typologie des infrastructures	145
1.1.2.	Longueur et localisation des infrastructures.....	148
1.2.	Densité de drainage	150
1.3.	Surfaces drainées en amont du réseau de drainage.....	154
1.4.	Distance au cours d'eau	158
2.	Schéma de connectivité des parcelles au réseau hydrographique.....	161
2.1.	Exutoires des réseaux de drainage.....	161
2.2.	Séquencer les réseaux de drainage pour décrypter leurs liens de connectivité ..	165
2.2.1.	Schéma général d'organisation des séquences des deux bassins versants.	165
2.2.2.	Spécificités des séquences du bassin versant de la Morcille	167
2.2.3.	Spécificités des séquences du bassin versant du Ruisseau des Fontaines ..	167
2.2.4.	Ressemblances et dissemblances du schéma de connectivité des séquences entre les deux bassins versants	169
2.3.	Matrices de couplage.....	170
2.3.1.	Assemblage amont / aval d'infrastructures de drainage au sein du graphe..	170
2.3.2.	Relation entre la dernière infrastructure et l'exutoire.....	172
2.3.3.	Relation entre la séquence et son exutoire associé	174
2.3.3.1.	Spécificités de la relation séquences / exutoires dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines	174
2.3.3.2.	Spécificités de la relation séquences / exutoires dans le bassin versant de la Morcille	175
3.	Modéliser la connectivité sédimentaire pour évaluer l'influence de la structure paysagère sur les processus.....	177
3.1.	Variabilité de la connectivité à l'échelle des bassins versants	177

3.2.	Variabilité locale de la connectivité : disparités internes aux bassins versants	181
3.2.1.	Influence des modes d'occupation du sol sur la connectivité sédimentaire dans les bassins versants d'étude.....	181
3.2.2.	Influence des réseaux de drainage sur la connectivité sédimentaire dans les bassins versants d'étude.....	181
3.2.3.	Influence des stockages sédimentaires sur la connectivité sédimentaire dans les bassins versants d'étude.....	182
4.	Synthèse et discussion des résultats	185
4.1.	Un drainage anthropique dense en Beaujolais viticole	185
4.2.	Structuration générale du réseau de drainage.....	185
4.3.	Connexions entre les sous-réseaux de drainage et les exutoires	187
4.4.	Apports de la méthode et perspectives de recherche	188
4.4.1.	Le graphe : une approche pertinente pour les petits bassins versants à forte densité d'infrastructures de drainage	188
4.4.2.	Perspectives de recherche : automatiser l'acquisition des données et les prétraitements	188
4.4.3.	Perspectives de recherche : autres axes d'amélioration de la méthode.....	189
	Conclusion du cinquième chapitre	190
	Conclusion de la deuxième partie.....	192
	PARTIE 3 – Ampleur et rythmes des transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole	193
	Chapitre 6 – Mesurer la connectivité sédimentaire <i>in situ</i> : un nécessaire suivi multi-scalaire pour décrypter les emboîtements d'échelles.....	194
	Introduction du sixième chapitre	194
1.	Structuration du réseau de mesure.....	195
1.1.	Un réseau de mesure pour mesurer les transferts hydro-sédimentaires à différentes échelles.....	195
1.1.1.	Un suivi réalisé dans le cadre du projet PULSE.....	195
1.1.2.	Stratégie d'investigation des transferts sédimentaires	196
1.2.	Équipement des stations en rivière	198
1.2.1.	Suivi en continu de la hauteur d'eau et de la turbidité.....	198
1.2.2.	Suivi des stations en rivière et collecte des données	200
1.3.	Dispositif de mesure de la parcelle expérimentale de Saint-Joseph	200
1.3.1.	Conception du collecteur à sédiments.....	200
1.3.2.	Suivi et collecte des données	203
1.4.	Enregistrer les événements pluviométriques.....	204

2.	Caractérisation des transferts hydro-sédimentaires	205
2.1.	Détermination des débits liquides	205
2.1.1.	Jauger pour estimer des débits.....	205
2.1.1.1.	Jaugeage par exploration du champ des vitesses	205
2.1.1.2.	Jaugeage de surface par radar vélocimétrique lors des périodes de crues 207	
2.1.2.	Détermination des courbes de tarage	208
2.1.3.	Estimer les débits à l'aide d'un canal venturi	209
2.2.	Estimer les transferts de matières en suspension.....	210
2.2.1.	Méthode de prélèvement	210
2.2.2.	Filtrations	211
2.2.3.	Corrélation turbidité / MES aux quatre stations	212
2.3.	Mesure des volumes de sédiments grossiers du collecteur de sédiments.....	213
3.	Traitements et analyses des chroniques hydro-sédimentaires	214
3.1.	Prétraitements des données	214
3.2.	Bilans hydrologiques et sédimentaires aux quatre stations.....	215
3.2.1.	Bilans hydrologiques et sédimentaires.....	215
3.2.1.1.	Dynamique hydrologique des années de suivi	215
3.2.1.2.	Réalisation des budgets sédimentaires.....	216
3.3.	Extraire et comparer les crues.....	216
3.3.1.	Extraction des crues	216
3.3.1.1.	Dates et indicateurs de l'ampleur des crues	216
3.3.1.2.	Détermination du temps de retour.....	217
3.3.2.	Hystérèses de crue	219
3.3.3.	Regrouper les crues pour caractériser la connectivité sédimentaire	220
	Conclusion du sixième chapitre	221
	Chapitre 7 – Analyse multi-scalaire de la dynamique de transferts hydro-sédimentaires en Beaujolais viticole	223
	Introduction du septième chapitre	223
1.	2020-2022 : une sécheresse relative à potentiel érosif moyen.....	223
1.1.	Deux années relativement sèches mais à potentiel érosif.....	224
1.2.	Du signal pluviométrique au signal hydrologique aux Versauds et à Pizay.....	228
2.	Des transferts sédimentaires saccadés qui témoignent de phénomènes de stockage	230
2.1.	Une variabilité des transferts sédimentaires annuels qui s'explique par des effets de stockage	230

2.2.	Des déphasages saisonniers des transferts sédimentaires.....	232
2.2.1.	Un déphasage saisonnier parcelle / cours d'eau sur le SAAM dépendant de l'état des stocks sédimentaires.....	232
2.2.2.	Des transferts saisonniers concentrés dans le bassin versant du Ruisseau des Fontaines.....	233
2.3.	Analyse de la corrélation des débits liquides et solides pour mettre en lumière la variabilité spatio-temporelle des sources sédimentaires.....	234
2.3.1.	Année 2020-2021 : une désynchronisation des débits liquides et solides en rivière	234
2.3.2.	Signal sédimentaire 2021-2022.....	236
2.3.3.	Des transferts hydro-sédimentaires lors d'un nombre réduit d'événements au Ruisseau des Fontaines	237
2.3.4.	Interprétation des phases et des origines des transferts sédimentaires	238
3.	Caractéristiques de crues et hypothèses sur l'origine des transferts sédimentaires....	239
3.1.	Assemblages des signaux sédimentaires aux trois échelles du site Ardières-Morcille	240
3.1.1.	Caractère spasmodique des événements ruisselants sur la parcelle de Saint-Joseph	240
3.1.2.	Quatre types de crues communs aux Versauds et à Pizay.....	243
3.1.3.	Des relais de processus amont-aval décelables dans la dynamique des crues aux trois échelles	246
3.1.3.1.	Un caractère saccadé entériné par les petites crues.....	246
3.1.3.2.	Des précipitations érosives à l'origine de signaux sédimentaires aux 3 échelles : une activation complète du système érosif ?	246
3.1.3.3.	Une activation complète du système lors des plus hauts débits.....	247
3.1.3.4.	Les crues intermédiaires : une simple purge des stocks sédimentaires ?	251
3.2.	Contribution sédimentaire événementielle au site du Ruisseau des Fontaines....	253
3.2.1.	Cinq principales contributions aux transferts sédimentaires	253
3.2.2.	Hypothèses explicatives de la concentration des flux de MES : mesures défaillantes ou influence du réseau de drainage ?.....	255
4.	Synthèse et discussion des résultats	257
4.1.	Ampleur de l'érosion sur les sites instrumentés.....	257
4.1.1.	Comparaison des bilans sédimentaires	257
4.1.2.	Une stratégie de gestion de la parcelle de Saint-Joseph limitant la production sédimentaire	257
4.1.3.	Des transferts sédimentaires qui traduisent la prise en compte lacunaire des sédiments grossiers et des effets des infrastructures linéaire	259

4.2. Qualité variable des données collectées.....	260
4.3. Une structure spatiale des bassins versants qui explique la variabilité des transferts aux différentes échelles temporelles.....	261
4.3.1. Une variabilité des transferts sédimentaires annuels expliqués par la structure paysagère à l'échelle des bassins versants	261
4.3.2. Une structure paysagère à l'origine de l'organisation de relais de processus à échelle plus locale.....	262
Conclusion du septième chapitre.....	264
Conclusion générale.....	265
Principaux résultats.....	265
Formalisation d'une structure spatiale pour étudier la connectivité sédimentaire	265
Déconnecter les flux hydro-sédimentaires du cours d'eau : rôle essentiel des fossés et des collecteurs de sédiments	266
Des transferts sédimentaires saccadés liés à des effets de stockage au sein de la cascade sédimentaire.....	267
Perspectives de recherche	268
Pérenniser le suivi multi-scalaire des transferts sédimentaires.....	268
Au-delà de la seule connectivité structurelle : modéliser les processus et mieux documenter les pratiques de gestion	269
Annexes	270
Références bibliographiques	277
Liste des tableaux.....	301
Table des illustrations	302
Table des matières	311