



HAL
open science

PULSE : Paysage, Particules, Pesticides. Rapport final

Mathieu Fressard, Nadia Carluer, Jessica Pic

► **To cite this version:**

Mathieu Fressard, Nadia Carluer, Jessica Pic. PULSE : Paysage, Particules, Pesticides. Rapport final. ZABR, Lyon. 2023. hal-04724481

HAL Id: hal-04724481

<https://hal.science/hal-04724481v1>

Submitted on 7 Oct 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.

Public Domain



Titre de l'action :
PULSE : Paysage, Particules, Pesticides

Rapport final

Action n° 74 du Programme 2020 au titre de l'accord
cadre Agence de l'Eau ZABR

Mathieu Fressard. CNRS. UMR 5600 EVS
Nadia Carluer. UR RiverLy INRAE
Jessica Pic. Université Lyon 3. UMR 5600 EVS

5 décembre 2023

Ont contribué à la réalisation de ce projet :

UR RiverLy :

Bonnefoy Adrien
Courapied Fanny
Lauvernet Claire
Margoum Christelle
Masson Matthieu
Gouy Véronique
Guillemain Céline
Marie Romain
Rabotin Michaël
Richard Loïc
Ruggieri Léa
Thollet Fabien

UMR EVS :

Cossart Etienne
Perret Franck
Michel Kristell
Lejot Jérôme
Moreau Lucas

Sommaire

Introduction	2
I. Contexte physio-géographique de la zone d'étude	4
I.1. Limites spatiales et unités paysagères	4
I.2. Contexte géomorphologique.....	5
I.3. Caractéristiques générales du vignoble.....	6
I.4. Érosion des sols et pratiques de gestion en Beaujolais	8
I.5. Un usage important des pesticides en viticulture, dans un milieu vulnérable aux transferts.....	10
I.6. Evolution de l'occupation des sols et enjeux de transformation des paysages ruraux .	11
I.7. Conclusion - démarche adoptée pour le projet Pulse.....	12
II. Suivi in situ et analyse des transferts de sédiments et de pesticides	14
II.1. Présentation des bassins versants instrumentés	14
II.2. Rythmes et bilans des transferts sédimentaires aux trois échelles d'analyse	15
II.3. Transfert de produits phytosanitaires en phase particulaire	49
II.4. Conclusion de la partie II	61
III. Modélisation spatiale des transferts sédimentaires à différentes échelles	62
III.1. Modélisation spatiale des transferts sédimentaires à l'échelle du bassin versant.....	62
III.2. GRAPHE : approche à l'échelle du sous bassin-versant pour expliquer les interactions ruissellement / infrastructures de drainage	92
III.3. Modélisation de l'influence des infrastructures agroécologiques sur le transfert particulaire et de pesticides : GeoMelba.....	107
III.4. Conclusion de la partie III	123
IV. Scénarios d'évolution et impacts sur les vitesses d'érosion et les transferts sédimentaires	125
IV.1. Scénarios à l'échelle du bassin versant avec le modèle INVEST-SDR	125
IV.2. Modélisation de scénarios d'aménagement et d'évolution de pratiques à l'échelle locale : GeoMelba.....	133
IV.3. Conclusions de la partie IV.....	139
Conclusion générale	140
Bibliographie	143
V. Annexes	148

Introduction

Les têtes de bassin versants agricoles contribuent de manière significative à la production et au transfert de particules vers les cours d'eau, ainsi qu'au transfert des contaminants qui y sont associés (Alexander et al., 2007 ; Bracken et al., 2015). Les enjeux liés aux transferts sédimentaires sont ainsi très divers et peuvent s'observer à différentes échelles spatiales : depuis le ruissellement érosif élémentaire sur les parcelles agricoles, jusqu'aux transferts vers les grandes masses d'eau à l'aval des bassins versants. Dans ce contexte, l'organisation spatiale des paysages agricoles (réseau de haies, bandes enherbées, fossés etc.) a été identifiée comme un facteur déterminant dans la dynamique amont/aval du transfert sédimentaire (Reulier, 2015). Elle est par ailleurs déjà connue comme influençant significativement les transferts de contaminants en phase soluble (Gouy et al, 2008 ; Leenhardt et al, 2022). Cette structure paysagère peut être utilisée comme un levier d'action potentiel pour maîtriser les transferts de sédiments et de polluants vers l'aval, en augmentant la rugosité de l'espace pour influencer sur la connectivité hydrosédimentaire et favoriser la dissipation des contaminants transférés hors de la parcelle (Catalogne et al, 2017; Fressard et Cossart, 2019).

D'une manière générale, les terroirs viticoles représentent un contexte particulièrement sensible pour la qualité de l'eau (Lal, 1998). Le Beaujolais constitue à ce titre un exemple caractéristique puisque les sols sableux développés sur granite et les pentes fortes favorisent l'érosion et les aménagements anthropiques développés pour gérer les flux produits favorisent pour partie les transferts rapides des particules érodées et des contaminants associés vers le réseau hydrographique. De surcroît, les pratiques agricoles dans cette zone privilégient encore beaucoup le recours au désherbage chimique, l'enherbement inter-rang y est peu répandu, notamment dans la partie nord de la zone, correspondant à la zone de production des crus du Beaujolais, et les zones tampons (bandes enherbées, haies etc.) sont peu courantes.

La déprise agricole en cours dans le Beaujolais depuis les années 2000, couplée à la pression foncière liée à la périurbanisation, amène les pouvoirs publics à s'interroger sur les conséquences paysagères et environnementales de ces changements. En effet, la réduction envisagée des surfaces viticoles au profit d'un maillage cultural plus complexe, les conséquences potentielles du changement climatique et l'évolution de la demande des consommateurs vers une agriculture de proximité, conduisent à discuter de l'encadrement de ces changements pour la préservation de la cohérence territoriale (Pic, 2019). Ainsi, le projet « plan de paysage beaujolais » (pilote par le syndicat mixte du Beaujolais, en 2019) a cherché à explorer certains scénarios d'évolution, à l'horizon de quelques dizaines d'années, pour trois zones du territoire beaujolais.

La qualité de l'eau et ses impacts sur les écosystèmes aquatiques sont un sujet de préoccupation majeur pour les gestionnaires de la ressource en eau sur le territoire beaujolais (SMRB, 2018). La volonté de progresser dans la compréhension de la chaîne causale usages - pressions – exposition – impacts pour être en mesure d'identifier les freins et leviers à l'amélioration de la qualité de l'eau a par ailleurs conduit INRAE, dès les années 1990, à étudier le déterminisme des transferts de produits phytosanitaires et des impacts associés sur les bassins versants de la Morcille puis de l'Ardières, labellisé en 2008 Site Atelier de la Zone Atelier Bassin du Rhône (Gouy et al, 2021). Pour autant, ces recherches ont jusqu'à présent essentiellement porté sur les transferts en phase soluble, premièrement car l'hypothèse était que l'essentiel des transferts se faisaient en phase dissoute (Gouy, 2012), deuxièmement car l'analyse du transfert de pesticides en phase particulaire posait des difficultés méthodologiques non résolues, notamment aux niveaux de l'échantillonnage et de

l'analyse. Pourtant, tant le contexte érosif dans le Beaujolais que l'évolution du profil des substances actives homologuées, allant vers une mobilité moindre dans l'environnement (favorisant une demie vie limitée et une bonne capacité d'adsorption sur la matrice du sol) incitent à réévaluer cette hypothèse.

Dans ce contexte, le projet PULSE avait pour objectifs de progresser dans la compréhension de la dynamique des transferts hydrosédimentaires et des contaminants associés dans le Beaujolais de Coteaux, et d'évaluer l'influence de scénarios contrastés d'évolution du paysage du beaujolais, tant du point de vue de l'occupation du sol que de la gestion de l'enherbement ou des infrastructures paysagères. La démarche était mixte, alliant expérimentation pour acquérir de premiers ordres de grandeur sur les taux d'érosion spécifique dans les vignobles du Beaujolais et sur la part du transfert particulière de pesticides dans ce contexte agropédoclimatique, et modélisation pour rendre compte du rôle de la structure paysagère dans le transfert de sédiments et de polluants dans le bassin versant. Les travaux ont porté sur trois échelles emboîtées, allant de la parcelle viticole au bassin versant de l'Ardières avec un point intermédiaire au niveau de la Morcille, afin de donner des clés de compréhension de la cascade sédimentaire dans le nord Beaujolais, et d'appréhender l'effet du changement d'échelle dans les transferts particuliers de pesticides.

L'objectif général du projet était de cerner les impacts potentiels des évolutions de la structure paysagère sur le transfert de sédiments et de polluants dans le bassin versant, afin de fournir aux gestionnaires des éléments pour tirer profit de la restructuration attendue des paysages pour proposer des scénarios favorables à la lutte contre l'érosion et le transfert de pesticides vers les cours d'eau.

Ce projet a été financé par l'accord cadre AERMC/ZABR de 2020 à 2023. Il a été complété par le financement de la thèse de doctorat de Jessica Pic par l'Université Lyon III (Pic, 2023). Ainsi, ce rapport reprend directement, dans la partie I et les sections II.2 et III.2, certaines figures et éléments textuels issus de ce manuscrit.

I. Contexte physio-géographique de la zone d'étude

L'objectif de cette partie est de présenter les spécificités locales du Beaujolais afin de mettre en évidence l'intérêt de cette région viticole pour l'étude de l'érosion, des transferts des sédiments et de pesticides dans les bassins versants. Nous aborderons dans un premier temps les aspects liés aux unités paysagères, aux caractéristiques géomorphologiques et au contexte viticole de la région. Dans un second temps, seront développés des éléments de contexte directement liés à ce projet de recherche : formes d'érosion hydrique observables et infrastructures de gestion du ruissellement, usages des pesticides et transformations paysagères en cours.

I.1. Limites spatiales et unités paysagères

Située dans la partie inférieure du bassin versant de la Saône, au nord du département du Rhône, la région viticole du Beaujolais s'étend sur une cinquantaine de kilomètres, du nord de l'agglomération lyonnaise au sud de Mâcon (Figure 1). Les vignobles sont plus précisément situés le long des coteaux orientaux du Massif central et sont limités plus à l'est par la plaine alluviale de la Saône. En ce qui concerne le climat, les précipitations annuelles sont d'environ 850 mm et sont régulièrement réparties tout au long de l'année. La région reçoit environ 1900 heures de rayonnement solaire par an, et les températures chaudes dépassant 30°C sont assez typiques pendant l'été.

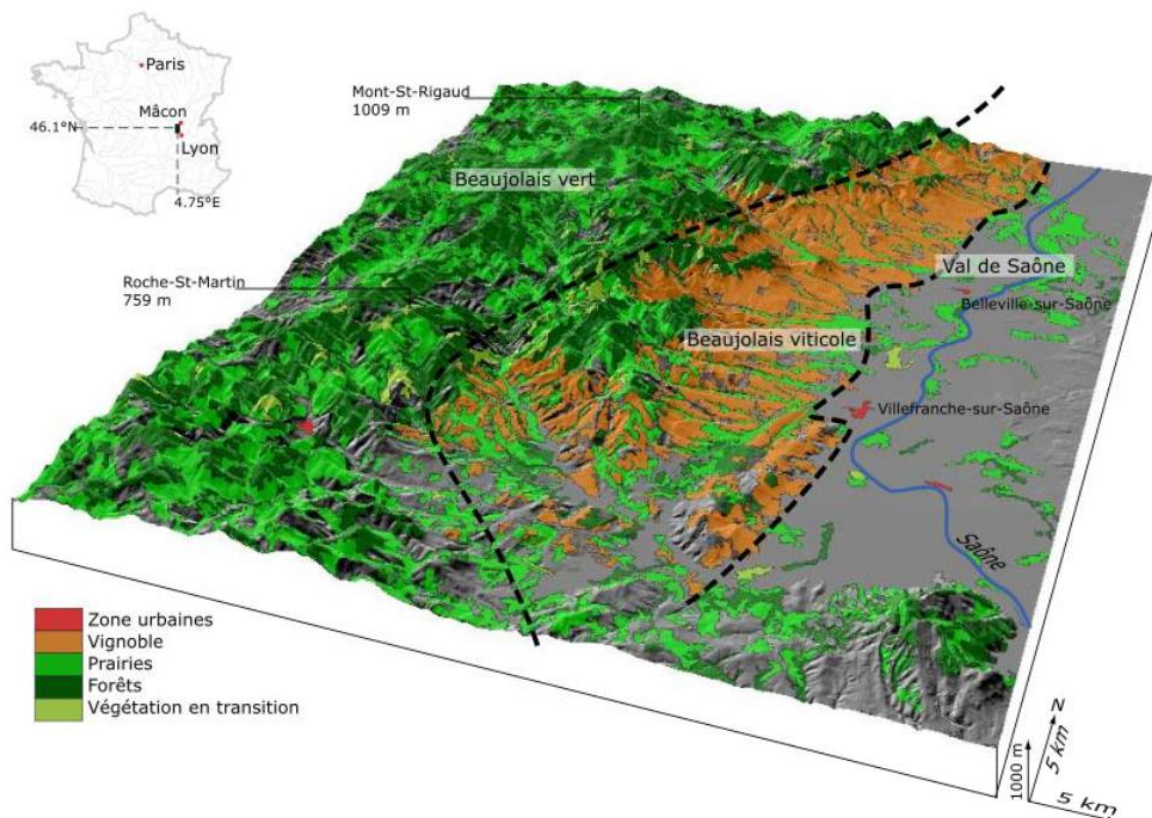


Figure 1 : Caractéristiques spatiales du Beaujolais (adapté de Cossart et al., 2020, in Pic, 2023)

À l'échelle régionale, le paysage du Beaujolais peut être subdivisé en trois composantes principales (Figure 1) :

- (1) La partie occidentale du Beaujolais (appelée "Beaujolais vert") correspond aux altitudes les plus élevées (les sommets peuvent atteindre 800 à 900 m.asl) et se caractérise par un paysage mixte qui alterne les zones forestières (exploitation forestière) et les prairies (pâturage extensif). Seules quelques villes et fermes isolées se trouvent dans cette sous-région, où la densité de population est faible (de 10 à 100 habitants/km²). Définie comme une zone rurale profonde, cette sous-région est considérée comme affectée par une tendance générale au déclin économique et agricole.
- (2) À l'est, les altitudes diminuent vers la plaine alluviale de la Saône (environ 170 m.asl). En dessous de 450 à 500 m d'altitude, la viticulture est une activité dominante, surtout sur les coteaux.
- (3) Des prairies de pâturage, des cultures céréalières et des exploitations maraîchères ont été observées dans le fond des vallées et dans la plaine alluviale de la Saône. Cette zone englobe les deux principales villes du Beaujolais : Villefranche-sur-Saône (37 000 habitants) et Belleville-en-Beaujolais (8 000 habitants). Ces deux villes offrent des emplois liés aux activités administratives et commerciales, ainsi que des services de transport qui permettent un accès facile à Lyon et à Mâcon. Par conséquent, les processus d'étalement urbain de Villefranche-sur-Saône et de Belleville-en-Beaujolais peuvent être observés qualitativement, mais ces processus n'ont été que rarement documentés.

I.2. Contexte géomorphologique

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 2). 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 principalement par 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 généralement situés dans la plaine alluviale.

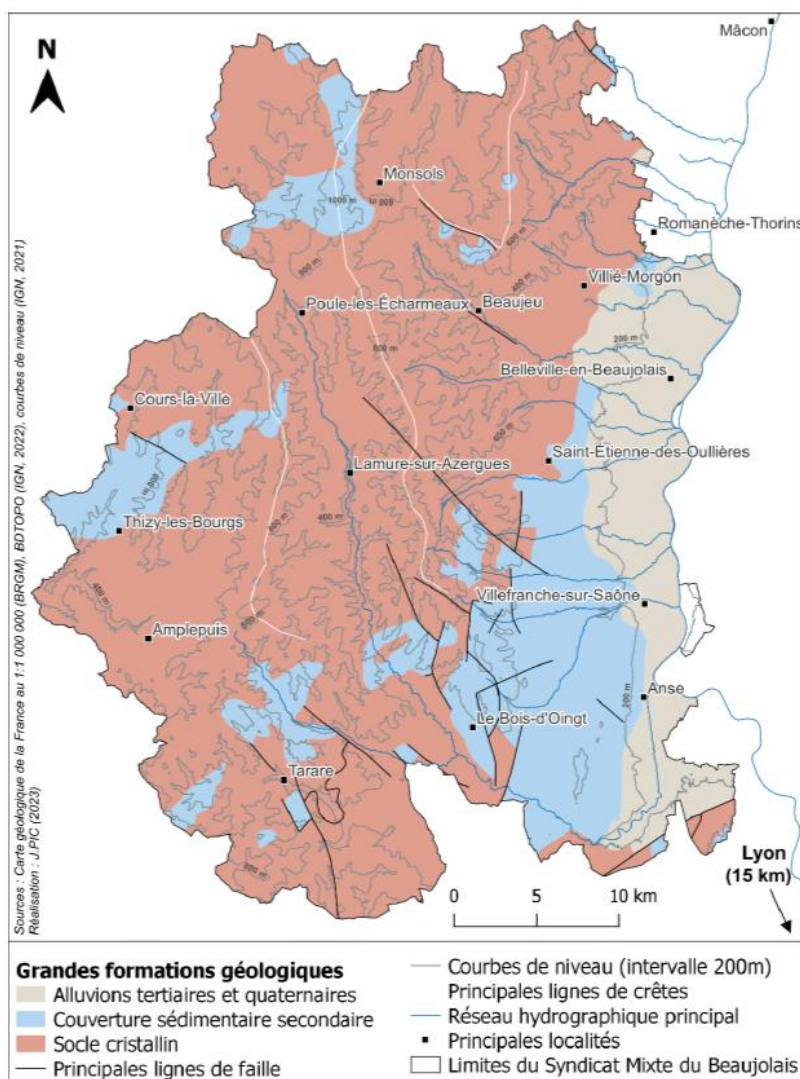


Figure 2 : Croquis géomorphologique général du Beaujolais (Pic, 2023)

I.3. 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), qui émanent de la diversité géologique du secteur (Sceau, 1996).

Le gamay est adapté aux terres siliceuses de la partie nord du vignoble (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 terroirs¹.

¹ 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)

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, 2022). 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).

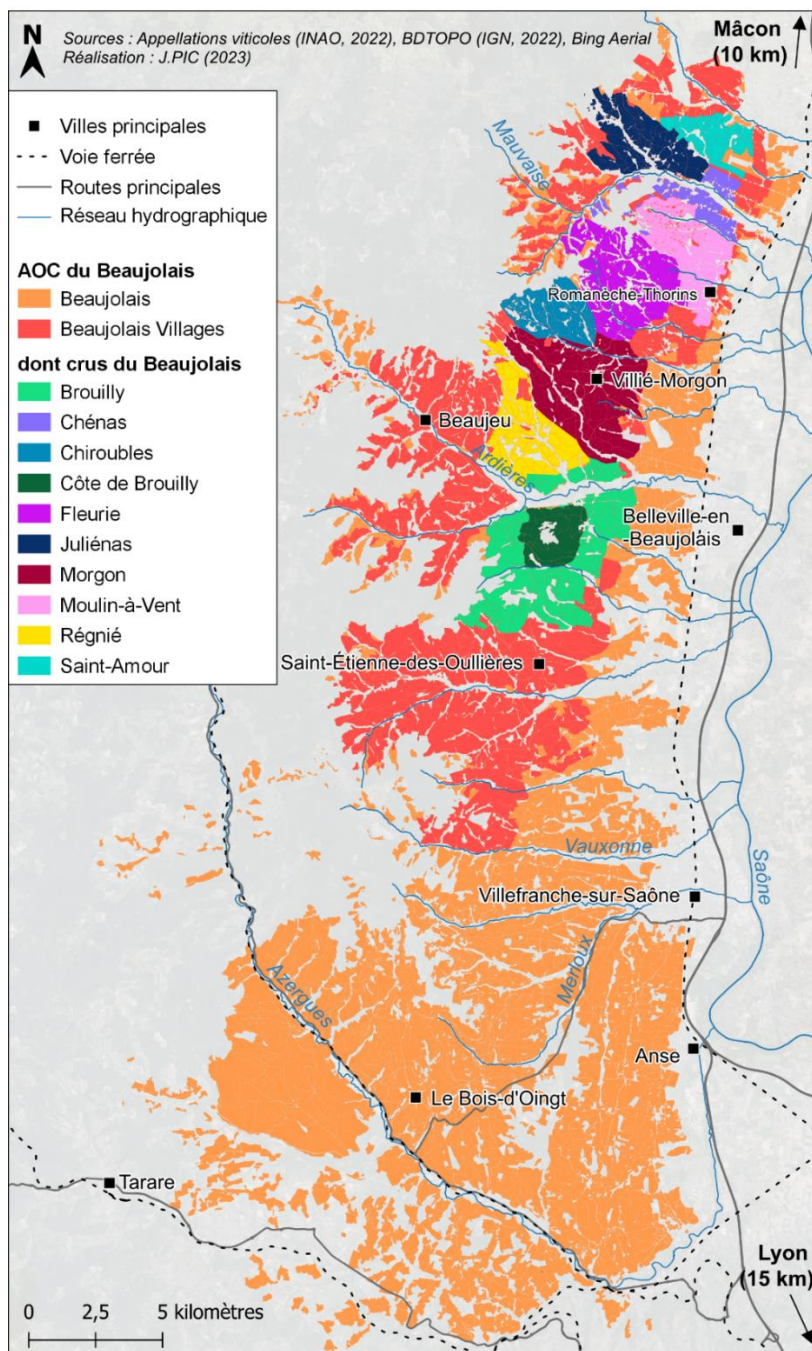


Figure 3 : Extension spatiale des différentes appellations du Beaujolais viticole (Pic, 2023)

I.4. Érosion des sols et pratiques de gestion en Beaujolais

I.4.1. Peu d'études disponibles sur l'érosion des sols

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 culturales locales. Les formes d'érosion observées sur le territoire sont multiples : du dépôt de sédiments au niveau de différents éléments du paysage, à la dégradation d'infrastructures, en passant par des rigoles, voire des ravines de tailles variables (Figure 4).

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 à la plantation en ligne ;
- La réduction des zones tampons au sein des bassins versants (prairies et forêts) ;
- 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, voir destruction des anciens réseaux de drainage ;
- La progression des surfaces artificialisées : urbanisation, évolution des réseaux routiers.

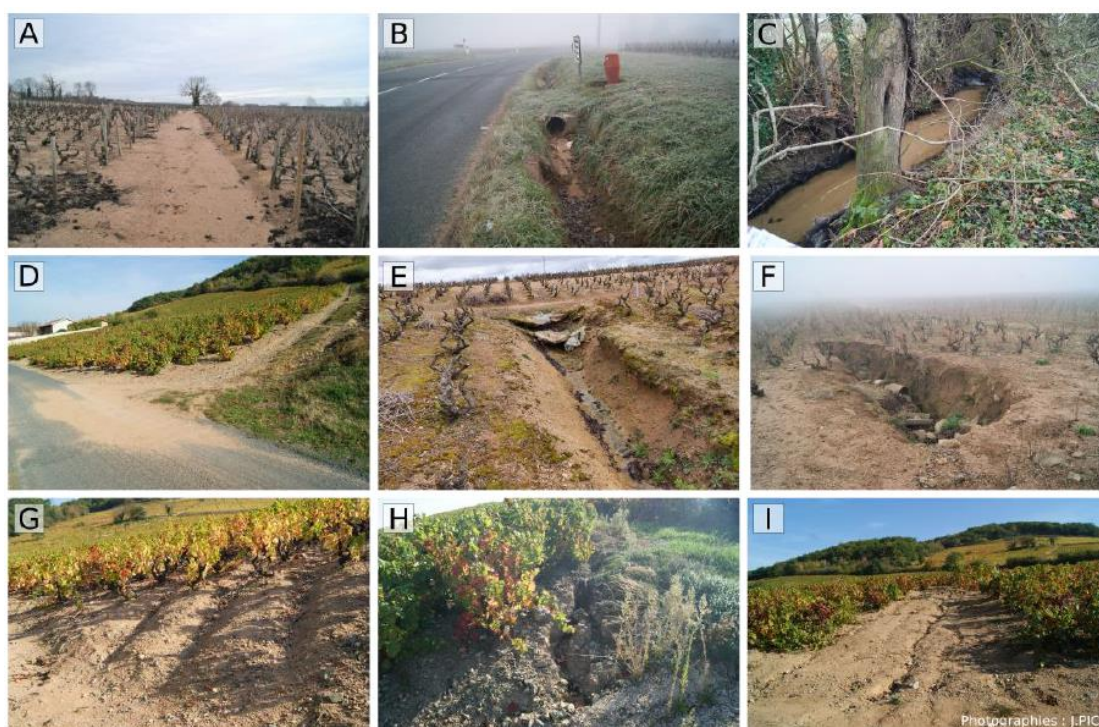


Figure 4 : Marques de l'érosion du sol en Beaujolais. A – Dépôt sédimentaire dans un chemin. B – Dépôt sédimentaire dans un fossé. C – Dépôt sédimentaire dans le ruisseau de la Morcille. D – Gouttière de canalisation se terminant sur une route où l'on observe un dépôt de sédiments. E – Érosion de berge d'une gouttière de canalisation. F – Effondrement du sol suite à une rupture de canalisation enterrée. G – Rigoles entre les rangs de vigne. H – Rigole en bord de parcelle. I – Érosion et rigole de bas de parcelle (Pic, 2023)

I.4.2. 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 du Beaujolais ont mis en place un grand nombre d'infrastructures pour gérer la ressource en sol. Il s'agit d'infrastructures de drainage diverses et de collecteurs de sédiments (Figure 5, Figure 6). 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.

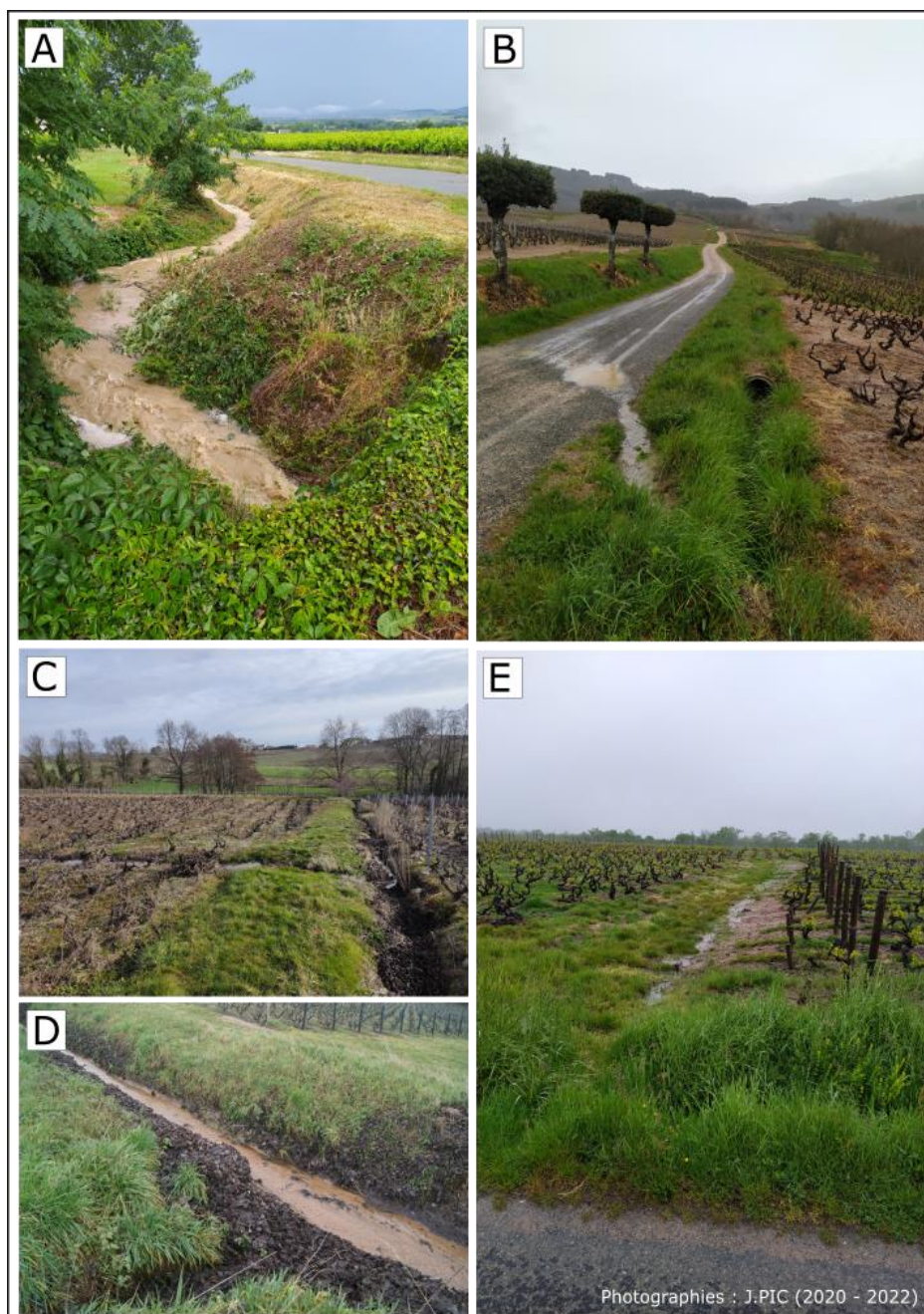


Figure 5 : Exemples d'implication de fossés dans les transferts sédimentaires. A – Transferts hydrosédimentaires dans un fossé. B – Transferts de ruissellement de surface d'une route à un fossé. C – Transferts de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé inter-parcellaire. D – Dépôt sédimentaire dans un fossé. E – Transferts de ruissellement d'un bourrelet de terre à un fossé de bord de route. (Pic, 2023)



Figure 6 : Exemples de pièges à sédiments (Villié-Morgon, Beaujolais). A – Mare ayant été curée. B - Bac décanteur ayant été curé. (Pic, 2023)

L'ensemble de ces infrastructures sont organisées en réseau. Ainsi, elles sont à l'origine d'une déformation spatiale sensible des transferts hydrosédimentaires, 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.

I.5. Un usage important des pesticides en viticulture, dans un milieu vulnérable aux transferts

La viticulture est une culture peu couvrante et sensible aux maladies cryptogamiques et aux ravageurs, ce qui se traduit par un recours fréquent aux produits phytosanitaires (fongicides, herbicides et dans une moindre mesure, insecticides) et un IFT (Indice de Fréquence de Traitement) de la vigne significativement supérieur à celui des grandes cultures, mise à part la culture de pommes de terre (Tableau 1 et 2).

Espèce	IFT Total avec traitement des semences	Part de surface traitée
Blé tendre	5.1	98
Blé dur	4.2	97
Orge	4.4	98
Triticale	2.6	83
Colza	6.4	100
Tournesol	2.7	94
Pois protéagineux	4.6	97
Maïs fourrage	2.4	98
Maïs grain	2.8	98
Betterave sucrière	5.5	100
Pomme de terre	16.5	100
Féverole	3.2	79
Soja	1.8	82
Lin fibre	5.1	100
Lin oléagineux	3.8	84

Tableau 1 : IFT Moyen des principales grandes cultures en France. Source SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Tableau 2 : Indicateur de fréquence de traitements en 2019, par type de traitement, pour l'ensemble des parcelles ou seulement pour celle conduites en mode biologique. IFT total en 2016. Source : SSP- Agreste – Enquête sur les pratiques culturales en viticulture en 2019

Vigne	Surfaces en ha	Part de surfaces en bio	IFT Moyen pour l'ensemble des parcelles						IFT Moyen pour les parcelles conduites en mode biologique			
			Herbicides	Fongicides Bactéricides	Insecticides Acaricides	Biocontrôle	Total 2019	Total 2016	Fongicides Bactéricides	Insecticides Acaricides	Biocontrôle	Total
Beaujolais	16 315	8.4	1.4	10.9	0.5	2.3	12.8	18.7	nd	nd	nd	nd
Total France	730 409	14.2	0.5	10.1	1.8	2.1	12.4	15.3	6.5	1.4	4.1	8.1

Dans ce contexte général d'usage intensif de produits phytosanitaires en viticulture, le nord du Beaujolais est particulièrement vulnérable aux transferts, car présente des sols peu profonds et des pentes fortes, propices aux écoulements rapides, soumis à des pluies printanières et estivales pouvant être de forte intensité (Toutan, 2001). Ces facteurs ont conduit à une contamination marquée des cours d'eau (DREAL RA, 2010 ; Gouy et Nivon, 2007 ; SMRB 2018) qui a contribué d'une part à l'adoption d'un contrat de rivières pour les rivières du Beaujolais dès 2006, et d'autre part à la mise en place de suivis intensifs et d'expérimentations, sur le bassin versant de la Morcille dès les années 2000, puis sur le bassin versant de l'Ardières dans les années 2010 (Gouy et al, 2021). Les suivis de la contamination des eaux de surface en pesticides ont essentiellement porté sur la phase dissoute (Rabiet et al, 2010, Gouy et al, 2021), l'évaluation de la contribution de la phase particulaire à la contamination ayant essentiellement porté sur les éléments traces métalliques (Rabiet et al, 2015). Ces travaux, réalisés sur le bassin de la Morcille, ont montré une contribution majeure de la fraction particulaire aux transferts de métalloïdes lors des événements pluvieux. Compte tenu des similarités dans la mobilisation et les modes de transfert, cette observation laisse supposer que la contribution de la phase particulaire aux transferts totaux de pesticides peut également être significative lors des événements pluvieux, au moins pour les substances les plus fortement adsorbées.

L'interdiction du diuron en 2008 a conduit à une modification en profondeur des pratiques de désherbage, avec d'une part l'adoption de substances de substitution, comme la flumioxazine, le glufosinate, l'aminotriazole ou le glyphosate, et d'autre part le choix par certains viticulteurs d'enherber leurs parcelles, au moins pour certains interrangs, ce qui limite partiellement le recours aux herbicides racinaires. La diminution de l'usage des fongicides est plus délicate, compte tenu des incidences importantes qu'un traitement manqué peut occasionner sur la culture. On constate ainsi sur le Tableau 2 que le Beaujolais, qui ressortait comme une région viticole très intensive vis-à-vis de l'usage des pesticides dans l'enquête Agreste 2016 se rapproche de la moyenne nationale pour la viticulture dans l'enquête de 2019, avec toutefois une part de l'agriculture biologique qui reste en deçà de la moyenne. Cette observation générale est à moduler localement, l'enherbement et la restructuration de la vigne étant beaucoup plus marqués dans le sud que dans le nord du Beaujolais, qui nous intéresse ici.

I.6. Evolution de l'occupation des sols et enjeux de transformation des paysages ruraux

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 et l'image négative du Beaujolais nouveau (Auray, 2011). De cette crise découlent 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.*, 2020). 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, se matérialisent 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.*, 2020).

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 des paysages 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.

Malgré des évolutions pouvant être favorables au maintien du vignoble, les viticulteurs du Beaujolais sont **vieillissants**. En 2015, les viticulteurs âgés de plus de 50 ans représentaient 54 % du total des viticulteurs (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 (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.

I.7. Conclusion : démarche adoptée pour le projet Pulse

Le Beaujolais s'inscrit dans un contexte viticole de pente où les pratiques culturelles propres à la vigne et le contexte géomorphologique plaident en faveur d'une sensibilité importante à l'érosion des sols, au ruissellement et aux transferts sédimentaires dans les cours d'eau. Au sein du vignoble, on note une importante densité et diversité d'infrastructures de gestion de ces flux sédimentaires. De même, l'emploi conséquent de pesticides par ce type d'agriculture pose la question de leur transfert vers les masses d'eau et in fine de la qualité de l'eau.

Pourtant, aucune étude ne s'est jusqu'alors intéressée à la quantification de ces flux sédimentaires et à la caractérisation de leur dynamique spatio-temporelle, autant sur le plan de la quantité que de la qualité, notamment vis à vis des pesticides. Par ailleurs, les évolutions envisagées des paysages ruraux du Beaujolais en lien avec les dynamiques démographiques, de périurbanisation et d'évolution des pratiques culturelles peuvent constituer des leviers de gestion importants par la restructuration de ces espaces. Ainsi, il convient d'en anticiper les conséquences par des études prospectives.

Dans ce contexte, le projet Pulse avait pour objectifs de progresser dans la compréhension et la quantification des transferts hydrosédimentaires sur un bassin versant du nord Beaujolais, d'évaluer la contribution du transfert particulière aux exportations de pesticides, et de développer une modélisation permettant de rendre compte de ces processus. Nous cherchons *in fine* à explorer des scénarios prospectifs d'évolution d'occupation du sol, de pratiques agricoles - notamment en terme de gestion des adventices et de l'enherbement des parcelles en vigne-, et d'aménagement d'infrastructures paysagères. Il s'agit alors d'éclairer les gestionnaires sur les leviers mobilisables pour

préservé au mieux la qualité de l'eau dans le contexte du changement global à l'œuvre dans le Beaujolais.

Les travaux ont porté sur le bassin versant de l'Ardières, représentatif du Beaujolais de coteaux. Un suivi multiscalaire, portant sur trois échelles emboîtées, a permis d'étudier les flux hydrosédimentaires en continu aux échelles de la parcelle viticole, du petit bassin versant de la Morcille (3.9 km² au point de suivi) et du bassin versant de l'Ardières (143 km²). L'analyse physico-chimique et granulométrique d'échantillons prélevés par pièges à particules aux 3 échelles a permis de caractériser les particules mobilisées et de conforter les hypothèses de fonctionnement induites par l'analyse des flux de MES. Des analyses des teneurs en pesticides sur certains de ces échantillons ont permis une première évaluation de la part du transfert en phase particulaire aux exportations des pesticides appliqués sur les bassins étudiés. Cette phase expérimentale est abordée dans la partie 2 du présent rapport. Des modèles complémentaires ont été adaptés au contexte et déployés sur les bassins étudiés : la modélisation mise en œuvre à l'échelle du bassin versant de l'Ardières permet d'évaluer la contribution des sous bassins qui le constituent, ainsi que des différentes occupations du sol aux transferts sédimentaires. Les modélisations mises en œuvre sur le bassin de la Morcille prennent explicitement en compte l'influence de la structure paysagère, et permettent ainsi de compléter cette première modélisation. Ces modèles et leur application sur les bassins versants étudiés sont exposés dans la partie 3 de ce rapport. Enfin, ces modèles sont mobilisés pour explorer l'incidence de scénarios d'évolution dans le Beaujolais dans la partie 4. Le plan Paysage Beaujolais n'ayant pas produit de résultats facilement traduisibles en scénarios prospectifs pour la modélisation, le choix a été fait pour cette étape de s'appuyer sur des scénarios développés dans le cadre du projet Ecophyto Spirit (Solutions collectives Partagées pour limiter l'impact des Résidus phytopharmaceutiques sur les milieux aquatiques à l'échelle du Territoire) porté par INRAE-RiverLy et qui se déroulait en parallèle du projet Pulse, sur le même territoire.

II. Suivi in situ et analyse des transferts de sédiments et de pesticides

Cette partie présente les méthodes mobilisées et les résultats issus du suivi *in situ* des transferts de sédiments et de pesticides déployé dans le cadre de ce projet. Ces investigations ont pour objectif d'apporter des éléments de réponse à deux questions fondamentales: (1) quelles vitesses d'érosion affectent les sols viticoles du beaujolais et quels sont les taux et rythmes de transfert dans les cours d'eau ? (2) Quelle est la nature et quels sont les quantités de pesticides transportés en phase particulaire dans ce contexte viticole ? Cette partie fera le bilan des deux années hydrologiques durant lesquelles le suivi et les analyses ont été effectués : 2020-2021 et 2020-2022. Elle s'organise en 3 sections distinctes selon une progression thématique. En premier lieu, seront présentés les bassins versants instrumentés. La seconde partie traite des rythmes et bilans des transferts sédimentaires de la parcelle au cours d'eau. La troisième partie traite du transfert particulaire de pesticides.

II.1. Présentation des bassins versants instrumentés

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. Trois stations de mesure constituent le dispositif : Saint-Joseph, les Versauds et Pizay. Il est complété par une station pluviométrique : Calvaire (Figure 7).

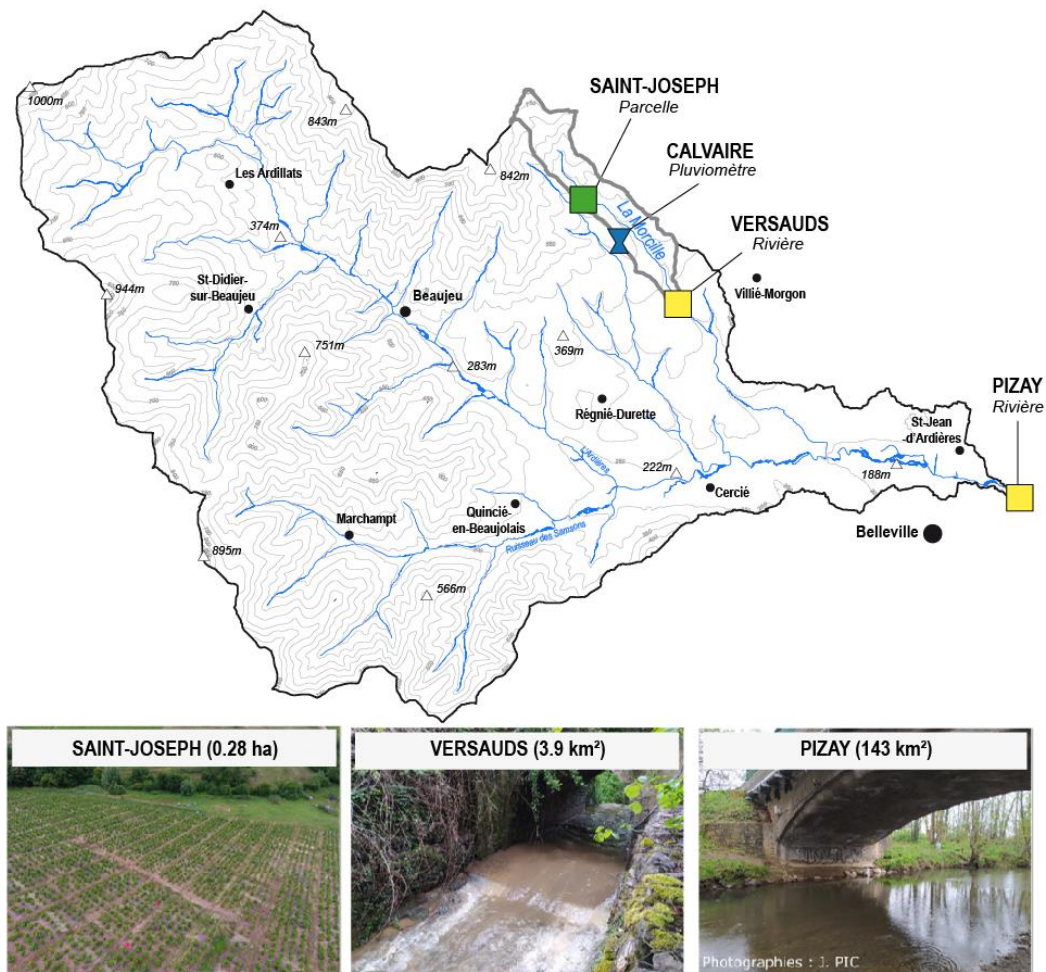


Figure 7 : Localisation des trois sites instrumentés

La station de Saint-Joseph est une parcelle expérimentale située en amont du bassin versant de la Morcille. Il s'agit d'une parcelle en vigne étudiée par 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. La parcelle comprend quatre bourrelets de terre de contrepente (aussi appelés rases localement) connectés à une gouttière de canalisation en béton située au centre de la parcelle. Ces équipements sont emblématiques de la structure spatiale des vignes du Beaujolais.

La station des Versauds permet d'investiguer la dynamique hydrosédimentaire 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. La station draine une superficie de 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. 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).

II.2. Rythmes et bilans des transferts sédimentaires aux trois échelles d'analyse

II.2.1. Méthodes pour la mesure des flux hydrosédimentaires

II.2.1.1. Équipements pour la métrologie de terrain

▪ Stations en rivière

Le suivi turbidimétrique des stations de Pizay et Versauds a été mis en place à partir de février 2020 (Figure 8). La hauteur d'eau est mesurée à la station de Pizay par un capteur radar CS475 (Campbell Sci.) installé depuis 2011. Il présente une gamme de mesure de 19,8 m et une incertitude de 5,1 mm. A la station de Versauds, la hauteur d'eau est mesurée par une sonde pression CS420-L (Campbell Sci.), présentant une gamme de mesure de 3,5 m et une incertitude de 2,8 mm. La mesure de la hauteur d'eau par capteur est complétée par une échelle limnimétrique afin de vérifier la cohérence des observations. La turbidité est mesurée aux deux stations par une sonde multi-paramètres Aquatroll 600. Des préleveurs automatiques Teledyne Isco ont été installés conjointement aux capteurs de turbidité afin de déterminer la corrélation entre la turbidité et la concentration en matières en suspension. L'ensemble des dispositifs (enregistrement des données et asservissement des prélèvements) est contrôlé par une centrale d'acquisition CR800 (Campbell Sci.). Les données sont enregistrées à un pas de temps de 10 minutes représentant la moyenne de 10 mesures (1 par minute) réalisées dans la période. Une visite de terrain pour collecte des données, prélèvements, remplacement des batteries et entretien est réalisée tous les 15 jours. Les prélèvements d'échantillons pour le calage de la relation turbidité/concentration en MES ont été asservis à la turbidité selon des seuils variables afin de disposer d'échantillons représentatifs de l'ensemble des gammes de turbidité observée (Camenen et Meulin, 2021).



Figure 8 : Illustration des capteurs en place sur le terrain (A) sonde pression et turbidimètre en rivière, (B) enregistreur et (C) préleveur automatique (Pic, 2023)

▪ Parcelle expérimentale

L'équipement de la parcelle de St-Joseph, initialement prévu pour le suivi des transferts de pesticides dans les bandes enherbées (voir par ex. Lacas, 2003) a été modifié dans le cadre de ce projet pour mesurer les transferts sédimentaires et les pesticides en phase particulaire (Figure 9). Le premier dispositif de mesure des transferts de sédiments consiste en un collecteur par décantation. Il a été spécifiquement développé et calibré pour correspondre au flux provenant de la parcelle en amont. Il consiste en un bac polyéthylène de 470 litres scindé en trois compartiments permettant la décantation des sédiments grossiers tout en laissant s'écouler les flux hydrologiques. La sortie de ce bac décanteur est reliée à une canalisation de PVC de 160 mm de diamètre qui permet de connecter ce collecteur à un canal jaugeur Venturi placé en aval. La longueur de raccordement est de 5 mètres, permettant la mise en place d'un écoulement laminaire et ainsi une mesure précise du débit dans le canal Venturi. Une sonde de pression est installée dans le canal Venturi afin de mesurer la hauteur d'eau. Un turbidimètre Aquatroll 600 est installé à la sortie de canal Venturi afin de mesurer la turbidité résiduelle et ainsi compléter les mesures du bac décanteur. Enfin, un préleveur automatique Teledyne Isco est installé à l'aval du système pour collecter les échantillons. Les données de hauteur d'eau et de turbidité sont enregistrées à un pas de temps de 30 secondes lors des épisodes de ruissellement. Le déclenchement est asservi au débit : dès qu'un débit non nul est détecté, la centrale enregistre les flux. Cette modalité d'enregistrement est adaptée au comportement hydrologique de la parcelle, caractérisé par des phases courtes et brutales d'activation (ruissellement Hortonien) suivie de longues périodes sans activité. Des prélèvements asservis à la turbidité ont été réalisés dans un maximum de gammes de mesure afin d'optimiser la corrélation turbidité / concentration en MES. Le bac décanteur

est curé régulièrement (période de retour 15 jours). Les sédiments sont pesés sur le terrain et la teneur en eau mesurée en laboratoire afin de déterminer un volume sec transféré.

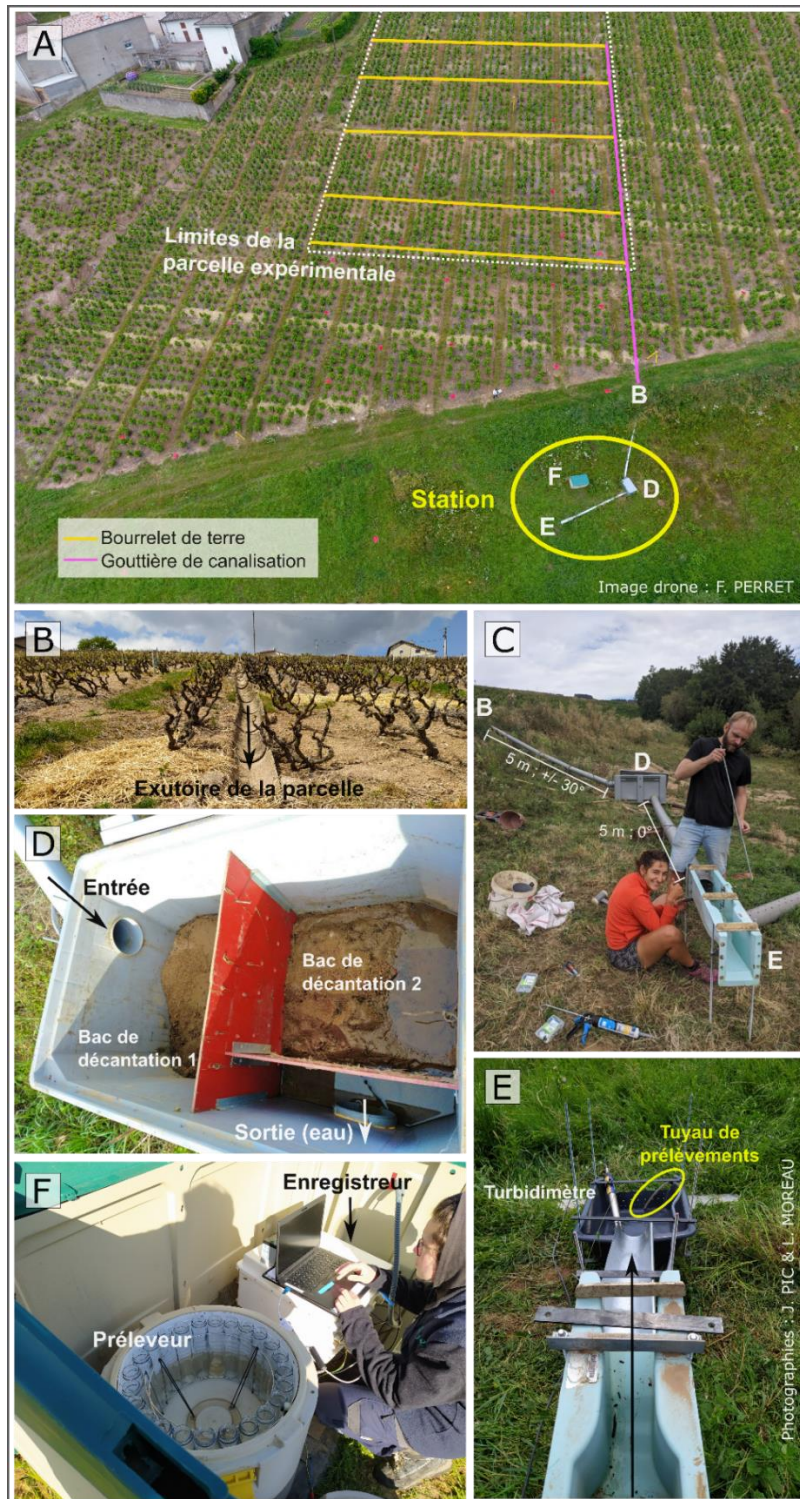


Figure 9 : Illustration du dispositif de mesure des transferts sédimentaires et de pesticides sur la parcelle expérimentale de St-Joseph. A – Image drone de la parcelle. B – Gouttière de canalisation collectant les flux hydrosédimentaires de la parcelle. C – Dispositif lors de la mise en place du canal 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 (Pic, 2023)

▪ Pluviométrie

Les précipitations sont mesurées par le pluviomètre INRAE de la station de Calvaire, en place depuis 1996. 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). En complément de l'analyse des cumuls pluviométriques, le calcul de l'érosivité des pluies est effectué (voir section III.1.2) et permet, à l'échelle de l'épisode pluvieux, d'apporter un indicateur complémentaire pour l'interprétation de la dynamique des transferts sédimentaires.

II.2.1.2. Détermination des débits liquides

Pour les stations de Pizay et Versauds, la majeure partie des jaugeages ont été réalisés au courantomètre acoustique selon différentes verticales proportionnelles à la largeur du cours d'eau. Trois relevés ont systématiquement été réalisés à 0,2 ; 0,6 et 0,8 fois la hauteur. Les débits sont ensuite calculés la méthode des sections centrales via la formule (Perzyna, 2016) :

$$Q = \sum(v * A)$$

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).

En période de crue, les jaugeages ont été réalisés à l'aide d'un radar vélocimétrique selon la méthode proposée par Costa et al. (2006) et Dramais et al. (2012). Les débits sont calculés en considérant une augmentation de la vitesse d'écoulement entre le fond et la surface suivant une progression logarithmique. L'incertitude de cette méthode reste plus élevée que la méthode par courantomètre, mais permet l'obtention de valeurs de débit lors des épisodes de crue.

Les courbes de tarage pour les deux stations sont ensuite déterminées à partir de la méthode 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.

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 10.

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 10). Toutefois, depuis 2008, la hauteur d'eau a dépassé 40 cm seulement 0,6 % du temps à la station des Versauds.

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).

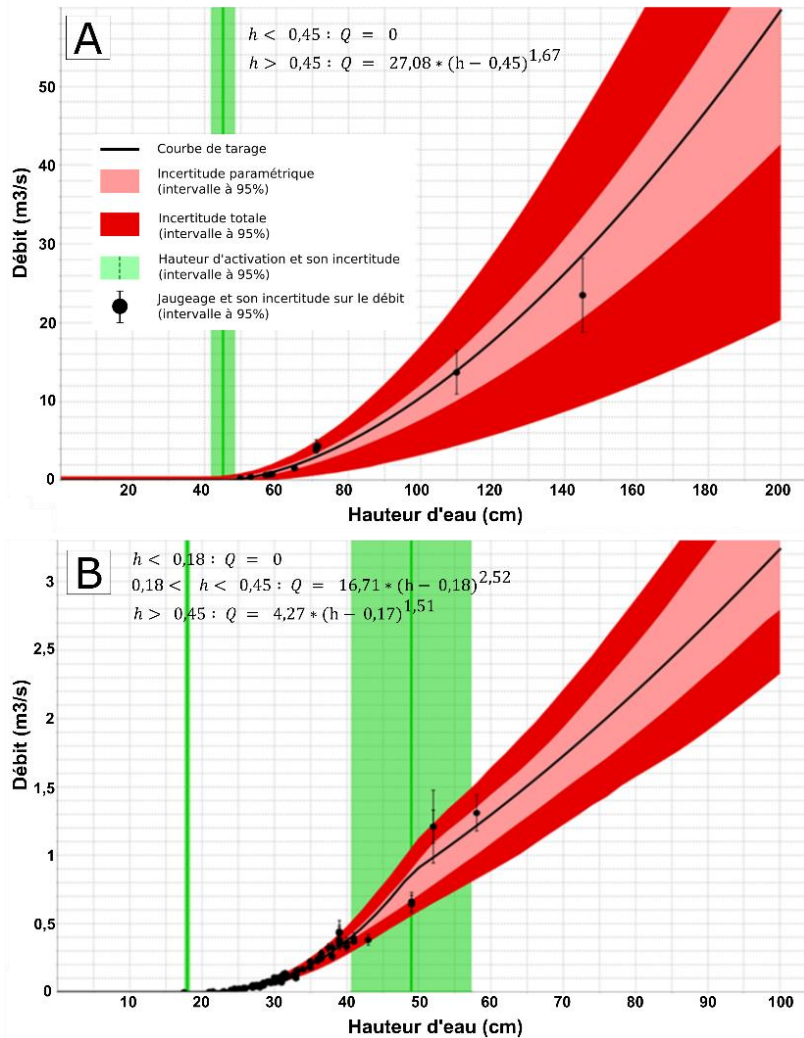


Figure 10 : Courbes de tarage pour (A) Pizay et (B) les Versauds

II.2.1.3. Détermination des débits solides

■ Prélèvements et estimation de la concentration en matières en suspension (MES)

L'estimation des débits solides se base sur la corrélation entre la turbidité et la concentration en matières en suspension. La granulométrie et la colorimétrie des MES influençant la mesure de turbidité, il est nécessaire de caler cette relation spécifiquement pour chaque site d'étude.

Le prélèvement des échantillons se base sur un asservissement des préleveurs à de seuils de turbidité. Le pas de temps de prélèvements est variable au sein de l'hydrogramme avec des prélèvements rapprochés pendant les pics de crue afin de maximiser le nombre d'échantillons présentant des concentrations élevées (plus rares que les concentrations faibles).

Les échantillons prélevés sont ensuite filtrés et les matières en suspension pesées selon le protocole NF EN 872 « Dosage des matières en suspension – Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre ». 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).

La corrélation turbidité / concentration en MES repose sur 68 prélèvements à Pizay, 234 aux Versauds et 54 à Saint-Joseph. Les corrélations entre la turbidité et la concentration en MES sont globalement bonnes aux trois stations. La station de Pizay présente un R^2 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 (Figure 11).

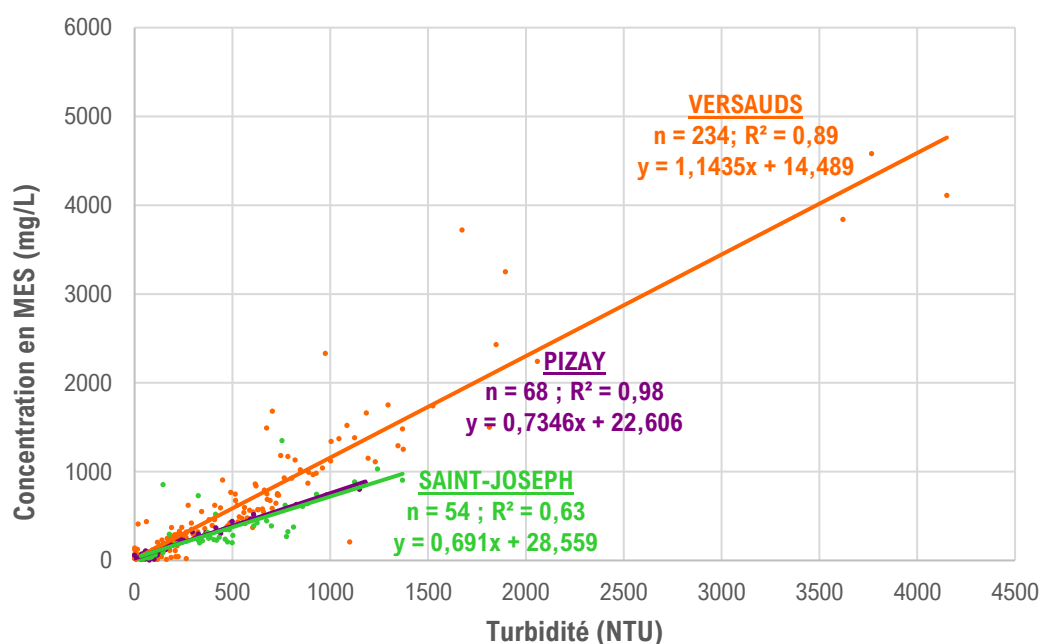


Figure 11 : Corrélation entre la turbidité observée et les concentrations en Matières en Suspension déterminées par analyse d'échantillons prélevés par échantillonneur automatique sur les 3 sites de suivi (Pic, 2023)

▪ Mesure des volumes piégés dans le collecteur de St-Joseph

À Saint-Joseph, la mesure des sédiments grossiers permet de compléter celle des MES. Après chaque événement pluviométrique significatif, les sédiments piégés dans le collecteur sont pesés à l'aide d'un seau et d'une balance à main. Un échantillon homogénéisé est collecté dans un cylindre de prélèvement afin d'en déterminer la masse sèche 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 105°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. En complément, une mesure de la granulométrie des échantillons collectés est réalisée afin de comparer les événements hydrologiques et la part de sédiments fins et grossiers. Du fait du caractère grossier des sédiments collectés, une granulométrie par tamisage a été privilégiée. La granulométrie est réalisée à partir de l'échantillon sec, placé dans une colonne de tamis. La gamme de tamis s'étend de 0,063 mm à 8 mm.

II.2.1.4. Traitements et analyse des chroniques

▪ 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).
- Correction des dérives. Une dérive est un décalage des signaux hydrosédimentaires dans une chronique. 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 hydrosédimentaire. 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.

Les données sont déposées sur la Base de Données des Observatoires en Hydrologie (BDOH) une fois les prétraitements réalisés². Les lacunes des données des deux années de suivi sont synthétisées dans la Figure 12.

² <https://bdoh.irstea.fr/SITE-ATELIER-ARDIERES-MORCILLE/>

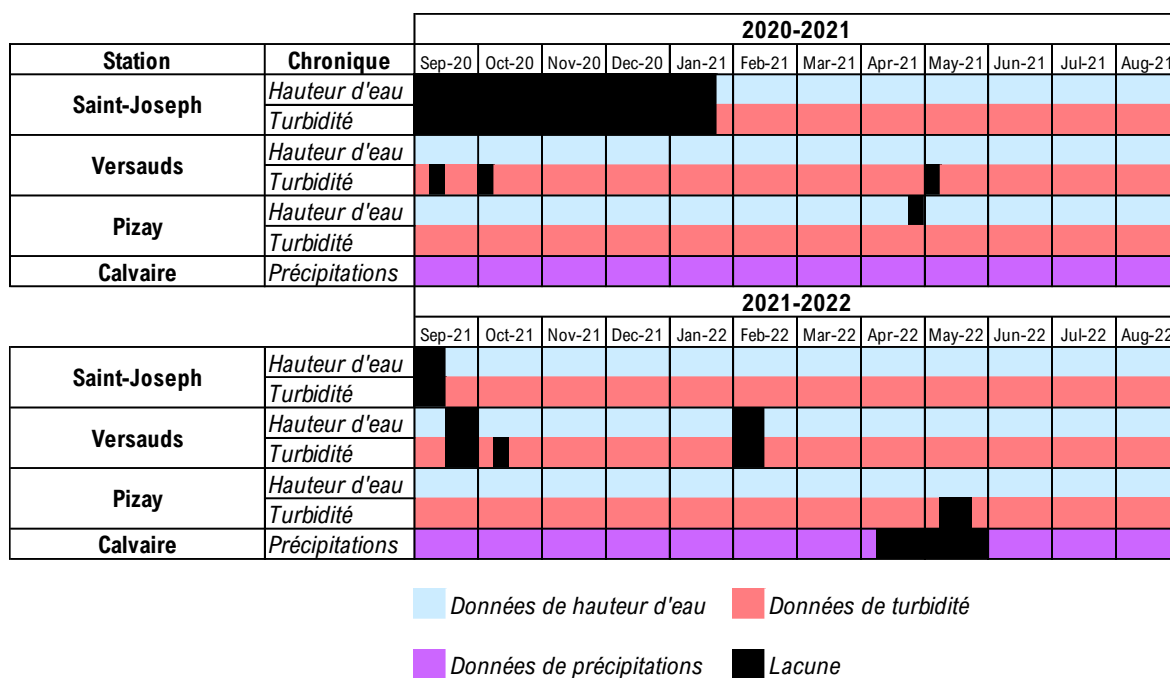


Figure 12 : Lacunes des séries de précipitations, hauteurs d'eau et turbidité sur la période de mesure (Pic, 2023)

▪ **Analyse des chroniques**

Les chroniques ont été analysées selon les méthodes classiques utilisées en hydrologie. Le calcul des débits liquides a été réalisé par l'application des équations des courbes de tarage. La relation MES / concentration mesurée sur les échantillons est appliquée à l'ensemble de la chronique pour calculer les débits solides.

A échelle temporelle large, des bilans saisonniers ont été réalisés par le cumul ou la moyenne des débits solides et liquides. Par la suite, une analyse plus fine à l'échelle des événements hydrologiques significatifs a été conduite.

Une typologie des crues a été réalisée en fonction de leurs caractéristiques hydrosédimentaires. Cette analyse nécessite (1) de déterminer les périodes de crue et (2) de disposer d'indicateurs permettant leur description. Les dates et heures de crue ont été déterminées à partir des 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). La fin de crue est déterminée sur le critère de la redescente de la turbidité au niveau d'avant crue. Cette délimitation permet une réduction de la durée moyenne des crues, et de subdiviser les épisodes hivernaux en plusieurs crues élémentaires. Malgré ce découpage, certaines crues durent plusieurs dizaines de jours et se caractérisent par différents pics successifs.

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

La détermination du temps de retour des crues est calculée à partir de la loi de Gumbel. Pour une plus grande significativité, 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.

L'analyse des hystérèses de crue constitue un point important de ce travail permettant d'émettre des hypothèses sur l'origine des sédiments transportés lors des épisodes de crue (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 13). 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
 - o Les hystérèses horaires sont observées lorsque le pic de concentration en MES précède le pic de débit liquide.
 - o 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 hydrosédimentaires 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.

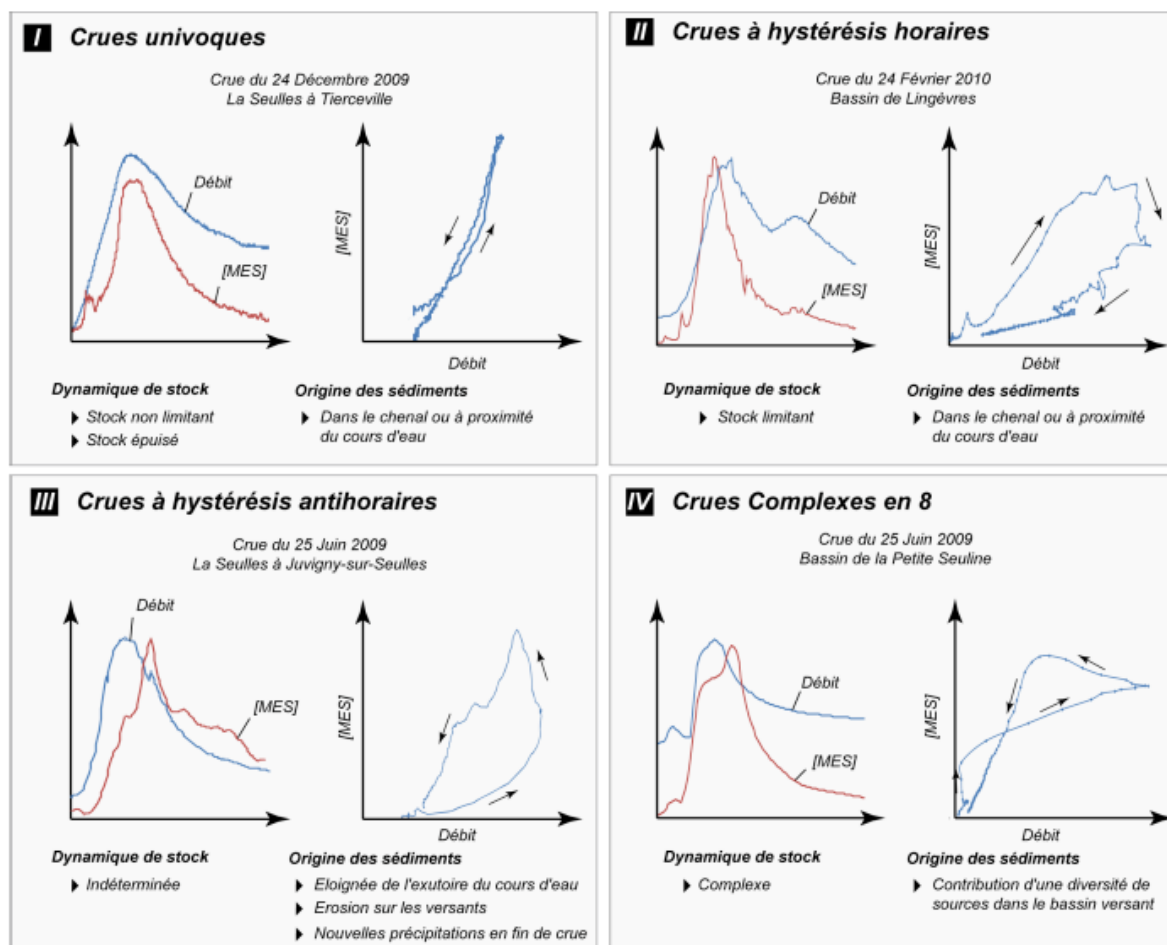


Figure 13 : Typologie des relations entre la concentration en MES et le débit liquide. (d'après Viel, 2012)

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. 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. Une typologie des crues a été réalisée sur la base de 4 groupes à l'aide d'une classification automatique non-supervisée par la méthode des k-moyennes³. Cette technique détermine les centroïdes de chaque type et chaque crue se voit attribuer le type dont le centroïde est le plus proche.

II.2.1.5. Suivi des matières en suspension par piège à particules (PaP)

▪ Mise en place des pièges sur le terrain

Des pièges à particules ont été installés sur les stations de Pizay et des Versauds afin d'échantillonner les matières en suspension. Ces pièges sont identiques à ceux utilisés par Masson et al. (2018) et Schulze et al. (2007). Ils sont notamment largement utilisés dans le cadre de l'Observatoire des Sédiments du Rhône pour évaluer la contamination chimique de la matrice sédimentaire et sa

³ 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.

dynamique temporelle. Dans le cadre de ce projet, où les cours d'eau considérés sont bien moins importants que le Rhône et ses affluents directs sur lesquels les Pièges à Particules ont été déployés et leur utilisation validée jusque-là, le choix a été fait d'utiliser des pièges de taille réduite (dimensions réduites d'un quart par rapport aux pièges d'origine soit volume de 0,42 fois celui des pièges initiaux). Pour évaluer le biais induit par l'utilisation de ces pièges de dimensions réduites, deux PaP ont été déployés en parallèle au site du Pont de Pizay pendant l'essentiel de la période de suivi.

Ces pièges permettent d'obtenir une mesure discontinue des sédiments qui transitent en suspension. La mesure intègre de manière indifférenciée l'ensemble des sédiments de la période de suivi. Ils ont été placés légèrement en aval du point de mesure de la hauteur d'eau et de la turbidité, dans une zone d'écoulement assez calme, où le piège est toujours complètement immergé.

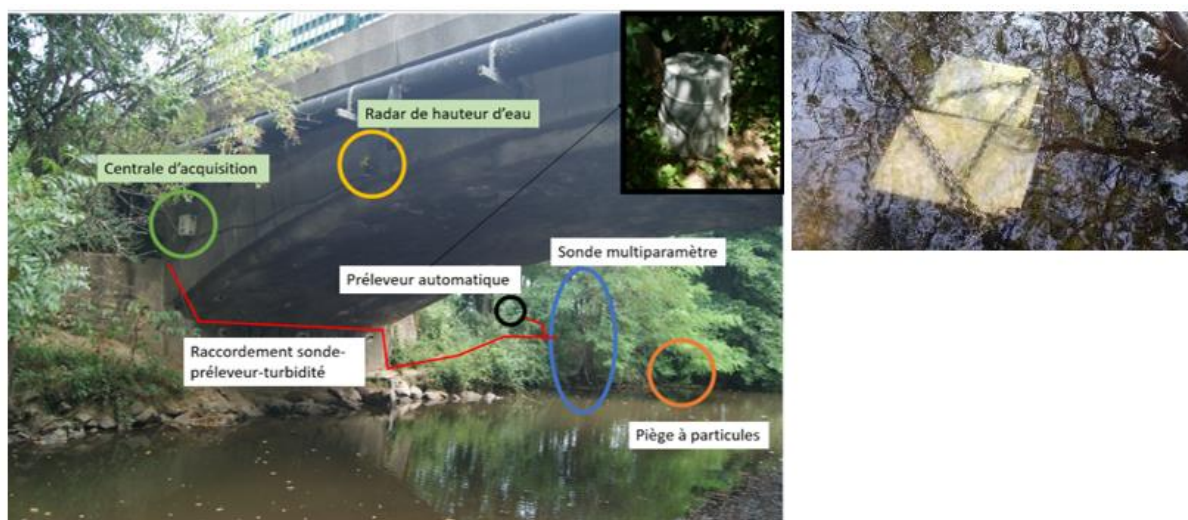


Figure 14 : A gauche, dispositif expérimental au Pont de Pizay, emplacement des deux Pièges à Particules. A droite : Pièges à particules immergés.

Les PaP étaient relevés toutes les deux semaines, et leur contenu récupéré avec précaution : un aliquote (20 mL) était prélevé pour analyse de la granulométrie au laboratoire, et le reste versé dans un flacon brun de 2L. Après décantation au laboratoire et élimination du surnageant, l'échantillon était lyophilisé et broyé pour analyse ultérieure des teneurs en éléments majeurs (Carbone organique particulaire, azote total, phosphore, sodium, potassium, magnésium, calcium) et pesticides pour quelques échantillons.

▪ Protocole d'analyse de la granulométrie

Les distributions granulométriques des échantillons prélevés par piège à particule ont été analysées avec un granulomètre laser CILAS 1190 utilisé en voie liquide. Cet appareil permet de mesurer la distribution granulométrique des particules d'un échantillon sous la forme de distributions volumiques composées de 100 classes de tailles de particules allant de 0,04 à 2500 μm . Le granulomètre est muni d'une cuve de 450 mL où sont introduits manuellement les échantillons solides. Après ajout d'eau minéralisée dans la cuve jusqu'à un niveau défini, un système d'agitation (vitesse réglable entre 300 tpm) permet d'homogénéiser les particules dans la cuve. La quantité d'échantillon introduite dans le granulomètre pour réaliser une mesure est ajustée pour atteindre une obscurité entre 5% et 25% (préconisation de la norme ISO 13320-1 ; 2009). Deux analyses successives sont réalisées sur l'échantillon : une première sans utilisation d'ultrasons, puis une deuxième avec application d'ultrasons (38 kHz, 50 W) 30 s avant l'analyse et pendant l'analyse. Les ultrasons permettent de

dissocier les agrégats. Le modèle optique utilisé pour transformer le signal mesuré en distribution granulométrique est le modèle de Fraunhofer avec une forme de particule considérée comme sphérique. Le logiciel permet de récupérer les distributions granulométriques exprimées en fraction volumique sous forme de courbe cumulée ou d'histogramme. Les diamètres caractéristiques aux centiles préalablement sélectionnés (par exemple le grain médian d50, ou les déciles d10 et d90) sont aussi extraits des courbes cumulées.

▪ **Protocole d'analyse des majeurs**

Les concentrations en phosphore, sodium, potassium, magnésium et calcium des MES ont été analysées par spectromètre d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence après minéralisation à l'eau régale des particules. La méthode d'extraction à l'eau régale a été réalisée dans un four micro-ondes dans des réacteurs fermés suivant la norme ISO 15587-1. Pour cela, environ 300 mg de d'échantillon sec et broyé sont introduits dans un réacteur avec 6 mL d' HCl 30% SUPRAPUR et 2 mL d'acide HNO₃ 65% SUPRAPUR. Une fois les réacteurs fermés, ils sont introduits dans le micro-onde pour minéralisation (15 minutes à 180°C avec une puissance de 1500 W). Le minéralisat est ensuite repris avec quelques millilitres d'eau ultra-pure et transvasé dans un tube PP (SARSTEDT) de 50 ml complété avec de l'eau ultra-pure. Les solutions minéralisées sont conservées au réfrigérateur et à l'abri de la lumière avant analyse.

Les échantillons minéralisés ont ensuite été analysés à l'aide d'un ICP-OES (720-ES, Agilent Technologies) en suivant la norme NF EN ISO 11885. Les solutions d'étalonnage sont réalisées dans l'eau régale. Des contrôles qualité (blanc et autocontrôles) sont systématiquement introduits dans la séquence d'analyse. Pour une prise d'essai de 300 mg, les limites de quantification des concentrations en P, Na, K, Mg et Ca dans les MES sont de 5 mg/kg (les concentrations mesurées dans les échantillons du projet sont plus de 10 fois supérieures à cette valeur). Les incertitudes analytiques sont de 20% (incertitude élargie, k=2).

II.2.2. Contexte hydroclimatique de la période de mesure

II.2.2.1. Contexte pluviométrique

Les deux années de suivi se caractérisent comme des années relativement sèches en termes de cumul pluviométrique (Figure 15). 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 %.

Les cumuls mensuels de précipitation observés à la station de Calvaire présentent une forte variabilité (Figure 16). Les cumuls les plus importants pour les deux années de mesure sont observés lors du printemps et de l'automne (octobre 2020, mai 2021 et juin 2022) et dépassent largement les valeurs moyennes. Globalement, le reste de la série présente des valeurs inférieures aux cumuls moyens interannuels.

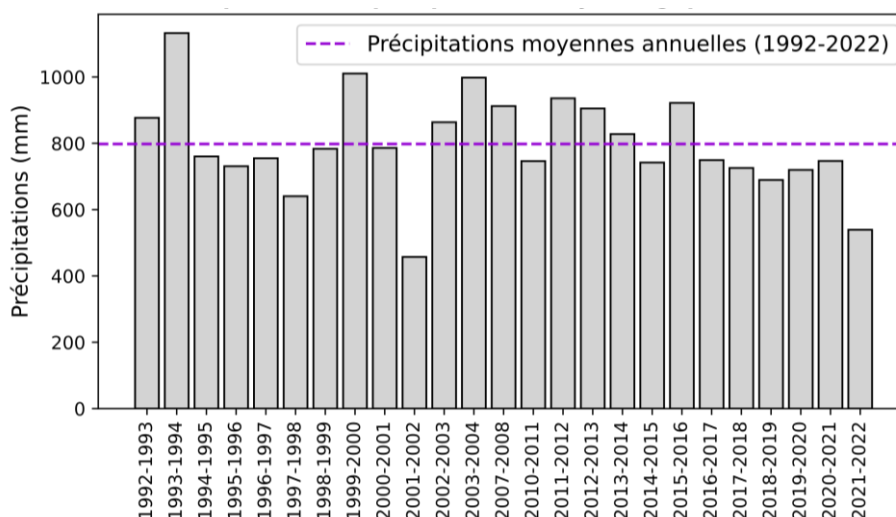


Figure 15 : Cumuls pluviométriques par année hydrologique, station de calvaire (précipitations nettes)

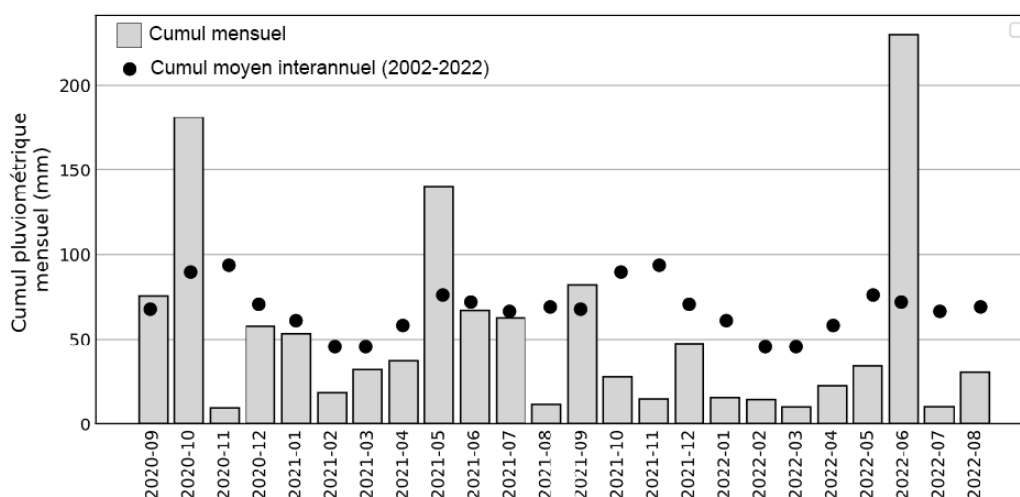


Figure 16 : Cumuls pluviométriques mensuels durant la période de suivi (2020-2022)

L'érosivité des pluies (voir partie III de ce rapport pour la méthode de calcul) est caractérisée par une forte variabilité interannuelle (Figure 17). La moyenne sur la période 2003 – 2022 est de 1123 MJ.MM.ha⁻¹.hr⁻¹.an⁻¹, la valeur minimale observée (année hydrologique 2018-2019) est de 450 MJ.MM.ha⁻¹.hr⁻¹.an⁻¹, alors que la valeur maximale observée est de 2456 MJ.MM.ha⁻¹.hr⁻¹.an⁻¹ (2009-2010). Les valeurs mesurées sur les deux années de suivi hydrosédimentaire de cette étude sont relativement proches de la valeur moyenne avec respectivement 1077 et 1348 MJ.MM.ha⁻¹.hr⁻¹.an⁻¹. Dans le détail, sur la période de mesure, seuls quelques rares événements aux précipitations particulièrement intenses contribuent de manière significative à l'érosivité des pluies annuelle. L'observation de l'érosivité mensuelle sur la période de mesure montre en effet une distribution très irrégulière de l'érosivité des pluies, principalement concentrée sur les mois d'octobre 2020 et juin 2022 (Figure 18).

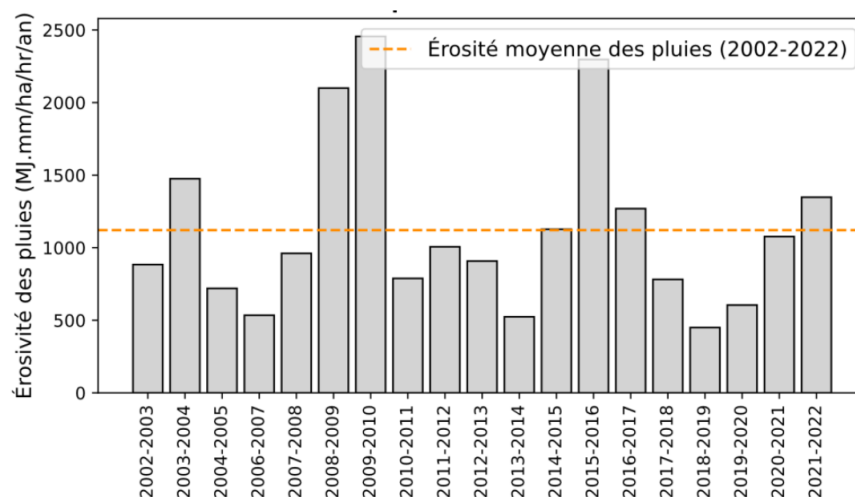


Figure 17 : Érosivité des pluies annuelles à la station de Calvaire (Pic, 2023)

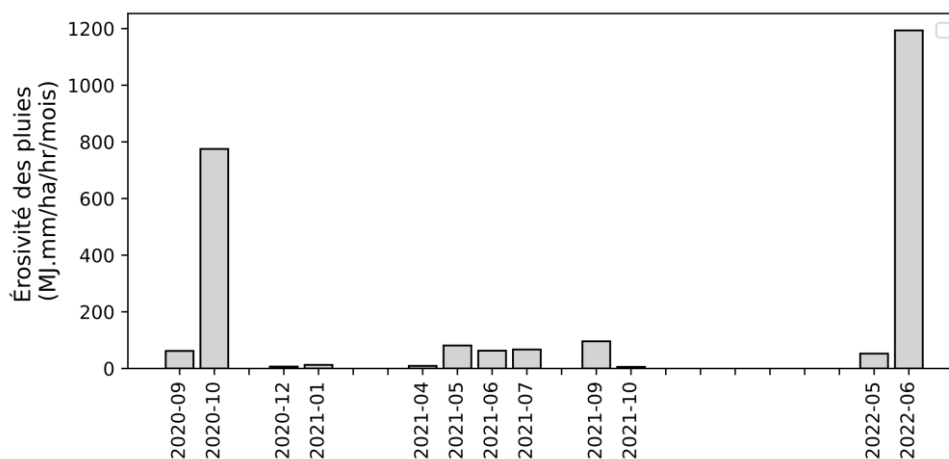


Figure 18 : Érosivité mensuelle des pluies durant la période de suivi (2002-2022)

II.2.2.2. Signal hydrologique (débits)

Les débits moyens annuels correspondent à la moyenne des débits journaliers de l'année hydrologique. Ils présentent une importante variabilité aux deux stations (Figure 19, Figure 20). 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.

Pour les années de suivi (l'année hydrologique étant considérée ici allant du mois de septembre de l'année n au mois d'août de l'année n+1), les débits moyens annuels de la station des Versauds présentent une dynamique concordante avec celle des précipitations (Figure 19). En 2020-2021, la station enregistre un débit moyen annuel légèrement 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.

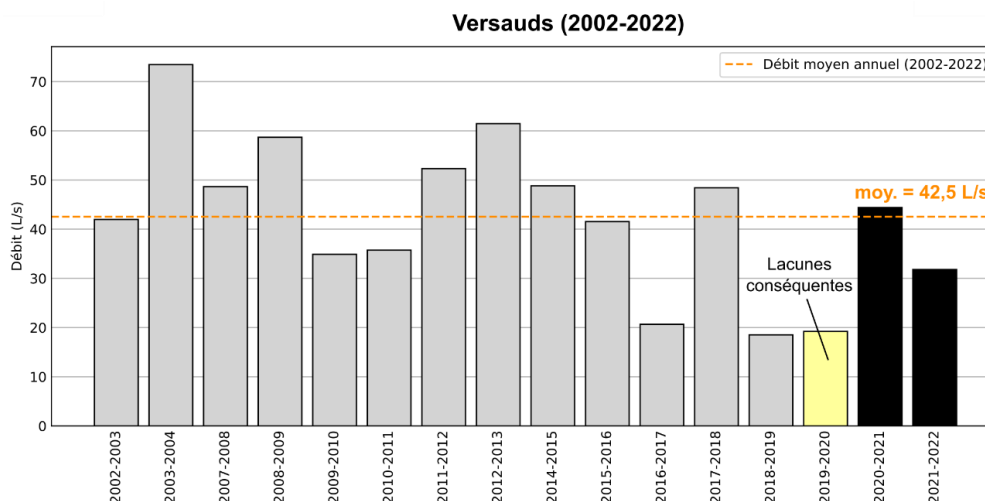


Figure 19 : Débit moyen annuel pour la station des Versauds (Pic, 2023)

La station de **Pizay** présente des débits moyens annuels hauts en 2020-2021 avec 2228 L/s (débit moyen maximal enregistré). En 2021-2022, le débit moyen est de 1464 L/s, très proche de la moyenne (Figure 20). Cette discordance avec le régime des précipitations peut être expliquée par : (1) une moyenne représentative d'une période de bas débits du fait de cumuls annuels de précipitations assez faibles depuis 2016 (comme aux Versauds) ; (2) 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.

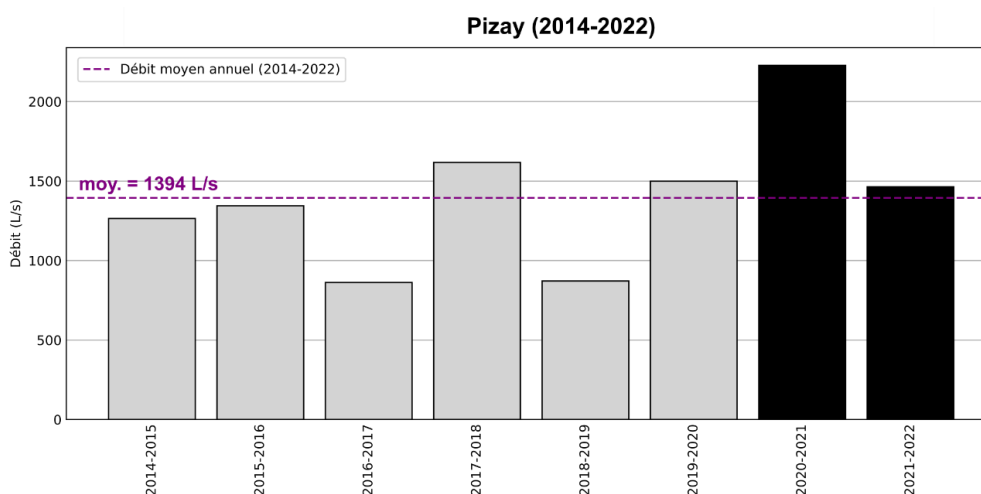


Figure 20 : Débit moyen annuel pour la station de Pizay (Pic, 2023)

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 21).

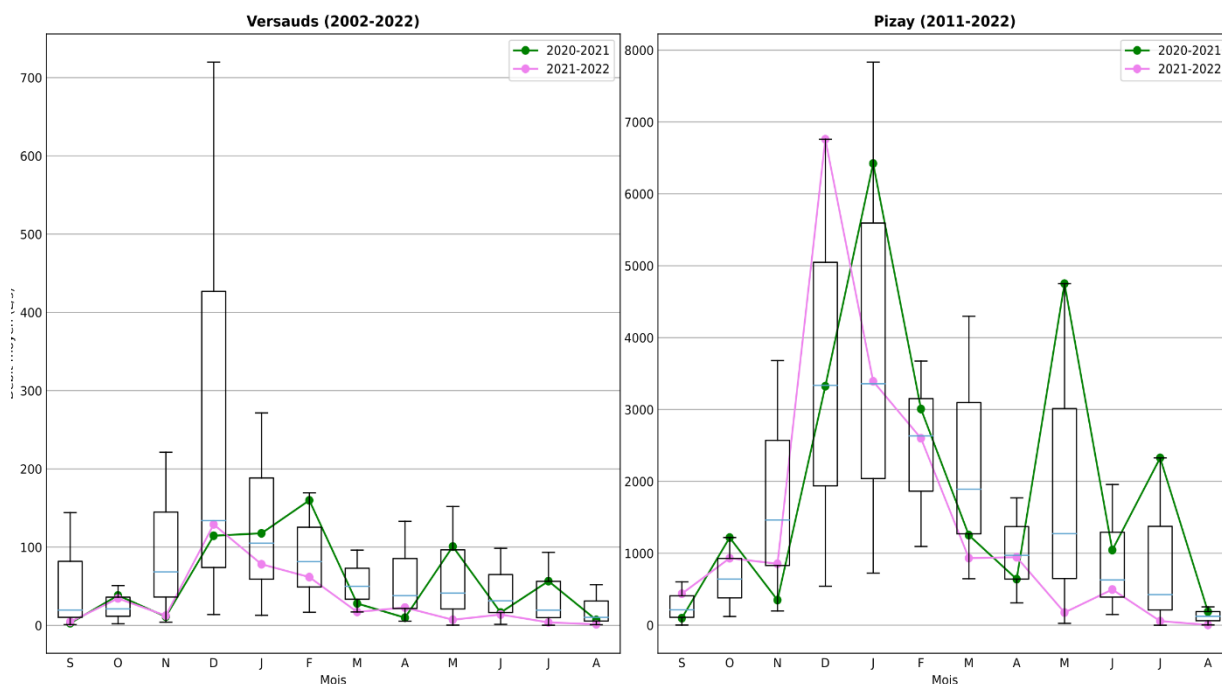


Figure 21 : Variabilité des débits moyens mensuels aux la stations des Versauds (2002-2022) et de Pizay (2011-2022) - (Pic, 2023)

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 21). 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 concentrés sur juin 2022. De manière plus générale, l'essentiel des précipitations érosives ont lieu en période estivale et correspondent à la période de plus forte croissance végétative mais aussi de plus grand désherbage de la vigne.

II.2.3. Dynamiques temporelles des transferts sédimentaires

Cette section vise à proposer des bilans des transferts sédimentaires à différentes échelles de temps. L'objectif est de mettre en évidence le rôle des événements hydrologiques dans la contribution aux dynamiques saisonnières de transferts. In fine, ce travail permet d'identifier les effets de synchronisation / désynchronisation entre les stations et d'émettre des hypothèses sur les facteurs en étant responsables.

II.2.3.1. Variabilité des transferts à l'échelle annuelle

Sur les années 2020-2021 et 2021-2022, respectivement 0,67 tonne et 0,42 tonne ont été enregistrées à la station de Saint-Joseph (soit 2.43 et 1.43 t.ha⁻¹.an⁻¹). Les transferts sédimentaires piégés dans le collecteur représentent 60 % des transferts sédimentaires annuels contre 40 % pour les transferts de

matières en suspension (MES). 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⁻¹.an⁻¹. La station de Pizay enregistre un transfert de 6299 tonnes de MES, qui équivaut à 0.43 t.ha⁻¹.an⁻¹ 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⁻¹.an⁻¹ (Figure 22).

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 les effets stockage successifs qui s'effectuent le long de la cascade sédimentaire. En ce sens, les bilans sédimentaires mesurés à la station de Versauds apparaissent surprenants (trop faibles) car il est généralement attendu que les transferts spécifiques soient caractérisés par une décroissance progressive de l'amont vers l'aval. Cette anomalie peut être expliquée (1) par une faible production sédimentaire de la Morcille (ou inversement par l'existence de sources très productrices sur d'autres affluents non suivis), (2) 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) ou (3) par un biais de mesure lié à la nature principalement sableuse des flux, difficilement mesurables avec un turbidimètre. En ce sens, les 60% de transferts observés sous forme grossière (sables) à St-Joseph peuvent être mis en relation avec ce constat. Il serait donc important de poursuivre les recherches en ce sens localement afin de proposer un facteur correctif des mesures en tenant compte de la charge sableuse.

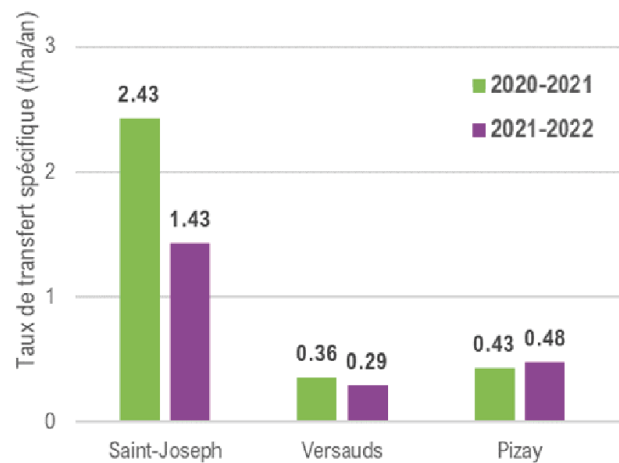


Figure 22 : taux de transferts sédimentaires spécifiques aux trois stations de mesure (Pic, 2023)

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 % par rapport à la période 2020-2021. 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 la baisse des cumuls de précipitations et ainsi 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.

II.2.3.2. Variabilité des transferts à échelle saisonnière

La Figure 23 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.

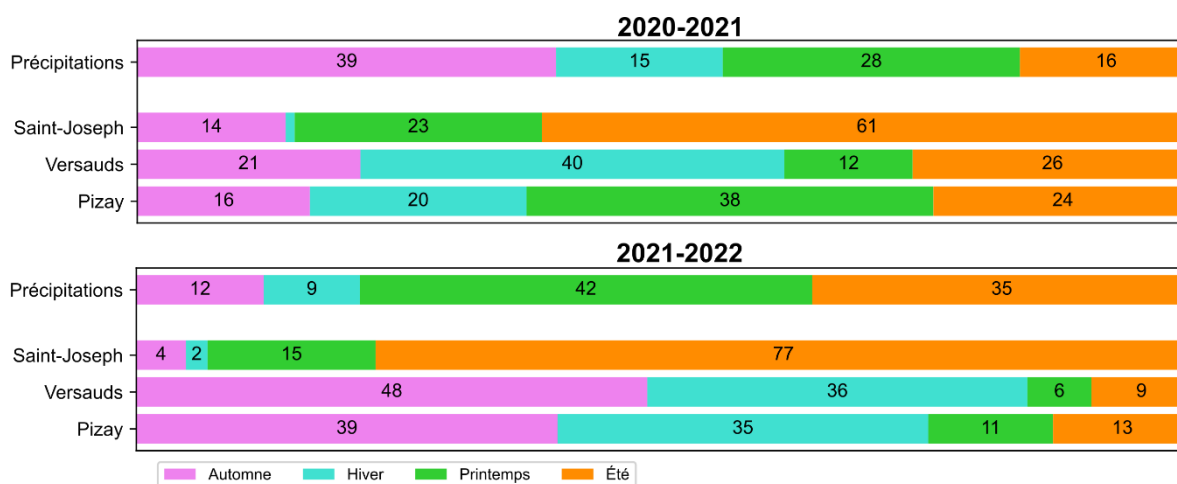


Figure 23 : Part du transfert sédimentaire annuel par saison aux trois stations de mesure (Pic, 2023)

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 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 23).

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 présentent un rythme saisonnier beaucoup plus équilibré avec, en comparaison, peu de transferts estivaux. 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 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, 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.

II.2.3.3. Corrélation débits liquides / débits solides

La visualisation sous forme de flux cumulés normalisé permet une bonne interprétation de synchronisation/désynchronisation des flux hydrosédimentaires au cours du temps (Figure 24 Figure 26). Suite à leur description, des figures de synthèse sont présentées pour chaque année hydrologique (Figure 25 et Figure 27).

▪ 2020-2021

Pour l'année 2020-2021, les débits liquides de Pizay et Versauds sont très corrélés. Ils répondent de manière directe et synchrone aux épisodes pluvieux printaniers et estivaux. Il en va de même pour la parcelle de St-Joseph. En période automnale et hivernale la réponse est moins directe dans le sens où le cumul des précipitations n'engendre pas de hausse proportionnelle des débits. Le début de l'automne est caractérisé un épisode pluvieux de forte magnitude qui n'entraîne pas de hausse significative des débits. Par la suite (à partir de novembre), on assiste à une période de précipitations de faible intensité prolongée qui amène à des débits forts et continus jusqu'à la fin de l'hiver. L'absence de données de débit à St-Joseph sur cette période ne permet pas l'interprétation.

Sur le plan des débits solides, on note une réponse directe et synchrone des trois stations durant les épisodes orageux printaniers (mai et fin juin/début juillet). Une large part du transfert sédimentaire est réalisée durant cette période : 61% pour Pizay, 38% pour les Versauds et 78% pour St-Joseph. En période hivernale et automnale, le schéma d'interprétation est plus complexe. Les précipitations intenses survenant en automne (fin septembre / début octobre) n'entraînent une réponse sédimentaire qu'à Pizay et à St-Joseph. Cette dernière reste limitée pour les deux stations au regard des cumuls pluviométriques et de l'érosivité élevée (8 à 10% des transferts annuels). Durant les épisodes de précipitations prolongés, mais d'intensité limitée de l'hiver (faible érosivité), on note une réponse sédimentaire significative pour les deux stations de rivière. La réponse est particulièrement nette pour la station des Versauds qui totalise 60% de ses transferts durant cette période et environ 30% pour Pizay. A l'inverse, aucun signal sédimentaire n'est enregistré à St-Joseph.

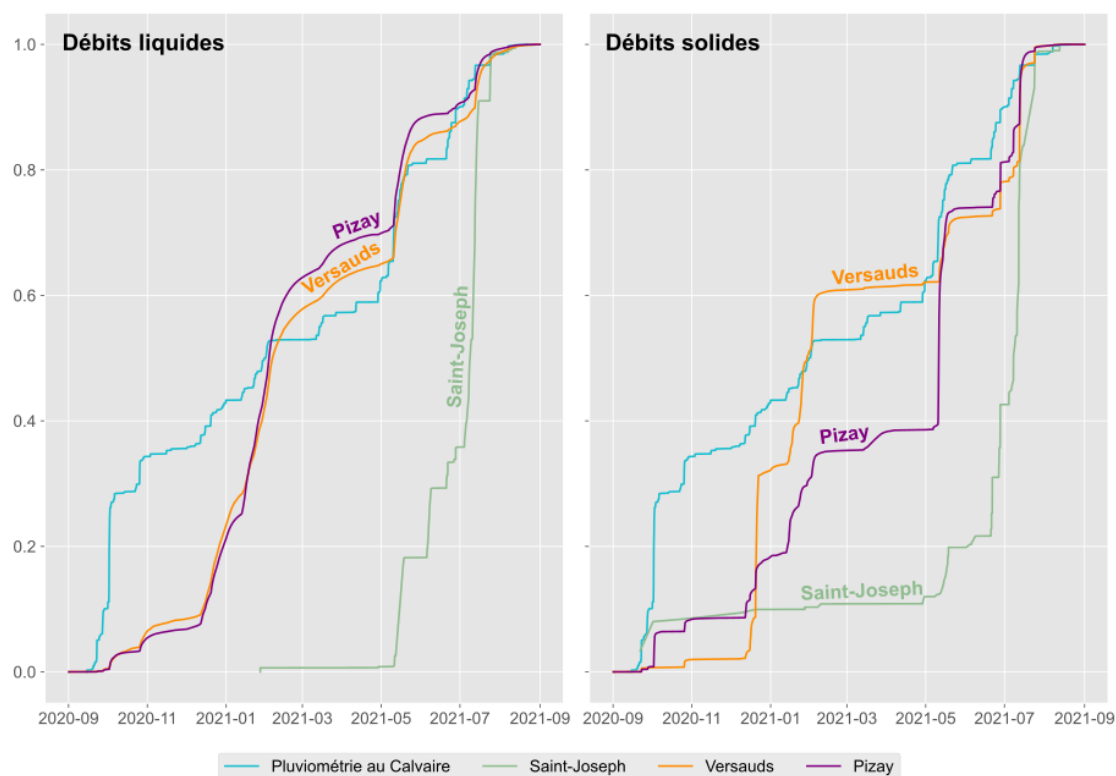


Figure 24 : Flux cumulés de débits liquides et solides, année hydrologique 2020-2022 (Pic, 2023)

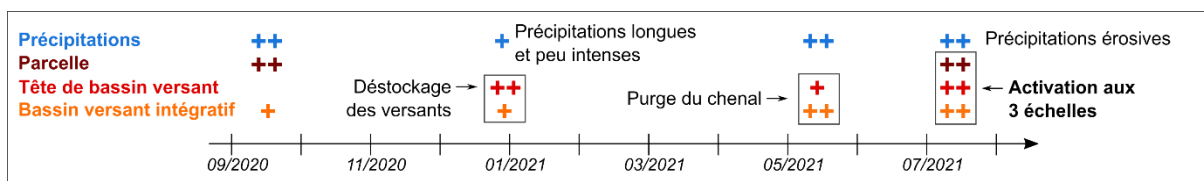


Figure 25 : Synthèse des dynamiques sédimentaires observées aux 3 échelles du SAAM lors de l'année hydrologique 2020-2021 (Pic, 2023)

▪ **2021-2022**

Pour l'année 2021-2022, les signaux des débits liquides de Pizay et des Versauds sont fortement corrélés. La majeure partie des transferts hydrologiques s'effectue en période hivernale (+/-70%) en parallèle de précipitations prolongées de faible intensité. Le reste des transferts correspond à des réponses plus ou moins directes à des épisodes pluvieux plus intenses. On notera pour ces deux stations une réponse moins évidente aux épisodes pluvieux de forte intensité. La réponse hydrologique de la parcelle de St-Joseph est concordante avec Pizay et Versauds pour la période automnale. Elle s'individualise ensuite, en premier lieu, en hiver où les épisodes pluvieux prolongés de faible intensité n'apportent quasiment aucune réponse de la parcelle. A l'inverse, les précipitations érosives printanières et estivales amènent à une réponse directe des débits.

Les débits solides montrent un schéma d'organisation différent. Pour la parcelle de St-Joseph, la réponse sédimentaire est directement corrélée à l'intensité des précipitations. La fourniture sédimentaire s'active au printemps et à l'automne à la suite d'orages à forte érosivité. Le volume

transféré en hiver reste très marginal. Pour les stations de Pizay et Versauds, la réponse sédimentaire apparait différenciée à l'automne. Suite à des cumuls importants, on note une réponse assez proportionnelle de Pizay, alors qu'aucun signal n'est observé à Versauds. La majeure partie des transferts sédimentaires pour ces deux stations adviennent très tôt dans l'hiver, en lien avec l'augmentation prolongée des débits (50% du cumul annuel à Pizay et 75% au Versauds). S'en suit une période de forte réduction des transferts malgré la poursuite de débits élevés, pouvant être interprétée comme un tarissement des sources sédimentaires. Au printemps et à l'été, on note une reprise des transferts très synchrones entre les trois stations.

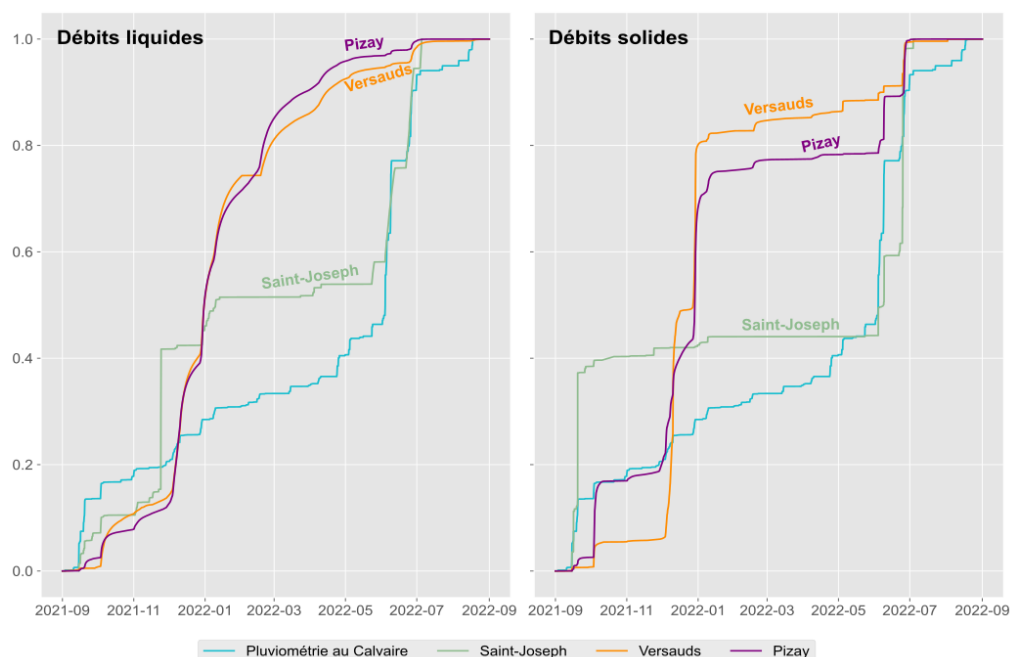


Figure 26 : Flux cumulés de débits liquides et solides, année hydrologique 2021-2022 (Pic, 2023)

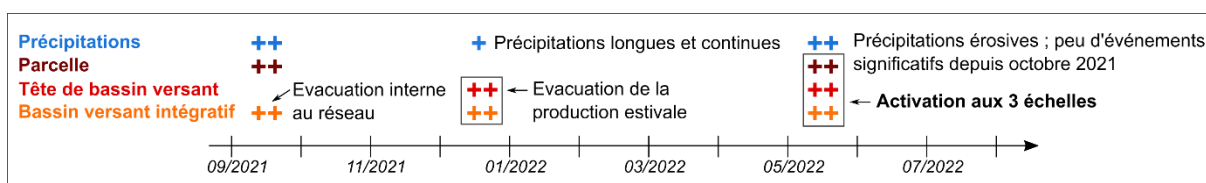


Figure 27 : Synthèse des dynamiques sédimentaires observées aux 3 échelles du SAAM lors de l'année hydrologique 2021-2022 (Pic, 2023)

II.2.3.4. Caractéristiques de crues et hypothèses sur l'origine des transferts sédimentaires

▪ Événements ruisselants sur la parcelle de St-Joseph

La Figure 28 présente les flux sédimentaires totaux exportés de la parcelle de St-Joseph pendant la période de mesure (addition des flux de MES exportés et des volumes piégés dans le bac décanteur). L'année hydrologique 2020-2021 totalise 0,67 tonne de sédiments exportés, l'année 2021-2022, 0,42 tonne. Les exports sédimentaires ont exclusivement lieu en période printanière, estivale et automnale à la suite d'événements orageux induisant des précipitations érosives. A titre d'exemple, 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 des pluies de respectivement, $10 \text{ MJ.mm}^{-1}\text{ha}^{-1}\text{hr}^{-1}$ et $57 \text{ MJ.mm}^{-1}\text{ha}^{-1}\text{hr}^{-1}$ et la part des sédiments collectés dans le collecteur est de 73 % du volume total mesuré. Les signaux hydrosédimentaires présentent ici un caractère spasmodique du fait de leur durée restreinte et de l'ampleur variable des signaux.

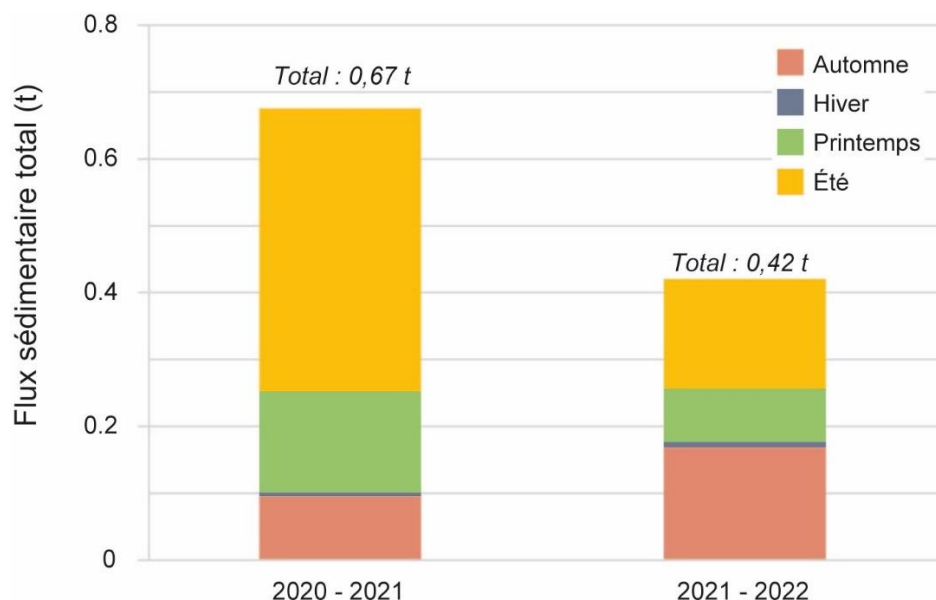


Figure 28 : Flux sédimentaires par saison à la station de St-Joseph

Les vitesses d'érosion enregistrées sur cette parcelle apparaissent comme relativement modestes par comparaison à d'autres études similaires en contexte viticole. D'une manière générale, le taux d'érosion moyen des vignobles en France est compris entre $10,5$ à $54 \text{ t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ (Viguié, 1993 ; Quiquerez *et al.*, 2008 ; Paroissien *et al.*, 2010 ; Fressard *et al.*, 2022). Nos mesures estiment entre $2,43$ et $1,43 \text{ t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$. Ainsi, les diverses pratiques antiérosives déployées sur la parcelle expérimentale de St-Joseph par le viticulteur exploitant (bourellets de terre, canalisations, enherbement partiel et paillage) semblent montrer une bonne efficacité sur la période de mesure.

Les observations faites sur l'année 2020-2021 restent cependant à nuancer étant donné que préalablement au 28/04/2021 les capteurs de hauteur d'eau et de turbidité n'étaient pas installés 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.

▪ Typologie des crues

Durant la période de suivi, 37 épisodes de crue ont été identifiés à la station des Versauds et 57 à la station de Pizay. Les résultats de l'ACP et de la classification K-moyennes 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.

Trois variables contribuent à 82 % de la variance à la station des Versauds, 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 (Figure 29 et Figure 30). 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 $'pk_Cmes'$). Les débits 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 (Figure 29 et Figure 30).

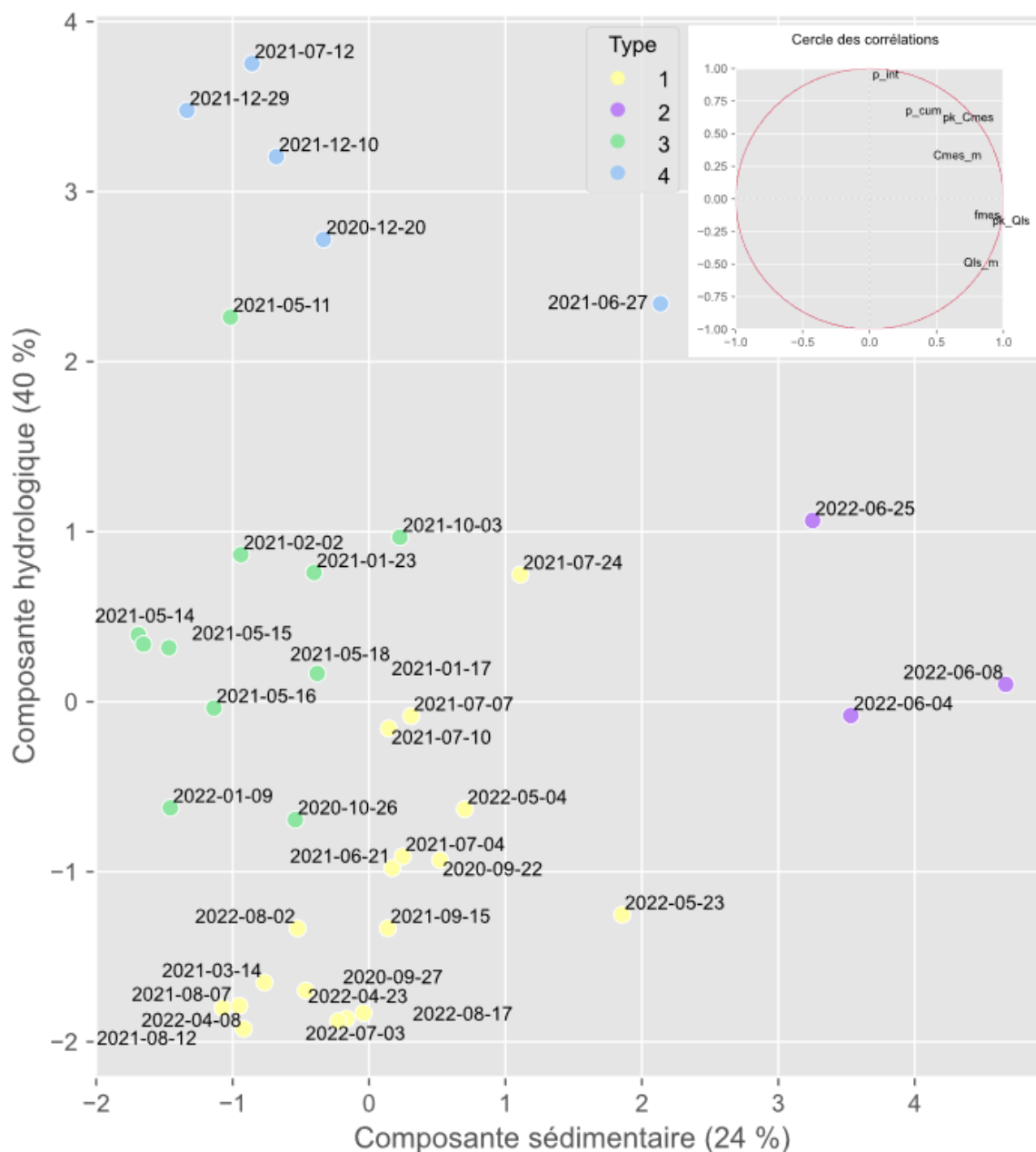


Figure 29 : Résultats de l'ACP pour les crues identifiées à la station des Versauds. La couleur des points représente la classification des types de crue (Pic, 2023)

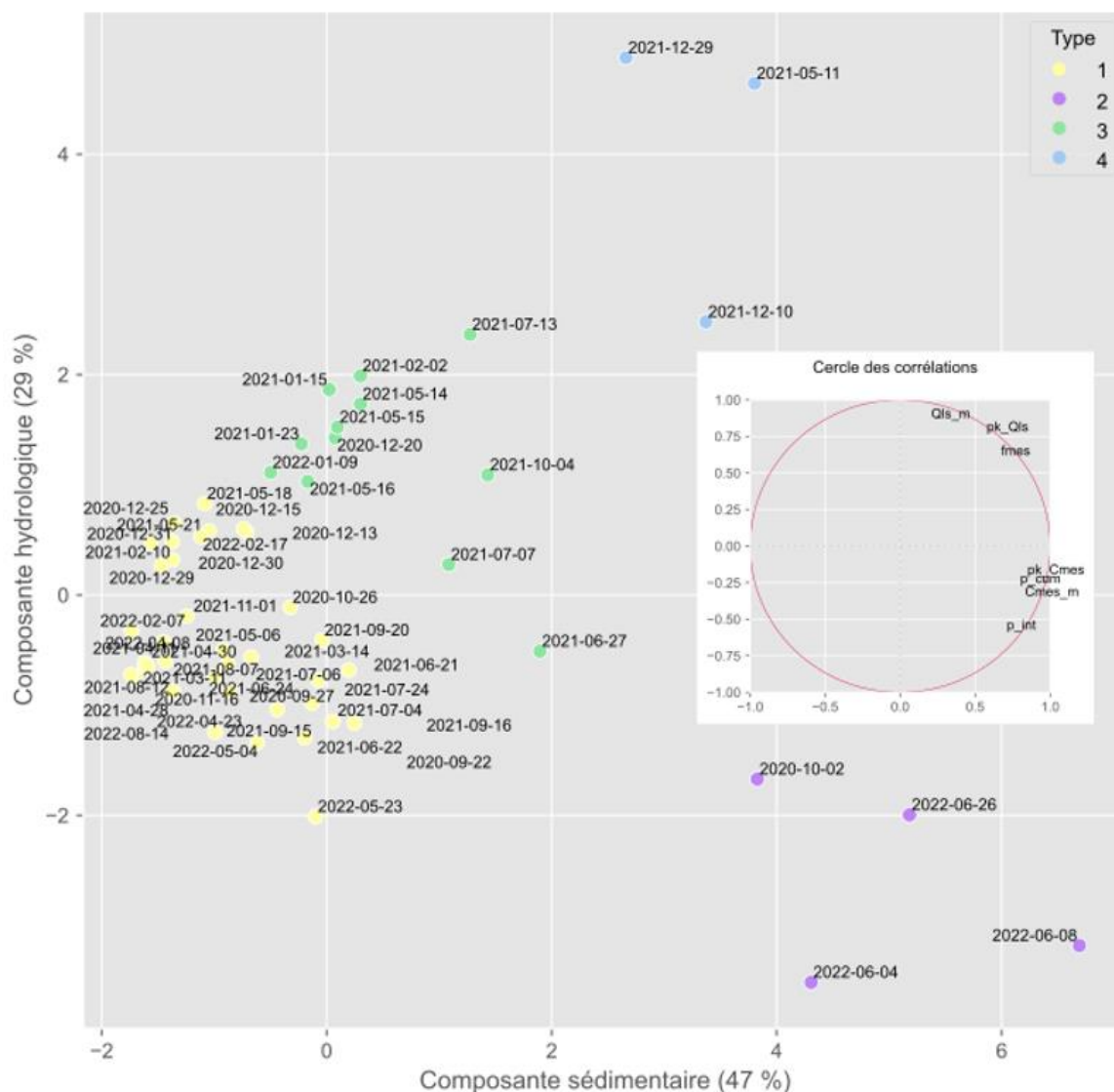


Figure 30 : Résultats de l'ACP pour les crues identifiées à la station des Versauds. La couleur des points représente la classification des types de crue (Pic, 2023)

Le type 1 correspond aux petites crues qui enregistrent une hausse des débits mais alimentent peu le transfert sédimentaire. 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 moins de 1% du transfert sédimentaire annuel.

Le type 2 se caractérise par des précipitations érosives et une forte concentration en MES au niveau de la station. Les Versauds comptent 3 crues de ce type et Pizay 5, dont 3 en commun. Les crues de ce sont caractéristiques de la période estivale orageuse. Les épisodes de juin-juillet de ce type présentent des transferts sédimentaires synchrones aux trois échelles comme l'illustre l'exemple de la crue du 08 au 10/06/2022 présenté sur la Figure 31.

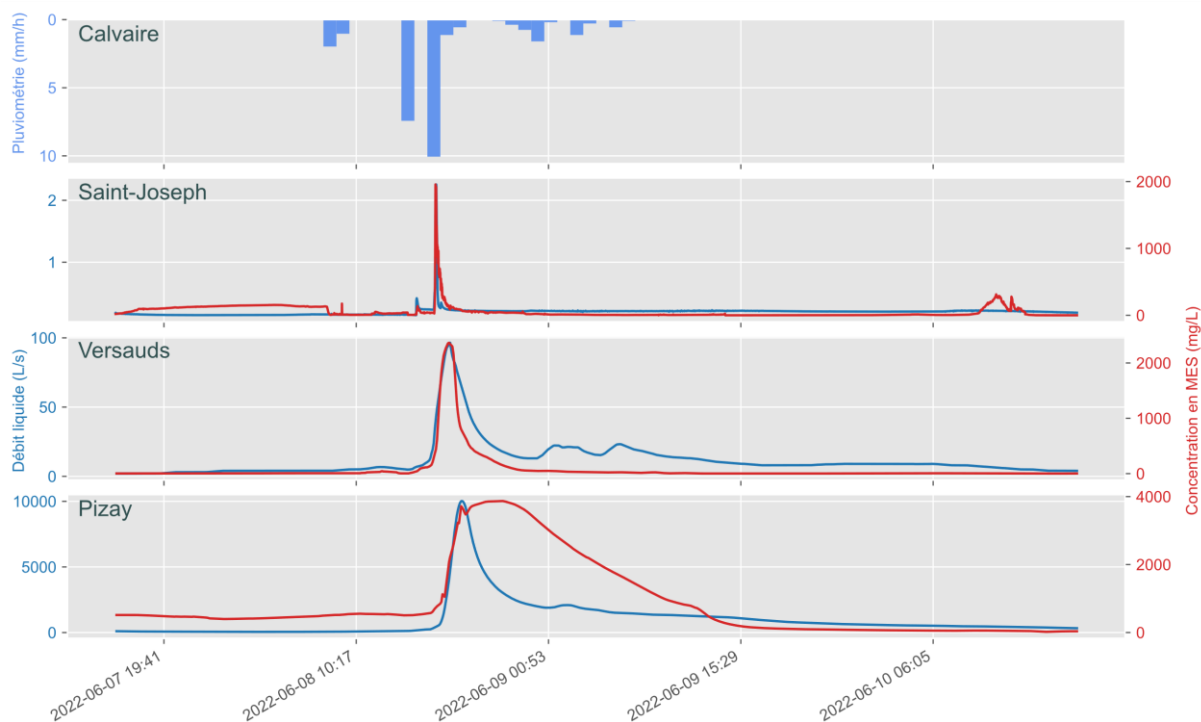


Figure 31 : Hydrogrammes de la crue du 8 au 10/06/2022 pour les trois stations de mesure (Pic, 2023)

Le type 3 détermine les **crues intermédiaires** qui concerne 12 événements aux Versauds et 11 à Pizay, dont 9 en commun. Elles se caractérisent par des débits relativement hauts et des concentrations en MES modérées, associés à des cumuls de précipitations modérés. La contribution moyenne d'un événement au budget sédimentaire annuel est de l'ordre de 4 à 5%. Un exemple est présenté sur la Figure 32.

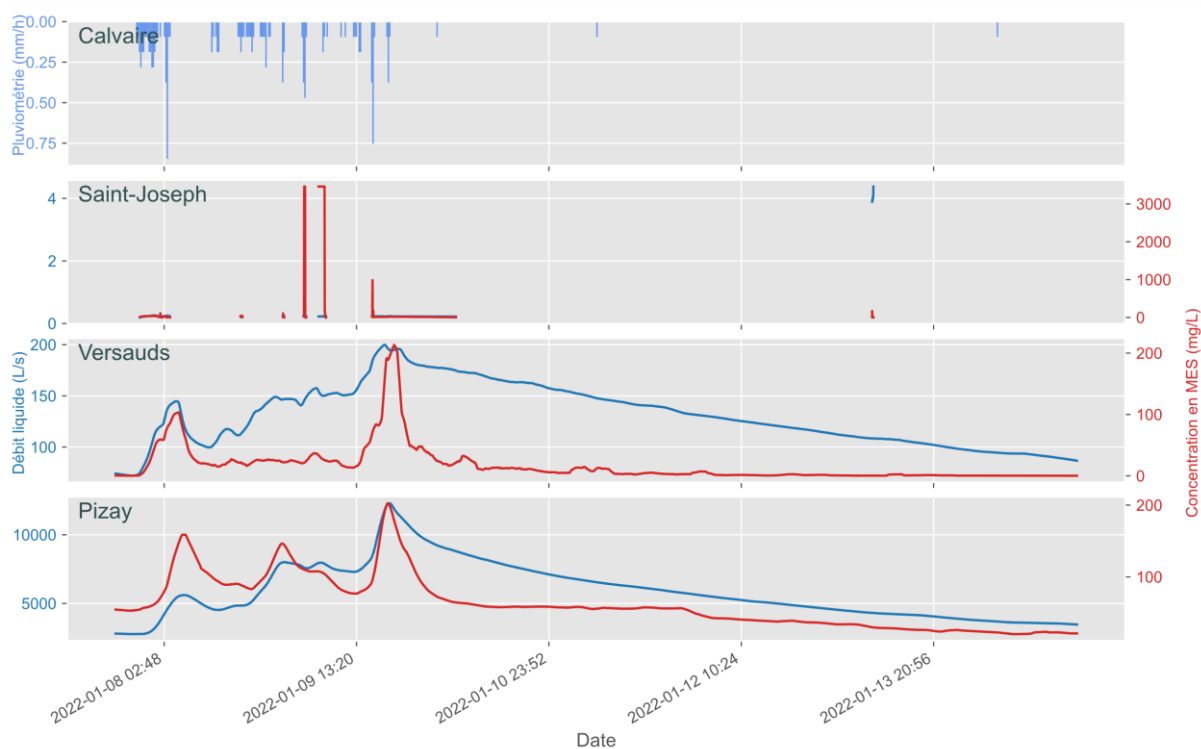


Figure 32 : Hydrogrammes de la crue du 8 au 13/01/2022 pour les trois stations de mesure (Pic, 2023)

Le type 4 regroupe les événements avec les plus hauts débits. Ils se caractérisent par des crues avec un fort transfert sédimentaire. Aux Versauds, 5 crues appartiennent à ce type, à Pizay 3 événements. Ils contribuent généralement à 25% 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 (exemple sur la Figure 33).

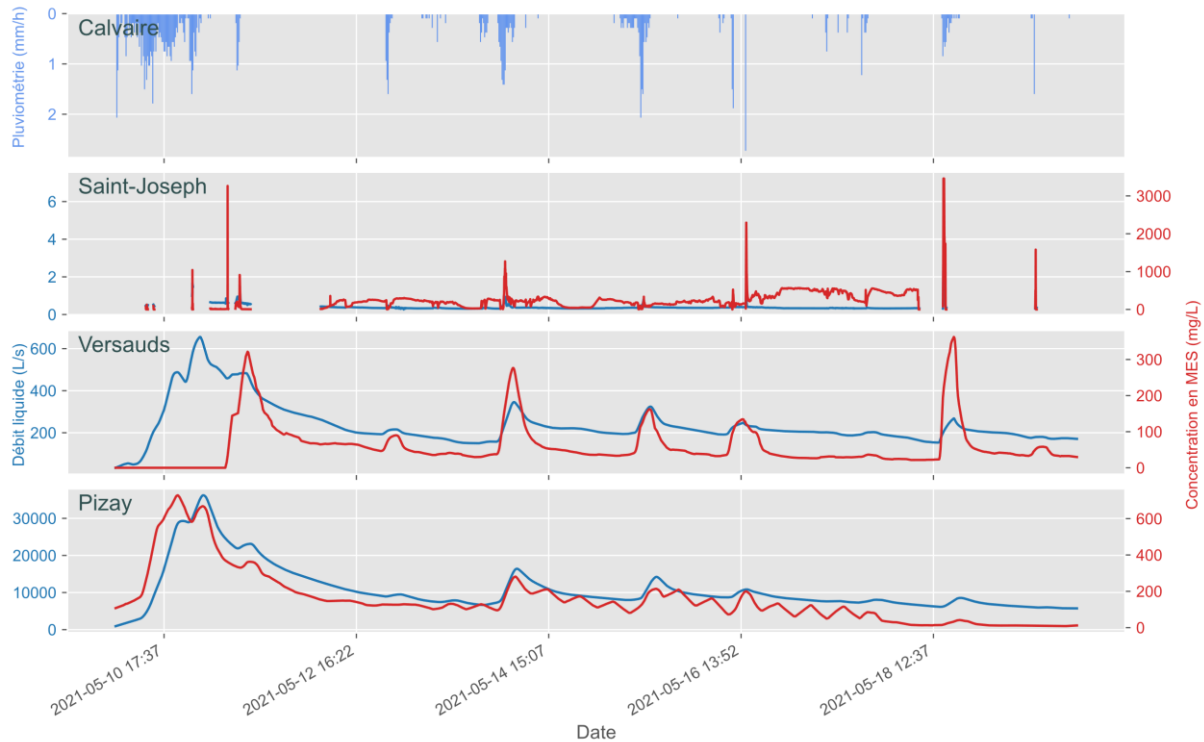


Figure 33 : Hydrogrammes de la crue du 10 au 18/05/2021 pour les trois stations de mesure (Pic, 2023)

De manière générale, les types de crues sont plutôt semblables entre les deux stations. 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.

L'analyse des événements ruisselant à Saint-Joseph et des crues aux Versauds et à Pizay a 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 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 3 : Synthèse des caractéristiques des quatre types de crues (Pic, 2023)

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 sont liées 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 apparaissent comme restreints à une purge des stocks du chenal.

II.2.4. Caractéristiques des sédiments transportés

▪ Granulométrie et rapport C/N

L'analyse de la granulométrie des sédiments transportés offre des éléments complémentaires d'explication des transferts sédimentaires et de leurs rythmes à l'échelle du bassin versant. D'un point de vue global, les résultats des analyses PaP et du bac collecteur de sédiments montrent un gradient net décroissant depuis la tête du bassin versant vers l'aval (Figure 34). Ainsi, le D 50 médian à St-Joseph est de 1000 µm. Il est de 64 aux Versauds et de 53 à Pizay.

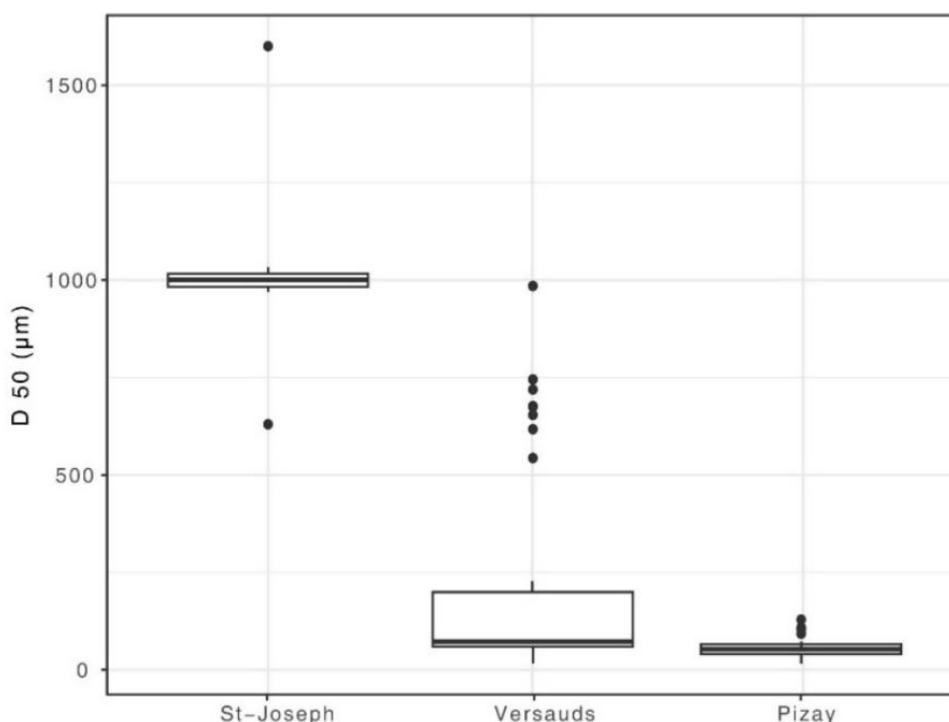


Figure 34 : Distribution de l'ensemble des valeurs D 50 mesurées pour chacune des stations

Les résultats présentés ici se basent sur la confrontation de la typologie et de crues et leur flux de MES cumulés avec : (1) les classes granulométriques des sédiments échantillonnés et (2) le rapport massique carbone sur azote (C/N), (voir Tableau 4). Le rapport C/N semble une variable intéressante à suivre afin de caractériser la qualité et l'origine des particules, et de distinguer les particules terrigènes, apportées depuis les versants, et ayant un rapport C/N élevé, des particules provenant d'une production autochtone en rivière, ayant un C/N faible. Suivant la qualité des données disponibles et la dynamique des sites, l'interprétation de ces signaux est plus ou moins aisée. Globalement les signaux apparaissent plus clairs à la station de Pizay qu'au deux autres stations.

A Pizay, sur la Figure 35, on observe une nette hausse de la granulométrie des sédiments transportés lors des épisodes de crue de type 2 et de type 4. Durant ces épisodes, le D 50 peut atteindre 100µm. Cette hausse est facilement expliquée par l'augmentation de la capacité de transport du cours d'eau. Elle est associée à une hausse du rapport C/N, indiquant une augmentation de la contribution des versants ou le transport de matière organique d'origine terrigène. Les niveaux atteints durant ces crues décroissent ensuite progressivement jusqu'à atteindre les valeurs minimales de la chronique autour de 50 µm pour le D 50 et 9 à 12 pour le rapport C/N. Les crues de type 1 et 3 ne semblent pas suffisantes pour influencer de manière significative sur la granulométrie et le rapport C/N, indiquant une portée limitée en termes de transferts et donc de capacité à propager, purger les sédiments vers l'aval.

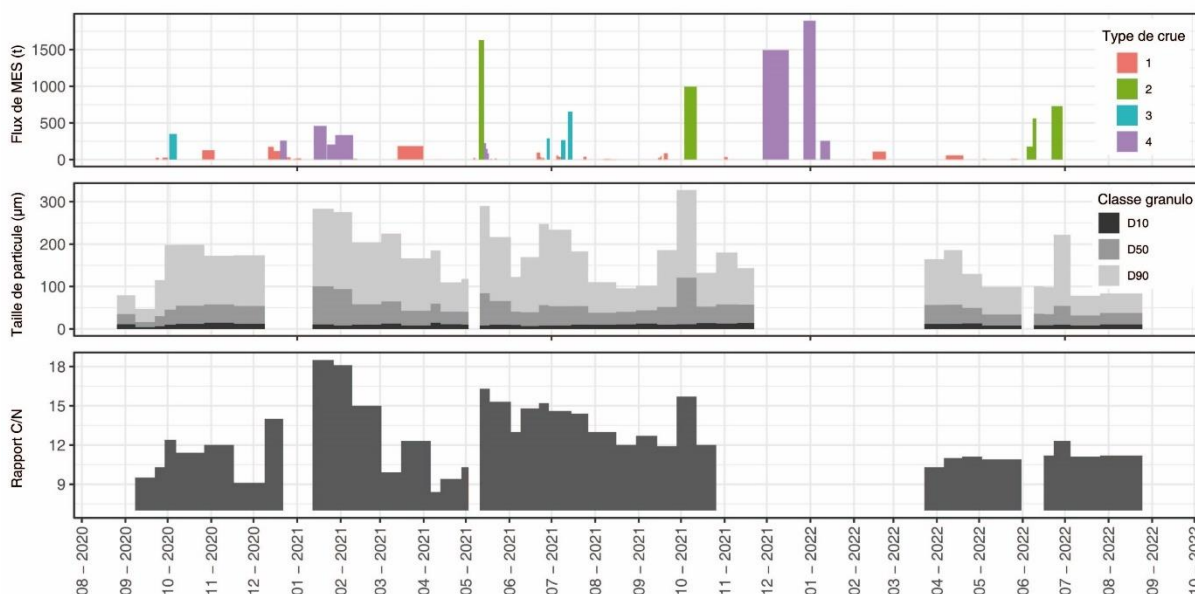


Figure 35 : Chronique des flux de MES, granulométrie et rapport C/N à la station de Pizay

A la station des Versauds, le signal est plus complexe et reste difficile à interpréter (Figure 36). La crue de type 4 de forte magnitude en décembre 2020 par exemple, ne semble pas amener à une hausse significative de la granulométrie, pouvant évoquer un épuisement des stocks sédimentaires. Inversement, une hausse de la granulométrie est associée à plusieurs évènements de type 3 en janvier 2021. On observe également des hausses significatives de la granulométrie et du rapport C/N hors des périodes de crue.

Cette station a rencontré plusieurs difficultés lors de sa mise en place et de son suivi. Les conditions de site n'ont pas permis un positionnement optimal du PaP, conduisant certainement à des imprécisions dans les mesures. Par ailleurs, divers travaux de terrassement et interventions dans le lit du cours d'eau ont été observés. Sans avoir été documentés avec précision, ces derniers amènent à limiter la fiabilité de ces données, notamment celles montrant une forte hausse de la granulométrie hors période de crue.

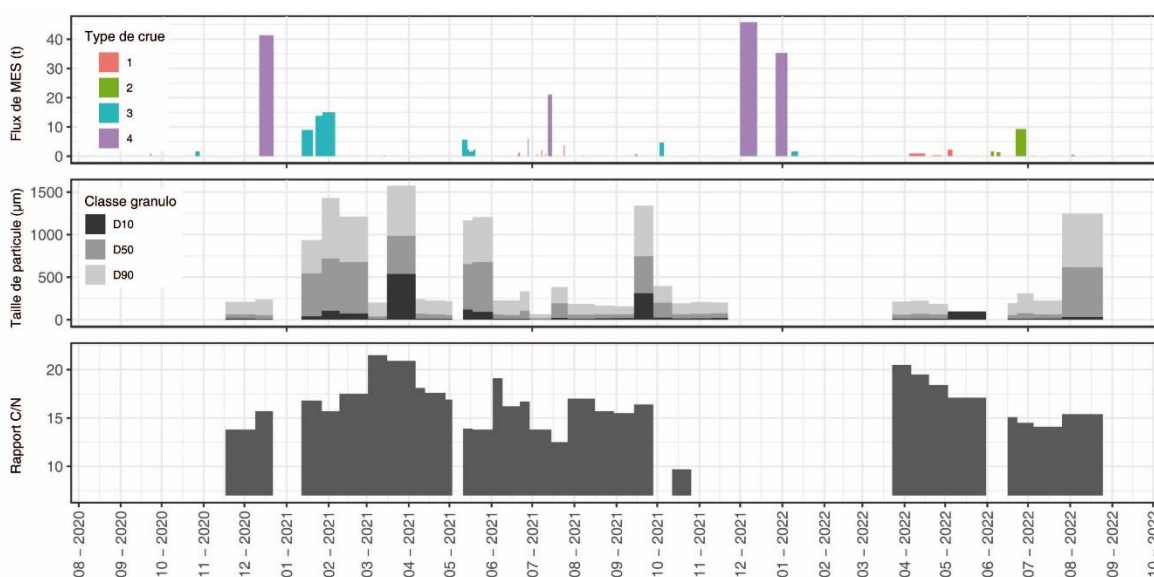


Figure 36 : Chronique des flux de MES, granulométrie et rapport C/N à la station des Versauds

Les éléments majeurs n'ont pas été mesurés à la station de St-Joseph. Cette station montre un signal granulométrique très homogène caractérisé par la large dominance des fractions sableuses (Figure 37). Cette homogénéité peut être expliquée la taille réduite et le caractère très homogène de la source sédimentaire. Par ailleurs, le protocole de mesure (par tamisage) reste beaucoup moins précis que la mesure au granulomètre laser, notamment pour les fractions fines qui ont tendance à être sous-estimées. Par ailleurs, les valeurs présentées ne représentent que les sédiments piégés dans le bac décanteur. La configuration du site, notamment le volume réduit des flux, n'a pas permis la mise en place d'un système de collecte des MES.

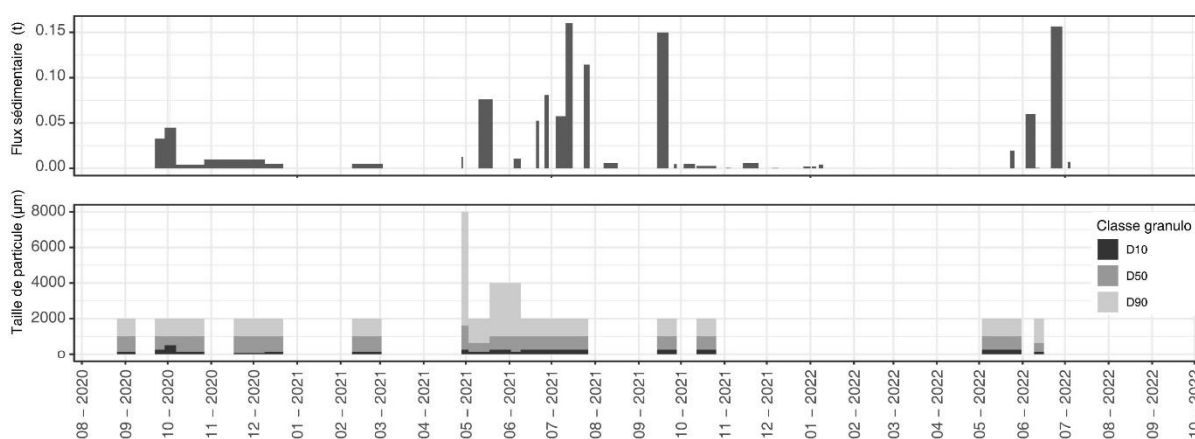


Figure 37 : Chronique des flux de MES et granulométrie à la station de St-Joseph

▪ **Composition minéralogique des sédiments en lien avec la dynamique des flux hydrosédimentaires**

Le Tableau 4 récapitule les grandeurs statistiques de base sur les résultats des analyses, par station. Les échantillons prélevés au Pont de Pizay semblent plus riches en éléments majeurs, avec un rapport C/N plus faible en moyenne, les échantillons prélevés aux Versauds ayant en moyenne un rapport C/N plus élevé et montrant une variabilité plus importante de leur composition (Tableau 4). On note également une évolution du rapport C/N en fonction des saisons, celui-ci décroissant du printemps à l'automne pour les deux stations (Tableau 5).

	COP	NTP	C/N	PT sol	Na	K	Mg	Ca	Avec ultrason			Sans ultrason			
									d10	d50	d90	d10	d50	d90	
Pizay															
<i>Moy</i>	70.0	6.1	12.3	1.7	0.2	3.1	5.8	6.2	4.1	22.0	79.4	10.1	49.6	157.8	
<i>Ecart type</i>	20.9	2.7	2.4	0.7	0.1	1.2	1.4	1.6	0.9	6.7	32.8	2.2	16.9	61.2	
<i>Med</i>	67.0	6.0	12.0	1.7	0.2	2.9	5.5	5.9	4.1	20.2	71.3	10.1	46.5	156.1	
<i>Max</i>	116.0	12.0	18.5	5.0	0.6	7.4	10.4	12.8	10.4	50.6	241.8	14.7	120.6	327.4	
<i>Min</i>	11.0	0.8	6.5	0.7	0.1	1.6	3.4	3.1	3.2	14.3	42.5	4.0	16.1	47.5	
Versauds															
<i>Moy</i>	60.5	3.8	15.9	1.1	0.1	2.1	5.3	5.2	43.5	292.5	567.4	53.5	248.6	518.2	
<i>Ecart type</i>	46.3	2.9	2.7	0.6	0.1	1.0	2.4	3.4	113.2	367.7	636.0	101.8	294.0	490.0	
<i>Med</i>	55.0	3.9	15.7	0.9	0.1	1.8	4.7	4.8	5.5	31.7	116.0	14.7	67.1	227.7	
<i>Max</i>	141.0	10.0	21.5	2.2	0.3	3.8	10.5	15.8	634.1	1038.5	2104.1	537.3	984.9	1574.0	
<i>Min</i>	5.0	0.4	9.7	0.4	0.1	0.9	2.2	1.5	2.8	13.1	45.2	3.4	16.5	65.7	

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des valeurs moyennes, médianes, maximales, minimales et des écarts types pour les paramètres analysés sur les échantillons PaP, aux stations des Versauds et de Pizay. COP : Carbone Organique Particulaire, NTP : Azote total, PT sol : phosphore total, Na : Sodium, K : Potassium, Mg : Magnésium, Ca : Calcium. Les concentrations sont données en g/kg de matière sèche. Le rapport C/N est sans dimension. Les diamètres caractéristiques des distributions granulométriques (d10, d50 et 90) sont donnés en µm, en distinguant les résultats selon que les échantillons aient ou non été soumis à ultrason

Les résultats pour les éléments majeurs ont été analysés via une ACP afin d'en distinguer le schéma général d'organisation dans le temps. Pour enrichir l'interprétation, outre les éléments analysés, on a pris en compte pour l'ACP le rapport C/N, indicateur renseignant sur le degré d'évolution de la matière organique (d'autant plus élevé qu'elle est fraîche, pour se stabiliser à 10 pour de l'humus), ainsi que les valeurs moyennes et maximales du débit spécifique et de la turbidité pendant les périodes d'exposition des PaPs. Ces variables, ainsi que les valeurs relatives à la granulométrie (d10, d50, d90, avec et sans ultrason) ont été considérées comme variables additionnelles. Les deux dernières colonnes du Tableau 5 désignent respectivement le débit spécifique moyen sur les périodes d'exposition des PaP (en l/s/km²) et la turbidité moyenne (en NTU).

		COP	NTP	C/N	PT sol	Na	K	Mg	Ca	d50	deb_moy_s	turb_moy
Pizay	automne	109.0	12.0	9.1	3.3	0.4	4.4	6.4	8.1	22.6	2.0	16.9
	printemps	78.8	7.8	12.2	1.7	0.2	2.9	5.4	5.5	22.8	8.9	27.6
	été	63.5	5.5	13.0	1.5	0.2	3.0	5.6	5.7	20.7	7.5	47.9
	hiver	73.6	4.4	15.1	1.1	0.1	2.0	4.3	4.7	31.2	33.2	26.4
Versauds	automne	83.5	5.8	14.7	1.6	0.2	3.1	6.8	6.4	28.5	13.1	89.1
	printemps	75.5	4.2	17.7	1.1	0.1	1.9	5.0	5.9	220.9	8.0	19.9
	été	53.1	3.3	15.4	1.2	0.2	2.5	6.3	4.9	231.2	9.2	40.0
	hiver	28.1	1.5	17.4	0.5	0.1	1.0	2.9	2.3	606.4	22.4	40.0

Tableau 5 : Tableau récapitulatif des paramètres analysés pour les PaP de taille réduite aux sites du Pont de Pizay et des Versauds, par saison. Les concentrations sont données en g/kg de matière sèche.

Sur le site des Versauds (Figure 38), les deux premières dimensions expliquent 90 % de la variance. Le rapport C/N pilote complètement la 1^{ère} dimension (71%) mais aussi la 3^{ème} (4.5%), d'une façon qui paraît moins directement liée aux variables « hydrologiques » et à la granulométrie que pour les deux sites considérés ensemble, et les fortes valeurs de C/N ne sont pas ici corrélées à de faibles valeurs de COP et NTP. Cela tendrait à suggérer une mobilisation des particules riches en matière organique depuis les versants ou les berges lors d'événements d'importance modérée, les événements les plus forts entraînant des particules plus grossières, plus sableuses et plus pauvres en éléments majeurs : les teneurs en COP diminuent rapidement en profondeur dans le sol, les concentrations étant plus élevées en surface (mais moindres que celle des sources aquatiques autochtones). La représentation des échantillons selon la saison de prélèvement met en évidence une tendance à un rapport C/N plus élevé au printemps (Tableau 5), et des particules mobilisées en hiver pauvres en éléments majeurs, ce qui est également cohérent avec des débits en moyenne plus élevés en hiver (le nombre d'échantillons collectés en hiver est toutefois trop faible pour conclure).

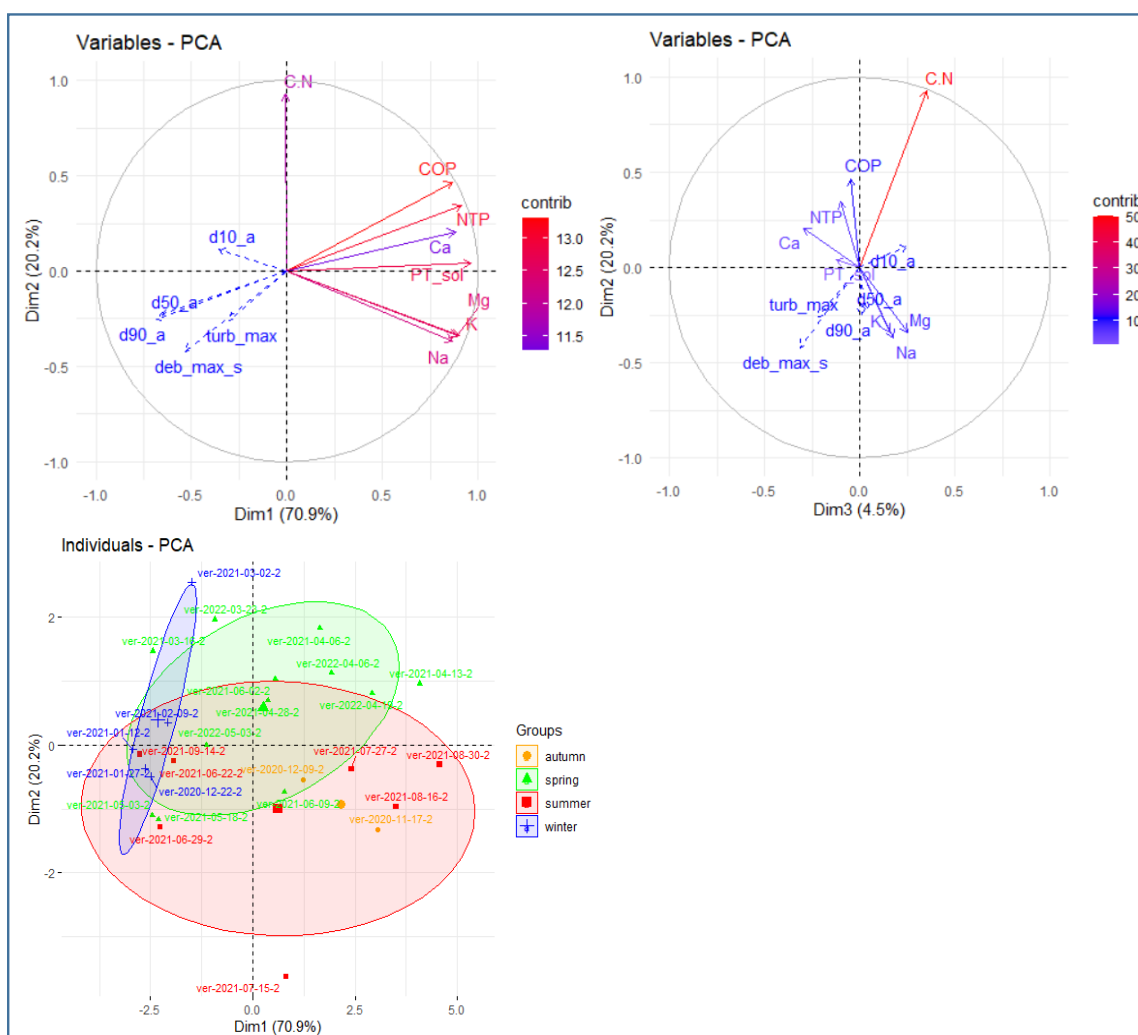


Figure 38 : Résultats de l'ACP réalisée sur les échantillons collectés aux Versaids. En haut, graphe des variables, dimensions 1 et 2 à gauche, 2 et 3 à droite. En bas, graphe des individus, la couleur représentant la saison de collecte.

A Pizay (Figure 39), les deux premières dimensions expliquent 90 % de la variance. Les teneurs en Carbone organique particulaire (COP) et en Azote total (NTP) d'une part, et les concentrations en éléments majeurs (Mg, Na et Ca) d'autre part contribuent fortement à ces deux dimensions, la teneur en phosphore total étant un peu à part. A l'inverse du site de Versaids considéré seul, les plus fortes valeurs de C/N correspondent à des concentrations en COP et NTP faibles, et à une granulométrie élevée, allant avec des conditions de débit et de turbidité maximales élevées. Une tendance semble se dégager en fonction des saisons, les échantillons prélevés en hiver et au printemps semblant s'étaler le long de l'axe dessiné par les fortes teneurs en COP et NTP d'un côté et un fort rapport C/N de l'autre (allant avec les « variables hydrologiques » élevées), alors que les échantillons prélevés en été et automne s'étalent plutôt le long de l'axe défini par les fortes teneurs en autres éléments majeurs.

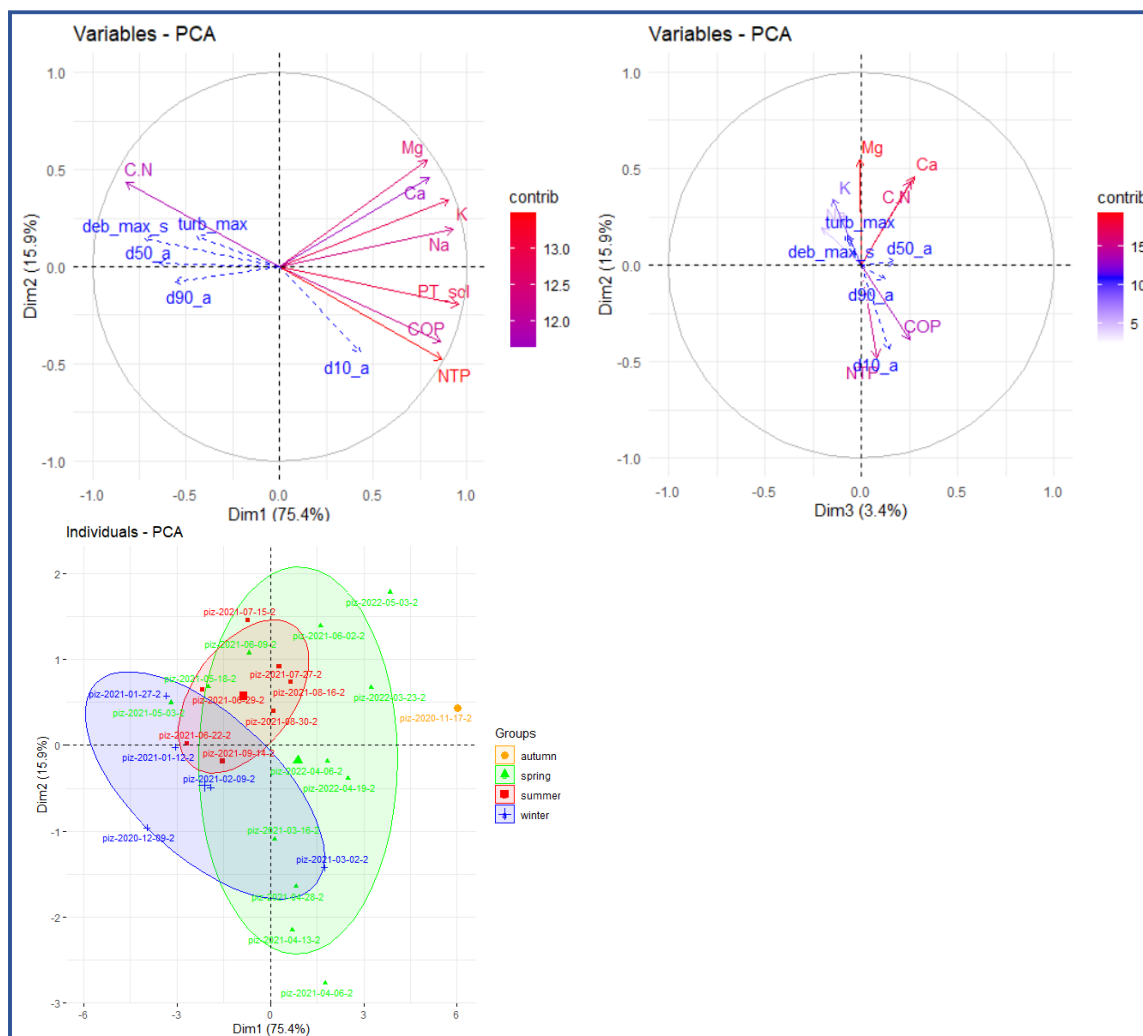


Figure 39 : Résultats de l'ACP réalisée sur les échantillons collectés au Pont de Pizay par le PaP de taille réduite. En haut, graphe des variables, dimensions 1 et 2 à gauche, 2 et 3 à droite. En bas, graphe des individus, la couleur représentant la saison de collecte

Du point de vue méthodologique, ce suivi a permis d'évaluer la pertinence des pièges à particules du modèle OSR pour des petits cours d'eau, ainsi que l'influence de la taille du modèle de PaP utilisé : comme anticipé (Berni et al, 2019), on constate un biais d'échantillonnage entre les deux modèles, le PaP modèle réduit captant moins bien les particules fines à teneurs en éléments majeurs élevés et rapports C/N plus faibles (Figure 39). Par ailleurs, comme explicité plus haut, pour cette première utilisation des PaP en cours d'eau de taille modérée à faible, le choix a été fait de laisser ouverts les trois orifices d'entrée des PaP, afin d'assurer la collecte d'échantillons assez importants pour permettre les analyses (prise d'essai suffisante pour les pesticides notamment). Le projet ayant permis de montrer que, au moins pour les cours d'eau relativement érosifs que sont la Morcille et l'Ardières, la collecte d'échantillon a toujours été suffisante, il serait intéressant à l'avenir de boucher 2 orifices amont sur 3, et d'évaluer si le biais d'échantillonnage est significativement réduit.

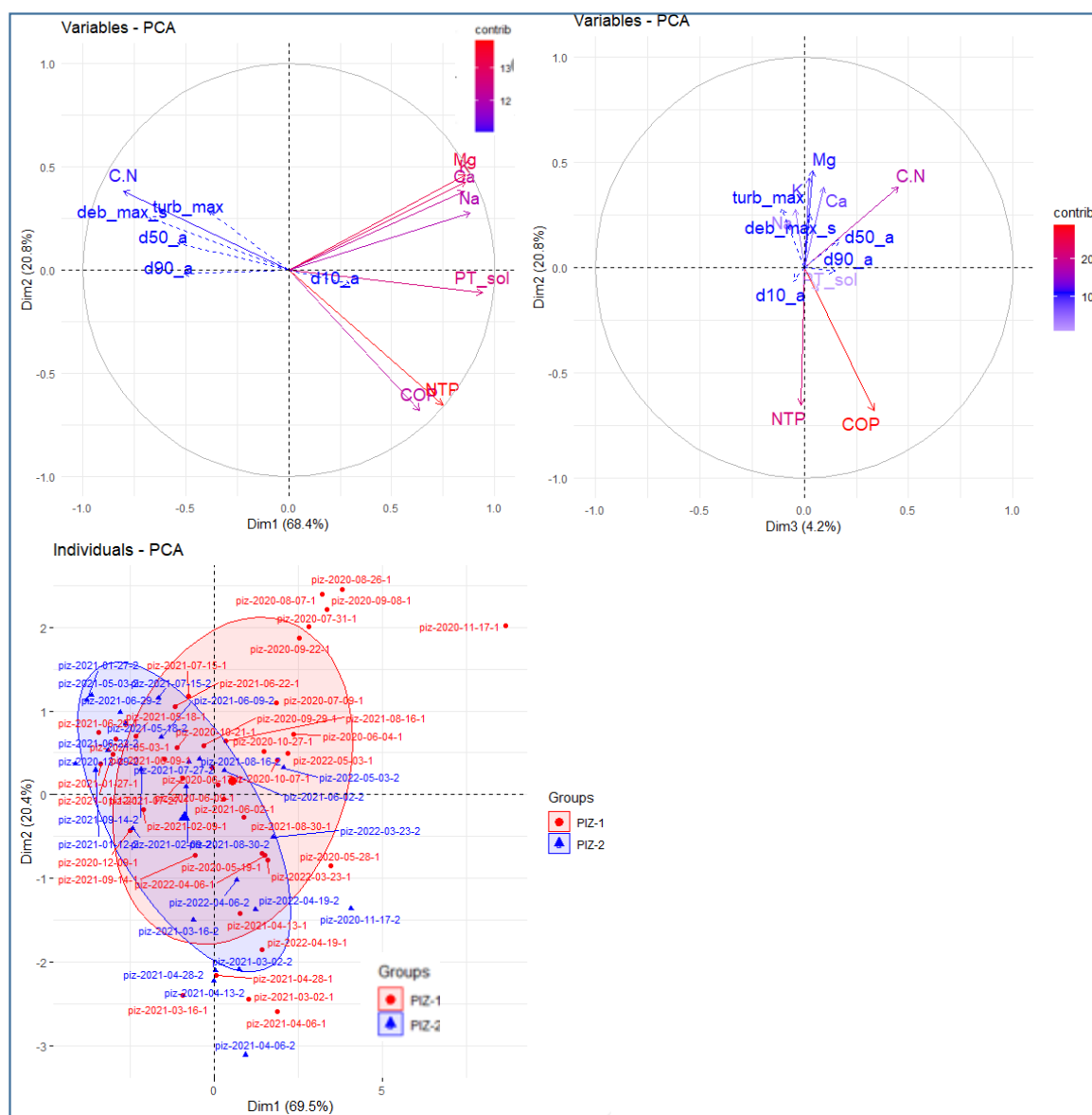


Figure 40 : Résultat de l'ACP sur les échantillons collectés par les PAP de tailles normale et réduite au Pont de Plzay. En haut, graphes des variables, dimensions 1 et 2 à gauche et dimensions 3 et 2 à droite. En bas, graphes des individus projetés sur les dimensions 1 et 2 et distinguant le type de PaP (gauche).

II.2.5. Conclusion : les dynamiques sédimentaires dans les bassins versants instrumentés

Le protocole mis en place dans le cadre de ce projet a permis de proposer de premières valeurs de référence sur l'ampleur des transferts sédimentaires dans les bassins versants du Beaujolais de cru. Bien que de nombreuses études soient disponibles sur les dynamiques des débits, aucune ne s'était attachée à suivre et quantifier les transferts sédimentaires. Notre objectif était de mesurer les volumes de sédiments exportés à différentes échelles spatiales complémentaires de la parcelle viticole au cours d'eau et ainsi documenter les modalités de transfert et la façon dont elles s'organisent dans le temps et l'espace.

La dynamique sédimentaire s'organise selon un schéma général de système saccadé caractérisé par des alternances de phases de production, de dépôt intermédiaire puis de purge des sédiments le long

du continuum du bassin versant. La production sédimentaire (ablation) est principalement concentrée sur la période estivale (printemps et automne inclus), sous l'effet des précipitations érosives liées aux épisodes orageux. Entre deux orages, le déstockage des sédiments s'opère lentement sous l'effet de petites crues qui amènent à des phénomènes de remobilisation/dépôt de sédiments stockés en bas de versant ou dans les chenaux. L'activation du système aux trois échelles ne peut être observée que durant les épisodes de précipitations intenses en période estivale, sans que la durée des épisodes de crue ne puisse efficacement évacuer l'ensemble des sédiments produits (érodés) sur les versants. Des phénomènes de purge sédimentaire sont observés en période hivernale dans des contextes de crues de forte magnitude liées aux précipitations d'intensité faible à moyenne, mais prolongées. Au-delà de l'analyse quantitative des flux, l'analyse conjointe de la granulométrie et de la composition en carbone organique particulaire, azote total et éléments majeurs des particules collectées par les pièges à particules, a permis de conforter les hypothèses émises sur le fonctionnement de la cascade sédimentaire et de son activation au cours de l'année hydrologique selon les différents types d'événements. Le rapport C/N apparaît ainsi comme un indicateur particulièrement intéressant, en complément de la granulométrie, pour comprendre l'origine des particules. L'ensemble de ces interprétations sont permises par une base de données collectées conséquente sur les volumes transférés, leur nature ainsi que sur un lot d'analyses ayant permis de dresser une typologie des crues durant la période de suivi.

II.3. Transfert de produits phytosanitaires en phase particulaire

Les transferts de produits phytosanitaires en phase particulaire ont pu être étudiés aux trois échelles, sur plusieurs périodes contrastées du point de vue hydrologique (Marie, 2021). Les concentrations observées ont été interprétées en tenant compte des caractéristiques intrinsèques des substances actives étudiées, de leurs usages sur le bassin versant, des caractéristiques hydrologiques des périodes échantillonnées. Une évaluation des flux exportés sur les mois de mai-juin 2021 a été réalisée, à titre exploratoire, pour une première caractérisation des ordres de grandeur en jeu.

II.3.1. Modes d'échantillonnage

Les échantillons analysés ont été collectés au cours des années 2020 et 2021. Le climat excessivement sec du printemps-été 2022 n'a en effet pas permis d'échantillonner un même événement pluvieux aux 3 échelles, comme initialement prévu. Différentes méthodes d'échantillonnage ont été mises en œuvre :

- Sur le site de Saint Joseph en sortie de parcelle, pour chaque événement ruisselant étudié, à la fois les dépôts dans le piège à sédiments et la phase particulaire des échantillons collectés par prélèvements automatiques ont été analysés. A noter que sur la période ayant conduit à des analyses de concentrations en pesticides, le préleveur automatique était déclenché par la turbidité (seuil fixé à 20 NTU, et prélèvements toutes les minutes ensuite), alors que la sonde turbidimétrique était fixée dans le compartiment de sortie du piège à sédiments où le niveau d'eau était soumis à des oscillations : cela a conduit à des chroniques de turbidité très bruitées. Celles-ci ne remettent pas en cause les concentrations analysées sur les échantillons prélevés par échantillonneur automatique, mais compliquent l'analyse de la dynamique des flux.
- Sur le site des Versauds, les échantillons ont été prélevés uniquement via un Piège à Particules (modèle de taille réduite, sauf pour le premier prélèvement en mai 2020 où le piège était de taille classique).

- Sur le site du Pont de Pizay, l'essentiel des échantillons a été prélevé par Piège à Particules (modèles taille standard et taille réduite en parallèle). Deux échantillons ont été collectés par échantillonneur automatique asservi au débit.

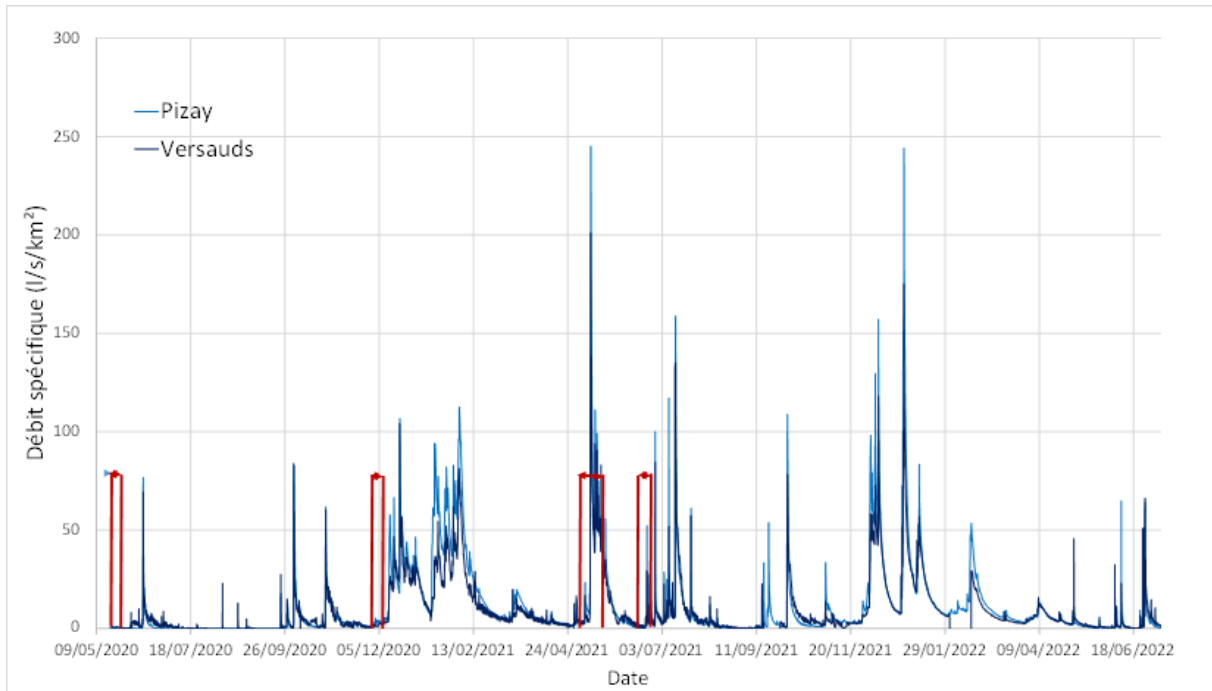


Figure 41 : Débits spécifiques aux sites des Versauds (Morcille) et du Pont de Pizay (Ardières) et périodes d'échantillonnage (délimitées par les barres rouges).

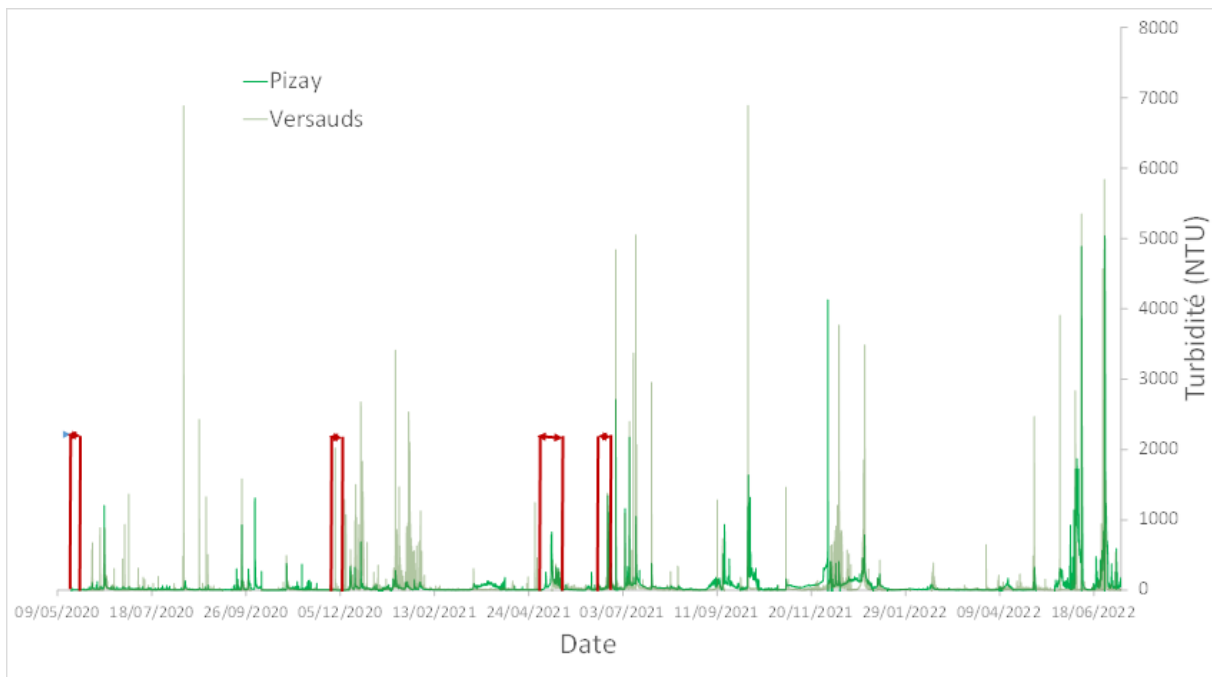


Figure 42 : Turbidité aux sites des Versauds (Morcille) et du Pont de Pizay (Ardières) et périodes d'échantillonnage (délimitées par les barres rouges).

Les Figure 41 et Figure 42 illustrent respectivement les débits et turbidités au niveau des stations des Versauds et du Pont de Pizay pour les périodes échantillonnées. On constate que les deux premières

périodes d'échantillonnage correspondent à des périodes de très faibles débits et turbidité, les deux suivantes à des périodes un peu plus dynamiques du point de vue de l'hydrologie et de la turbidité, notamment pour l'échantillon prélevé entre le 9 et le 22 juin 2021. Les caractéristiques principales des périodes ayant donné lieu à échantillonnage sont décrites en V.2.

L'ensemble des échantillons de MES analysés au cours du projet est présenté dans le Tableau 6 ci-dessous.

Nom de l'échantillon	Type de prélèvement	Site	Date
MOR-PAP-200519-200528	PaP. Taille normale	Versauds	Du 19/05/2020 au 28/05/2020
PIZ-PAP-200519-200528	PaP. Taille normale	Pont de Pizay	Du 19/05/2020 au 28/05/2020
VER-PAP-201117-201209-2	PaP. Taille réduite	Versauds	Du 17/11/2020 au 09/12/2020
PIZ-PAP-201117-201209-1	PaP. Taille normale	Pont de Pizay	Du 17/11/2020 au 09/12/2020
PIZ-PAP-201117-201209-2	PaP. Taille réduite	Pont de Pizay	Du 17/11/2020 au 09/12/2020
VER-PAP-210503-210518-2	PaP. Taille réduite	Versauds	Du 03/05/2021 au 18/05/2021
PIZ-PAP-210503-210518-1	PaP. Taille normale	Pont de Pizay	Du 03/05/2021 au 18/05/2021
PIZ-PAP-210503-210518-2	PaP. Taille réduite	Pont de Pizay	Du 03/05/2021 au 18/05/2021
VER-PAP-210609-210622-2	PaP. Taille réduite	Versauds	Du 9/06/2021 au 21/06/2021
PIZ-PAP-210609-210622-1	PaP. Taille normale	Pont de Pizay	Du 9/06/2021 au 21/06/2021
PIZ-PAP-210609-210622-2	PaP. Taille réduite	Pont de Pizay	Du 9/06/2021 au 21/06/2021
St Joseph bac 11/05/21	Bac à sédiments.	Saint Joseph	Du 10/05/2021 au 11/05/2021
St Joseph préleveur 10 au 11/05/21	Préleveur automatique	Saint Joseph	Du 10/05/2021 au 11/05/2021
Pizay préleveur 10 au 11/05/21	Préleveur automatique	Pont de Pizay	Du 10/05/2021 au 11/05/2021
St Joseph bac 22/06/21	Bac à sédiments.	Saint Joseph	Du 20/06/2021 au 22/06/2021
St Joseph préleveur 20/06/21	Préleveur automatique	Saint Joseph	20/06/2021
Pizay préleveur 16 au 22/06/21	Préleveur automatique	Pont de Pizay	Du 16/06/2021 au 22/06/2021
Pizay 1-3 - sédiments - 17/05/2021	Prélèvement manuel	Pont de Pizay	17/05/2021

Tableau 6 : Nom des échantillons, type, lieu et date d'échantillonnage. PaP : Piège à Particules.

Les échantillons prélevés par PaP et dont les teneurs en pesticides ont été analysées ont été placés sur le graphe des individus de l'Analyse en Composantes Principales réalisée dans la partie précédente, afin de juger de leur représentativité par rapport à la diversité de l'ensemble des échantillons prélevés par PaP et pour lesquels la granulométrie et les teneurs en éléments majeurs ont été déterminés. On peut constater que les échantillons analysés sont bien répartis sur le graphe des individus, et couvrent donc en bonne partie l'hétérogénéité des échantillons collectés, mis à part les échantillons présentant les plus fortes concentrations en carbone organique particulaire et azote total (Figure 43). Il n'y a donc a priori pas de biais systématique sur le type d'échantillon analysé.

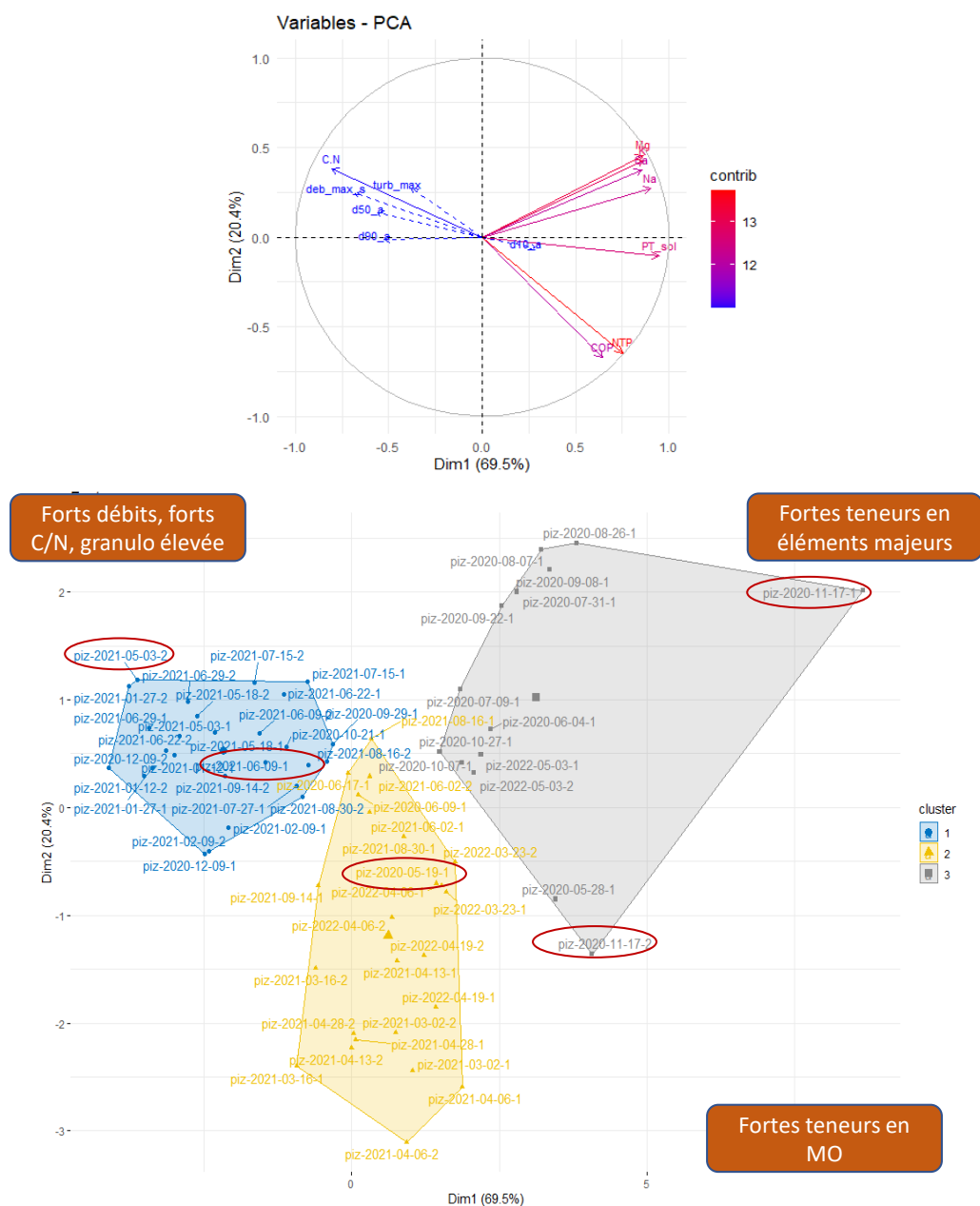


Figure 43 : Résultat de l'Analyse en Composantes Principales réalisée sur les échantillons prélevés par PaP au Pont de Pizay. Variables : teneurs en carbone organique dissous et en éléments majeurs ; variables additionnelles : granulométrie (d10, d50, d90) et débits et turbidité moyens et maximums sur la période d'échantillonnage. Les échantillons analysés pour les teneurs en pesticides sont entourés d'une ellipse rouge.

II.3.2. Méthode analytique

Une méthode d'analyse multirésidus adaptée aux matières en suspension a été développée et validée dans le cadre du projet, et a permis de quantifier les teneurs de 34 pesticides (31 substances actives et 4 produits de transformation).

Les échantillons sont lyophilisés (après élimination du surnageant), puis une extraction QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe) est opérée, suivie d'une purification par dPSE (dispersive Solid Phase Extraction). Les pesticides sont ensuite analysés et quantifiés par chromatographie liquide à ultra haute performance (UHPLC), couplée à un spectromètre de masse en tandem (MS-MS). Les rendements d'extraction de la méthode analytique sont évalués grâce à l'ajout de composés deutérés dans chaque échantillon de MES. L'évaluation des performances de la méthode et la détermination des incertitudes de mesure selon les référentiels normatifs en vigueur (respectivement NF T90-210, 2018 et NF ISO 11352, 2013) ont permis de valider la méthode d'analyse pour 34 pesticides sur les 45 initialement sélectionnés (Voir Marie, 2021) pour une présentation détaillée des protocoles analytiques et la détermination des incertitudes associées). Les teneurs en pesticides présentées dans ce rapport sont des concentrations dans les matières en suspension ou sédiments exprimées en ng/g sec, et systématiquement corrigées des rendements d'extraction pour tenir compte des éventuels artefacts ou effets matrices observés lors de l'analyse

Les caractéristiques principales des molécules sont synthétisées dans le Tableau 7 : famille (herbicide, fongicide, insecticide), usages principaux, déterminant notamment les cultures et périodes principales d'application, date d'interdiction quand la molécule n'était plus autorisée au moment de l'étude en 2021, caractéristiques physico-chimiques pouvant influencer le devenir environnemental. A noter que les molécules notées en vert n'ont jamais été détectées dans les échantillons analysés, les molécules en jaune-orangé ont été parfois détectées mais jamais quantifiées, celles en rouge ont été quantifiées au moins une fois dans un échantillon de MES collecté.

code	Pesticide	Famille	Usage	Autorisé (oui/année d'interdiction)	Koc (mL/g)	Kfoc	Kow (log)	DT50
ATC	Acétochlore	Herbicide	Pré-émergence	2008	156		4.1	14
ACF	Aclonifen	Herbicide	Pré-émergence	oui		7 126	4.4	117
ATZ	Atrazine	Herbicide	Pré-émergence	2003	100	174	2.7	75
AZS	Azoxystrobine	Fongicide	Céréale	oui	589	423	2.5	78
BOS	Boscalid	Fongicide	Usage large	oui		772	3.0	484
CBZ	Carbendazime	Fongicide	Céréales	2009		225	1.5	40
CFV	Chlorfenvinphos	Insecticide	Ravageurs racine	2007	680		3.8	40
CTU	Chlortoluron	Herbicide	Céréales	oui		147	2.5	34
DCPMU		métabolite diuron				928	2.7	127
DCA	Dichloroalanine	métabolite diuron				485	2.7	33
DFZ	Difénoconazole	Fongicide	Semence ou spray	oui		3 760	4.4	130
DFF	Diflufénicanil	Herbicide		oui	5 504	2 215	4.2	95
DMM	Diméthomorphe	Fongicide	Vigne	oui		419	2.7	73
DIU	Diuron	Herbicide	Pré-émergence	2008	680	757	2.9	146
FLZ	Flazasulfuron	Herbicide	Pré et post émergence	oui	46	283	-0.1	41
FZN	Fluazinam	Fongicide	Pathogènes du sol	oui	16 430	1 958	4.9	124
FMX	Flumioxazine	Herbicide	Pré-émergence	oui	889		2.6	22
FTM	Flurtamone	Herbicide	Pré et post émergence	oui		257	3.2	11
IMD	Imidaclopride	Insecticide		2018		225	0.6	191
IDX	Indoxacarbe	Insecticide	Large usage	2021/2024	4 483		4.7	113
IPU	Isoproturon	Herbicide	Céréales	oui		122	2.5	12
IPUD	Isoproturon demethy	métabolite IPU				147		33
IXB	Isoxaben	Herbicide	Pré-émergence	oui	909	354	3.9	105
LINU	Linuron	Herbicide	Pré et post émergence	2017	842	559	3.0	58
MTM	Métamitron	Herbicide		oui	77	86	0.9	30
MTMD	Métamitron désami	métabolite MTM				103		31
MTZ	Métazachlor	Herbicide		oui	54	79	2.5	9
NPM	Napropamide	Herbicide	Pré-émergence	oui	839	885	3.3	70
NFZ	Norflurazon	Herbicide	Pré-émergence, industrie	2003	700	295	2.5	90
PPZ	Propizamide	Herbicide	Post émergence résiduel	oui	840	1 626	3.3	50
SMZ	Simazine	Herbicide		2001	130	750	2.3	60
MTC	s-metolachlore	Herbicide	Pré-émergence	oui	120	163	3.4	90
SPX	Spiroxamine	Fongicide	Plantes et fruits	oui		14 567	2.9	25
TBZ	Tebuconazole	Fongicide	Maladie feuilles	oui		769	3.7	63

Tableau 7 : Caractéristiques des molécules analysées. Les caractéristiques physico-chimiques proviennent de la base ppdb – Pesticides Properties DataBase (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>) consultée en novembre 2022. Le Koc est le coefficient de partage Carbone-Eau : il est d'autant plus élevé que la molécule a une forte affinité pour la matière organique. Le Kfoc est son équivalent, dans le cas d'une isotherme d'adsorption non linéaire (de Freundlich). La DT50 est la demie-vie de la molécule dans l'eau, exprimée en jours. Dans la colonne « Pesticide », les substances sont indiquées en vert si elles n'ont jamais été détectées dans les échantillons analysés, en jaune si elles ont parfois été détectées mais jamais quantifiées, en rouge si elles ont été quantifiées au moins une fois. Quand une substance active n'est plus autorisée, l'année de son interdiction est mentionnée dans la colonne « Autorisé ». DCPMU = 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methylurea

Pour mieux interpréter les données de concentrations observées, il est nécessaire de les croiser avec les quantités de substances appliquées. Cette donnée peut être approchée grâce à la Base Nationale de Vente des Distributeurs (BNVD) qui depuis 2016 permet pour chaque produit commercial ou

substance active d'avoir accès aux quantités vendues par code postal de l'acheteur (<https://ventes-produits-phytopharmaceutiques.eaufrance.fr/>). En excluant les communes ne contribuant que très peu à la surface des deux bassins versants (Figure 44), les communes concernées sont ainsi :

- Chiroubles (CP 69 115) et Villié Morgon (CP 69 910) pour le bassin de la Morcille
- Villié Morgon (CP 69 910), Belleville-en-Beaujolais, Cercié, Corcelles-en-Beaujolais, Saint-Lager et Odenas (CP 69 220), Les Ardillats, Beaujeu, Chénelette, Lantignié, Marchampt, Quincé-en-Beaujolais, Régnié-Durette, Saint Didier sur Beaujeu, Vernay (CP 69 430) pour l'Ardières.

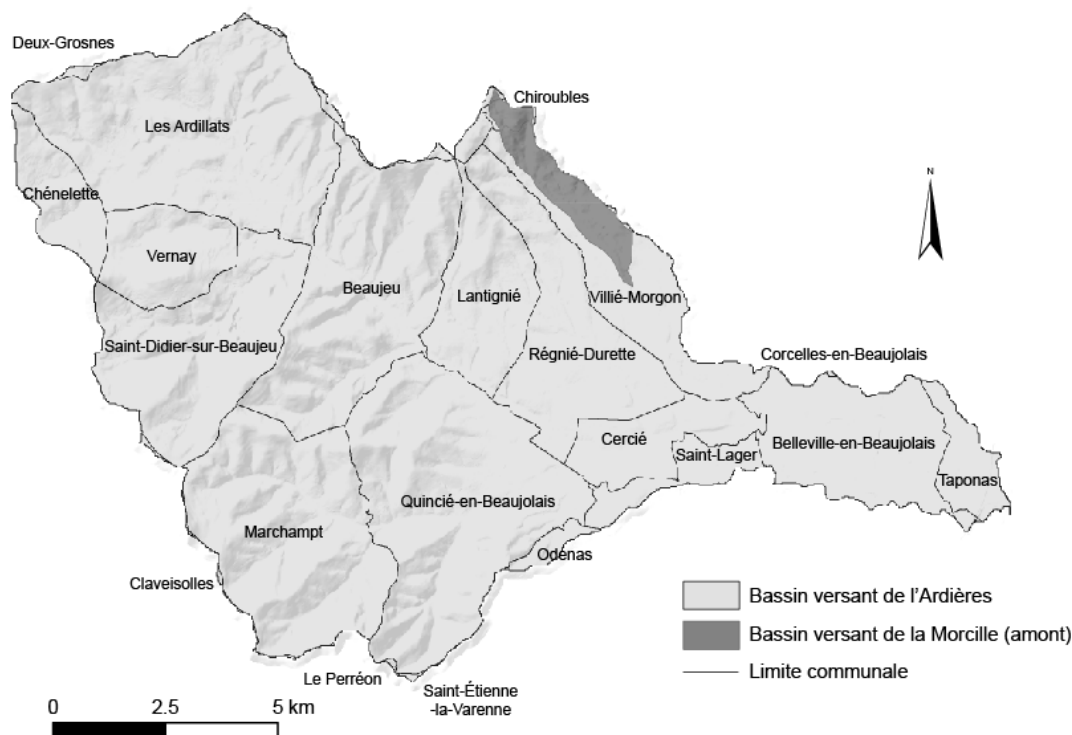


Figure 44 : Communes contribuant à la surface des bassins de l'Ardières et de la Morcille.

Le Tableau 8 présente la clé de répartition sur les surfaces des deux bassins versants étudiés (Ardières au Pont de Pizay et Morcille aux Versauds) des quantités achetées par code postal. Le choix a été fait de considérer que les produits phytosanitaires analysés sont potentiellement appliqués sur l'ensemble de la Surface Agricole Utile, prairies permanentes mises à part. Une analyse plus poussée aurait demandé de tenir compte des usages possibles (type de culture) pour chaque substance active concernée, ainsi que des pratiques agricoles spécifiques à la zone étudiée : usage d'une substance active sur l'ensemble des cultures pour lesquelles elle est homologuée, ou sur seulement une partie de ces cultures. Nous n'avons pas accès à cette information à ce stade. De plus, on constate que mise à part la partie du bassin versant de l'Ardières intersectant la surface correspondant au code postal 69 220, les clés de répartition sont proches selon qu'on considère toute la surface agricole utile hors prairies permanentes (« Traitement toutes cultures ») ou seulement la surface en vigne (« Traitement vigne »). On peut également constater que la clé de répartition adoptée est légèrement différente de celle que l'on obtiendrait en considérant uniquement le ratio de la surface des bassins versants et de la surface couverte par les codes postaux concernés, notamment pour la part du bassin versant de la Morcille intersectée par le code postal 69 115, qui se situe à l'amont du bassin versant, dans une zone forestière.

	Ard-69220-%	Ard-69430-%	Ard-69910-%	Mor-69910-%	Mor-69115-%
Surface totale	28	93	50	15	6.8
SAU totale	30	94	52	13	3.2
Traitement toutes cultures	31	97	49	12	1.0
Traitement vigne	42	100	49	12	1.0

Tableau 8 : Contribution de la surface cultivée des deux bassins versants étudiés aux surfaces des codes postaux auxquels ils contribuent. Ard-69220-% signifie par exemple : pourcentage de la surface correspondant au code postal 69 220 appartenant au bassin versant de l'Ardières, selon que l'on considère pour chacune de ces deux entités la Surface totale, la Surface Agricole Utile Totale, la SAU amputée des prairies permanentes, ou la Surface en vigne (soit respectivement pour cet exemple 28, 39, 31 et 41 %). En gras la clé de répartition utilisée : on considère ainsi que 31% des quantités de substances actives achetées par des exploitants domiciliés sur une commune ayant le code postal 69220 sont appliqués sur le bassin de l'Ardières.

Pour chaque substance active analysée par le LAMA durant ce projet, les quantités achetées sur les codes postaux concernés de 2018 à 2021 ont été extraites de la BNVD et réparties sur les deux bassins versants étudiés, selon la clé de répartition du Tableau 8. Quatre années ont été prises en compte, pour lisser les disparités entre années, les éventuels effets de stockage, etc. Le déphasage saisonnier observé pour le transfert sédimentaire entre les 3 échelles étudiées incite également à émettre l'hypothèse que le transfert particulaire des pesticides n'a pas systématiquement lieu l'année de leur application, et donc à moyenner les quantités achetées sur plusieurs années, dans l'attente de connaissances complémentaire sur les dynamiques de transfert. Toutefois, on peut constater sur le Tableau 9 représentant les quantités appliquées chaque année sur chaque bassin, que l'année 2018 est atypique, avec des quantités achetées plus élevées qu'en moyenne, phénomène également observé à l'échelle de la France métropolitaine. Le choix a donc été fait dans la suite de considérer la moyenne des quantités achetées sur les années 2019 à 2021, en omettant les données collectées pour 2018. Dans le tableau 9, les quantités sont exprimées en quantités absolues (en kilogrammes), rapportées à la surface traitée du bassin versant (SAU sauf prairies permanentes, en g/ha) ou rapportées à la surface totale du bassin (en g/ha). La première de ces valeurs relatives donne une indication de la pression d'usage sur les zones cultivées, la deuxième donne a priori une indication plus générale de cette pression.

Pesticide	Quantité achetée Ardières (kg)							Quantité achetée Morcille (kg)						
	2018	2019	2020	2021	Moyenne 2019-2021	g/ha traité	g/ha BV total	2018	2019	2020	2021	Moyenne 2019-2021	g/ha traité	g/ha BV total
Aclonifen	14	24	46	46	39	11	3							
Azoxystrobine	3.1	5.0	5.4	5.8	5.4	1.5	0.4							
Boscalid	200	79	35	70	61	18	4.2	5.4	1.1	1.4	1.2	1.2	7.7	3.5
Chlortoluron		6.2			6.2	1.8	0.4							
Difénoconazole	102	71	89	160	106	31	7.3	5.1	2.5	3.7	6.4	4.2	26.3	12.1
Diflufénicanil	71	56	104	138	99	28	6.8	3.1	2.4	2.3	4.0	2.9	18	8.2
Diméthomorphe	403	242	220	497	319	92	22	16	16	14	21	17	106	49
Flazasulfuron	86	54	61	48	54	16	3.7	3.0	1.6	2.1	1.4	1.7	10.8	5.0
Fluazinam														
Flumioxazine	513	262	281	255	266	76	18	31	13	13	10	12	76	35
Flurtamone	22													
Indoxacarbe	81	45	49	35	43	12	2.9	3.3	2.0	2.3	1.9	2.1	12.8	5.9
Isoproturon														
Isoxaben	28	19	18	21	19	5.6	1.3	0.9	0.7	1.0	1.2	1.0	6.0	2.7
Métamitron	7.0	5.6	7.0		6.3	1.8	0.4							
Métazachlor	63	48	52	41	47	14	3.2							
Napropamide	343	111	86	113	103	30	7.1	22	4.6	1.1	1.7	2.5	16	7.2
Propizamide	27	16	11	13	14	3.9	0.9	0.1						
s-metolachlore	362	328	218	174	240	69	16	0.2	0.0	0.0	0.0			
Spiroxamine	899	478	321	368	389	112	27	34	23	18	13	18	112	51
Tebuconazole	131	81	33	52	55	16	3.8	1.3	0.3	0.0	0.4	0.2	1.4	0.7

Tableau 9 : Quantités estimées de matières actives homologuées achetées respectivement sur les bassins versants de la Morcille et de l’Ardières, de 2018 à 2021, en kilogrammes. La moyenne de ces quantités pour les années 2019 à 2021 est également exprimée soit rapportée à la surface traitée du bassin (g/ha traité) soit à sa surface totale (g/ha BV total).

Le Tableau 22 de l’annexe V.3 récapitule les données de concentration, pour chaque échantillon et chaque substance analysée, mises en regard des doses d’application, et des caractéristiques physico-chimiques des substances susceptibles d’expliquer leur devenir environnemental (Koc et DT50). Pour plus de lisibilité, on a regroupé en rouge les substances quantifiées au moins une fois, en orange les substances détectées au moins une fois mais jamais quantifiées, et en vert les substances jamais détectées.

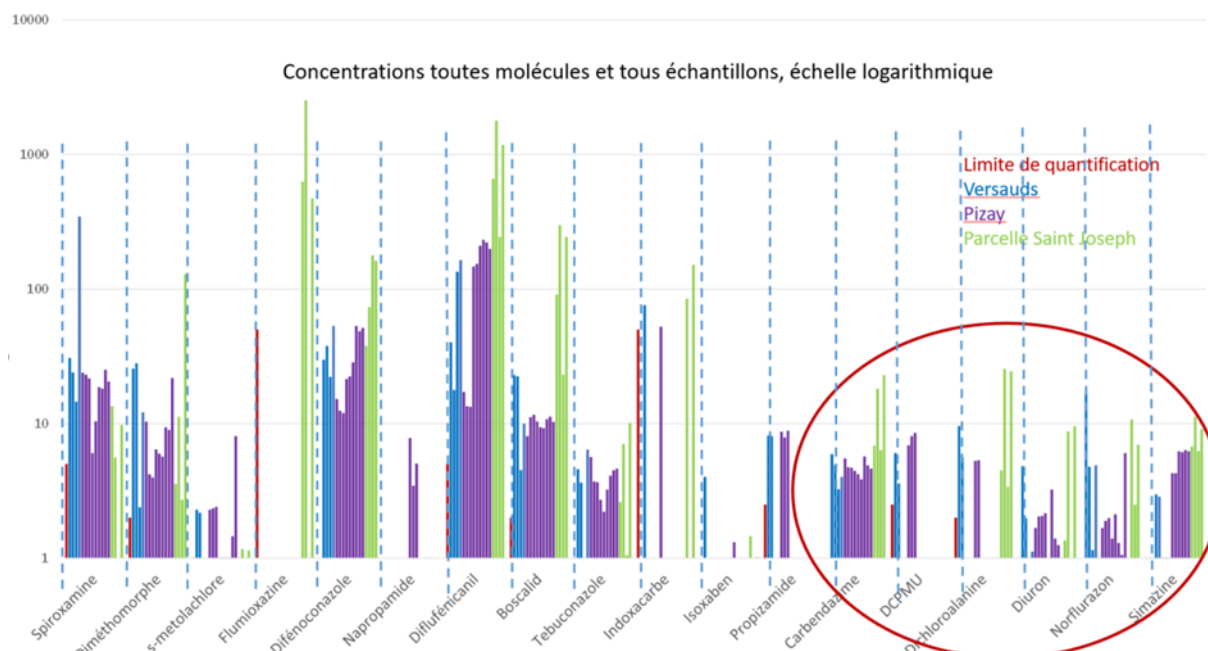


Figure 45 : Concentrations analysées, toutes molécules et tous échantillons confondus, en ng/g. L’échelle est logarithmique pour plus de lisibilité. Sont entourées en rouge les substances non appliquées et les produits de dégradation qui ont été quantifiés. Les limites de quantification sont indiquées en rouge quand elles sont supérieures à un ng/g (compte tenu de l’échelle logarithmique). Les couleurs de l’histogramme désignent le lieu d’échantillonnage (Bleu : Versauds, Violet : Pont de Pizay, Vert : Saint Joseph).

La Figure 45 illustre les concentrations en pesticides déterminées dans l'ensemble des échantillons de MES analysés, avec une échelle logarithmique pour plus de lisibilité. Les molécules sont ordonnées par doses d'application décroissantes (sur le bassin de l'Ardières) pour celles qui sont appliquées, on peut faire plusieurs constats :

- Les substances appliquées sur le BV et quantifiées dans les MES sont en général utilisées en quantité importante (correspondant à plus de 15 g/ha traité) ou plus rarement modérée (entre 5 et 15 g/ha traité) et ont en général un Koc ou Kfoc élevé (Koc > 1000 mL/g ou Kfoc > 1000) ou moyen (valeur comprise entre 100 et 1000),
- Plusieurs molécules sont quantifiées de façon récurrente alors qu'interdites depuis plusieurs années (Carbendazime, Diuron, Norfurazon, Simazine) ou correspondant à des produits de transformation de substances interdites (produit de transformation du diuron). On les trouve alors quasi systématiquement également dans les échantillons issus de la parcelle de Saint Joseph, ce qui signifie que ces substances restent disponibles à l'écoulement sur le lieu d'application parfois 15 ans après l'interdiction d'application. Des analyses complémentaires au sein de la parcelle seraient nécessaires pour mieux comprendre le processus de remobilisation,
- Certaines substances appliquées en quantité importante et/ou avec un Koc élevé n'apparaissent que de façon sporadique, mais alors avec des concentrations élevées (Flumioxazine, Indoxacarbe). Notons cependant qu'elles ont une limite de quantification élevée (LQ = 50 ng/g) et une DT50 faible pour la première,
- A l'inverse, les molécules non détectées ou non quantifiées ont plutôt des capacités d'adsorption et des demies vies faibles ou moyennes, et sont appliquées en quantités faibles ou modérées,
- Enfin, les concentrations mesurées dans des échantillons de sédiments prélevé au pont de Pizay le 17 mai 2020 sont inférieures pour toutes les substances à celles du piège à particules exposé pendant la même période à cet endroit, confirmant la conclusion du projet ComuSED (Pesce et al. 2019) sur le fait que les pièges à particules paraissent plus pertinents que le prélèvement de sédiments pour évaluer la contamination aquatique en phase particulaire.

Pour aller plus loin, la Figure 46 reprend les concentrations mesurées, pour les substances actives utilisées et qui ont été quantifiées au moins une fois à une concentration supérieure à 10 ng/g. Comme pour la Figure 45, les couleurs désignent les lieux d'échantillonnage, et pour un même lieu d'échantillonnage, les échantillons sont ordonnés par date d'acquisition. Pour les échantillons prélevés en rivière, on peut constater une légère tendance à ce que les concentrations soient plus élevées pour les échantillons prélevés en période de débits plus forts (mai-juin 2021), mais cette tendance mériterait d'être confirmée. Les concentrations les plus élevées sont observées en sortie de parcelle, où elles dépassent parfois les 1 000 ng/g. A date équivalente, on ne remarque par contre pas de contraste significatif entre les concentrations des échantillons prélevés respectivement aux sites des Versauds et du Pont de Pizay. En mai et juin 2021, deux échantillons ont pu être prélevés par préleveur automatique au Pont de Pizay pour deux événements également couverts par des échantillons via les pièges à particules : les concentrations sont équivalentes pour les deux types d'échantillonnage, tout comme on ne note pas de différence marquée et systématique entre les concentrations des échantillons prélevés par piège à particule de taille classique (P) ou réduite (P2).

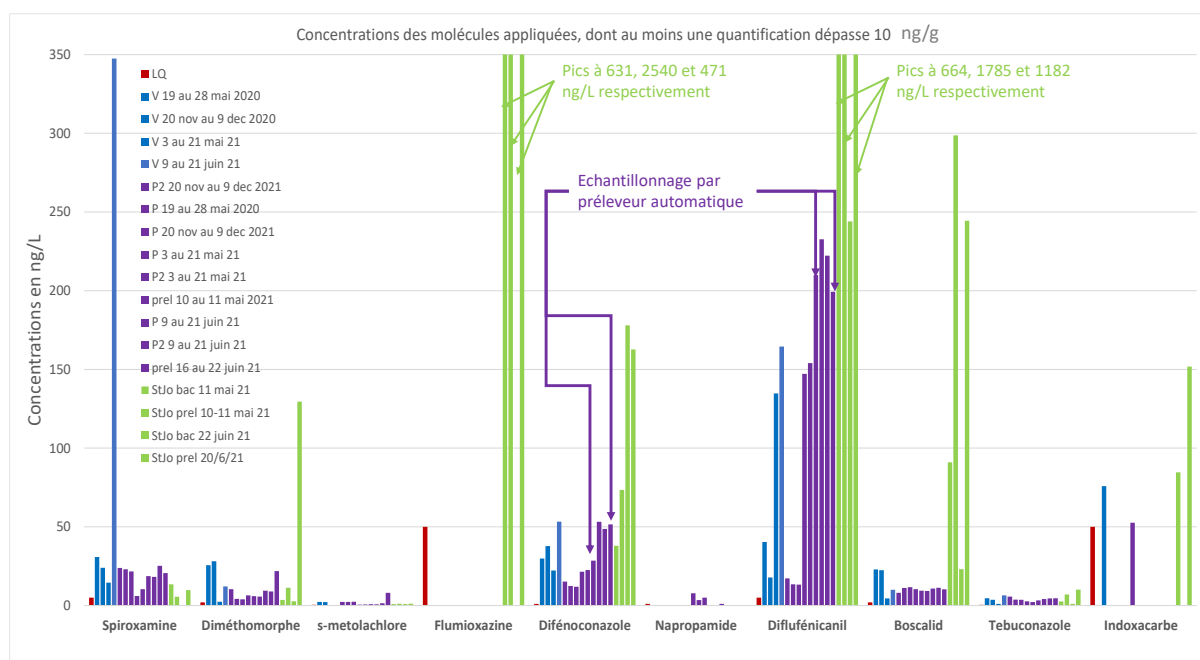


Figure 46 : Concentrations des substances appliquées et dont une quantification au moins dépasse 10 ng/g sec. Caractéristiques des molécules (en rouge les Koc ou Kfoc > 1 000 mL/g, en orange DT50 > 100 iours) et quantités appliquées, exprimées en gramme par hectare de surface totale de bassin versant. V, P et P2 désignent respectivement des échantillons prélevés par PAP au site des Versauds et de Pizay. Les PAP sont de taille réduite pour les échantillons V et P2, de taille normale pour P. Les échantillons marqués « prel » ont été prélevés par préleveur automatique, au Point de Pizay ou au site de Saint Joseph. Les échantillons « bac Saint Jo » ont été prélevés dans le piège à sédiments à l'aval de la parcelle de Saint Joseph.

Ces résultats semblent indiquer que les pièges à particules pourraient constituer une solution d'échantillonnage intégratif adaptée pour évaluer le transfert particulaire de pesticides dans ce type de petit cours d'eau, plus simple à mettre en œuvre qu'un échantillonnage automatique, asservi à la turbidité ou au débit. Le suivi serait toutefois à poursuivre sur une plus grande durée, incluant une année entière, pour consolider cette conclusion, qui s'appuie sur un nombre trop restreint d'échantillons. De même, il n'a pas été à ce stade possible de mettre en regard les concentrations analysées et les périodes d'application des substances, et d'établir si le décalage temporel constaté pour le transfert sédimentaire entre les échelles existe également pour le transfert particulaire de pesticides.

A contrario, la faible hétérogénéité des concentrations observée au Pont de Pizay pour les échantillons prélevés en mai et juin 2021 permet d'émettre l'hypothèse que les concentrations sont relativement constantes lors de 2 événements pluvieux à la même période, et de tenter un premier calcul des quantités de pesticides exportées sur cette période, rapportées aux quantités appliquées sur le bassin de l'Ardières en moyenne sur une année (moyenne 2019-2021). Les concentrations sur cette période sont plus contrastées aux Versauds, les quantités exportées sont toutefois évaluées de façon équivalente. Un tel calcul est forcément entaché de fortes incertitudes, et n'a pour ambition que de donner de premiers ordres de grandeur.

Le Tableau 23 en Annexe V.4 présente le calcul des quantités exportées des substances actives appliquées sur les bassins de la Morcille et de l'Ardières, exprimées d'une part en valeur absolue et d'autre part rapportées aux quantités appliquées sur les bassins, en moyenne, sur les années 2019 à

2021. La figure 47 présente les mêmes résultats sous forme graphique : on constate que pour quelques substances, comme la spiroxamine, le difénoconazole, le diflufénicanil, le boscalid ou la tébuconazole, la quantité exportée sous forme particulaire n'est pas négligeable, et même très significative pour l'herbicide diflufénicanil (respectivement 0.1 et 0.5 % des doses appliquées sur le bassin de la Morcille et de l'Ardières) et dans une moindre mesure pour le fongicide difénéconazole (0.02 et 0.09 % des doses appliquées respectivement sur les 2 bassins). Sans surprise, ces molécules sont celles qui ont un Koc ou Kfoc supérieur à 1000, mis à part l'indoxacarbe, insecticide qui a essentiellement été quantifié dans les échantillons collectés en sortie de parcelle. De façon générale, les pourcentages d'exportation ainsi estimés sur la Morcille sont inférieurs à ceux estimés sur l'Ardières. Ce résultat serait à confirmer en s'appuyant sur plus d'analyses, et paraît paradoxal au premier abord, les taux d'exportation en fonction des quantités appliquées ayant en général tendance à décroître avec l'échelle considérée.

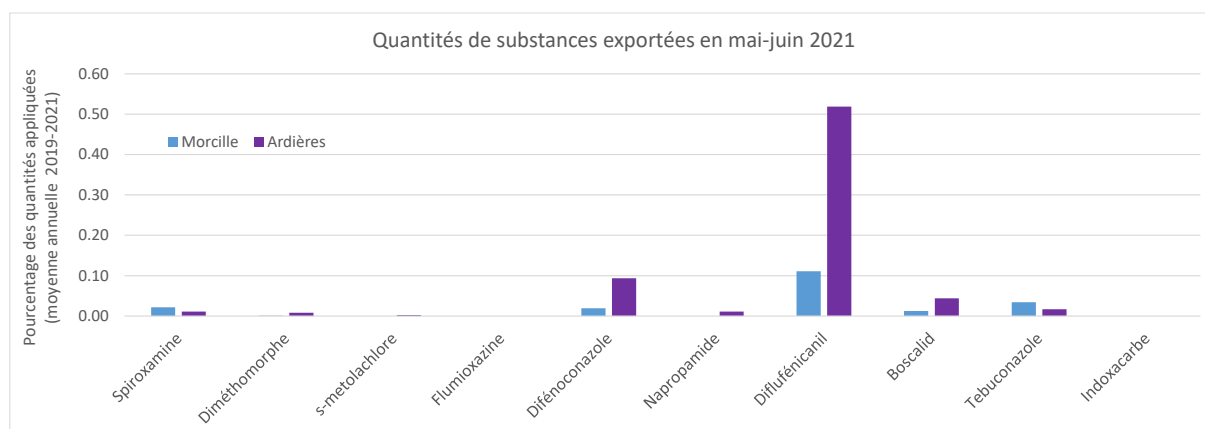


Figure 47 : Quantité de substances actives exportées pendant les mois de mai et juin 2021, rapportées aux quantités exportées

II.3.3. Conclusion – apport des mesures pour la compréhension de la dynamique des pesticides

Cette étape a permis la finalisation d'une méthode d'analyse des pesticides en phase particulaire pour 34 molécules pesticides (31 substances actives et 4 produits de transformation). Pour chacune des trois échelles de suivi, quelques échantillons ont pu être analysés et les résultats d'analyse ont été mis en regard des propriétés des molécules ainsi que de leurs usages sur les bassins étudiés entre 2019 et 2021. De façon générale, les substances appliquées sur les bassins versants et quantifiées dans les MES sont utilisées en quantité importante (supérieure à 15 g/ha traité) et ont une capacité d'adsorption forte ou moyenne ($K_{oc} > 1000$ mL/g ou $K_{foc} > 1000$, plus rarement compris entre 100 et 1000). Toutefois, plusieurs molécules sont quantifiées de façon récurrente bien qu'interdites depuis plusieurs années, y compris en sortie de parcelle, ce qui interroge sur leur rémanence dans l'environnement, a priori dans les couches superficielles du sol. La comparaison des échantillons collectés en parallèle par un préleveur automatique en crue et par un Piège à Particules montre l'intérêt de ces dispositifs rustiques pour évaluer la contamination de la fraction particulaire par les pesticides. Une première estimation des flux exportés sous forme particulaire, rapportés aux quantités sur les bassins étudiés a mis en évidence que pour certaines substances ces exportations pouvaient être significatives. Ainsi on estime que sur la période de mai-juin 2021, respectivement 0.5% et 0.09% des quantités appliquées de Diflufénicanil et de Difénéconazole appliquées sur le bassin de l'Ardières ont été exportées sous forme particulaire. Les taux de transferts apparaissent plus élevés à l'échelle du bassin versant de

l'Ardières que sur celui de la Morcille. Ces premiers résultats restent à confirmer en se basant sur un plus grand nombre d'échantillons, prélevés pour les mêmes épisodes aux 3 échelles emboîtées, ce que le climat très sec de l'année 2022 n'a pas permis, une fois la méthode analytique finalisée.

II.4. Conclusion de la partie II

Le réseau métrologique déployé, à trois échelles spatiales emboîtées, depuis la parcelle expérimentale jusqu'au bassin versant a permis en premier lieu de proposer des bilans des transferts sédimentaires. Ainsi, les volumes transférés apparaissent conséquents : de l'ordre de $0,46 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'échelle du bassin versant de l'Ardières (142km^2), $0,33 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'échelle du bassin versant de la Morcille ($3,9 \text{ km}^2$) et $2,93 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'échelle de la parcelle ($0,28 \text{ ha}$). Une typologie a permis de mettre en évidence quatre types de crues, classées selon leur magnitude et la dynamique des précipitations en étant à l'origine. La rythmicité des transferts suit un schéma général largement observé dans la littérature en contexte agricole, distinguant les périodes de production sédimentaire sur les versants à la suite de précipitations intenses durant des épisodes orageux estivaux (précipitations érosives) qui ne permettent pas l'évacuation complète des sédiments produits, impliquant un stockage intermédiaire sur les versants et dans les infrastructures linéaires. En période hivernale, des phénomènes de purge sédimentaire peuvent être observés lors des crues de longue durée et de forte magnitude. La granulométrie des sédiments transportés en suspension est variable selon la capacité de transport, mais reste généralement à tendance sableuse, en lien avec le contexte géomorphologique cristallin et les sols associés. Le projet a permis de finaliser une méthode d'analyse des teneurs en pesticides sur des particules de sol pour une trentaine de molécules pesticides, substances actives ou produits de transformation. Globalement, les taux de transferts apparaissent conséquents, notamment pour les molécules caractérisées par des Koc ou Kfoc élevés. L'analyse d'échantillons collectés à l'échelle de la parcelle a mis en évidence la remobilisation de substances actives retirées du marché depuis plusieurs années, résultat qui questionne la disparition de ces substances de l'environnement à moyen terme. Le Diflufenicanil et le Difénéconazole sont les molécules qui ont été mesurées avec les plus fortes concentrations et les plus forts taux de transferts par rapport aux quantités appliquées. Les taux de transferts apparaissent plus élevés à l'échelle du bassin versant de l'Ardières que sur celui de la Morcille.

III. Modélisation spatiale des transferts sédimentaires à différentes échelles

Cette partie décrit les méthodes et résultats issus des modèles développés dans le cadre de ce projet. Ils ont pour objectif de compléter les interprétations issues des suivis in-situ par une vision spatialisée des phénomènes d'érosion et des transferts sédimentaires. Ils permettent ainsi de mieux caractériser la localisation des zones sources de sédiments et le rôle des infrastructures linéaires dans les dynamiques amont/aval de la cascade sédimentaire. In fine, ils éclairent les interprétations des mesures situationnelles par une vision plus globale. Trois modèles ont été développés, répondant chacun à des questionnements propres et organisés selon une échelle de travail descendante. Le modèle INVEST-SDR documente la localisation des zones sources de sédiments à l'échelle du bassin versant de l'Ardières et leur degré de connectivité avec le cours d'eau. Le modèle GRAPHE, déployé à l'échelle de la Morcille, vise à mieux comprendre les relations de connectivité structurelle entre les parcelles viticoles, les infrastructures linéaires et les cours d'eau. Enfin, un nouveau module a été développé dans GeoMelba pour prendre en compte les transferts sédimentaires. Il s'agit ici d'un premier développement pour compléter ce modèle afin de lui permettre, à terme, de représenter le transfert de pesticides en phase particulaire (le modèle est à l'heure actuelle uniquement focalisé sur la phase dissoute). Les développements ont été appliqués à un bassin versant fictif, archétypal du beaujolais de coteaux.

III.1. Modélisation spatiale des transferts sédimentaires à l'échelle du bassin versant

Cette section a pour objectif de proposer une modélisation spatiale des transferts sédimentaires entre les zones sources (versants) et le cours d'eau. Elle est basée sur une approche à échelle large (bassin versant de l'Ardières) qui vise à reproduire les ordres de grandeur des transferts de flux mesurés en stations et ainsi identifier les principales zones contributrices au transport solide.

Les vignobles sont souvent considérés comme le type de culture permanente le plus sensible à l'érosion hydrique des sols (e.g. Garcia-Ruiz et al., 2015). Ici, dans le contexte du beaujolais viticole, une attention particulière a été apportée à la représentation des parcelles de vigne dans le modèle (sols viticoles et modes de conduite de la vigne) afin de maximiser la qualité de nos prédictions et hiérarchiser précisément les potentiels érosifs entre les différents secteurs du bassin versant. In fine, ces résultats serviront de support de base à la l'application des scénarios d'évolution de l'occupation du sol (notamment évolution de l'emprise de la vigne et de ses modes de conduite) dans la dernière partie de ce rapport.

III.1.1. Principes généraux du modèle INVEST-SDR

L'approche INVEST-SDR (Hamel et al., 2015) a pour objectif de modéliser les transferts de sédiments entre les versants et le cours d'eau. Elle se base sur l'emploi de 2 modèles emboîtés (Figure 48) renseignant respectivement sur : (1) les processus d'érosion (vus ici au sens de l'ablation de particules de sols sur les versants) – RUSLE (Wischmeier and Smith, 1978 ; Renard et al., 1997) et (2) d'une composante connectivité (vue ici comme la probabilité qu'une particule de sol érodée soit prise en charge effectivement jusqu'au réseau hydrographique) – « Index of connectivity » IC (Borselli et al., 2008 ; Vigiak et al., 2012 ; Cavalli et al., 2013) . Les dynamiques fluviales ne sont pas prises en compte. Une particule de sol atteignant le cours d'eau sera ainsi considérée comme effectivement transportée jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Le modèle renseigne sur les transferts sédimentaires selon une

moyenne interannuelle à une échelle de temps considérée comme la durée de la chronique de précipitations utilisée pour calibrer le modèle. Il est ainsi généralement conseillé de disposer d'une chronique d'au minimum 10 ans (Alewell et al., 2019).

Le modèle Invest-SDR est disponible sous forme d'une application « standalone » téléchargeable sur le site du « *Natural Capital Project – Stanford University*⁴ ». Le déploiement du modèle se fait sur la base de couches SIG en format raster (grille) représentant les différents facteurs en entrée qui seront détaillés dans la section suivante. Le modèle peut être également utilisé via l'interface python, permettant le traitement par lots (itérations multiples) pour faciliter les procédures de calage/validation en faisant varier les paramètres de calibration du modèle.

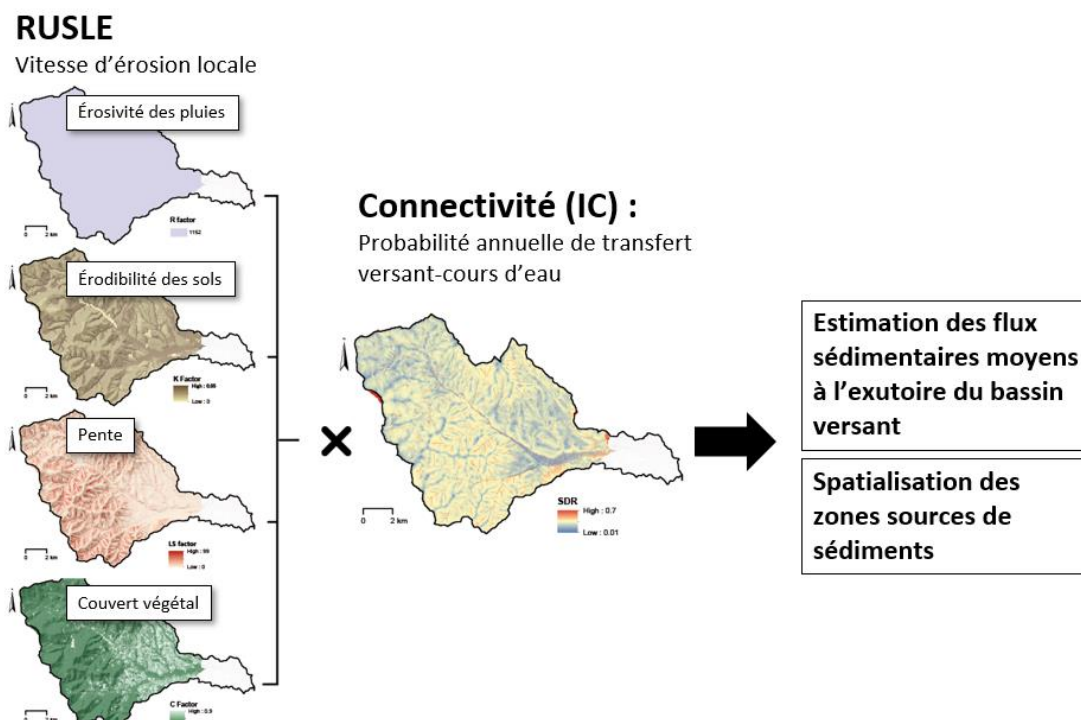


Figure 48 : Principe général de la méthode INVEST-SDR appliquée au bassin versant de l'Ardières

Depuis 2015, de nombreuses études ont utilisé ce modèle pour estimer les transferts sédimentaires dans des bassins versants à des échelles très diverses de quelques dizaines de km² à plusieurs centaines de milliers (e.g. Hamel et al., 2017; Zhou et al., 2019; Hooftman et al., 2023; Kantharajan et al., 2023). Ce modèle est ainsi largement accepté par la communauté scientifique et offre l'avantage (1) d'être largement documenté, (2) de permettre des estimations assez rapides des transferts de sédiments dans un bassin versant (temps de calcul réduits) et (3) d'être très explicite dans son fonctionnement, notamment du fait de l'utilisation d'équations empiriques basées sur des paramètres simples, organisés thématiquement selon les principaux facteurs de contrôle de l'érosion : précipitations, sols, pente et occupation du sol.

III.1.2. Cartographie des facteurs employés dans la modélisation : fondements et acquisition des données de base

Cette section a pour objectif de présenter des facteurs élémentaires dérivés pour l'application du modèle sur le bassin versant de l'Ardières. Nous insisterons globalement peu sur les principes généraux

⁴ <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/invest/sediment-retention>

du modèle (le lecteur sera envoyé vers des ouvrages et articles scientifiques de référence) pour nous focaliser plus spécifiquement sur les choix méthodologiques réalisés pour les déterminer spatialement.

III.1.2.1. Modélisation de l'érosion des sols : RUSLE

L'équation RUSLE constitue la première étape de modélisation dans le cadre de l'approche INVEST-SDR. Elle permet de proposer une spatialisation de la moyenne interannuelle des pertes en sols attribuée à l'érosion en nappe (érosion diffuse) et en rigoles (érosion concentrée). Cette approche ne prend pas en compte les dynamiques de transport et de sédimentation, il s'agit donc ici de la composante ablation du système érosif. Cette équation empirique s'organise autour de 5 paramètres fondamentaux représentant les facteurs de contrôle naturels et anthropiques de l'érosion des sols. Elle correspond au produit de l'érosivité des précipitations (facteur R) et de la résistance du milieu (facteurs K, LS, C et P), où :

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

Avec, A : Pertes en sol annuelles potentielles ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$), R : Facteur d'érosivité des précipitations ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$), K : Facteur d'érodibilité du sol ($t \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$), LS : Facteur de la longueur et de l'inclinaison de la pente (adimensionnel), C : Facteur du couvert végétal (adimensionnel), P : Facteur des mesures de conservation du sol (adimensionnel)

Le modèle, dans sa version spatialisée, est implémenté selon une succession d'images raster représentant chacun des facteurs évoqués ci-dessous. Le calcul des différents facteurs est réalisé sous SIG suivant une grande diversité de méthodes développées au cours des 40 précédentes années.

Le RUSLE est de loin le modèle le plus utilisé au monde pour la spatialisation des vitesses d'érosion. Plus de détails sur les principes et fonctionnement du modèle pourront être trouvés (en langue anglaise) dans les deux ouvrages fondateurs de la méthode : Renard et al., 1997; Wischmeier and Smith, 1978 ; ainsi que dans trois synthèses et méta analyses, plus récentes, sur l'utilisation du modèle à l'échelle mondiale (Alewell et al., 2019 ; Phinzi and Ngetar, 2019 ; Kumar et al., 2022). Enfin, Chaize (2022) propose une synthèse des principes et fonctionnement du modèle en français ainsi que son application en domaine viticole (Mercurey, Bourgogne).

III.1.2.1.1. Facteur R

Le facteur R mesure l'énergie cinétique de l'impact des gouttes de pluie sur le sol et le niveau de ruissellement associé (Wischmeier & Smith, 1978). L'érosivité des précipitations est un facteur de premier ordre dans RUSLE. Elle constitue le facteur d'initiation du processus d'érosion en agissant sur le détachement des particules de sol, la décomposition des agrégats sédimentaires et le transport des particules de sol érodées par ruissellement (Fournier, 1969; Panagos et al., 2015a). Le facteur R se définit comme le produit de l'énergie cinétique d'un épisode pluvieux (E) et de son intensité maximale sur 30 minutes (I30).

$$R = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{mj} (EI30)_k$$

Avec, **R** : Érosivité moyenne annuelle des précipitations ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$), **n** : Nombre d'années de la chronique de précipitations, **m_j** : Nombre d'épisodes pluvieux érosifs d'une

année « j », **EI30** : Indice d'érosivité des précipitations d'un épisode pluvieux érosif « k » (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹)

L'indice d'érosivité des précipitations d'un épisode pluvieux érosif donné (EI30) est déterminé comme suit :

$$EI30 = \left(\sum_{r=1}^0 e_r v_r \right) I_{30}$$

Avec, e_r : Énergie cinétique des précipitations (MJ.ha⁻¹.mm⁻¹), v_r : Volume précipité au cours d'une période « r » (mm), I_{30} : Intensité maximale des précipitations pendant une période de 30 minutes au cours de l'épisode pluvieux (mm.h⁻¹)

L'énergie cinétique des précipitations (e_r) est calculée pour chaque intervalle de temps mesuré selon la formule suivante (McGregor *et al.*, 1995) :

$$e_r = 0,29 [1 - 0,72 \exp(-0,08i_r)]$$

Avec, i_r : Intensité des précipitations pour chaque intervalle de temps mesuré (mm.h⁻¹)

Les épisodes pluvieux érosifs sont déterminés en utilisant trois critères formulés par Renard *et al.* (1997) : (i) une période de 6 heures avec moins de 1,27 mm de précipitations dissocie deux épisodes pluvieux, et (ii) la lame d'eau précipitée est supérieure à 12,7 mm et/ou (iii) à 6,35 mm en 15 minutes pour considérer un épisode pluvieux comme érosif. Le facteur R doit être calculé à partir de données de précipitations au pas de temps fin (i.e. au maximum 30 minutes, mais de préférence à partir des hyétoigrammes bruts de précipitations). Plus de détails dans les formules de calcul du facteur R et leur implémentation pourront être trouvés dans Brown and Foster (1987) ainsi que dans Panagos *et al.* (2015).

Au-delà du calcul de l'érosivité des pluies à partir des mesures de précipitations à l'échelle d'une station, sa spatialisation à l'échelle du bassin versant constitue un enjeu important, pour lequel il existe encore de nombreux développements méthodologiques en cours (Panagos *et al.*, 2015; Ballabio *et al.*, 2017; Nearing *et al.*, 2017; Yin *et al.*, 2017; Beguería *et al.*, 2018). Pour cette étude, nous nous sommes basés sur la méthode proposée par Beguería *et al.* (2018) qui constitue un des exemples les plus aboutis. L'emploi de cette approche est permis, dans cette étude de cas, par la disponibilité de données haute résolution spatiale et temporelle. L'objectif de cette approche est d'identifier des relations statistiques entre l'érosivité calculée des pluies et les précipitations journalières. Une fois cette relation identifiée, il est possible de la projeter sur les données de précipitations journalières spatialisées par le modèle SAFRAN (disponibles à l'échelle du territoire national selon une grille de 8x8 km) et ainsi prédire pour chaque point de grille l'érosivité moyenne interannuelle. La relation érosivité / pluie journalière est estimée à partir d'une régression gamma calculée pour chaque mois de l'année via un modèle multi-niveaux (Bolker, 2015). Le postulat sous-jacent est que la relation fondamentale érosivité sur volume précipité reste constante (pente de la courbe), mais que l'intensité de cette relation évolue au cours de l'année avec une intensification en période estivale sous l'effet de la plus haute fréquence des orages (ordonnées à l'origine). A la suite des calculs, les valeurs d'érosivité sont interpolées par Krigeage ordinaire afin de disposer d'une grille raster alignée sur le format des autres facteurs nécessaires pour la modélisation RUSLE.

III.1.2.1.2. Facteur K

Le facteur K mesure la sensibilité des particules de sol au détachement et au transport par ruissellement ainsi que l'incidence du sol sur le volume ruisselé des précipitations. Il est déterminé en fonction de la texture des sols, de leur teneur en matière organique, de leur perméabilité et de la structure. Le facteur K est calculé via la formule suivante :

$$K = \frac{(2,1 \cdot 10^{-4} M^{1,14} (10 - MO) + 3,25 (s - 2) + 2,5 (p - 3))}{100}$$

Où, K : Facteur d'érodibilité du sol à l'érosion hydrique (t.h.MJ-1.mm-1), M : Facteur textural du sol où $M = (m_{lim} + m_{stf}) \times (100 - m_{arg})$ avec m_{lim} : fraction limoneuse (0,002 - 0,05 mm) (%) ; m_{stf} : fraction de sable très fin (0,05 - 0,1 mm) (%) ; m_{arg} : fraction argileuse (< 0,002 mm) (%), MO : Teneur en matière organique du sol (%), s : Indice de structure du sol, p : Indice de perméabilité du sol.

Plus de détail sur la méthode pourront être trouvés dans Wischmeier & Smith (1978) et Bagarello et al. (2012).

La cartographie du facteur K a été réalisée en couplant 2 bases de données pédologiques disponibles sur la zone (Figure 49). La base de données SIGALES5 a été privilégiée pour les sols viticoles. Cette carte à échelle détaillée (1/7 500ème) constitue la donnée la plus précise disponible pour les sols viticoles du Beaujolais. La base permet de disposer de l'ensemble des paramètres nécessaires au calcul via des analyses en laboratoire détaillées sur 183 fosses pédologiques. Les données issues du Référentiel Régional Pédologique (RRP) du département du Rhône (1/250 000ème) ont permis de compléter les zones non couvertes par la carte des sols viticoles (Messant et al., 2021). Ces bases de données permettent de disposer, au-delà de la typologie des sols, d'une large gamme de paramètres mesurés en laboratoire nécessaires au calcul du facteur K.

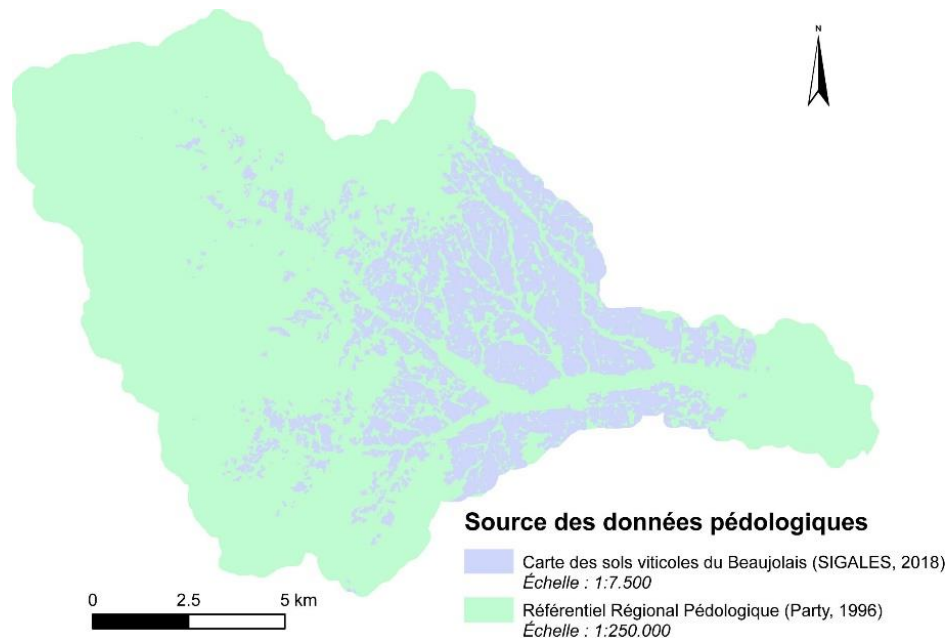


Figure 49 : Sources de données pour la cartographie du facteur K (érodibilité des sols)

⁵ <http://www.sigales.fr>

Cinq variables communes aux deux bases de données ont été sélectionnées pour le calcul du facteur K : teneur en argiles, limons, sables, matière organique et éléments grossiers. Les variables complémentaires nécessaires ont été dérivées par des fonctions de pédotransfert issues de la littérature scientifique.

- La teneur en sables fins a été estimée par l'approche proposée par Corral-Pazos-de-Provens et al. (2018). Cette approche permet d'appliquer trois formules de d'estimation complémentaires de la fraction de sable fin d'un échantillon, en fonction de la classe texturale du sol et de sa teneur en sables (formules de Shirazi et al., 2001 ; Ismail and Ravichandran, 2008 ; Panagos et al., 2015b).
- L'indice de structure du sol a été dérivé à partir de la classe texturale par la formule proposée par Giordano et al. (2004).
- L'indice de perméabilité des sols a été calculé à partir des teneurs en argile et limon des sols suivant la formule d'estimation de la conductivité hydraulique de Campbell (1985). La conductivité calculée a été corrigée afin de prendre en compte la teneur en éléments grossiers des sols à partir de la formule de Brakensiek et al. (1986).

Les calculs ont été réalisés sur l'ensemble des échantillons de sols disponibles sur la zone d'étude dans ces deux bases de données. Les résultats ont ensuite été agrégés par type de sol. La moyenne du facteur K par type de sol est ensuite utilisée pour la cartographie du facteur sur le bassin versant.

III.1.2.1.3. Facteur LS

Le facteur LS représente la combinaison des effets de la longueur (L) et le gradient (S) de la pente sur les pertes en sol par érosion hydrique. Ces deux paramètres topographiques agissent sur la vitesse et l'énergie cinétique du ruissellement, déterminant ainsi sa capacité à arracher les particules de sol.

Desmet and Govers (1996) ont développé une équation qui est considérée aujourd'hui comme la plus appropriée, notamment en contexte agricole pour l'estimation du facteur LS (Panagos et al., 2015). Elle se fonde sur un MNT et sur l'équation de (Foster and Wischmeier, 1974), dans laquelle la mesure de la surface d'accumulation du ruissellement est considérée comme une estimation de la longueur de la pente. L'équation de Desmet and Govers (1996) est donnée par :

$$L_{i,j} = \frac{(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \times X_{i,j}^m \times 22,13^m}$$

Avec : $L_{i,j}$: Longueur de la pente (m) pour un pixel de coordonnées (i,j), $A_{i,j-in}$: Surface d'accumulation du ruissellement (m²) en amont du pixel de coordonnées (i,j), D : Résolution du MNT utilisé (m), $X_{i,j}$: Résultat de $\sin a_{i,j} + \cos a_{i,j}$ où $a_{i,j}$ est la direction du ruissellement du pixel de coordonnées (i,j), m : Valeur entre 0 et 1 calculée de la manière suivante :

$$m = \frac{\beta}{\beta + 1}$$

Avec, β : Rapport entre l'érosion concentrée (érosion en rigole) et l'érosion diffuse (érosion en nappe) (adimensionnel), résumé par :

$$\beta = \frac{\frac{\sin \theta}{0,0896}}{0,56 + 3 \times (\sin \theta)^{0,8}}$$

Avec, θ : Gradient de la pente (°)

Pour le calcul du facteur LS, la sélection du modèle numérique de terrain (MNT) est d'une grande importance puisqu'elle détermine la résolution spatiale de l'ensemble de l'analyse. Nous nous sommes basés sur le MNT issu du RGE-Altitude (IGN) à une résolution de 5m de pixel. Cette donnée directement disponible offre l'avantage d'une résolution cartographique adaptée à l'échelle de travail et à l'étendue du secteur d'étude. Les données de résolution supérieure (i.e. RGE altitude 1m) n'ont pas été utilisées du fait de la grande diversité des sources d'information de ce MNT qui lui confèrent de nombreux artefacts difficiles à corriger.

III.1.2.1.4. Facteur C

Le facteur C s'attache à déterminer la densité du couvert végétal. En plus d'absorber l'énergie cinétique des gouttes de pluie avant qu'elles n'atteignent le sol, la végétation constitue un obstacle au ruissellement érosif et favorise l'infiltration des eaux de pluie en améliorant la porosité de la surface du sol grâce à son système racinaire (Benchetrit, 1954 ; Gyssels et al., 2005 ; Ranzi et al., 2012). Il s'agit d'un facteur central de l'équation RUSLE, notamment car il formalise le lien entre les modes d'occupation du sol et la susceptibilité à l'érosion. Le facteur C varie entre 0 et 1, les valeurs les plus élevées étant attribuées aux modes d'occupation du sol ne disposant pas de couvert végétal. Son estimation reste complexe et débattue.

Trois principales méthodes peuvent être employées pour l'estimation ou la mesure du facteur C :

- La méthode la plus précise consiste en des mesures directes du facteur au sein de parcelles expérimentales exposées à des pluies naturelles ou simulées (Almagro et al., 2019). Ces données sont souvent rares, voire inexistantes, compte tenu du caractère onéreux et chronophage de telles études (Nearing et al., 2000 ; Morgan, 2009).
- L'approche la plus courante se fonde sur l'utilisation de cartes d'occupation du sol, puis l'attribution à chaque type de couverture biophysique la valeur de facteur C correspondante directement à partir de la littérature (Oliveira et al., 2011 ; Almagro et al., 2019 ; Cossart et al., 2020). Cette approche est critiquée en raison de sa dimension statique, tant du point de vue spatial que temporel (à l'échelle saisonnière notamment), ce qui affecte la représentativité de la réalité du couvert végétal sur le terrain et donc la qualité des prédictions d'érosion des sols de l'équation RUSLE (Oliveira et al., 2015).
- Pour les zones agricoles, des approches alternatives basées sur la télédétection sont couramment utilisées et montrent de bons résultats. Ces approches sont basées sur l'utilisation de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) pour estimer la vigueur du couvert végétal. Cet indice repose sur le contraste des caractéristiques de deux canaux spécifiques d'une image satellite : l'absorption du pigment chlorophyllien dans le canal rouge et la forte réflectance des matières végétales dans le canal proche infrarouge. Cette approche offre également l'avantage de permettre un suivi dans le temps (échelle saisonnière ou interannuelle) suivant les images satellites disponibles sur la zone. A partir du NDVI, le facteur C peut être calculé par la formule suivante :

$$C_{VK} = \exp\left(-\alpha \frac{NDVI}{(\beta - NDVI)}\right)$$

Avec, C_{VK} : Facteur C estimé, α et β : Paramètres liés à la forme de la courbe associant le NDVI et le facteur C (en conditions climatiques européennes, les valeurs 2 et 1 sont respectivement les mieux adaptées aux paramètres α et β de l'équation, (Van der Knijff et al., 1999).

Dans le cas des terres non arables (forêts notamment), les estimations utilisant cette méthode sont souvent éloignées des ordres de grandeur attendus. En effet, les valeurs du NDVI sont seulement corrélées à la végétation saine. Or, pendant une partie de l'année, les sols sous couvert arboré sont généralement protégés de l'érosion hydrique par une couche d'humus épaisse produit par la défoliation des arbres caducifoliés à l'automne. Cette couche, inactive sur le plan photosynthétique, n'est donc pas intégrée dans le NDVI, ce qui a pour conséquence une surestimation des résultats du facteur C moyen annuel calculé (Van der Knijff et al., 1999).

Au regard des données disponibles, nous avons fait le choix de développer une approche hybride de cartographie du facteur C combinant approche par télédétection pour les secteurs viticoles et des tables de facteur C issues de la littérature pour les autres modes d'occupation des sols. L'approche développée est organisée en trois étapes successives : (1) cartographie de l'occupation du sol à l'échelle de la parcelle agricole ; (2) typologie et classification des principaux types de vigne sur le bassin versant et (3) calcul et attribution des facteurs C (Figure 50).

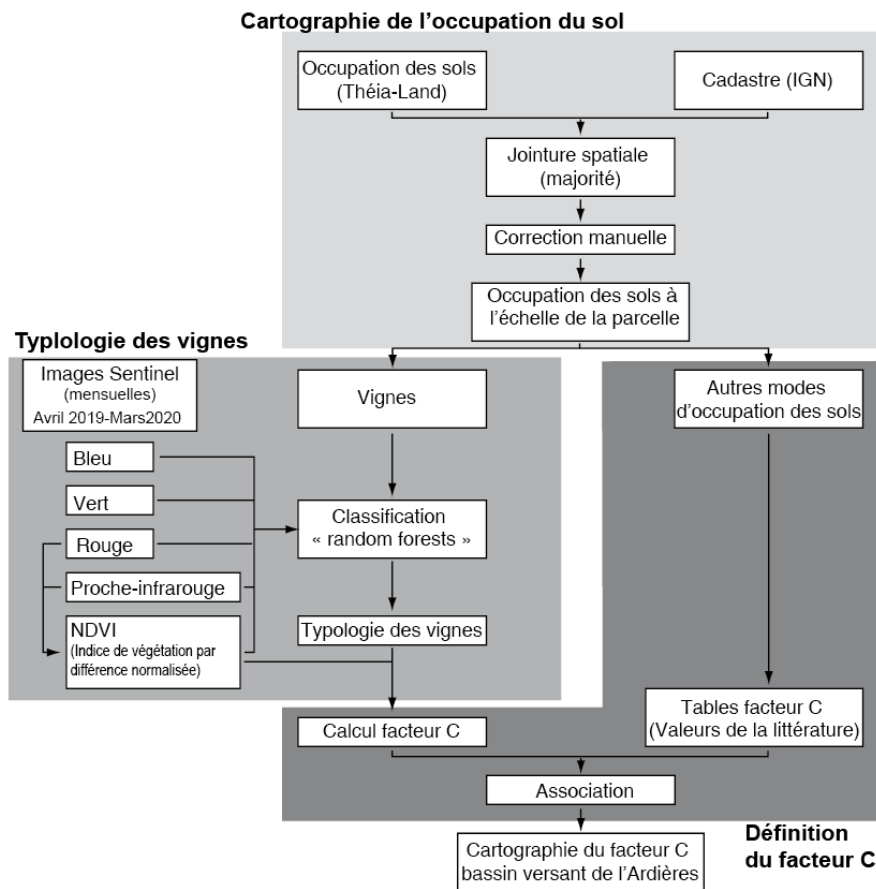


Figure 50 : Schéma de la démarche employée pour la cartographie du facteur C sur le bassin versant de l'Ardières

La cartographie de l'occupation du sol a été établie à partir des données Théia-Land⁶, qui propose une cartographie annuelle de l'occupation des sols sur l'ensemble du territoire français à une résolution de 10m. Cette cartographie est réalisée à partir d'une classification multispectrale orientée objet des images Sentinel 2, acquises à échelle mondiale avec une période de retour de 5 jours. Cette base de données disponible en format vecteur ou raster propose une cartographie de l'occupation des sols selon 23 classes (Baghdadi et al., 2021).

Cette donnée à échelle régionale a été fusionnée avec les limites des parcelles cadastrales (BD-IGN-PCI). L'assignation d'une classe d'occupation du sol à chacune des parcelles cadastrales a été réalisée suivant le principe de l'attribution majoritaire. Chaque parcelle étant assignée avec moins de 90% d'une même classe d'occupation du sol a été manuellement inspectée et, le cas échéant, corrigée afin de limiter les erreurs cartographiques. Une inspection générale de la bonne cohérence de la carte a été réalisée en complément sur la base de la photo-interprétation de l'orthoimage IGN de 2020 (Figure 51).

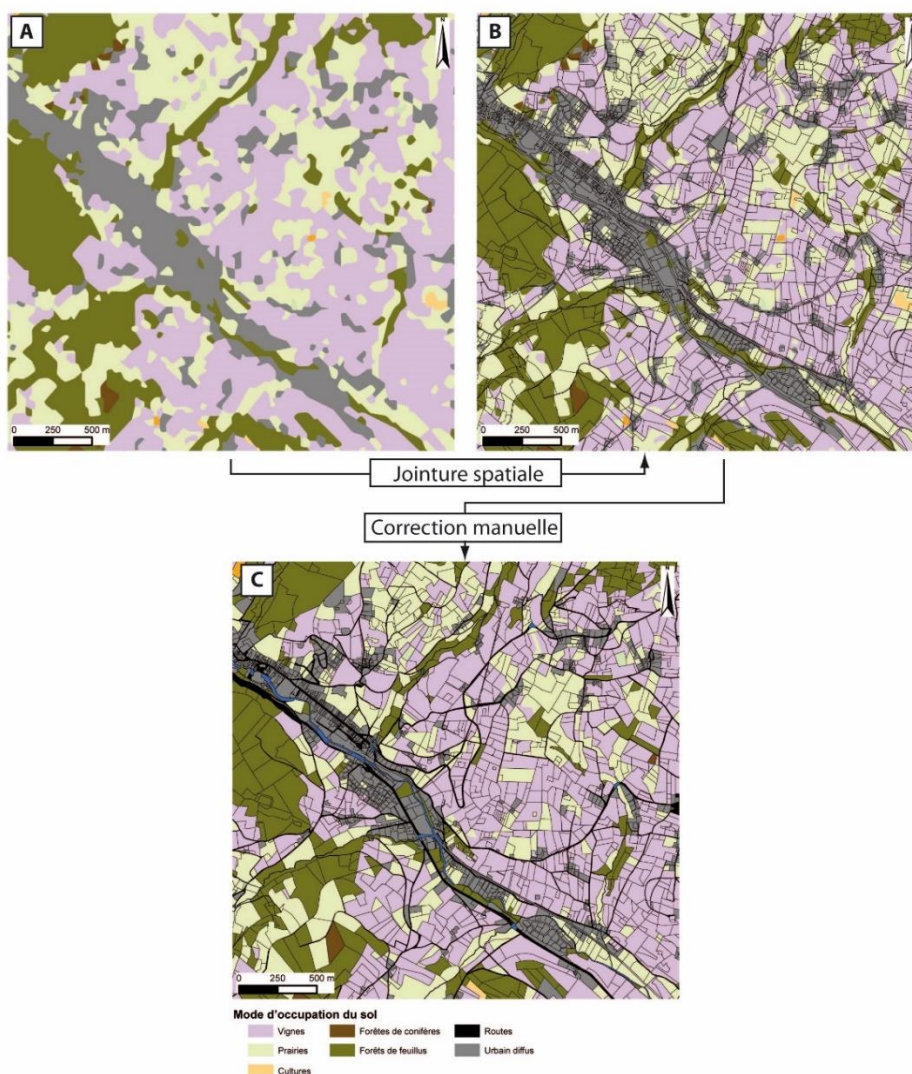


Figure 51 : Schéma général de la méthode employée pour la cartographie de l'occupation du sol à l'échelle de la parcelle cadastrale. (A) carte d'occupation du sol OSO (théia-Land) ; (B) jointure

⁶ <https://www.theia-land.fr/product/carte-doccupation-des-sols-de-la-france-metropolitaine>

spatiale avec les parcelles cadastrales (IGN) et (C) extrait de la carte finale après correction manuelle des artefacts

Le mode de conduite de la vigne, en particulier l'enherbement ou non du cavaillon et de l'inter-rang ont une incidence importante sur la susceptibilité des parcelles viticoles à l'érosion. Le choix a donc été fait de proposer une cartographie plus fine des différentes modalités d'enherbement de la vigne sur la base de l'analyse multispectrale supervisée des parcelles. Pour cette étape, trois classes de vignes ont été déterminées sur la base des observations de terrain. Elle correspondent à une simplification des multiples configurations observables (Figure 52) :

- Vigne enherbée : vignes dont l'inter-rang et le cavaillon disposent d'un couvert végétal permanent.
- Désheuvé : vignes dont l'inter-rang et le cavaillon sont systématiquement désheuvées (principalement désheuvage chimique) durant la période végétative de la vigne.
- Partiellement enherbé : Correspond à une catégorie hybride régulièrement observée dans le Beaujolais. Il s'agit généralement de vignes dont la densité de plantation a été réduite suite à la crise de production des années 2000. A l'échelle du bassin versant de l'Ardières, il reste difficile de déterminer avec précision les taux d'enherbement de cette catégorie qui se situent globalement entre 20 et 50%, avec un enherbement principalement sur l'inter-rang et un désheuvage chimique ou mécanique du cavaillon.

Un lot de 100 parcelles de chaque type de vigne a été manuellement échantillonné par photo-interprétation des ortho-images aériennes de l'IGN de 2020 afin de constituer un set de données d'entraînement pour la classification supervisée. En parallèle, les valeurs spectrales des canaux rouges, vert, bleu, proche infrarouge et du NDVI ont été extraits (moyenne par parcelle). Sur cette base, une classification par la méthode des « random forests » a été réalisée afin de déterminer la classe de vigne pour chaque parcelle viticole. Plus de détails sur cette méthode de classification peuvent être trouvés dans Belgiu and Drăguț (2016).

Un facteur C mensuel a été dérivé pour chaque parcelle de vigne à partir des valeurs NDVI issues des images Sentinel. Une analyse de l'évolution des valeurs mensuelles de NDVI est ensuite proposée pour chaque type de vigne. Pour faciliter la cartographie, la modélisation et la scénarisation de l'évolution de l'occupation du sol, nous retiendrons la valeur C moyenne par type de vigne pour la cartographie finale. Parallèlement, pour les classes d'occupation des sols hors contexte viticole, les valeurs de facteur C sont attribuées à partir des tables issues de la littérature scientifique (Renard et al., 1997 ; Cossart et al., 2020). Enfin, les deux cartes sont assemblées sous SIG afin de disposer d'une carte du facteur C à l'échelle du bassin versant.

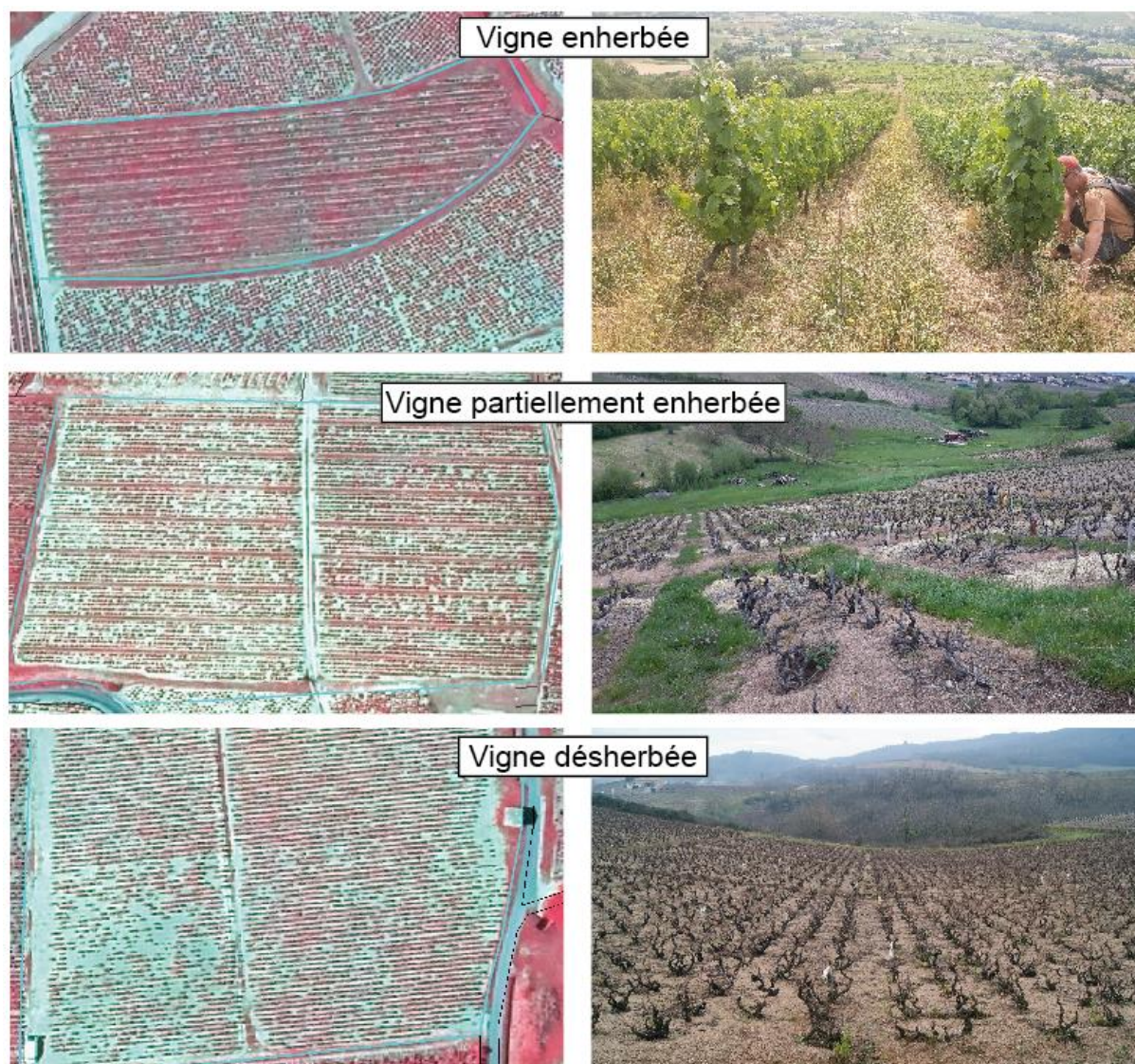


Figure 52 : Vue aérienne (orthoimage IGN - 2020) et au sol des trois types de vigne cartographiés

III.1.2.2. Taux de transfert sédimentaire (SDR)

La cartographie du taux de transfert sédimentaire (i.e. probabilité de transport d'une particule érodée sur le versant vers le cours d'eau à échelle annuelle) à l'échelle du pixel est réalisée en deux étapes successives décrites ci-dessous (Figure 53).

Étape 1 : Sur la base des travaux de (Borselli et al., 2008), le modèle calcule d'abord l'indice de connectivité (IC) pour chaque pixel. L'indice de connectivité (IC) décrit le lien hydrologique entre les sources de sédiments (parcelles ou versants) et les puits ou cibles de destination (i.e. les cours d'eau). Des valeurs élevées de l'indice indiquent qu'une plus grande fraction des sédiments érodés d'un pixel en amont est acheminée vers un puits ou cible en aval (il est bien connecté). Une connectivité élevée se produit généralement lorsque la voie d'écoulement entre les sources sédimentaires et les puits est abrupte, directe, courte ou peu végétalisée. Des valeurs plus faibles d'indice de connectivité (connectivité plus faible) sont associées à des zones plus végétalisées et à des pentes plus faibles.

L'IC est fonction à la fois (1) de la composante amont de chaque pixel et (2) de la trajectoire de l'écoulement entre le pixel et le cours d'eau le plus proche (composante aval). Si la zone en amont est

vaste, que la pente est faible et que la couverture végétale est importante, l'indice sera faible, ce qui indique que les sédiments ont moins de chances d'arriver jusqu'au cours d'eau. De même, si le chemin de diffusion aval entre le pixel et le cours d'eau est long, que la pente est faible et que la couverture végétale est bonne l'IC sera faible.

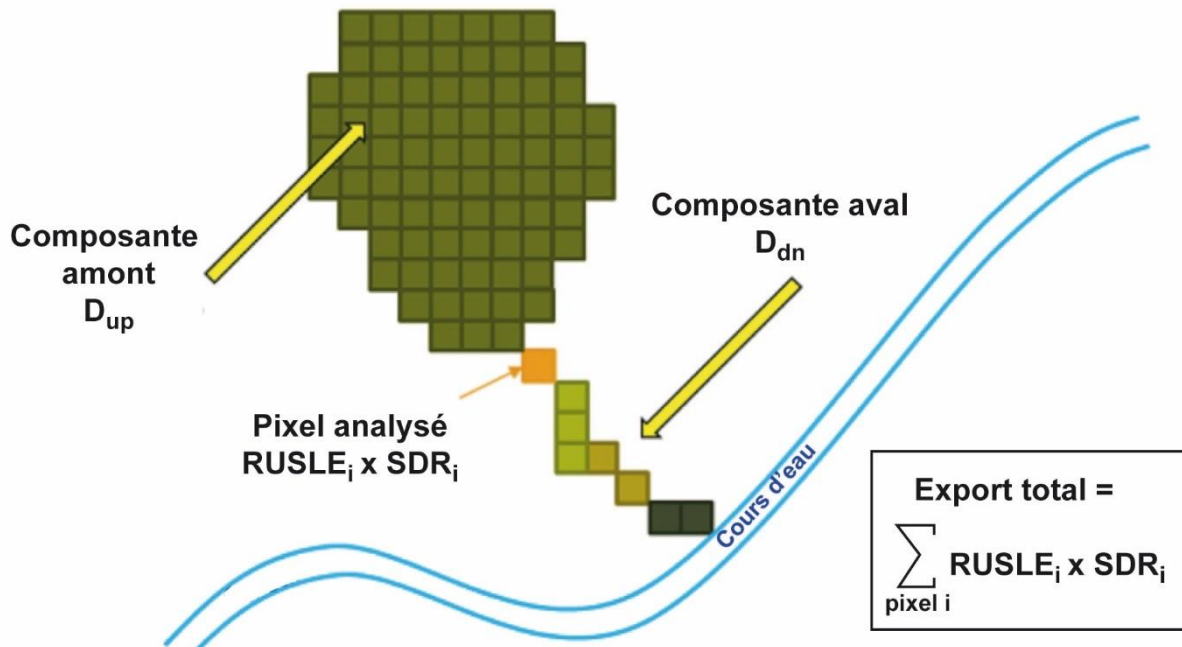


Figure 53 : Principe général du calcul de « l'index of connectivity » -IC et SDR (modifié de Hamel et al., 2015)

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

Avec, D_{up} : Composante amont de la connectivité (m), D_{dn} : Composante aval de la connectivité (m)

La composante amont est définie comme le potentiel de transfert vers l'aval de sédiments produits en amont. Sachant qu'elle est fonction de l'aire contributive, de la pente et d'un facteur de pondération lié à l'occupation du sol permettant d'intégrer la rugosité du paysage, nous avons :

$$D_{up} = \overline{C_{th}} \overline{S_{th}} \sqrt{A}$$

Avec, $\overline{C_{th}}$: Facteur de pondération moyen de la zone de contribution amont (adimensionnel), $\overline{S_{th}}$: Pente moyenne de la zone de contribution amont ($m \cdot m^{-1}$), A : Surface de la zone de contribution amont (m^2)

La composante aval représente la distance entre un pixel et la zone cible la plus proche (cours d'eau) pondérée par la pente et l'occupation du sol. Il est alors possible de la résumer sous la forme :

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_{th,i} S_{th,i}}$$

Avec, d_i : Longueur du chemin d'écoulement du pixel « i » selon la direction présentant la plus forte pente (m), $C_{th,i}$: Facteur de pondération du pixel « i » (adimensionnel), $S_{th,i}$: Pente moyenne du pixel « i » ($m.m^{-1}$)

Les rasters de pente et le facteur C (RUSLE – facteur végétation) constituent les données de base pour le calcul de l'IC. Différents seuils sont utilisés pour éviter des valeurs infinies en cas de pente nulle ou pour limiter les biais dus à des valeurs de pente très élevées (Cavalli et al., 2013).

Étape 2 : Le taux de transfert sédimentaire peut ensuite être calculé sur la base de l'IC à partir de la formule proposée par Vigiak et al. (2012).

$$SDR = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k_b}\right)}$$

Avec, SDR_{max} : Taux d'exportation sédimentaire maximal fonction de la texture du sol (%), IC_0 et k_b : Paramètres de calibration définissant la forme de la relation entre l'IC et le SDR (adimensionnel)

Le produit des résultats RUSLE et SDR permet de dériver la contribution de chaque pixel au transport sédimentaire depuis les versants vers le cours d'eau. Le cours d'eau a été tracé à partir de la reclassification du raster de direction de flux calculé à partir du MNT. Cette extraction a été préférée à l'utilisation des bases de données existantes sur l'hydrographie (i.e. BDTopo IGN ou BD TOPAGE), car elle permet une parfaite correspondance avec le MNT, essentiel pour les calculs du SDR. Le seuil d'accumulation de flux pour déterminer la présence d'un cours d'eau a été défini manuellement pour correspondre au mieux avec le tracé du réseau hydrographique sur la carte topographique de l'IGN.

III.1.3. Apports du modèle spatial pour l'interprétation des signaux sédimentaires du bassin versant

Cette section décrit et discute les résultats de la modélisation spatiale INVEST-SDR sur le bassin versant de l'Ardières. Seront successivement évoqués : (1) les résultats des facteurs de base de la modélisation ; (2) le processus de calage / validation à partir des bilans sédimentaires issus des bilans de la métrologie de terrain et (3) les sorties du modèle qui permettent d'estimer le transport solide du bassin versant et de spatialiser les zones sources de sédiments.

III.1.3.1. Cartographie des facteurs de base

III.1.3.1.1. Érosivité des pluies (R)

La présentation des résultats du calcul de l'érosivité des pluies à l'échelle interannuelle et sur la période de mesure est disponible dans la section II.2.2 de ce rapport. La Figure 54 montre la distribution spatiale du facteur R dans le bassin versant de l'Ardières sur la base des projections réalisées entre la mesure à la station de Calvaire et les précipitations journalières SAFRAN. On observe un gradient décroissant des valeurs d'Ouest en est, correspondant globalement à une décroissance des valeurs d'altitude selon ce même axe. L'érosivité des pluies se situe entre 1400 et 1600 à l'amont du bassin versant, contre 1300 à 1100 à l'aval. Ces résultats sont cohérents avec l'interprétation climatique qui peut être faite : les hauteurs plus arrosées et caractérisées par une plus grande fréquence des épisodes orageux intenses ont un facteur R élevé. Inversement, la plaine de la Saône, montrant en moyenne des cumuls pluviométriques plus faibles est affectée par un facteur R plus faible.

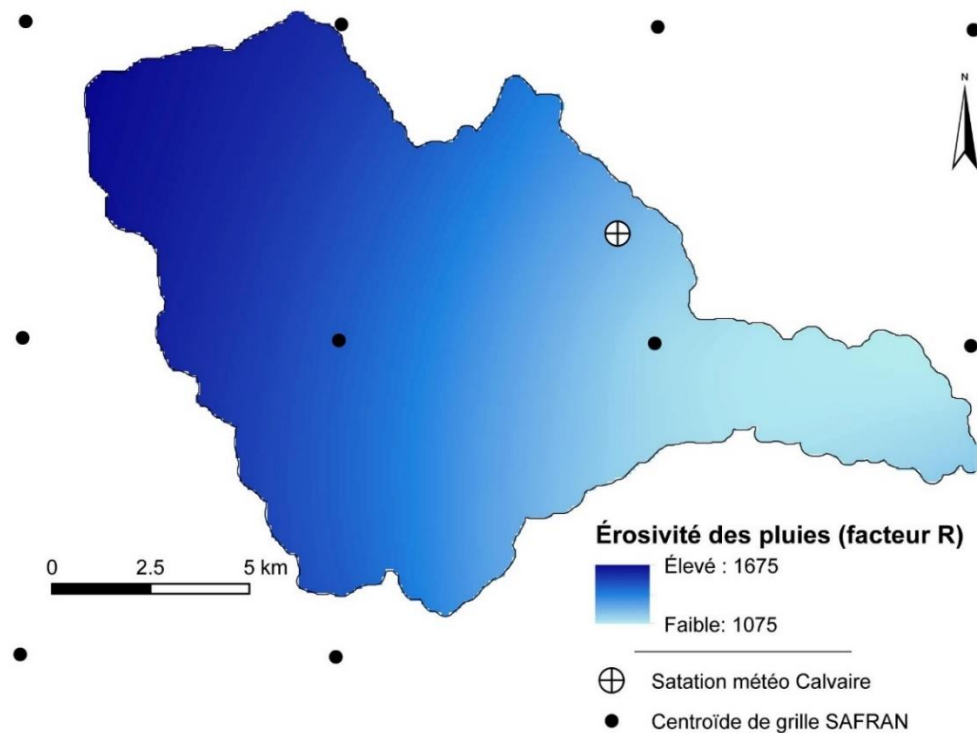


Figure 54 : carte finale de l'érosivité des pluies sur le bassin versant de l'Ardières

III.1.3.1.2. Érodibilité des sols (K)

Une large gamme de sols peuvent être observés sur le bassin versant. Des sols acides et peu développés (Brunisols, sapsols, arenosols, ranksols) couvrent les versants viticoles en zone de roche dure cristalline (diorite, granite, tuf rhyodactique, arène granitique). Les dépôts de pente, alluviaux et colluviaux sont généralement recouverts par des sols plus développés (i.e. brunisols, livusols, néoluvisols) et les fluvisols (hydromorphes) se développent dans les fonds de vallée alluviale. Enfin, les versants forestiers de l'amont du bassin versant sont couverts par des alocrisols.

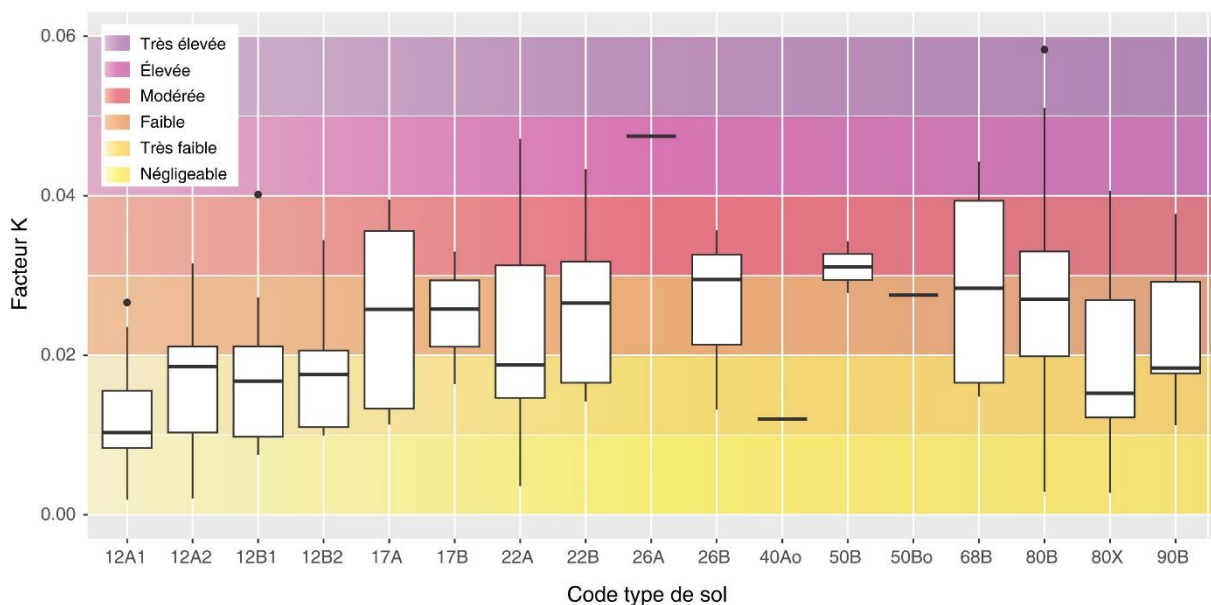


Figure 55 : Distribution des valeurs K calculées par type de sol viticole

Les sols de la zone d'étude sont globalement caractérisés par une faible sensibilité intrinsèque à l'érosion si on se réfère à la classification effectuée par Panagos et al. (2014) à l'échelle Européenne (Figure 55). Les sols se développant ici principalement sur des roches cristallines présentent des textures à dominante sableuse, et sont donc drainants, limitant leur sensibilité à l'érosion (Figure 56). De plus, les sols viticoles, historiquement exposés au phénomène de ruissellement érosif sont souvent caractérisés par une pierrosité de surface importante (pavage) liée au déblaiement des matériaux les plus fins. Cette couche superficielle grossière tend également à limiter la sensibilité des sols à l'érosion.

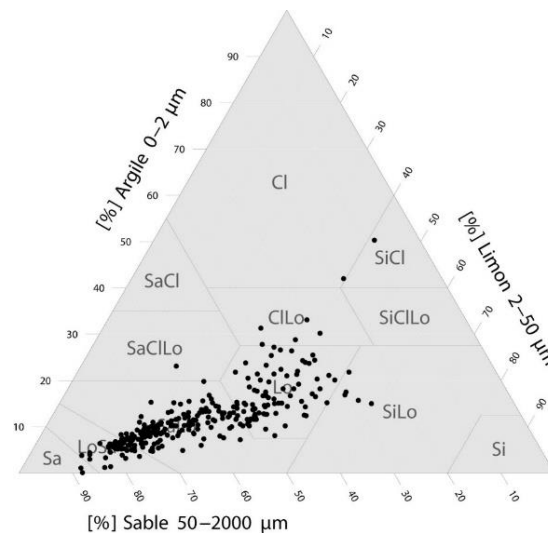


Figure 56 : Triangle des textures pour les sols viticoles du bassin versant de l'Ardières

Les sols les plus sensibles sont localisés à l'aval du bassin versant, dans la plaine alluviale, près de la confluence avec la Saône (Figure 57). Il s'agit de néoluvisols, dont la fraction limoneuse (liée à aux apports fluviaux de la Saône), est plus importante. A l'inverse, les Alocrisols des versants forestiers apparaissent très peu sensibles à l'érosion. Les sols des versants viticoles apparaissent ici dans une gamme intermédiaire.

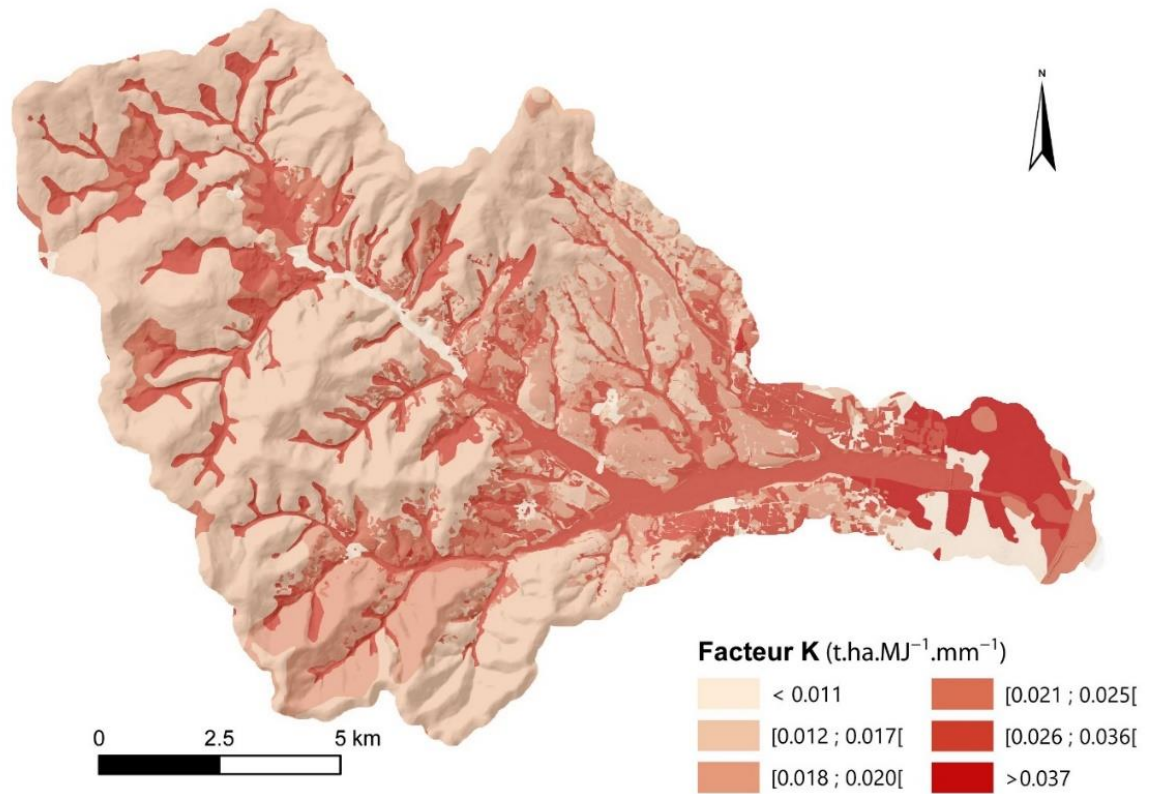


Figure 57 : Carte du facteur K érodibilité des sols

III.1.3.1.3. Relief (LS)

La Figure 58 montre des valeurs LS (adimensionnel) qui vont de 0.04 à 100. La valeur moyenne à l'échelle du bassin versant est de 6,5 pour un écart type de 9,3. Les valeurs les plus élevées peuvent être trouvées sur les parties sommitales des reliefs et apparaissent directement liées au gradient de pente très important sur ces secteurs. On notera également des facteurs LS élevés dans les zones de concentration amont, thalwegs des multiples affluents de l'Ardières. La plaine de la Saône (aval du bassin) ainsi que le fond de vallée de l'Ardières montrent des facteurs LS faibles.

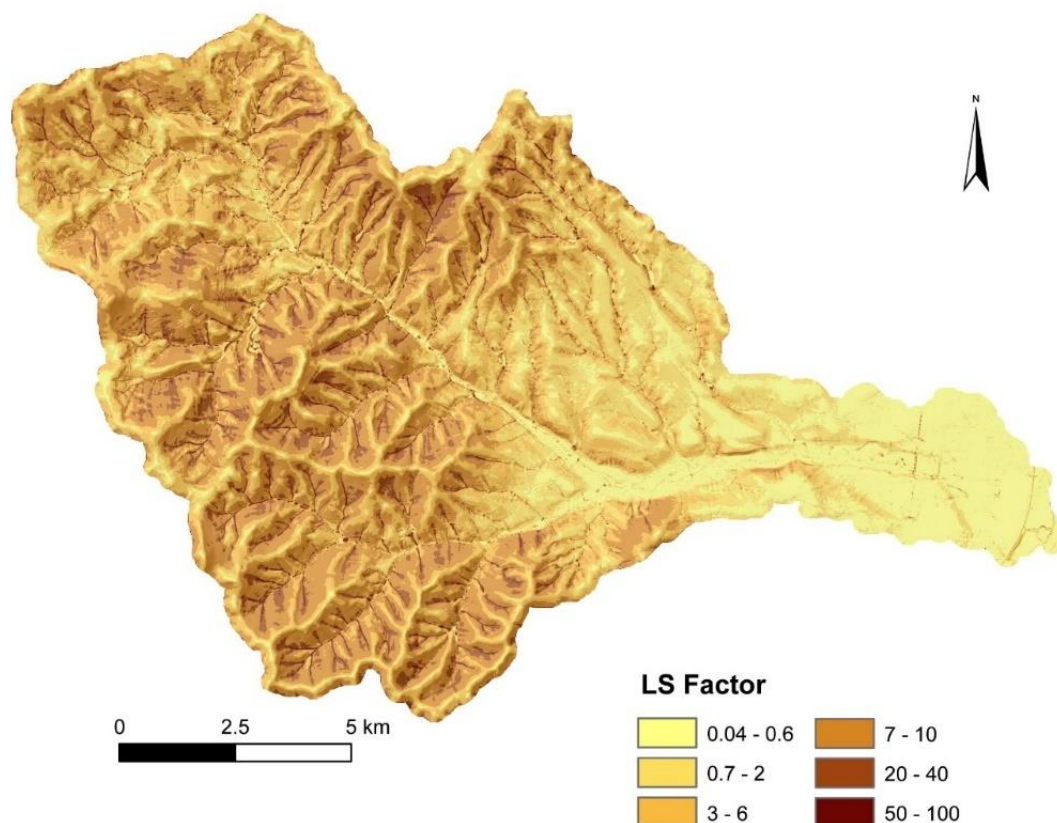


Figure 58 : Carte du facteur LS longueur et déclivité de la pente

III.1.3.1.4. Végétation et pratiques culturales (C)

La carte d'occupation des sols finale est présentée sur la Figure 59. Elle montre la distribution des différents modes d'occupation des sols sur le bassin versant. La vigne représente 23% de la superficie totale du bassin (3951 hectares). Les vignes sont majoritairement localisées sur les glacis topographiques qui raccordent les lignes de crêtes et hauts de versants en forte pente avec les fonds de vallée. Elles sont concentrées sur les versants de la moitié Est du bassin versant correspondant globalement à des zones d'exposition solaire favorables (versants exposés à l'Est et au Sud). Ponctuellement, on observe des vignes sur les hauts de versants pentus ou dans des zones généralement considérées comme moins favorables à la viticulture : le long des thalwegs exposés au nord ou à l'amont du bassin versant. Les zones de culture (hiver et été) ont été regroupées en une seule classe du fait de leur caractère relativement marginal dans le bassin versant (i.e. 3% de la superficie totale). Elles sont principalement localisées à l'aval du bassin versant dans la plaine de la Saône ainsi que plus ponctuellement à l'amont du bassin versant, lorsque les conditions topographiques le permettent. Les surfaces toujours en herbe (représentées à 99% par de la prairie permanente et 1% de pelouses) occupent une surface totale de 4112 hectares (soit 24% du bassin versant). Elles sont principalement situées dans les zones humides de fond de vallée le long de l'Ardières et de ses principaux affluents. Ce type d'occupation du sol est également présent selon une vase zone sur les parties médianes de versants de l'amont du secteur d'étude. Les zones forestières représentent la plus grande partie du bassin versant (41%) avec respectivement 25% de feuillus et 16% de conifères. Ces massifs couvrent systématiquement les lignes de crêtes et hauts de versants en très forte pente. Les espaces urbanisés sont principalement concentrés sur deux pôles : Belleville et Beaujeu. Les routes représentent 3% de la superficie du secteur d'étude.

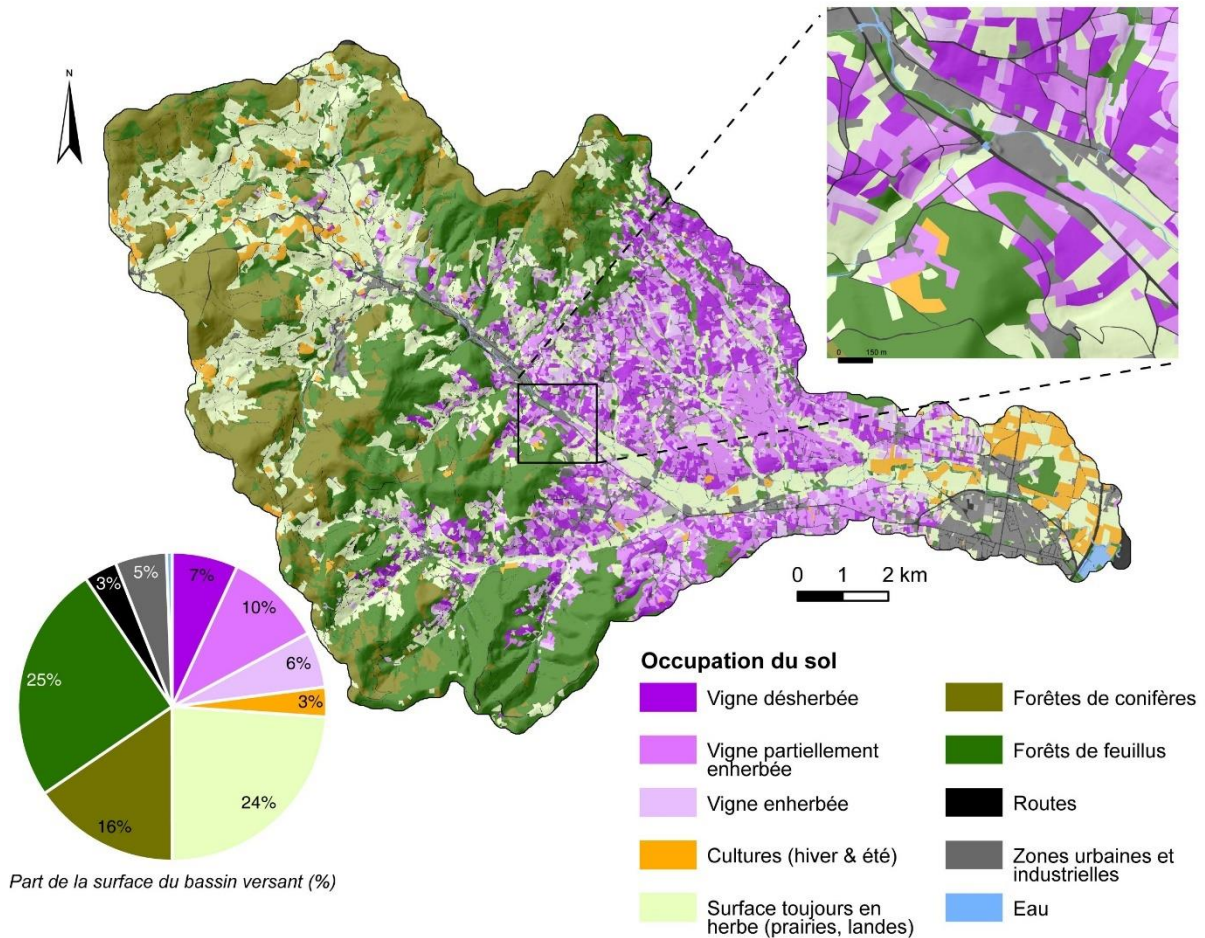


Figure 59 : Carte d'occupation du sol du bassin versant de l'Ardières

La télédétection à l'échelle de la parcelle viticole a permis d'affiner la représentation des vignobles en se focalisant sur le taux d'enherbement, caractéristique fondamentale dans leur sensibilité à l'érosion. Les résultats de ce travail permettent de proposer la carte ci-dessous (Figure 60). La classification par la méthode des « random forests » est affectée par une erreur relative estimée (« OOB error ») à 16,7%, soit 19% pour la classe vigne en herbée, 17% pour la classe partiellement en herbée et 14% pour la classe dés herbée. Cette marge d'erreur non négligeable, mais inévitable avec ce type d'approche doit être considérée. Ainsi, de nombreuses imprécisions locales peuvent subsister, cette carte ne montrant qu'une tendance globale à l'échelle du bassin versant.

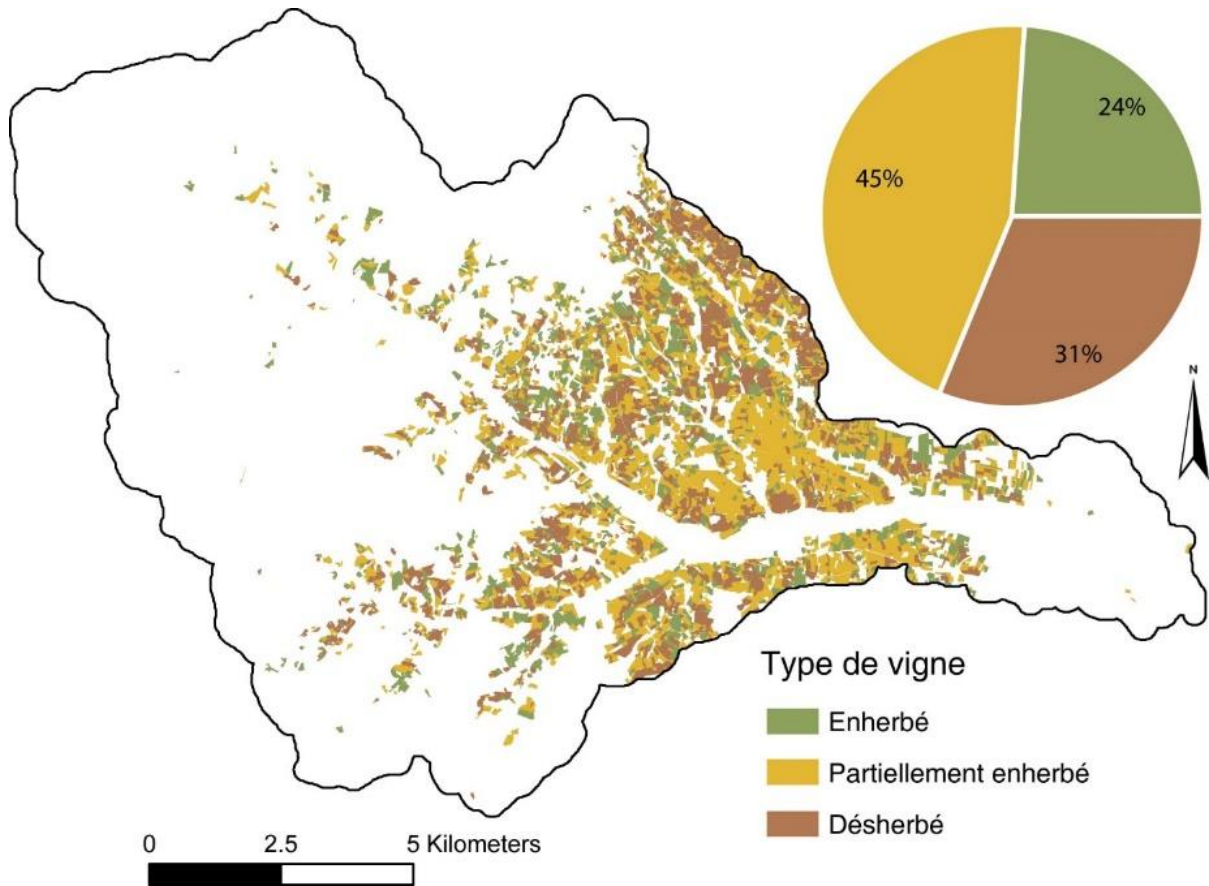


Figure 60 : Carte des types de vignes sur le bassin versant de l'Ardières

La Figure 61 représente la distribution des facteurs C mensuels calculés à partir du NDVI pour chacun des trois types de vigne considérés entre avril 2019 et mars 2020. On note une importante variation du facteur au cours de l'année en fonction des stades phénologiques de la vigne. Le facteur C diminue progressivement à partir du mois d'avril jusqu'au mois d'août, stade de développement maximal de la vigne. Globalement, les trois types de vigne suivent cette même trajectoire au cours du temps. Comme attendu, les vignes enherbées ont tendance à afficher des facteurs C faibles sur l'ensemble de la période (0.118). Elles sont peu affectées par une hausse du facteur en période hivernale : le facteur est plus stable dans le temps. A l'inverse, les vignes désherbées sont caractérisées par des forts écarts entre la période estivale et hivernale et on en moyenne un facteur C plus élevé (0.332). La vigne partiellement enherbée est caractérisée par une trajectoire intermédiaire avec des valeurs C proches des vignes désherbées en période hivernale. A l'inverse, en période estivale elles tendent à montrer des valeurs C plus proches des vignes enherbées, probablement en lien avec une fréquence de désherbage chimique plus faible ou le recours au désherbage mécanique, moins impactant sur les volumes de végétation.

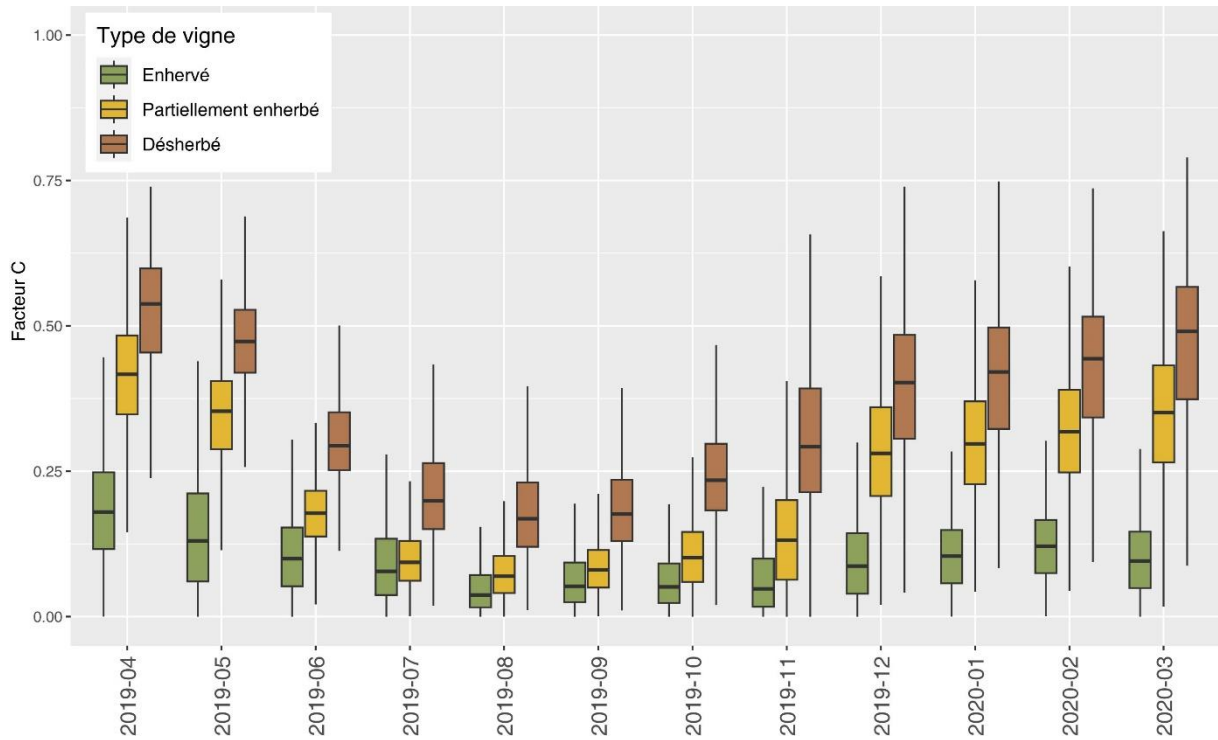


Figure 61 : Évolution du facteur C calculé à partir du NDVI pour chacun des types de vignes entre avril 2019 et mars 2020

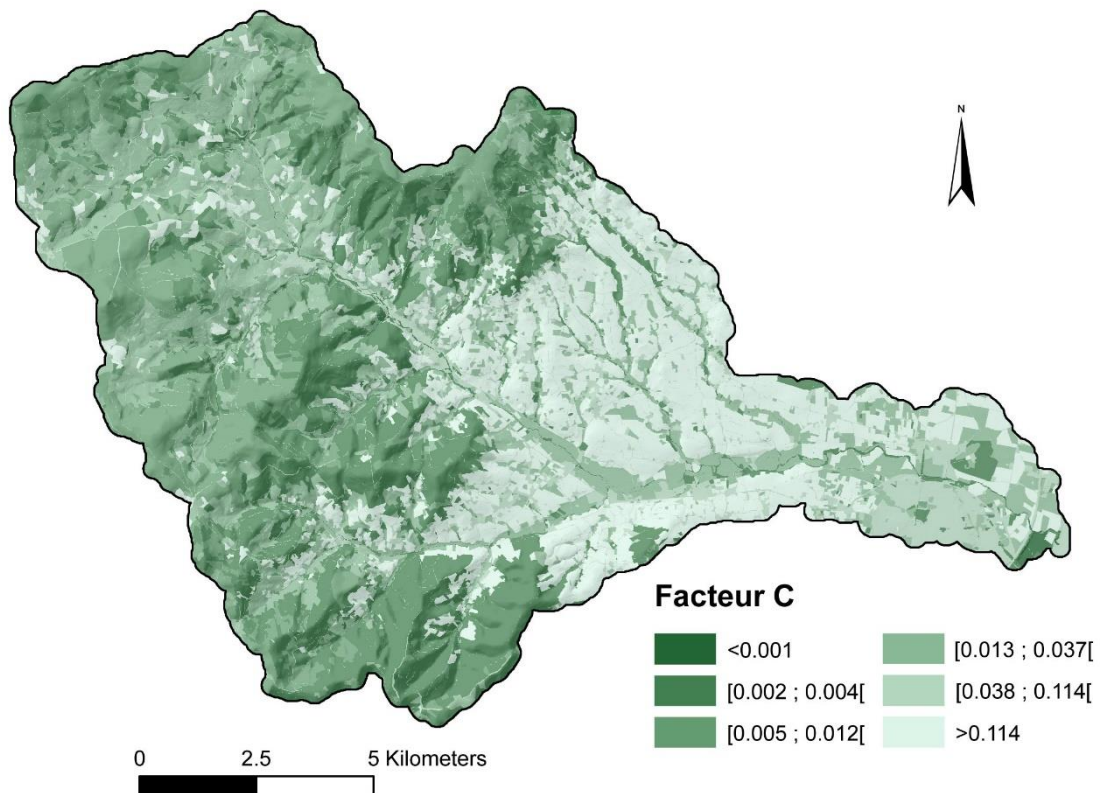


Figure 62 : Carte du facteur C végétation et pratiques culturales

Les secteurs viticoles ainsi que les zones de culture céréalières montrent clairement des valeurs C plus élevées. Les hauts de versants occupés par la forêt ont les valeurs nettement plus faibles (Figure 62). Le fond de vallée et la partie amont du bassin ont une structure paysagère complexe de type polyculture élevage alternat entre des zones de prairie permanente (facteur C bas) avec quelques zones de cultures aux facteurs C plus élevés ou des vignes. Ce bassin apparaît ainsi comme fortement contrasté.

III.1.3.2. Calage du modèle

Trente itérations du modèle ont été réalisées en faisant varier les deux principaux paramètres de calage : « Borselli K » et « IC 0 ». Ces deux paramètres influent principalement sur la forme de la relation entre l'index de connectivité et le taux de transfert sédimentaire. Ainsi, le calage influe uniquement sur la composante connectivité du modèle. La fourniture (production) sédimentaire, calculée à partir des formules empiriques du RUSLE est considéré comme statique dans la procédure. Les résultats de ces différentes itérations sont comparées aux moyennes des transferts sédimentaires mesurés aux stations de Versauds et de Pizay. Le choix des paramètres finaux à retenir est défini à dire d'expert selon le modèle qui minimise les écarts aux données mesurées.

Le calage entre le modèle et les deux stations de mesure est difficile, et aucun paramétrage ne permet un alignement exact du modèle avec les valeurs mesurées. Le meilleur compromis a été trouvé avec paramètre K de 2.9 et une IC 0 de 1. Ces valeurs sont en bonne adéquation avec les recommandations faites dans la littérature (voir par ex. Hamel et al., 2015), ce qui semble confirmer la vraisemblance des sorties de modèle dans cette étude de cas.

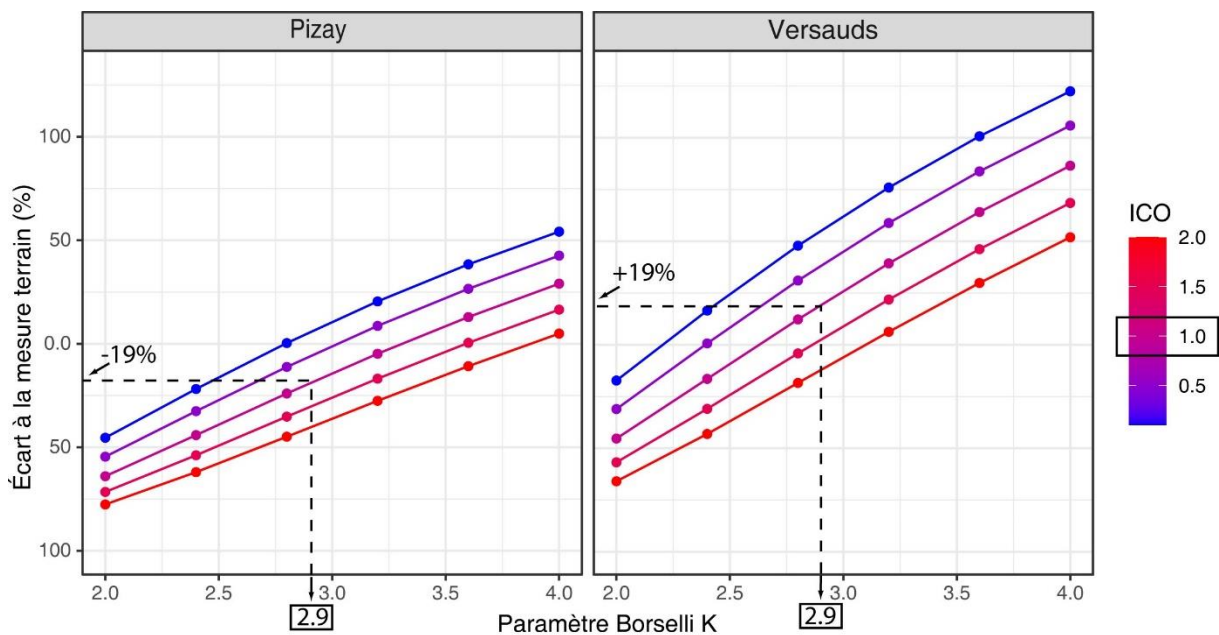


Figure 63 : Écart à la mesure en station pour les trente itérations du modèle INVEST-SDR

Avec ces valeurs, le modèle sous-estime les transferts sédimentaires mesurés à Pizay de 19% par rapport à la valeur moyenne mesurée. Inversement, le modèle surestime les transferts sédimentaires aux Versauds de 19%. Cette difficulté de calage peut être discutée d'une part au prisme des processus physiques pris en compte dans le modèle et, d'autre part, au prisme des biais de mesures effectuées en station.

Pour les Versauds, la majorité des itérations tend à surestimer les transferts sédimentaires. Une interprétation probable résiderait dans la difficulté des turbidimètres à mesurer la charge sableuse, identifiée localement comme conséquente par les observations de terrain et les mesures granulométriques (PAP). Certains auteurs ont en effet mis en évidence que les tailles de particules, notamment supérieures à 0.125 mm ne peuvent être mesurées par des méthodes classiques de suivi de la turbidité (Wilcock and Crowe, 2003; Camenen et al., 2021).

La tendance inverse peut être observée à Pizay, où la majeure partie des itérations du modèle tendent à sous estimer le transport solide observé. Le modèle INVEST-SDR décrit uniquement les processus de transferts depuis les versants vers les cours d'eau. Les dynamiques fluviales ne sont pas représentées. Ainsi, la présence de phénomènes d'érosion de berge, d'incision du lit du cours d'eau ou de remobilisation de stocks sédimentaires dans le chenal principal de l'Ardières ou de ses affluents est probable, mais n'a pas été investiguée dans cette étude.

Enfin, il faut noter que le suivi sédimentaire réalisé dans le cadre de cette étude ne s'étend que sur deux années hydrologiques. A l'inverse, le modèle et les facteurs de base représentent une dynamique moyenne à long terme. Les comparaisons doivent ainsi être réalisées avec précaution car n'étant pas représentatives des mêmes échelles de temps. Ainsi, il semble plus pertinent de se focaliser sur la cohérence globale des ordres de grandeur mesurés plutôt que sur la reproduction exacte des valeurs mesurées. Au bilan, la prédiction des volumes exportés à +/- 20% apparaît comme globalement acceptable pour une modélisation de ce type.

III.1.3.3. Transfert sédimentaire à l'échelle du bassin

III.1.3.3.1. RUSLE : production sédimentaire des versants

La Figure 64 représente la production sédimentaire brute des versants, sans considérer le transport des particules vers le cours d'eau. La valeur moyenne du bassin versant est de $3.1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (écart type $6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). On note une large dichotomie entre la partie Alpine et le reste du bassin versant.

(largement viticole) et Ouest (polyculture élevage) du bassin versant. Les zones viticoles et de culture céréalière situées sur les versants montrent des vitesses d'érosion très élevées, globalement supérieures à $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. A l'inverse, les secteurs forestiers situés sur les versants ainsi que le fond de vallée de l'Ardières apparaissent très peu affectés par l'érosion des sols (valeurs inférieures à $1 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$).

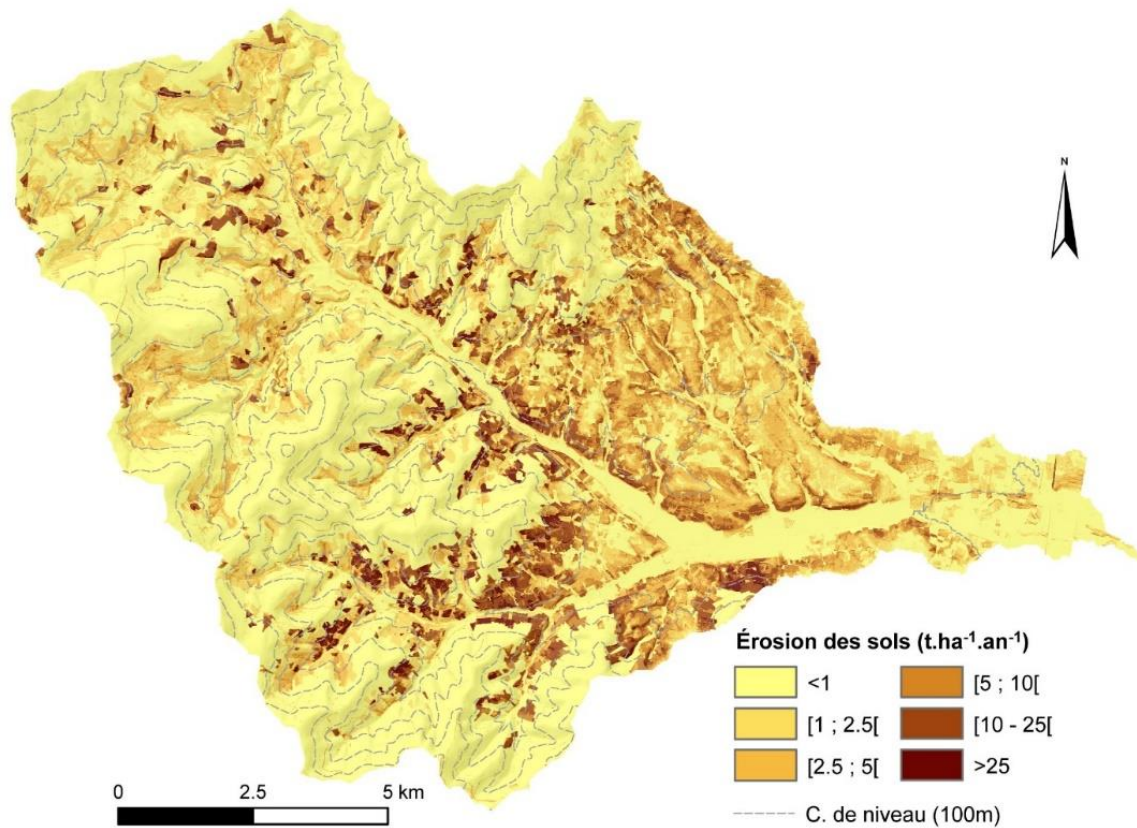


Figure 64 : Carte de la production sédimentaire des versants (RUSLE)

III.1.3.3.2. Taux de transfert sédimentaire

La Figure 65 représente les SDR, soit la probabilité de transport d'une particule érodée localement jusqu'au cours d'eau. Elle montre un schéma d'organisation classique avec des milieux et bas de versants bien connectés aux chenaux. Les glacis topographiques et plaines montrent des degrés de connectivité plus faibles. Les secteurs viticoles, souvent localisés dans des vallées encaissées ou sur les versants en pente significative sont globalement bien connectés au cours d'eau.

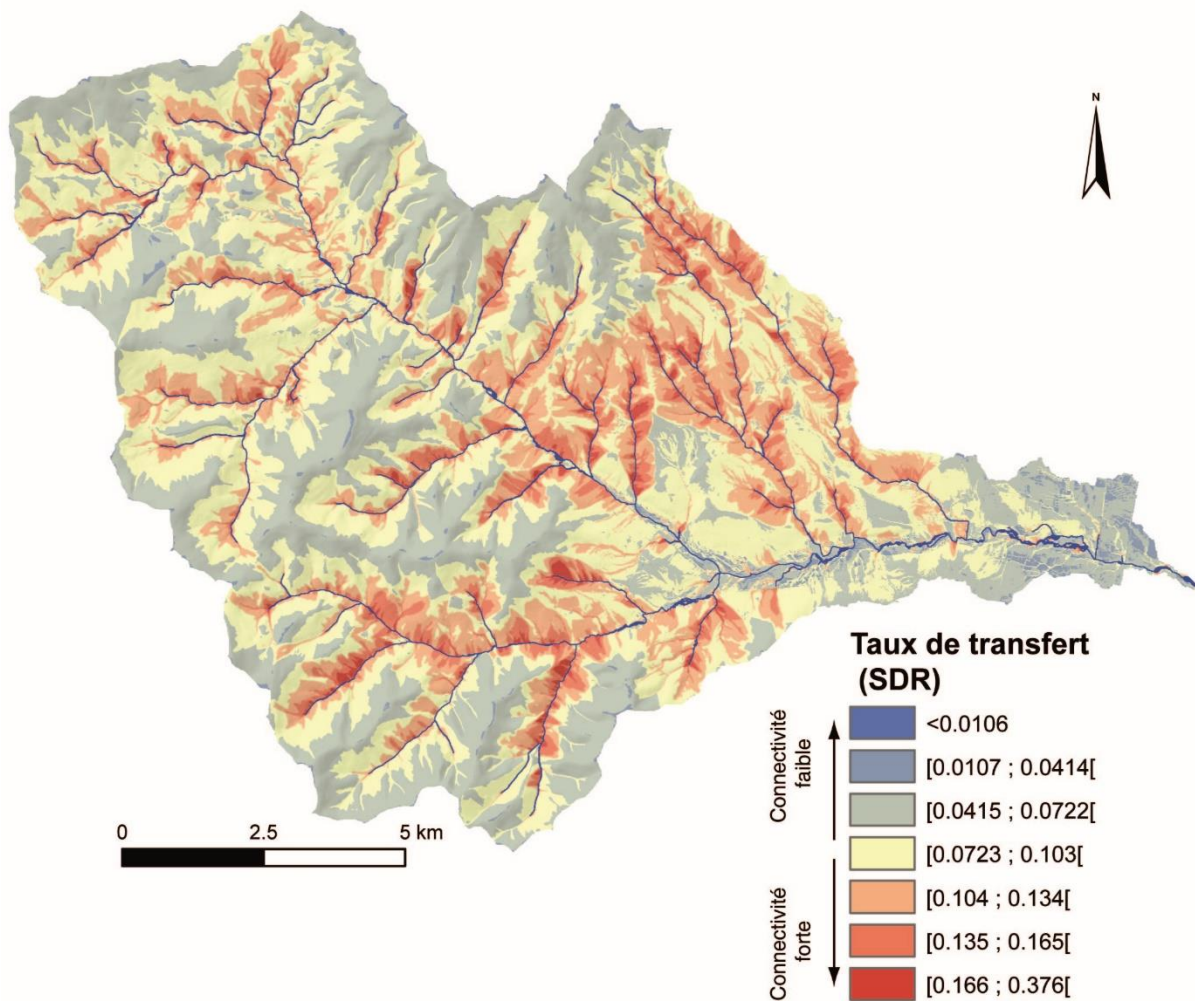


Figure 65 : Carte du taux de transfert sédimentaire (SDR)

III.1.3.3.3. Transport sédimentaire

La carte présentée sur la Figure 66 montre la répartition spatiale des zones sources de sédiments pour le bassin versant de l'Ardières. Nous proposons sur cette carte différents zooms sur des secteurs représentatifs de la diversité des contextes pour illustrer la précision cartographique du rendu sur fond de parcellaire cadastral (10.000^{ème}). La carte met en évidence la très forte contribution des secteurs viticoles au transfert total de sédiments sur le bassin versant. En effet, les facteurs C élevés, combinés à une position topographique généralement en pente ainsi qu'une localisation préférentielle sur des versants bien connectés au cours d'eau entraîne une sensibilité accrue de ces secteurs. Les versants viticoles des secteurs de Quincié-en-Beaujolais (figure 20.A), Marchampt et Beaujeu (figure 20.C) apparaissent comme les zones sources de sédiments les plus productives. Le bassin versant de la Morcille apparaît globalement comme moins contributif (figure 20.B). Par ailleurs, on note ponctuellement une contribution forte des secteurs de culture céréalière sur la partie amont du bassin versant (secteur des Ardillats, figure 20.D).

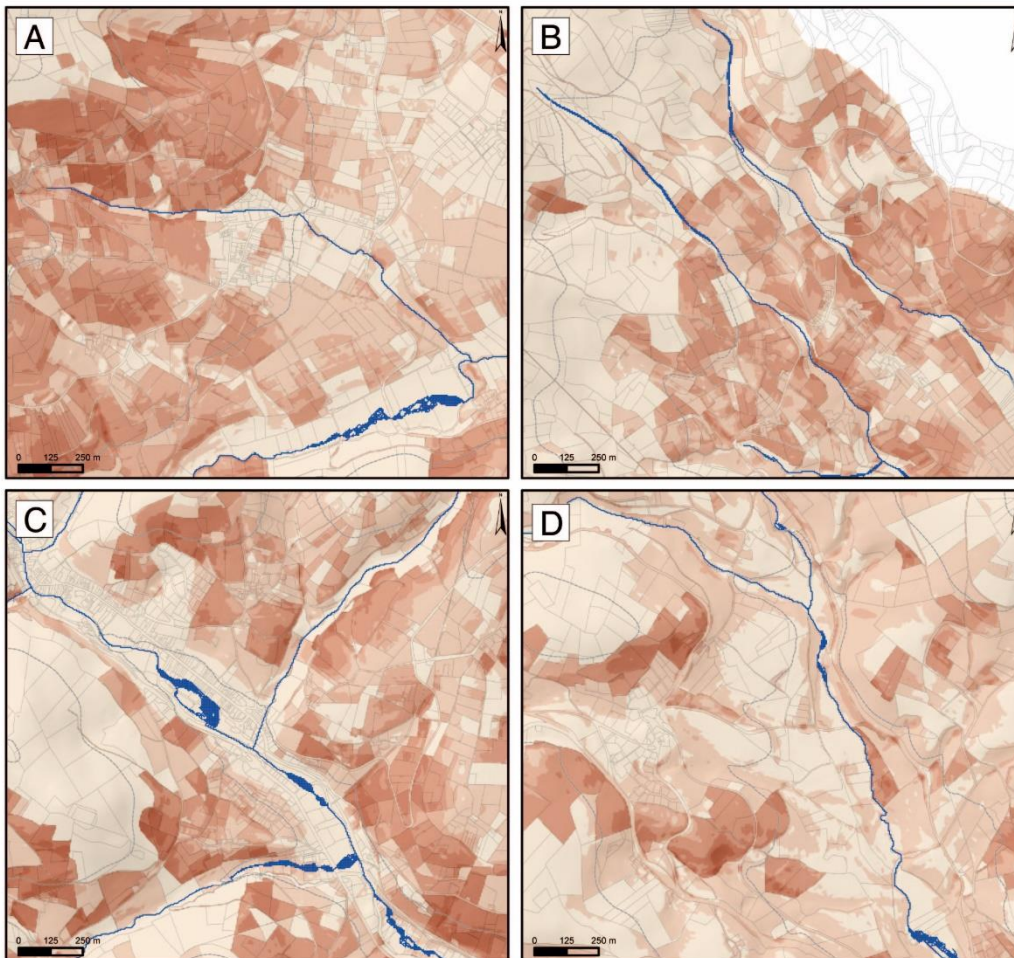
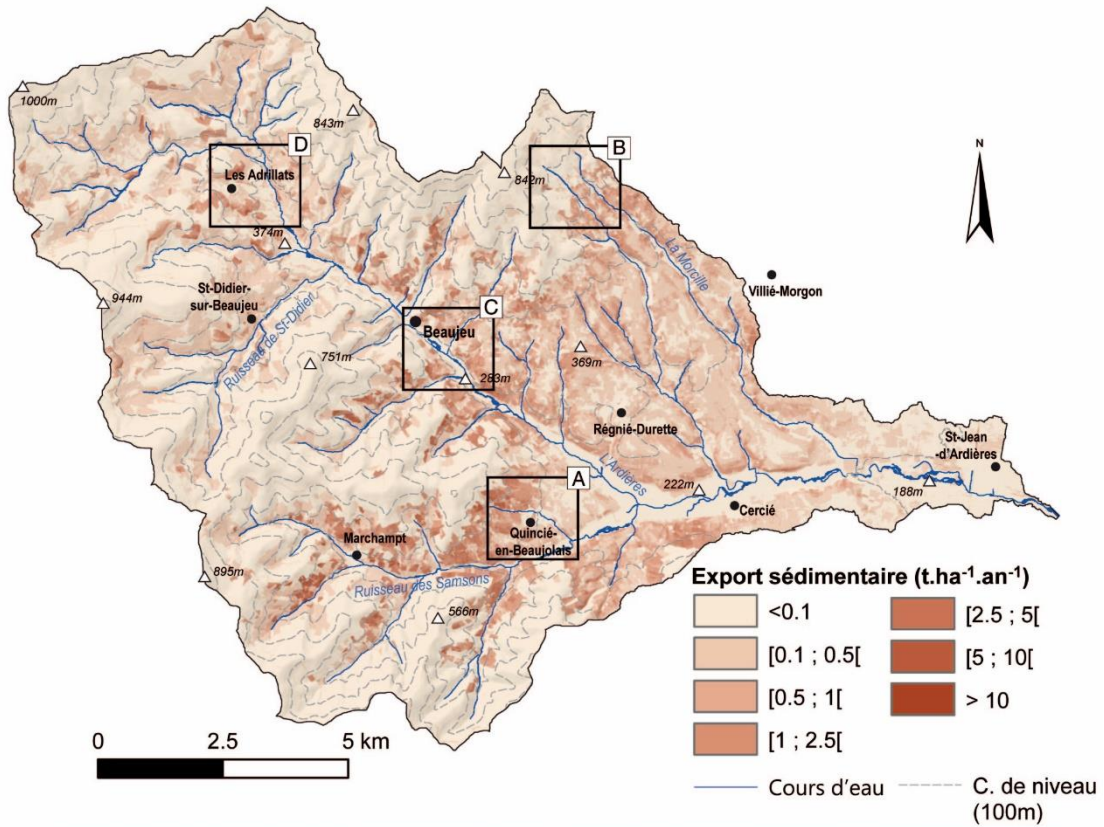


Figure 66 : Carte des exports sédimentaires au cours d'eau calculé à partir un modèle INVEST-SDR

L'agrégation des résultats à l'échelle de petites unités hydrologiques (Figure 67) permet de confirmer ces résultats. Le secteur de Quincié-en-Beaujolais et Marchampt (unité n°7) constitue le principal contributeur au transfert total (943 t.an⁻¹). L'unité n°6 (secteur de Beaujeu et des petits affluents de l'Ardière en aval) constitue le second secteur le plus contributif (757 t.an⁻¹). Le bassin versant de la Morcille (ici subdivisé en deux parties au droit de la station de mesure des Versauds, unités n°3 et 4) montre des transferts sédimentaires potentiels plus faibles, respectivement 175 t.an⁻¹ pour la partie aval et 169 t.an⁻¹ pour la partie amont (soit un total de 344 t.an⁻¹). Les autres secteurs à dominante viticole (n° 2, 5, 11 et 13) contribuent selon un ordre de grandeur intermédiaire entre ces valeurs. Les deux unités à l'amont du bassin (paysage mixte de polyculture prairie/céréales, n° 17 et 18), contribuent de manière significative avec 319 et 342 t.an⁻¹.

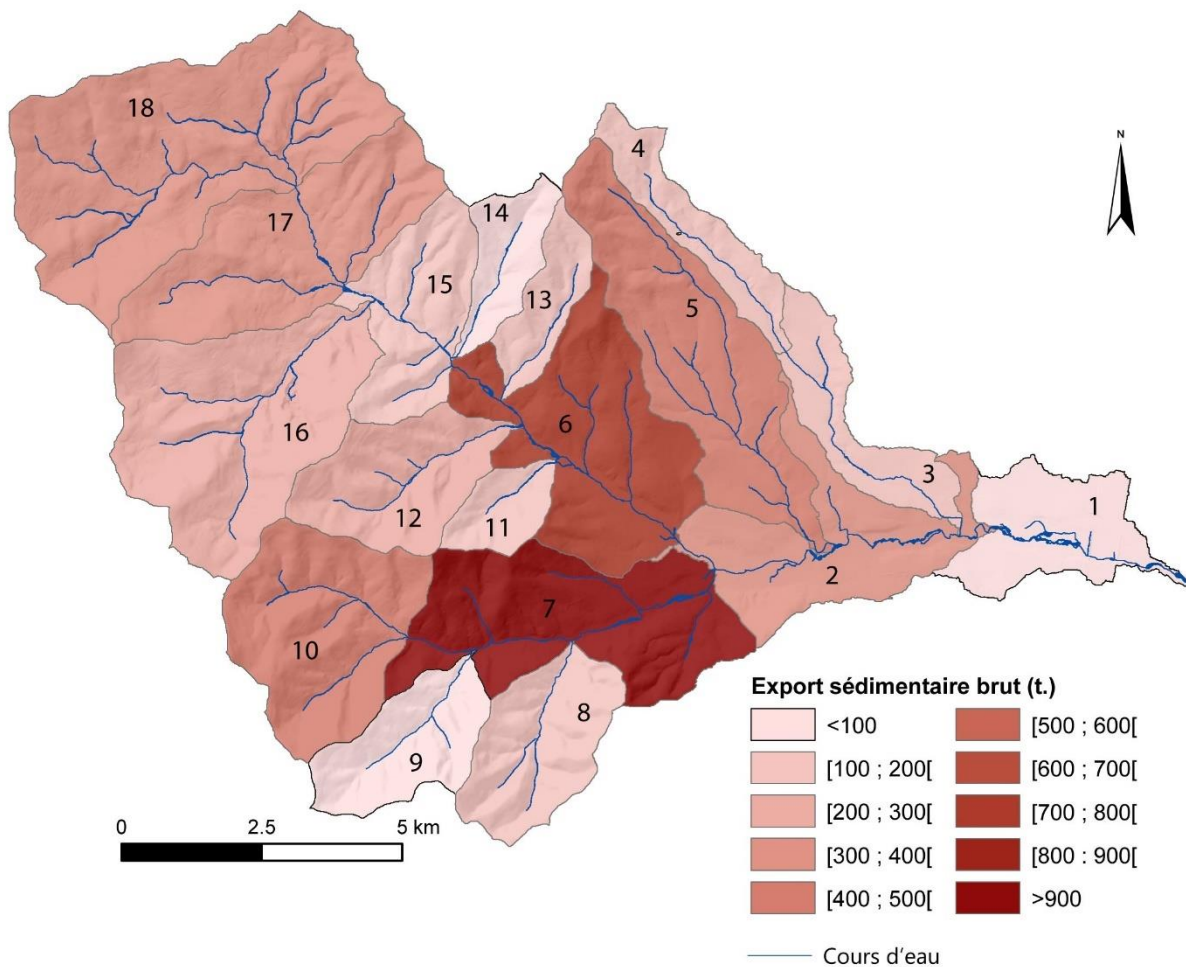


Figure 67 : Export sédimentaire brut pour 18 unités hydrologiques élémentaires du bassin versant de l'Ardières

Le constat définissant la Morcille comme un cours d'eau de faible contribution reste à nuancer par l'observation de la cartographie du transferts sédimentaire spécifique (rapporté à la surface). En effet, le bassin versant étant, en comparaison de taille plus réduite que les autres bassin versants viticoles, sa production brute est nécessaire plus faible. Ainsi, la Figure 68 montre que la Morcille se situe plutôt dans la moyenne haute en termes de transferts spécifiques avec 0,43 t.ha⁻¹.an⁻¹. Seules les bassins n°7 (0,78 t.ha⁻¹.an⁻¹), n°6 (0,63 t.ha⁻¹.an⁻¹) et n°11 (0,58 t.ha⁻¹.an⁻¹) montrent des vitesses d'érosion spécifiques plus élevées. Plus largement, même si la vigne montre de manière systématique des transferts spécifiques plus élevés (i.e. de 0,3 à 0,78 t.ha⁻¹.an⁻¹), les secteurs non viticoles situés à

l'amont du bassin versant restent caractérisés par des valeurs non négligeables (0,15 à 0,25 t.ha⁻¹.an⁻¹).

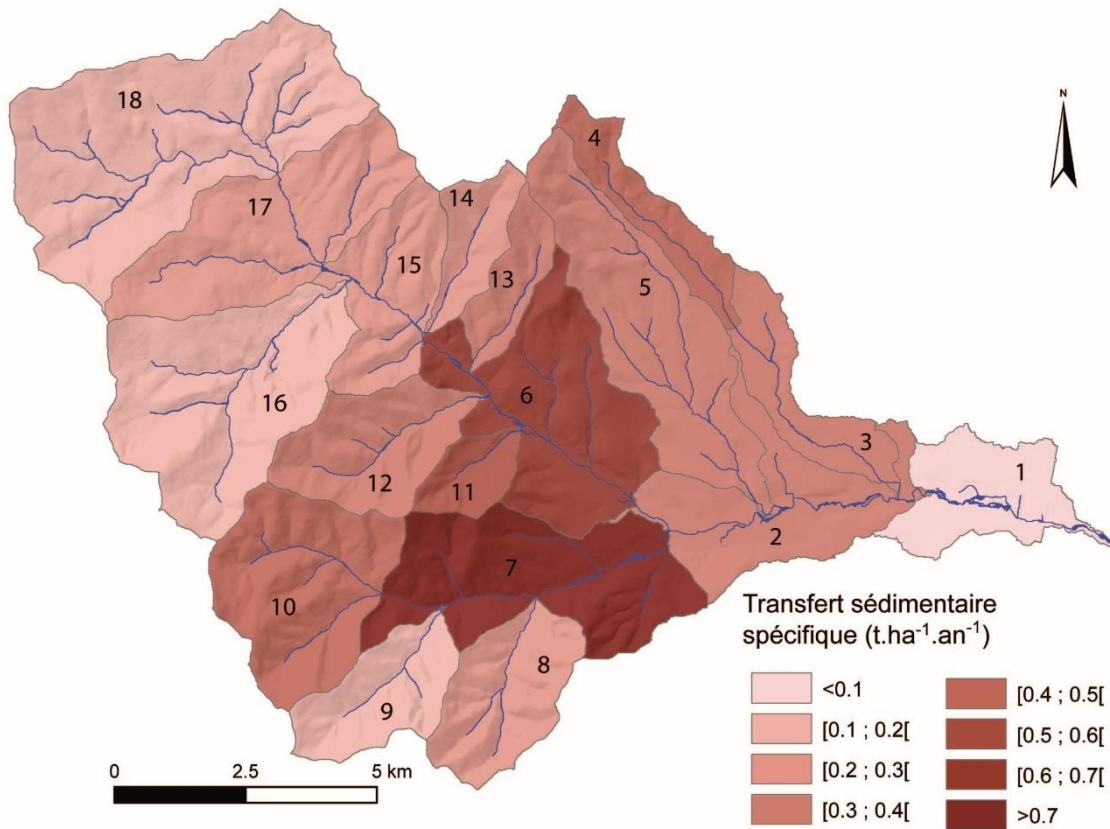


Figure 68 : Transfert sédimentaire spécifique pour 18 unités hydrologiques élémentaires du bassin versant de l'Ardières

Une analyse de la contribution relative au transferts sédimentaires modélisés par type d'occupation du sol permet de mettre en évidence la large dominance de la vigne sur le bassin versant. Tous types de vigne confondus les secteurs viticoles contribuent à 72% du transfert total alors qu'ils ne représentent que 23% de la superficie du bassin. 33% des transferts sont issus des vignes désherbées, 39% des vignes partiellement enherbées et 10% des vignes enherbées (Figure 69). En ce sens, les vignes désherbées présentent le transfert spécifique moyen le plus élevé (1.6 t.ha⁻¹.an⁻¹, Figure 70). Les vignes partiellement enherbées et désherbées montrent un transfert spécifique plus faible (i.e. respectivement 1 et 0.6 t.ha⁻¹.an⁻¹), mais restent des contributeurs significatifs du fait de leur large étendue spatiale. Les parcelles de culture céréalières, peu présentes sur le bassin (3%), contribuent tout de même de manière importante (10% des transferts) du fait de leur transferts spécifiques élevés (1.4 t.ha⁻¹.an⁻¹). Inversement les 11% de contribution de la prairie (24% de la surface du bassin versant) sont principalement liés à l'effet de l'emprise spatiale de ce type d'occupation du sol, plus qu'à ses transferts spécifiques (0.18 t.ha⁻¹.an⁻¹). La forêt contribue de manière très marginale (3%) du fait notamment du facteur C très bas, limitant le transfert spécifique à 0.02 t.ha⁻¹.an⁻¹. Les transferts observés dans les secteurs urbanisés et routiers s'opèrent principalement dans les zones de très forte concentration des flux. Malgré des facteurs K et C très faibles ces zones peuvent potentiellement produire un volume résiduel de sédiments et les transférer vers l'aval (i.e. bords de routes, jardins etc.).

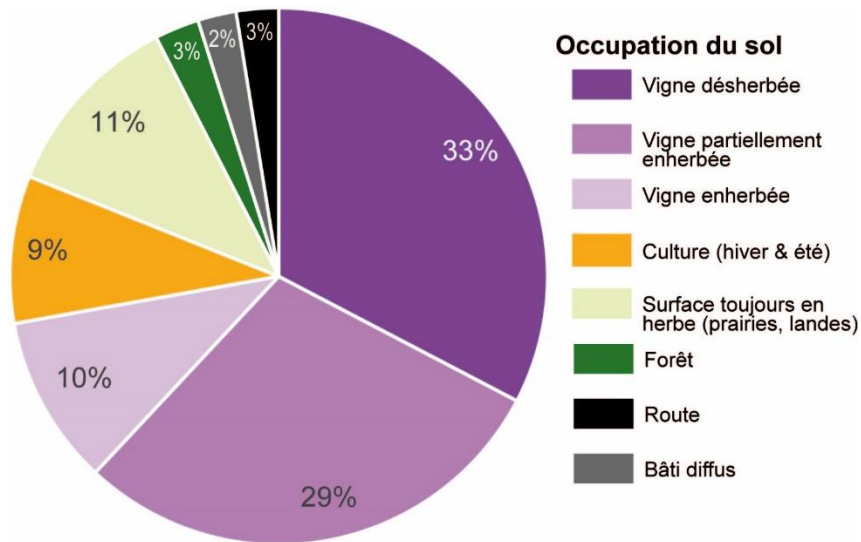


Figure 69 : Contribution relative de chaque type d'occupation du sol au cumul des transferts sédimentaires modélisés

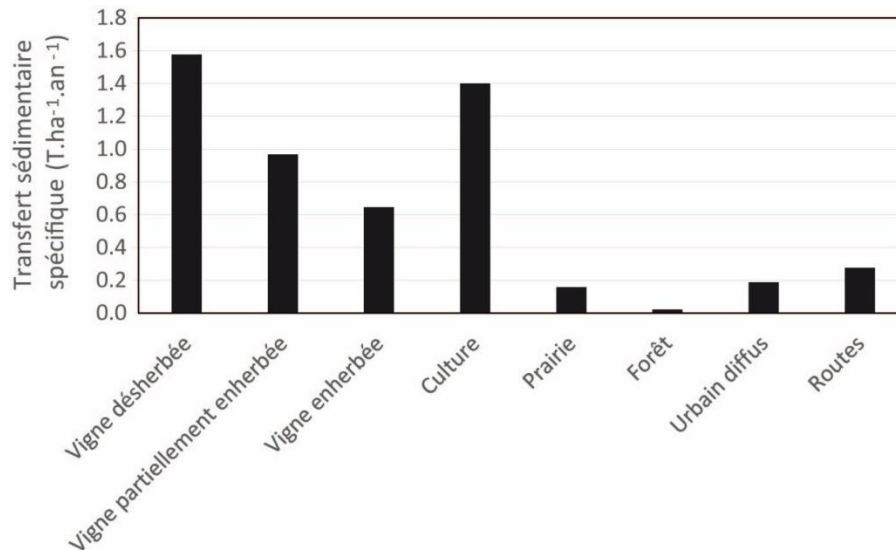


Figure 70 : Transferts sédimentaires spécifiques moyens par type d'occupation du sol

III.1.4. Retour critique sur la méthode et améliorations potentielles

La méthode employée pour la modélisation INVEST-SDR, notamment sa partie RUSLE a été historiquement développée en contexte de grande culture céréalière, assez différent du contexte viticole (Wischmeier and Smith, 1978 ; Renard et al., 1997). Même si ce type de modélisation a été largement utilisé dans d'autres types d'environnement (Alewell et al., 2019) y compris viticoles (Novara et al., 2011 ; Napoli et al., 2016 ; Cossart et al., 2020), la méthode reste principalement basée sur des équations empiriques calées à partir d'observations *in situ* mises en relation avec des facteurs explicatifs. En ce sens, le modèle ne représente pas directement les processus physiques et peut de ce fait, être affecté par une certaine imprécision dans les estimations. Les résultats chiffrés présentés doivent plutôt être considérés comme des ordres de grandeur qui permettent de hiérarchiser les secteurs d'un bassin versant en fonction de leurs caractéristiques locales, que comme un modèle prédictif des quantités exactes qui pourraient être érodées puis transportées.

Lors de ce travail de modélisation, nous avons apporté un grand soin à la production des cartes de facteurs des équations d'érosion et de transport à partir des données les plus précises disponibles. Quelques pistes d'amélioration peuvent tout de même être proposées pour certains facteurs. Ainsi le facteur R, qui propose une spatialisation de l'érosivité des pluies sur la base des données SAFRAN (maille de 8 km), pourrait être amélioré en précision par l'utilisation, selon la même méthode, de données issues des radars de pluie (maille de 1 km).

Le facteur K a été construit par agrégation de deux sources de données produites à des échelles très différentes (7 500^{ème} et 250 000^{ème}). En ce sens, la cartographie des sols pour les secteurs non viticoles reste peu adaptée à l'échelle de travail très détaillée sélectionnée dans le cadre de ce projet. Ainsi, il serait important de pouvoir compléter la cartographie des sols actuellement disponible par des sondages pédologiques et analyses de laboratoire associées dans les zones situées à l'amont du bassin versant, où peu d'observations ont été réalisées. Il s'agit notamment des parcelles cultivées et de prairies dont la contribution relative au transferts reste non négligeable.

Les facteurs LS ainsi que la carte de connectivité ont été dérivés à partir du modèle numérique de terrain à 5 mètres de résolution de l'IGN (RGE-Alt 5). Très récemment, l'IGN a mis à disposition un levé lidar haute résolution sur le département du Rhône, offrant ainsi la possibilité de disposer d'un MNT à 1 mètre de résolution (voire inférieur localement). L'acquisition de ces données devrait ainsi permettre d'améliorer la précision de l'analyse, en prenant en compte certains effets de la microtopographie et potentiellement de certains ouvrages de gestion des flux hydrosédimentaires.

Le facteur C a été calculé selon deux méthodes distinctes avec une focalisation sur le secteur viticole. Face aux résultats de ce travail, il semblerait judicieux de déployer la méthode de télédétection utilisée pour les parcelles de culture céréalière au regard de leur contribution aux transferts sédimentaires.

Plus largement, la disponibilité de données multi-sources ainsi que d'un suivi fin des transferts sédimentaires à trois échelles emboîtées offre un contexte favorable aux développements méthodologiques. Une première analyse à conduire serait de tester l'apport de l'intégration de données haute résolution dans les procédures de modélisation INVEST-SDR et en proposer une analyse coût-bénéfice. Ainsi, les questions de transposabilité de l'approche à des échelles plus larges (régionales, voire nationales) pourraient être discutées sur la base de ces résultats locaux.

Dans le contexte du Beaujolais viticole, les réseaux d'infrastructures linéaires (réseaux de drainage inter et intra parcellaire, routes, chemins etc.) constituent des éléments majeurs dans la détermination des dynamiques spatiales de flux hydrosédimentaires. De même, les nombreux pièges à sédiments et autres infrastructures de rétention sur les versants n'ont pas pu être intégrés à l'analyse du fait de l'échelle de travail et de la méthode utilisée. Le recours à des procédures de modélisation alternatives, locales, déployées dans le cadre de ce projet seront présentées dans les prochaines sections de ce rapport.

III.1.5. Conclusions

Cette section a présenté les principes généraux, les méthodes de calage et les résultats du modèle sédimentaire INVEST-SDR appliqué à l'ensemble des 142 km² du bassin versant de l'Ardières. Cette spatialisation de l'érosion suivant différents facteurs permet de localiser les principales zones sources de sédiments et d'en déterminer le contexte physique et agricole local. Ce travail amène à proposer des compléments d'interprétation aux mesures stationnelles. Les résultats montrent un bassin versant particulièrement sensible à l'érosion et aux transferts sédimentaires dans la partie viticole. Ainsi, le

domaine viticole, représentant 24 % de la surface totale du bassin versant est responsable de 74% des transferts sédimentaires. Ceci est principalement lié à la conjonction d'un couvert végétal peu développé (en particulier en période hivernale) et d'une localisation préférentielle des vignes sur des secteurs en pente influençant à la hausse les vitesses érosion sur ces secteurs. Par ailleurs, certains secteurs de grande culture à l'amont du bassin versant montrent des contributions relatives significatives (10% des flux), malgré une emprise spatiale limitée (3%). Ce type de modélisation permet également d'inclure de manière assez flexible des scénarios d'évolution de l'occupation des sols qui seront présentés dans la partie IV de ce rapport.

III.2. GRAPHE : approche à l'échelle du sous bassin-versant pour expliquer les interactions ruissellement / infrastructures de drainage

La méthodologie présentée dans cette partie a pour objectif de décrypter l'implication des éléments de la structure paysagère dans les transferts hydrosédimentaires en Beaujolais viticole. La méthode développée repose sur une formalisation de la structure spatiale du paysage selon la théorie des graphes afin d'évaluer la connectivité sédimentaire au cours d'eau dans le bassin versant de la Morcille. Cette approche présente notamment l'intérêt d'intégrer de manière exhaustive les infrastructures de linéaires et ponctuelles de la structure paysagère. Une version détaillée peut être trouvée dans Pic (2023).

Cette partie se décompose en trois parties :

- Présentation des données de caractérisation de la structure paysagère
- Description de la formalisation de la structure spatiale du modèle employé
- Présentation des résultats

III.2.1. Acquisition des données de base

L'inventaire des éléments de la structure paysagère a pour objectif de caractériser leur diversité au sein du secteur d'étude leur influence sur la connectivité flux hydrosédimentaires au cours d'eau. Pour ce faire la cartographie exhaustive des éléments d'origine anthropique de la structure paysagère qui ont une influence sur l'organisation spatiale des flux hydrosédimentaires a été nécessaire, soit : le contexte physique, l'occupation du sol, les infrastructures linéaires de drainage des versants et les collecteurs de sédiments. L'ensemble des données utilisées est synthétisé dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Synthèse des données utilisées (Pic, 2023)

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

III.2.1.1. Éléments du milieu physique

III.2.1.1.1. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique qui a été utilisé est celui issu de la **BD TOPO®** (IGN, 2017a). Ce choix a été privilégié du fait de la précision de la donnée de l'ordre du mètre, une des meilleures parmi les données disponibles, et de sa concordance avec le MNT produit par l'(IGN (2020a).

III.2.1.1.2. Relief

La représentation des axes d'écoulement selon la pente nécessite de disposer d'informations sur la topographie du secteur considéré. Un MNT précis et d'une résolution suffisamment fine est nécessaire pour enregistrer les trajectoires des écoulements de surface sur les versants. Le MNT d'une résolution de 1 m du RGE ALTI® produit par l'IGN (2020a) a été privilégié. Des prétraitements ont été réalisés manuellement afin d'améliorer la qualité et la précision du MNT pour une utilisation à échelle fine : effacer le bruit lié à la végétation, combler les cuvettes et corriger la localisation du cours d'eau.

III.2.1.2. Occupation du sol

Pour que les modes d'occupation du sol aient un sens en termes de transferts hydrosédimentaires, il faut considérer la parcelle au sens paysager du terme. Il s'agit de la plus petite entité avec des caractéristiques internes homogènes, 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.

L'occupation du sol a été cartographiée par digitalisation manuelle au 1 : 5000 à partir de la BD ORTHO®7 (IGN, 2017b) ; (Cossart et al., 2020). 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. 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 zones de chantiers et d'extraction de matériaux, (8) les surfaces en eau.

III.2.1.3. Infrastructures de drainage

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 hydrosédimentaires, une typologie a été réalisée afin de cartographier les infrastructures.

III.2.1.3.1. Typologie des infrastructures linéaires

La typologie comporte huit éléments. Les axes routiers se partagent en trois types sur la base de la nature de leur tablier⁸ : les routes, les chemins non-enherbés, les chemins enherbés (Figure 71 – 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.

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 71 – 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

⁷ 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.

⁸ La nature du tablier correspond au revêtement de l'axe routier.

hydrosédimentaires 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 du fait de leurs caractéristiques et fonctionnalités qui définit leur capacité à concentrer / dissocier les flux, les accélérer / ralentir ou limiter leur arrivée au cours d'eau (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 71 – 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 hydrosédimentaires 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 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 71 – G & H). Ils ont pour rôle l'interception du ruissellement et l'acheminement des flux hydrosédimentaire 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.

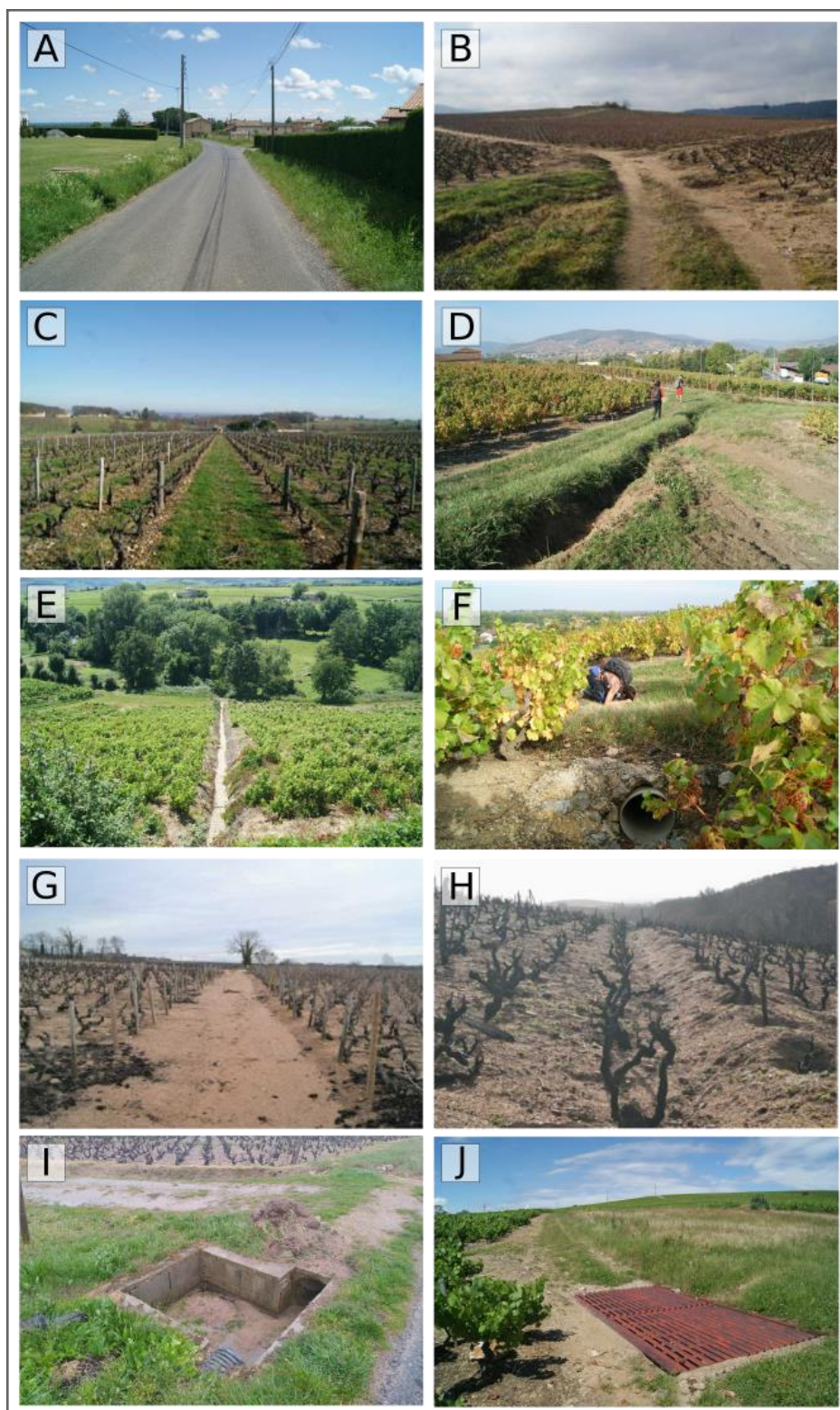


Figure 71 : Typologie des infrastructures de drainage et des collecteurs de sédiments. A – Route principale. B – Chemin non-enherbé. C – Chemin enherbé. D – Fossé enherbé bordé par une bande enherbée. E – Gouttière de canalisation. F – Canalisation enterrée. G – Bourrelet de terre bordant un chemin. H – Bourrelet de terre au sein d’une parcelle de vigne. I & J : Différents types de collecteurs de sédiments (Pic, 2023)

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. En Beaujolais, leur présence est réduite : 23 km de linéaire de haies dans le bassin versant de la Morcille. Elles constituent rarement une barrière avérée aux écoulements de surface et aux sédiments associés du fait de leur discontinuité et de leur absence de localisation sur un talus. Il n'y a que lorsqu'elles servent d'exutoire aux réseaux de drainage qu'elles agissent comme des puits à sédiments en favorisant le stockage sur les versants.

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 (Figure 71 – I & J). 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 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.

III.2.1.3.2. Inventaire des infrastructures linéaires

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) : axes routiers. Conjointement, un travail de terrain pour un relevé exhaustif de l'ensemble des fossés / bourrelets de terre / collecteurs de sédiments et des connexions de l'ensemble des infrastructures (Figure 72).



Figure 72 : Schéma d'organisation du cheminement des sédiments dans le paysage, bassin versant de la Morcille (Pic, 2023)

L'ensemble des éléments constituant la base de données de la structure paysagère ont servi à différentes analyses afin de discuter le rôle de la structure paysagère dans les transferts hydrosédimentaires. La partie suivante présente les détails de la construction de la structure spatiale

utilisée et des analyses réalisées dans ce cadre. La formalisation spatiale des interactions entre les différents éléments de la structure paysagère repose sur la théorie des graphes.

III.2.2. Construction du graphe de cheminement hydrosédimentaire

L'idée de ce travail fut d'appréhender les transferts hydrosédimentaires au travers d'une approche vectorielle fondée sur le principe de connectivité (Fressard & Cossart, 2019), de manière à intégrer l'influence de l'ensemble des 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 73) associe la topographie, les modes d'occupation du sol et les infrastructures linéaires de manière à mesurer les déformations qu'elles engendrent et décrypter le patron spatial effectif des flux hydrosédimentaires. Cette représentation 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. Le graphe de la structure paysagère se structure sous la forme d'un ensemble de lignes, correspondant à des axes de ruissellements et qui sont connectés au niveau de nœuds.

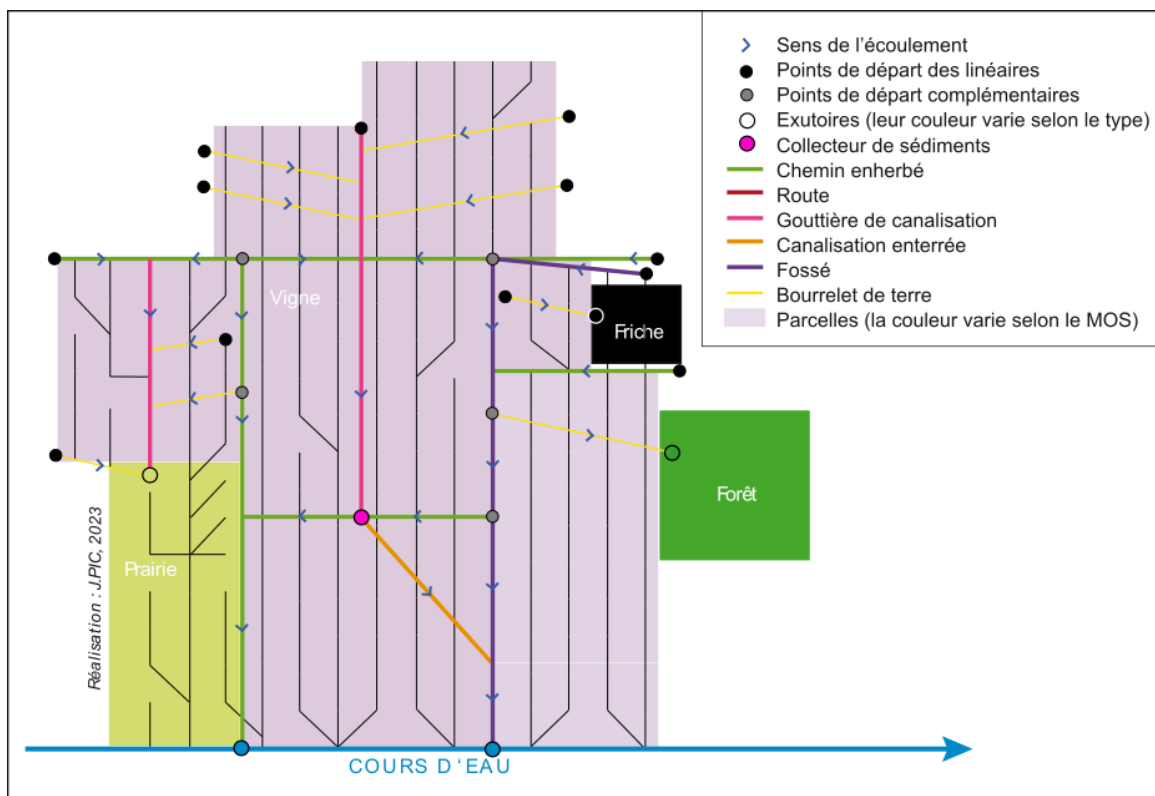


Figure 73 : Bassin versant virtuel explicitant la formalisation du graphe de la structure paysagère. Les lignes noires représentent l'écoulement topographique (Pic, 2023)

La formalisation de la base de données sous forme de graphe a nécessité la mise en commun des différents éléments de la structure paysagère. 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).

III.2.2.1. Formalisation du cheminement hydro-sédimentaire sous forme de graphe

Tout d'abord, un graphe d'écoulement topographique est généré selon la méthode de (Fressard & Cossart, 2019). 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 direction de flux est extraite à partir du MNT. 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.

Dans un second temps le graphe topographique est subdivisé au niveau des infrastructures de drainage pour produire un graphe représentatif de l'ensemble de la structure paysagère. Seules les canalisations enterrées, qui impliquent des circulations de flux hydrosédimentaires en sous-terrain, ne subdivisent pas le graphe topographique.

III.2.2.1.1. Caractéristiques du graphe

Le graphe de la structure paysagère 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.

L'orientation du graphe d'infrastructure ne suffit pas à déterminer le chemin effectivement emprunté par les flux hydrosédimentaires lors de leur circulation dans le réseau. Plusieurs infrastructures linéaires peuvent se situer à l'aval d'une infrastructure. Dans ce cas, les flux hydrosédimentaires ne peuvent transiter que par une seule infrastructure. Ainsi 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
- (8) Topographie

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

La formalisation de la structure paysagère sous forme de graphe a permis de déterminer deux indicateurs de la connectivité hydrosédimentaire : la **distance des sédiments au cours d'eau par le réseau** de drainage en tout point du bassin versant et la **surface drainée** par chacune des infrastructures anthropiques.

III.2.2.1.2. L'indice de connectivité (IC) dans le graphe

L'indice de connectivité (Borselli et al., 2008, voir section III.1.2.2 pour une description détaillée de l'indice) a été implémenté car 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). Il constitue un bon rapport entre efficacité et simplicité.

Pour que le calcul de l'IC soit possible, tous les éléments du graphe doivent présenter une valeur de :

- Pente (m/m). Les valeurs minimales et maximales de pente 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 et la valeur maximale de pente est bornée à 1 m/m.
- Distance à une cible (m). La connectivité est définie relativement à une cible, la distance de la source sédimentaire est déterminée à partir de cette cible. La distance à la cible se restreint ici à la stricte distance au cours d'eau en parcourant le réseau.
- Surface amont drainée (m²).
- Rugosité (paramètre adimensionnel). Le choix du coefficient de rugosité a une grande importance dans les résultats obtenus. 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 en fonction de son mode d'occupation du sol principal ou du type d'infrastructure de drainage. Les coefficients de rugosité appliqués sont synthétisés dans le Tableau 11.

Tableau 11 : Synthèse des coefficients de rugosité appliqués dans le graphe pour le calcul de l'IC (Pic, 2023)

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

III.2.2.1.3. Analyse de l'influence des éléments de la structure paysagère sur l'IC

Différentes structures du graphe ont été comparées afin de démontrer l'influence des déformations induites par l'agencement paysager et les infrastructures anthropiques sur la connectivité sédimentaire. Nous proposons quatre itérations de l'indice de connectivité représentant le bassin versant avec différents niveaux de complexité (Tableau 12). L'intérêt de la démarche étant la comparaison, les résultats de l'IC ont été standardisés (centrés-réduits) pour chacune des itérations.

- La première itération est intitulée « IC classique », elle constitue l'état de référence et les autres itérations qui sont construites 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 pente, la surface drainée, la distance au cours d'eau et la rugosité.
- Une seconde itération « 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.
- L'itération « IC drainage » correspond au calcul de l'« IC classique » mais dans un 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.
- La dernière itération « 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 à 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.

Tableau 12 : : Caractéristiques des itérations de calcul de l'IC (Pic, 2023)

Itération	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

III.2.3. Résultats : influence des infrastructures de gestion des flux hydrosédimentaires

Avant toute chose, il faut noter la très forte densité d'infrastructures de gestion des flux hydrosédimentaires en Beaujolais viticole. Le bassin versant de la Morcille compte une densité de 360 mètres d'infrastructures linéaires par hectare (36 km/km²) et 24 collecteurs de sédiments (Figure 74). 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 (burrelets de terre) et un système de drainage pour l'export des flux hydrosédimentaires des parcelles de vigne (gouttières de canalisation, de canalisations enterrées et de fossés enherbés).

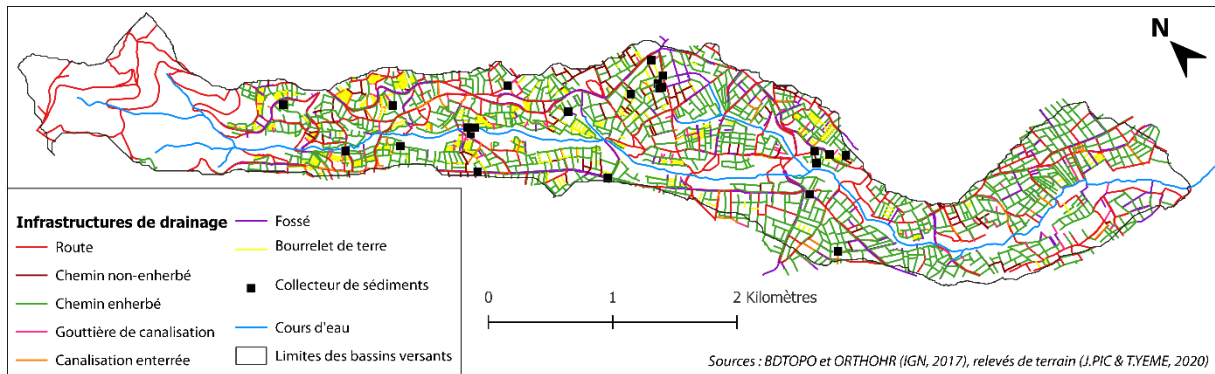


Figure 74 : Infrastructures de drainage sur le bassin versant de la Morcille (Pic, 2023)

Ces infrastructures sont à l'origine d'une distorsion du patron spatial des flux hydrosédimentaires. L'analyse des connexions du réseau de drainage souligne la volonté de collecte et d'export des flux hydrosédimentaires. 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 aussi des superficies importantes posant la question d'une redirection volontaire pour l'infiltration du ruissellement et du stockage sédimentaire.

III.2.3.1. Distance au cours d'eau

La Figure 75 traduit l'influence du réseau de drainage sur la distance au cours d'eau pour les bassins versants de la Morcille.

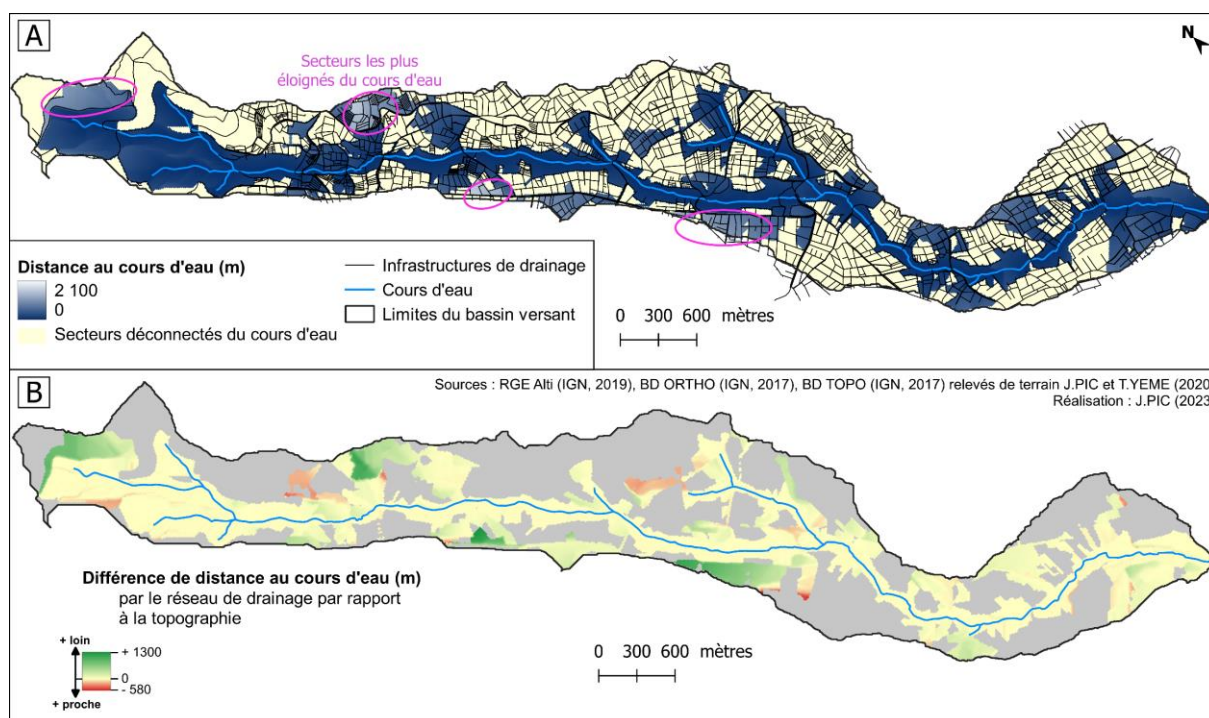


Figure 75 : A – Distance au cours d'eau par le réseau de drainage anthropique, bassin versant de la Morcille. B – Différence de distance au cours d'eau par le réseau de drainage par rapport à la seule topographie, bassin versant de la Morcille (Pic, 2023)

Dans le bassin versant de la Morcille, les secteurs directement connectés au cours d'eau représentent 4,1 km² (soit 50 % du bassin versant). Parmi ce secteurs, la distance moyenne au cours de est de 27 m et le secteur le plus éloigné est situé à 1785 m du cours d'eau. Les zones plus éloignées du cours d'eau 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.

Les infrastructures linéaires entraînent un allongement des distances au cours d'eau par rapport au cheminement des flux hydrosédimentaires 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. 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 hydrosédimentaires sont pris en charge par des réseaux qui parcourent de longues distances et drainent d'importantes superficies.

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. 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.

III.2.3.2. Modéliser la connectivité sédimentaire pour évaluer l'influence de la structure paysagère sur les processus

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, la Figure 76 représente cet indice selon les quatre itérations présentés précédemment. De haut en bas :

- La première carte « IC classique » correspond à une représentation classique de l'indice de connectivité. Le cheminement des flux hydrosédimentaires 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.
- 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.

III.2.3.2.1. Variabilité de la connectivité à l'échelle du bassin versant

Les différences dans la part des entités du graphe des valeurs extrêmes mettent en valeur une réduction de la connectivité par la prise en compte des modes d'occupation du sol. En effet, les valeurs de l'IC qui dépassent 1,5 (plus forte connectivité) représentent entre 4,1 et 4,4 % des infrastructures du graphe pour les scénarios « IC classique », « IC drainage » et « IC drainage / collecteur ». Le scénario « IC MOS homogènes » présente une tendance différente puisque les valeurs supérieures à 1,5 représentent 6,8 % des entités du graphe. 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 5,2 et 5,4 % des infrastructures des graphes. Le scénario « IC classique » présente une tendance différente puisqu'il concerne 7,8 % des infrastructures du graphe (Tableau 13).

Tableau 13 : Résultats de l'IC à l'échelle du bassin versant ; bassins versants de la Morcille

Itération	Valeurs brutes		Valeurs standardisées (part des entités)		
	Min IC	Max IC	< -1.5] -0,5 - 0.5[> 1.5
IC classique	-9.58	-1.025	7.8%	40%	4.4%
IC MOS homogènes	-5.85	0.002	5.2%	31%	6.8%
IC drainage	-11.22	0.54	5.2%	29%	4.1%
IC drainage / collecteur	-14.31	0.29	5.4%	30%	3.0%

Les résultats de l'IC dans les itérations de prise en compte des infrastructures de drainage semblent témoigner d'une augmentation de la connectivité dans le bassin versant 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 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 13).

III.2.3.2.2. Variabilité locale de la connectivité : disparités internes au bassin versant

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

Dans le bassin versant de la Morcille, les plus fortes valeurs de connectivité sont localisées dans le vignoble et dans les zones urbaines dans le scénario de référence (Figure 76 – IC classique). Le schéma de connectivité change complètement par l'abstraction de l'effet des modes d'occupation du sol (Figure 76 – IC MOS homogènes). 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 76 – 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 du scénario « IC classique », la quasi-intégralité de la tête de bassin versant présente des valeurs de l'IC inférieures à -3 (Figure 76 – IC classique). Ces secteurs de très faible connectivité découlent d'un cheminement des flux hydro-sédimentaires par des secteurs boisés (ripisylve, friches, forêt). Ce point explique pourquoi le scénario « IC MOS homogènes » ne présente aucun secteur où la connectivité est inférieure à -3 (bleu foncé).

▪ 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 76 – 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 (Figure 76 – IC drainage).

▪ Influence des stockages sédimentaires sur la connectivité 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 76 – IC drainage / collecteur). Si leur efficacité est certaine pour réduire la connectivité sédimentaire, elle se restreint à échelle locale.

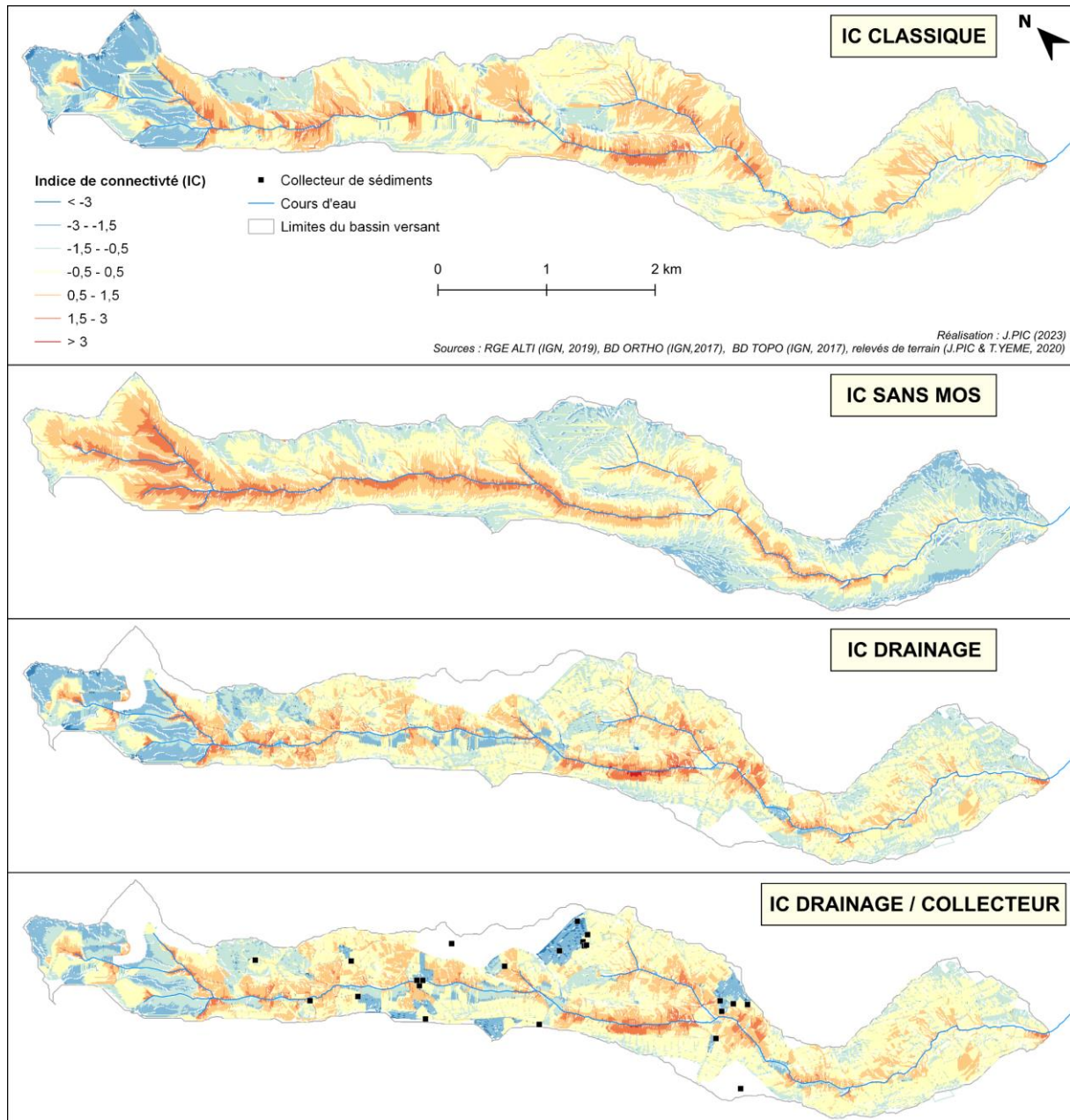


Figure 76 : Les différentes itérations de l'indice de connectivité sur les 4 graphes de la structure paysagère. De haut en bas : (1) IC classique, (2) IC classique sans prise en compte des effets de l'occupation du sol, (3) IC intégrant les réseaux de drainage, (4) IC intégrant les réseaux de drainage et les collecteurs de sédiments.

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 situé le plus au sud en rive gauche (Figure 76 – 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.

III.2.4. Conclusion

Le Beaujolais viticole se caractérise par la multiplicité des infrastructures paysagères d'origine anthropique. Dans ce cadre, l'application de l'approche GRAPHE avait pour objectif l'évaluation de la connectivité sédimentaire à l'échelle du sous-bassin versant. Elle a nécessité le développement d'une méthodologie spécifique pour intégrer la complexité de la structure paysagère et son influence sur les flux hydrosédimentaires. Le bassin versant de la Morcille se caractérise par une très haute densité d'infrastructures linéaires qui se structurent en réseau. 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).

L'application de l'indice de connectivité dans la structure du graphe 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.

III.3. Modélisation de l'influence des infrastructures agroécologiques sur le transfert particulaire et de pesticides : GeoMelba

Compte tenu de leur capacité à interagir avec le milieu récepteur après leur application (adsorption sur des particules riches en matière organique ou en argile, dégradation biotique ou abiotique), le devenir des pesticides dans l'environnement dépend fortement des composantes de l'écoulement gouvernant leur transfert hydrique (ruissellement, écoulement de subsurface, drainage par tuyaux enterrés, percolation puis transferts saturés via une nappe profonde) ainsi que des éléments du paysage interceptant potentiellement leur trajectoire et pouvant jouer selon le cas le rôle de zone tampon favorisant leur dissipation : surface enherbée, haie, talus, muret, fossé végétalisé, zone tampon humide artificielle ou au contraire d'accélérateur : buse, fossé nu, route, zone imperméabilisée (Gouy et al, 2008). La modélisation numérique représente une solution intéressante pour évaluer ex-ante l'efficacité de solutions correctives pour limiter le transfert de pesticides vers la ressource aquatique : changement d'occupation du sol, modification de pratiques agricoles ou aménagement d'infrastructures agroécologiques, sous réserve d'être capable de représenter l'évolution des processus induite par la mise en œuvre de ces solutions. Dans ce contexte, l'équipe Pollutions Diffuses a développé un modèle spatialisé orienté processus, PeshMelba (pour PESTicides et Hydrologie, ModELisation à l'échelle du BAssin versant) qui prend explicitement en compte l'influence des éléments du paysage sur le devenir des pesticides (Rouzies et al. 2019). L'objectif est de pouvoir hiérarchiser des scénarios de solutions correctives, à l'échelle d'un petit bassin versant. Ce modèle est organisé sous forme modulaire, les « modules » ou « simulateurs » représentant chacun un processus ou ensemble de processus advenant sur des éléments du paysage (surface élémentaire ou tronçon linéaire ou élément virtuel), couplés via la plateforme de modélisation environnementale OpenFluid (Fabre et al., 2010).

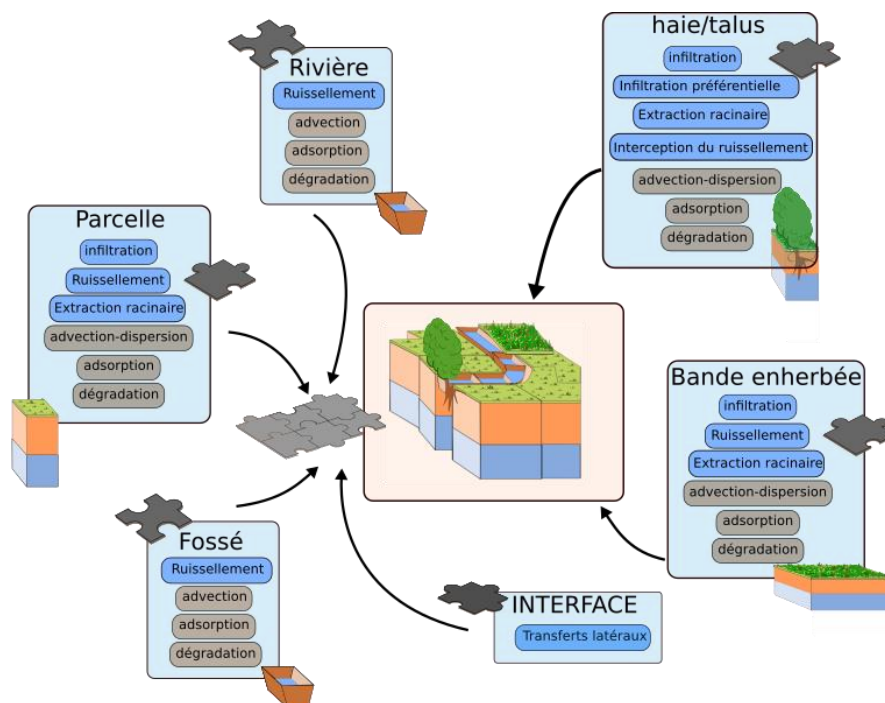


Figure 77 : Eléments du paysage et processus représentés par PeshMelba. d'après Rouzies et al, 2019

III.3.1. Développement d'un module « Erosion » dans PeshMelba

La version initiale du modèle ne représentait que le transfert des pesticides en phase soluble. Un module « érosion » a été développé dans le cadre d'un stage (Soares Lima 2022; Soares-Lima et al. 2023). Il s'inspire du modèle Mhydas-Erosion (Gumiere et al. 2011) pour représenter l'érosion interrigole et l'érosion en rigole et, de façon originale, représente également le dépôt des particules érodées, et leur remobilisation potentielle lors d'événements futurs.

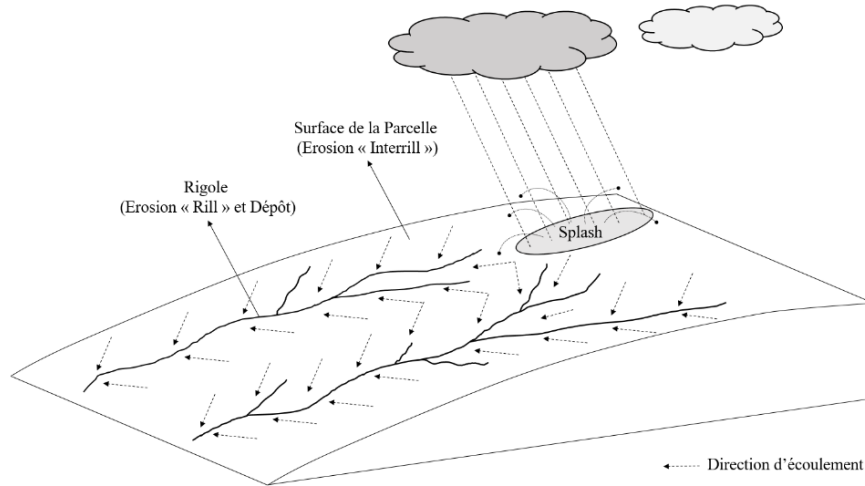


Figure 78 : Processus hydriques d'érosion et dépôt sur une parcelle agricole représentés par le module d'érosion développé

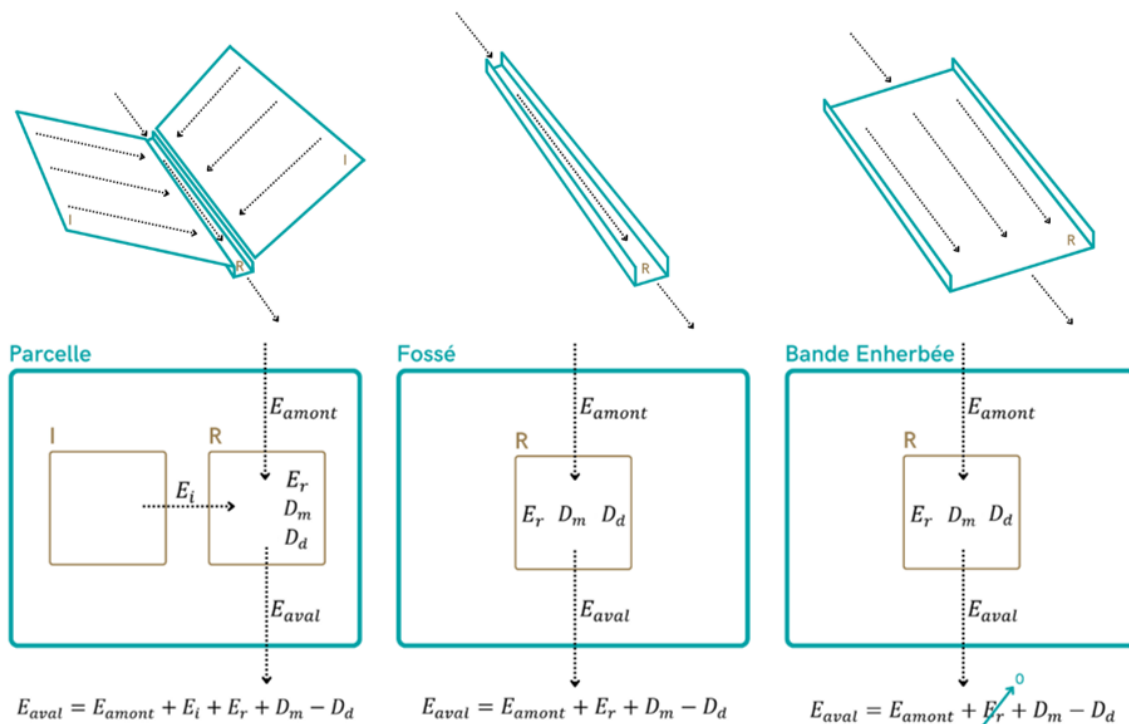


Figure 79 : Processus représentés pour chaque élément du paysage, sur le pas de temps courant . I : processus interrigole, R : processus en rigole. E_{amont} : flux érosif venant de l'élément amont ; E_i : flux d'érosion interrigole, E_r : flux d'érosion en rigole, D_d : dépôt en rigole, D_m : dépôt (pas de temps précédent ou évènement précédent) remobilisé au pas de temps de calcul, E_{aval} : flux transmis vers l'aval.

Ce module distingue également les processus en jeu selon le type d'élément du paysage considéré : ainsi un fossé n'est soumis qu'à l'érosion en rigole et au dépôt de sédiments, une bande enherbée est considérée ne participer qu'au dépôt de sédiments, et ne pas pouvoir être érodée. Les premiers tests sur ce module se sont avérés prometteurs ; il reste toutefois à l'intégrer au sein du modèle PeshMelba et à le tester de façon plus intensive avant de pouvoir envisager une mise en œuvre opérationnelle de ce module. Cette version ne sera donc pas présentée plus en détail dans ce rapport, et continuera à évoluer avec le modèle dynamique PeshMelba.

III.3.1.1. Développement d'un outil géomatique de modélisation simplifiée : GeoMelba-Spirit

GeoMelba est un outil géomatique initialement développé pour construire le maillage sur un bassin versant et calculer les connexions topologiques entre les éléments du paysage (UH : Unités Homogènes, déterminées selon l'occupation du sol, la pédologie, la topographie, ... et TE : Tronçons Élémentaires, définis à partir des éléments linéaires d'origine anthropiques ou à partir des cours d'eau), sur lesquels s'appuie ensuite le modèle PeshMelba pour calculer dynamiquement les flux échangés entre ces éléments (Figure 80).

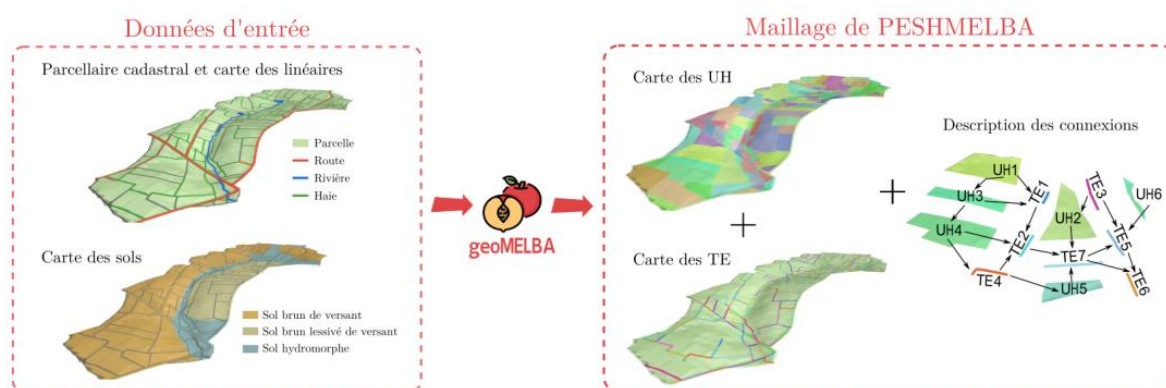


Figure 80 : représentation schématique de la construction du maillage et des connexions dans GeoMelba. D'après Rouzies (2023)

III.3.1.2. Contexte du développement de GeoMelba-Spirit

Dans le cadre de deux projets destinés à favoriser le dialogue entre les acteurs locaux pour faciliter l'émergence de solutions collectives à l'échelle du bassin versant, et s'appuyant tous deux sur le Beaujolais de Coteaux⁹, il est apparu utile de développer une version « autonome » de GeoMelba, qui permette un diagnostic préalable des parcelles à risque de transferts de pesticides et des potentialités d'atténuation sur un bassin versant, et qui puisse notamment être utilisée dans le cadre d'ateliers participatifs. Cette version, appelée GeoMelba-Spirit et implémentée sous Qgis sous forme d'un plugin Python, permet d'évaluer à la volée l'effet d'un changement d'occupation du sol (par exemple

⁹ Projet Ecophyto SPIRIT : Solutions collectives partagées pour limiter l'impact des résidus phytomédicamenteux sur les milieux aquatiques à l'échelle du territoire. 2019-2023. (resp Véronique Gouy) et projet AURA DIALECTIC : Démarche Interdisciplinaire pour l'Aide à l'Engagement Collectif en Territoires agricoles : Croisement modèle de scénarios spatialisés - approche anthropologique – démarche participative pour faciliter l'action collective visant à limiter la contamination des cours d'eau. 2019-2023 (resp Véronique Gouy)

conversion d'une parcelle de vigne en prairie, restructuration et/ou enherbement de la vigne), d'une évolution des pratiques (passage d'une stratégie de traitement assurantiel, visant à maximiser le rendement, à une stratégie de traitement optimisée ou n'utilisant pas de chimie de synthèse) ou de la mise en place d'infrastructures agroécologiques (par exemple végétalisation d'un fossé, mise en place d'une haie ou d'une bande enherbée). Il s'appuie sur un comportement moyen des éléments du paysage au fil de l'année, déterminé à dire d'expert (ou en s'appuyant sur la modélisation pour les éléments du paysage jouant le rôle de zones tampons). Par construction il est donc « statique », c'est-à-dire qu'il n'est pas capable de représenter les écoulements et les interactions entre processus de façon dynamique.

GeoMelba-Spirit a pour l'instant été appliqué sur deux bassins virtuels archétypaux, représentatifs l'un du Beaujolais de coteaux et inspiré du bassin de la Morcille et l'autre des Monts du Lyonnais en polyculture-élevage et inspiré du bassin de la Gimond, affluent de la Coise. Il est notamment mis en œuvre dans le cadre d'un jeu sérieux, *Causerie*, visant à faciliter le dialogue entre acteurs du territoire (Barreteau et al. 2023). Ce jeu met en scène plusieurs exploitations agricoles (viticoles dans le cas du Beaujolais) dont les exploitants doivent atteindre les objectifs qui leur sont individuellement assignés (développer une activité de tourisme à la ferme, consolider l'exploitation en vue de sa transmission ...) tout en assurant la viabilité économique de leur exploitation. GeoMelba-Spirit permet de donner une indication sur l'évolution de la qualité de l'eau induite par les actions des joueurs, et leur permet de mieux appréhender « concrètement » l'influence que leurs parcelles et leurs décisions ont sur celle-ci. Les ateliers participatifs ont mis en évidence la plus-value qu'apportait GeoMelba au jeu. Ils ont également permis de confirmer que l'érosion est un facteur de préoccupation majeur pour les viticulteurs, au-delà de contribution des particules érodées au transfert des pesticides.

Le logiciel considère les écoulements rapides, responsables des pics de contamination de pesticides et de l'essentiel des transferts pour les bassins versants pour lesquels il est conçu (ruissellement pour la Morcille, ruissellement et drainage pour le bassin versant de la Gimond), et sur lesquels la mise en place d'aménagements agroécologiques sont susceptibles d'avoir une influence. Il a été initialement développé pour traiter des transferts d'eau et de pesticides en solution. Dans le cadre du projet Pulse, GeoMelba-Spirit a été modifié pour y intégrer l'érosion depuis les parcelles et la limitation des flux sédimentaires par les éléments du paysage. Il n'est pas prévu pour l'instant d'aborder le transfert particulaire de pesticides dans cet outil simplifié, mais les abattements en pesticides en solution et en sédiments permettent de discuter des risques encourus par toutes les gammes de molécules, des plus solubles aux plus adsorbées.

Cette version modifiée a été appliquée sur le même bassin archétypal représentatif du Beaujolais de coteaux et inspiré du bassin de la Morcille que celui sur lequel a été appliquée la version initiale de GeoMelba.

III.3.1.3. Principes de GeoMelba-Spirit

Les méthodes mises en œuvre dans GeoMelba-Spirit sont présentées de façon succincte ici ; pour plus de détail on peut se référer à (Grillot et al. 2022) ou à la notice utilisateur, disponible sur demande.

Les données d'entrée du logiciel pour un bassin versant sont : un modèle numérique de terrain, le système de projection, la limite du bassin versant, le parcellaire, le tracé du cours d'eau, les fossés, les haies, le type de sol, les bandes enherbées, routes et chemins, la pédologie (unités cartographiques de sol). Toutes les données sont vectorielles, mis à part le MNT, qui est au format raster. La table

attributaire des parcelles doit de plus contenir l'identifiant du propriétaire/exploitant, l'occupation du sol (culture pérenne) ou le type de rotation culturale, ainsi que le type de pratiques (plus ou moins intensives en termes d'usages et de risque de transfert de pesticides) mises en œuvre. La Figure 81 illustre le bassin virtuel, inspiré du bassin versant de la Morcille, sur lequel GeoMelba a été appliqué. Les cultures sont essentiellement de la vigne, sauf en haut de bassin où la forêt domine, et le long du cours d'eau est en partie gainé par une ripisylve ou des prairies. Les vignes avec rases ou enherbement interrang sont distinguées, puisque ces caractéristiques influencent significativement la genèse et le transfert du ruissellement.



Figure 81 : Bassin virtuel inspiré du bassin de la Morcille. Occupation du sol et linéaires anthropiques à l'état initial. Les numéros désignent l'identifiant des UHs.

- (1) La première étape consiste à identifier les Unités Homogènes surfaciques, en croisant le parcellaire, les unités cartographiques de sol et les pentes. Sur les petits bassins versants sur lesquels GeoMelba a été appliqué pour l'instant, les Unités Homogènes (UH) correspondent aux parcelles cadastrales.
- (2) L'étape suivante détermine tous les emplacements potentiels de linéaire, ou tronçons élémentaires (TE), c'est à dire toutes les frontières parcelle/parcelle, parcelle/route ou parcelle/cours d'eau sur lesquelles on peut envisager de placer des infrastructures agroécologiques.
- (3) Les connexions entre UHs sont ensuite calculées, en considérant les altitudes des centroïdes des UHs. Ce calcul est réalisé pour chaque UH en allant dans le sens des altitudes des

centroïdes d’UHs décroissants. Quand plusieurs UHs sont situées à l’aval de l’UH considérée, autant de connexions sont créées, en considérant que le flux exporté de cette UH sera réparti entre ces UHs en fonction des pentes entre UHs et de la longueur d’interface entre ces UHs (la connexion est d’autant plus forte que la pente entre centroïdes est forte et que la longueur d’interface est importante). Ces connexions, amont comme aval, sont stockées dans la table attributaire des UHs pour permettre ensuite le calcul des transferts entre éléments du paysage sur l’ensemble de la surface du bassin versant. Selon ses caractéristiques (pente, sol, occupation du sol, aménagement intra-parcellaire – présence de rases ou d’enherbement interrang pour la vigne- et pratiques culturales), chaque UH est considérée pouvoir « produire » ou « abattre » des flux d’eau et de pesticides en solution. Les coefficients utilisés pour rendre compte de ce comportement sont rassemblés dans le Tableau 24, annexe V.5.

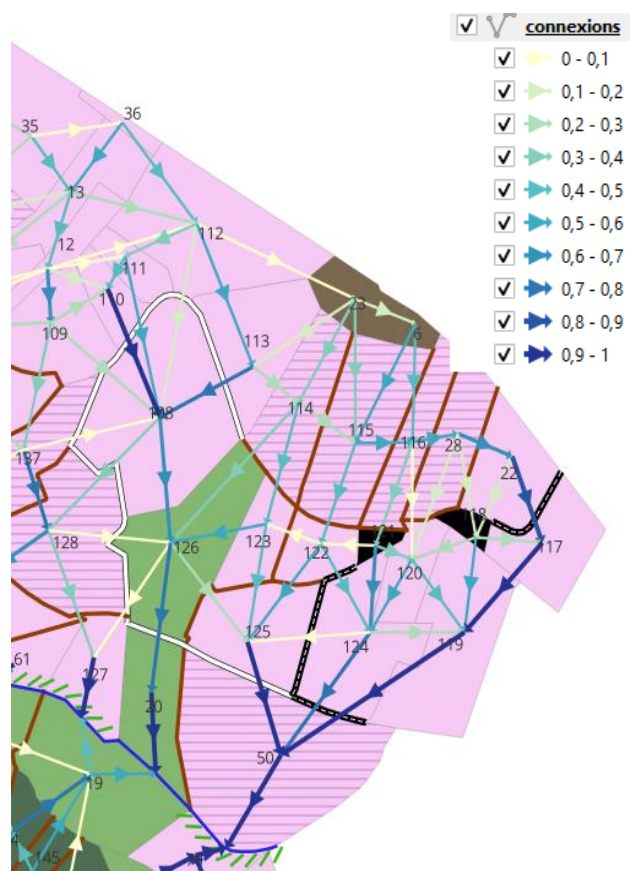


Figure 82 : Connexions hydrologiques entre UHs. Les flèches sont d'autant plus foncées que le pourcentage du flux sortant de l'UH amont et qui va vers l'UH aval est important.

Sur un bassin non aménagé, les écoulements issus des UH seraient donc répartis au prorata de ces connexions. Les infrastructures agroécologiques, ou autres linéaires d’origine anthropique, sont toutefois susceptibles de retarder, dissiper, ou au contraire concentrer et accélérer ces flux. Dans GeoMelba-Spirit, on considère que selon son type, un élément linéaire collecte les flux qu’il reçoit et peut transmettre tout ou partie de ces flux vers l’aval : **a**- le long de son tracé et/ou **b** – transversalement à son tracé.

Ainsi, comme illustré Figure 83, un fossé collecte les flux et les transmet longitudinalement vers son aval, en abattant d’autant plus les flux que l’on va d’un fossé bétonné à un fossé végétalisé, en passant

par un fossé avec fond en terre. Une route ou un chemin ont le même type d'influence. A l'inverse, une haie transmet le flux reçu à la fois à son aval longitudinalement le long de son tracé et transversalement vers l'UH qu'elle longe et située à son aval. On considère qu'une haie perpendiculaire à la pente (le long d'une ligne de niveau) ne transmettra le flux que de façon transversale, alors qu'une haie inclinée dans la pente conduira d'autant plus facilement le flux longitudinalement que son inclinaison est proche de la ligne de plus grande pente. Les coefficients utilisés pour décrire le comportement des différents éléments linéaires sont rassemblés dans le Tableau 24, annexe V.5.

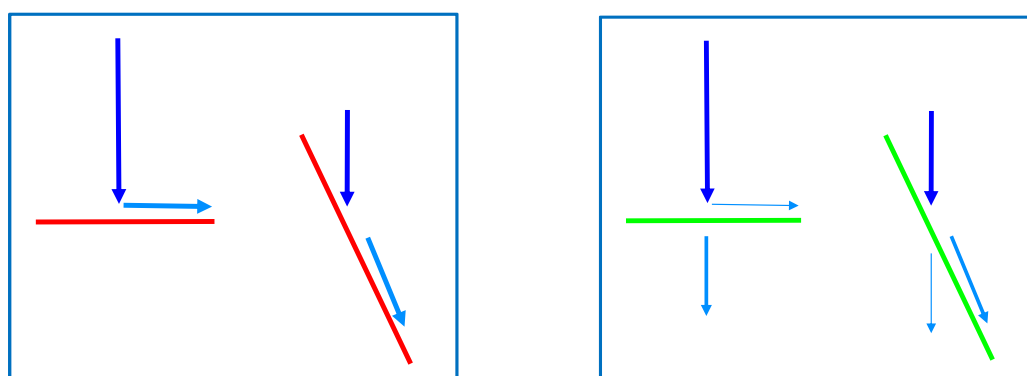


Figure 83 : Influence d'un élément linéaire sur les transferts. A gauche fossé (en rouge), à droite haie (en vert), les flux reçus sont en bleu foncé et les flux transférés vers l'aval en bleu plus clair

Les bandes enherbées sont traitées comme des éléments surfaciques, incluses dans les parcelles. Une bande enherbée abat donc le flux transmis à l'aval de la parcelle dans laquelle elle est implantée. On considère que toutes les bandes enherbées ont une largeur de 5 mètres (largeur réglementaire pour les bandes enherbées obligatoires le long des cours d'eau pour respecter les Bonnes Conditions AgroEnvironnementales) et sont implantées correctement en bas de parcelle. Des simulations réalisées avec BUVARD¹⁰, outil de dimensionnement des bandes tampons enherbées (<https://buvard.inrae.fr/>; Carluer et al. 2017; Catalogne, Lauvernet, and Carluer 2018) dans les conditions rencontrées sur le bassin de la Morcille ont conduit à considérer une efficacité moyenne d'abattement de 80% pour les transferts d'eau et pesticides. GeoMelba-Spirit permet de considérer des « linéaires multiples », constitués de la juxtaposition de 2 ou 3 types d'éléments, par exemple fossé/route/fossé ou haie/fossé. Dans ce cas, les flux sont traités successivement de l'élément situé à l'amont vers celui situé à l'aval.

4 – Déterminer les flux collectés puis transmis par les différents linéaires suppose de déterminer les connexions Unité Homogène – Tronçon Élémentaire – Unité Homogène partout où une frontière UH-UH est occupée par un linéaire, ainsi que les connexions tronçon Élémentaire-Tronçon Élémentaire pour pouvoir calculer les flux transférés et abattus le long du réseau anthropique. Ce traitement est réalisé en parcourant l'ensemble des tronçons élémentaires, en déterminant les UH qu'ils longent, à leur amont et à leur aval (et en « interceptant » donc les connexions UH-UH correspondantes déterminées à l'étape 3), ainsi qu'en identifiant, quand ils existent, les TE connectés à leur amont (qui sont susceptibles de leur transmettre un flux longitudinalement) ou à leur aval qui recevront tout ou partie du flux qu'ils collectent. Quand un tronçon élémentaire n'a pas d'autre TE situé à son aval, le flux qu'il transfère est affecté à l'UH située longitudinalement à son aval. Les coefficients de transfert

¹⁰ <https://buvard.inrae.fr/>

et d'abattement longitudinal et transversal sont calculés en tenant compte du type d'élément, de sa pente longitudinale, de son orientation par rapport à la ligne de plus grande pente (pour les haies, ou haies sur talus) et de sa longueur. Les tronçons de cours d'eau sont des linéaires particuliers, collectant latéralement les flux des deux côtés, ainsi que longitudinalement. Un cours d'eau peut être longé d'un élément linéaire, comme une ripisylve. L'ensemble des éléments du paysage, UHs et TEs sont ordonnés, d'amont en aval, pour déterminer l'ordre dans lequel les flux générés, abattus et transférés par chaque élément du paysage seront traités, de l'amont à l'exutoire du bassin.

5 – Une fois ces calculs préliminaires effectués, il est possible de calculer les flux générés, abattus, transférés vers l'aval pour chaque élément du bassin versant. On peut réaliser le calcul sur l'ensemble du bassin versant, ou en se concentrant sur une parcelle, soit pour déterminer les parcelles qui l'alimentent et les linéaires qui contribuent ou non à l'abattement des flux qu'elle reçoit, soit pour analyser le devenir des flux qu'elle génère.

6 – L'interface QGIS permet alors à l'utilisateur de faire évoluer par un clic de souris l'occupation du sol, l'intensité des pratiques agricoles et l'aménagement du bassin versant, et de visualiser de façon quasi-instantanée l'évolution de la situation entre le scénario initial et le scénario actuel. La Figure 84 illustre ainsi l'effet de la mise en place d'enherbement interrang sur plusieurs parcelles identifiées comme participant beaucoup aux transferts dans l'état initial, ainsi que la mise en place de haies et la végétalisation de fossés. Elle illustre également les types de résultats que peut produire GeoMelba-Spirit. La Figure 85 illustre l'amélioration de la situation entre les deux scénarios.

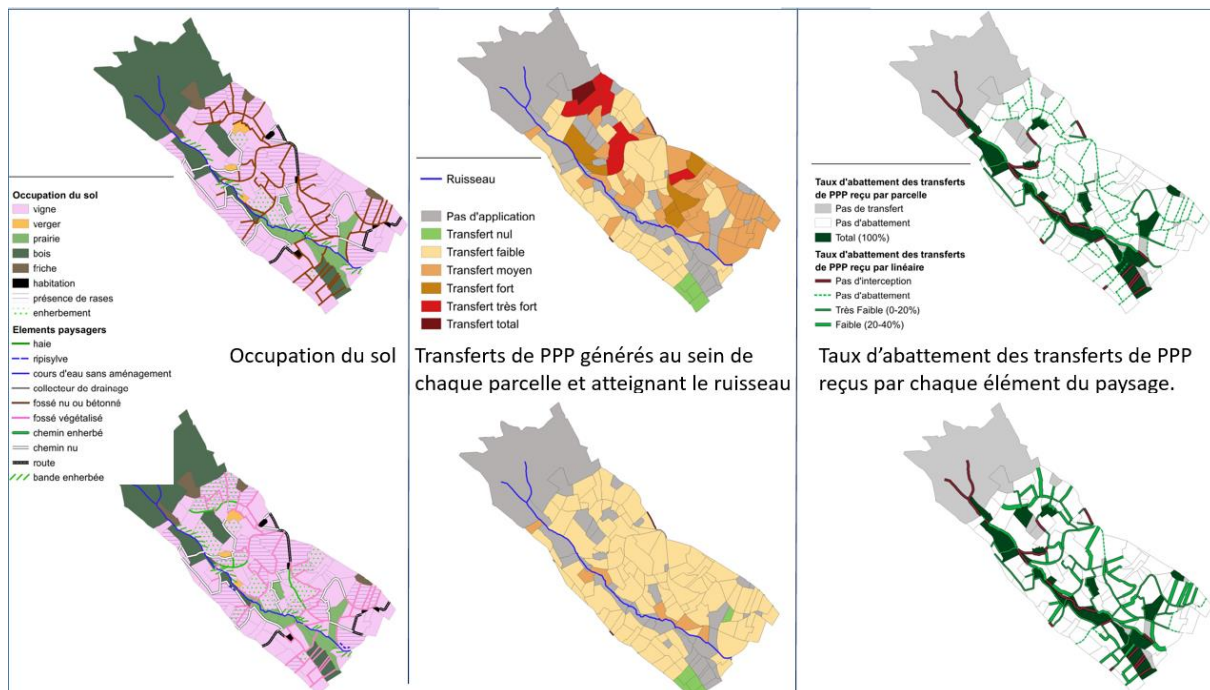


Figure 84 : Comparaison des cartes produits par GeoMelba-Spirit pour l'état initial (haut) et après aménagement et évolution des pratiques (bas). Pour permettre l'interprétation des résultats, les transferts ou taux d'abattement sont pour chaque graphe rapportés au taux de transfert ou d'abattement maximal pour le type d'élément du paysage considéré.

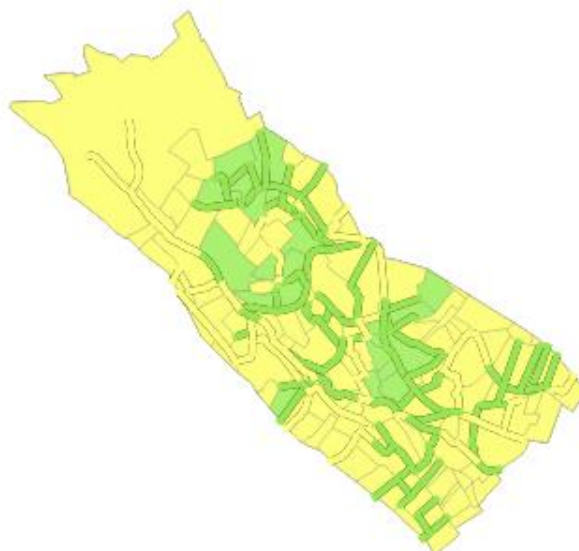


Figure 85 : Comparaison des émissions depuis les parcelles et des taux d'abattement entre les deux scénarios. En jaune : pas d'évolution, en vert, amélioration (seuil de significativité fixé à 10 %)

III.3.1.4. Intégration de l'érosion et du transfert sédimentaire

Intégrer l'érosion dans GeoMelba implique d'attribuer à chaque UH, comme pour les pesticides, un taux de « production » et « d'abattement » de l'érosion, ainsi que des taux d'abattement à chaque type d'élément linéaire, en fonction de sa nature et de ses caractéristiques. Compte tenu du caractère simplifié de GeoMelba, il est nécessaire de déterminer les caractéristiques des UH et les seuils correspondant pour constituer les classes d'UH/parcelles qui seront considérées comme présentant le même comportement du point de vue de l'érosion (traduit en coefficient de production ou d'abattement de flux de sédiments).

Pour réaliser cette classification, la MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation, Williams, 1975) a été appliquée sur toutes les configurations de paramètres envisageables de façon réaliste sur toutes les parcelles du bassin archétypal « Morcille », pour 4 événements pluvieux type (un long et modéré, l'autre court et intense, pour deux saisons, été et hiver), à l'instar de la méthode adoptée pour l'outil de dimensionnement des zones tampons BUVARD (Catalogne, Lauvernet, and Carlier 2018).

III.3.1.5. Hydrogramme Unitaire et Equation universelle de perte de sol modifiée.

La MUSLE est dérivée de la USLE, Universal Soil Loss equation, approche empirique développée par le Soil Conservation Service de l'USDA en se basant sur un large ensemble d'observations d'érosion dans des contextes agropédoclimatiques variés aux États-Unis. La USLE (et sa version révisée la RUSLE, utilisée à l'échelle du bassin de l'Ardières) prédit des pertes annuelles de sol. La MUSLE permet d'évaluer les pertes en sol induites par un événement pluvieux particulier, en prenant en compte le ruissellement produit et l'érosivité de la pluie. Pour simuler le ruissellement et l'érosivité sur chaque parcelle, le modèle UH a été utilisé (Muñoz-Carpena and Parsons, 2004), générant :

- un hydrogramme de ruissellement calculé par la méthode dite du Curve Number (USDA-SCS 1972),
- un sédimentogramme calculé par la MUSLE, la masse totale de particules érodées étant considérée comme répartie uniformément dans la lame ruisselée.

Les principes de la méthode du Curve Number sont brièvement présentés dans l'annexe V.6, et plus en détails dans la notice du modèle VFSMOD¹¹. La MUSLE, quant à elle, s'exprime sous la forme :

$$A = (R \times K) \times (L \times S) \times (C \times P)$$

où A est la perte de sol pour une unité de surface (originellement en tonne/acre/an, exprimée en kg/m² en unités SI) ; R le facteur d'érosivité de la pluie, K l'érodibilité du sol -déterminée comme la perte de sol depuis une surface unité de dimensions 22 m sur une pente de 9% labourée dans le sens de la pente-, L le facteur de longueur de pente, S le facteur de pente, C le facteur de culture, P le facteur de gestion. Ces paramètres peuvent être divisés en 3 blocs :

- R x K : facteur d'érosivité de la pluie et de ruissellement combiné au facteur d'érodibilité du sol
- L x S : facteurs topographiques, indépendants des scénarios de pluie ou d'aménagement
- C x P : facteurs de couverture végétale et de pratique agricole

▪ **Facteurs de pluie et de ruissellement ; érodibilité du sol**

L'adaptation de l'équation de perte universelle de sol à l'échelle de l'événement pluvieux suppose de modifier le facteur R. Plusieurs adaptations ont été proposées, certaines mettant essentiellement l'accent sur la caractérisation de l'énergie érosive de la pluie. D'autres considèrent également le ruissellement et sa contribution potentielle à l'arrachement et/ou au transfert des particules (cf notice de VFSMOD pour plus de détails). Nous considérons ici deux de ces expressions qui nous semblent adaptées à la situation du bassin de la Morcille, Foster et al. (1977), et Williams (1975). Cette dernière a été proposée dans l'objectif de s'adapter à des surfaces plus grandes que les parcelles de 22 m de long sur lesquelles la USLE a originellement été élaborée et notamment pouvoir tenir compte du dépôt des particules érodées.

- Foster et al (1977) : $R_m = 0.5 R_{St} + 0.35 V_u \sigma_{pu}^{1/3}$

où R_m est exprimé en N/h, $R_{St} = E I_{30}$ où I_{30} est l'intensité maximale sur 30 minutes de la pluie (N/h), E est l'énergie totale de l'épisode pluvieux, V_u est le volume de ruissellement (en mm) et σ_{pu} le pic de ruissellement (mm/h).

- Williams (1975) : $R_w = 9.05(V \cdot Q_p)^{0.56}$

où R_w est ici la perte de sol en tonnes, V le volume de ruissellement (m³) et Q_p le pic de ruissellement (m³/s). Dans cette formulation, le facteur K (voir plus bas) doit être exprimé en (t h/ha N).

Le facteur K peut être exprimé par : $K = 0.1317 TF \times (12.0 - OM) + SF + PF$

où TF est le facteur de texture, OM le pourcentage en matière organique de l'horizon de surface SF le facteur de structure et PF le facteur de perméabilité. Le choix de ces paramètres pour l'application au bassin archétypal « Morcille » sera explicité plus loin. Le facteur 0.1317 permet d'exprimer K en unités SI (kg/N)*(h/m).

¹¹ https://abe.ufl.edu/faculty/carpenna/files/pdf/software/vfsmod/VFSMOD_UsersManual_v6.pdf

▪ **Facteurs topographiques :**

L le facteur de longueur de pente s'exprime par $L = (\lambda/22)^m$ où λ est la longueur de la parcelle (m) et m un coefficient égal à :

- 0.5 si pente > 5%
- 0.4 si pente comprise entre 3 et 5%
- 0.3 si pente comprise entre 1 et 3%
- 0.2 si pente < 1%

S le facteur de facteur de pente est égal à $S = 65.41 \times (\sin\theta)^2 + 4.56 \times \sin\theta + 0.065$ où θ est la pente de la parcelle.

Ces deux paramètres sont directement déterminés par GeoMelba sur chaque parcelle de la zone étudiée.

▪ **Facteurs de couverture végétale et de gestion**

Le facteur C (compris entre 0 et 1) représente le ratio de la perte de sol pour le couvert végétal considéré à la perte de sol de la parcelle standard. Il est d'autant plus faible que le sol est protégé par la végétation

Le facteur P (compris entre 0 et 1) représente le ratio de la perte de sol pour la pratique de gestion considérée à la perte de sol de la parcelle standard. Il peut s'agir de culture en ligne de niveau, de travail du sol simplifié, etc. Ici on considérera essentiellement la présence ou non de rases dans les parcelles.

Comme on peut le constater ces expressions et paramètres sont de nature essentiellement empiriques : il est donc essentiel de pouvoir confronter les résultats des simulations à des observations ou a minima des ordres de grandeur des phénomènes simulés.

III.3.2. Application au bassin archétypal « Beaujolais de coteaux »

III.3.2.1. Détermination des paramètres d'application de la MUSLE

III.3.2.1.1. Événements pluvieux « type »

Pour chaque parcelle et combinaison de paramètres considérées, 4 événements pluvieux types ont été simulés (Catalogne, Lauvernet, and Carluer 2018), dont les caractéristiques sont résumées dans le Tableau 14.

Saison	Durée	Cumul (mm)	Intensité maximale sur 15 min (mm/h)
Hiver	2 h	12.4	14.4
	12 h	27.7	12
Eté	1 h	17.9	33.6
	6 h	33.4	19.8

Tableau 14 : Caractéristiques des évènements pluvieux simulés

III.3.2.1.2. Détermination des Curve Number

Le calcul du ruissellement généré par ces événements pluvieux passe par la détermination du Curve Number, équivalent d'un coefficient de ruissellement, paramètre très sensible pour le modèle. Le calcul du Curve Number passe notamment par la détermination du groupe hydrologique de sol, qui dépend à la fois de la conductivité hydraulique à saturation de la couche limitante et de la profondeur de la nappe quand elle est située à moins d'un mètre de la surface, ce qui n'est pas le cas sur la Morcille. On ne détaille pas ici le calcul de ces coefficients, qui s'appuie sur une bonne connaissance des sols de la Morcille et des caractéristiques hydrodynamiques de leurs horizons (Lacas 2005; Van Den Bogaert 2011; Frésard 2010). La carte des sols est représentée sur la Figure 86 et les Curve Number retenus détaillés dans le Tableau 15.

III.3.2.1.3. Facteur K d'érodibilité des sols

Pour déterminer ce facteur, à partir de l'équation 1 donnée plus haut, on a adopté une approche mixte. En effet, le calcul du facteur de texture est relativement aisé puisqu'il s'exprime par :

$$TF = 2.1 \times 10^{-4} \times M^{1.14} / 100 \text{ avec :}$$

$$M = (m_{\text{limon}} + m_{\text{(sable très fin)}}) \times (100 - m_{\text{argile}})$$

$m_{\text{argile}}[\%]$: fraction d'argile (<0.002 mm)
 $m_{\text{limon}}[\%]$: fraction de limon (0.002 mm – 0.05 mm)
 $m_{\text{sable très fin}}[\%]$: fraction de sables (0.05 mm – 0.1 mm)

Les facteurs de structure TS et de perméabilité TP font en revanche appel à des relations dont l'application peut être empreinte de subjectivité, et le choix a été fait de déterminer leur valeur à partir d'un tableau proposé par le guide VFSMOD (tableau, section 3.3.1 de la 1ère partie du guide), une fois calculé TF et compte tenu de leur texture, qui est connue.

La texture des horizons de surface des sols de la Morcille est relativement homogène sur le bassin de la Morcille, ceux-ci se distinguent essentiellement par leur teneur en matière organique, liée à l'occupation du sol et, pour la vigne, au degré d'enherbement de la parcelle (Tableau 16). Les facteurs K ainsi déterminés figurent dans le tableau 17. Le facteur K d'érodibilité des deuxièmes horizons des sols constituant les 3 unités cartographiques de sol ont également été calculés pour évaluer s'ils étaient significativement plus ou moins sensibles à l'érosion que l'horizon de surface.

	GH Rosetta	Vigne			Prairie			Friche		
		defav	moy	fav	defav	moy	fav	defav	moy	fav
UTS1	B	81	76	69	84	74	66	72	61	53
UTS2	B	81	76	69	84	74	66	72	61	53
UCS2	C	89	86	81	91	84	79	82	75	70
UTS3	B	81	76	69	84	74	66	72	61	53
UTS4	C	89	86	81	91	84	79	82	75	70

Tableau 15 : Curve Number calculés pour les sols de la Morcille

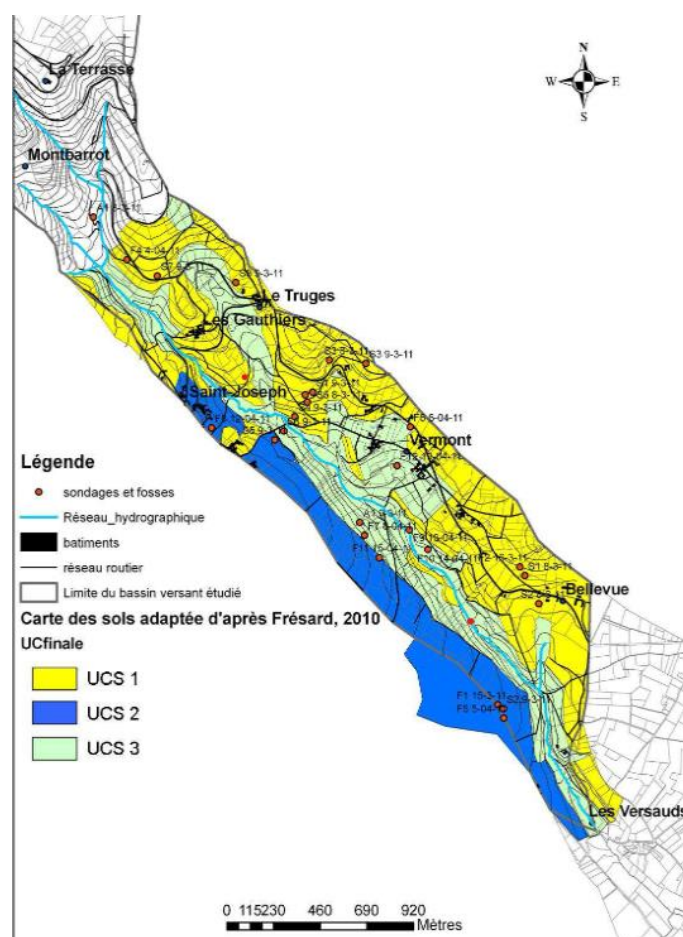


Figure 86 : Carte des sols de la Morcille. Van Den Bogaert 2011 d'après Fresard (2010)

L'UCS 1 (unité cartographique de sol), qui représente les sols sableux sur altérite est constituée des UTS 1 et 2 (Unités Typologiques de Sol). L'UCS 2 représente les sols sableux sur argile du plateau. L'UCS 3 représente les sols sableux hétérogènes de bas de pente et de talwegs et est constituée des UTS3 et UTS4.

Pour un même groupe hydrologique de sol et une même occupation du sol, les conditions « favorables », « moyennes » et « défavorables » dépendent par exemple de la proximité du labour dans le temps, des pratiques culturales. Elles seront prises ici en cohérence avec le degré d'enherbement de la vigne (condition d'autant plus favorable que l'interrang est enherbé) et égales à la valeur moyenne pour les prairies et défavorables pour les friches, aux sols souvent en piètre état.

Horizon / Granulométrie			% A (<2 μ m)	% Lf (2/20 μ m)	% Lg (20/50 μ m)	% Stf (50/100 μ m)	% Sf (0.1/0.2 mm)	% Sg (0.2/0.5 mm)	% Sg (0.5/1.0 mm)	% Sg (1.0/2. mm)	MO (%)
1er horizon	peu enherbé	h11									3.32
	moyennement enherbé	h12	7.8	10.7	7.8	7.4	9.5	20.3	18.9	17.8	1.58
	fortement enherbé	h13									0.72
2ème horizon	UCS1	h2	9.2	9.9	5.8	5.6	6.4	17.0	21.2	24.9	0.90
	UCS2	h6	12.8	15.2	9.8	6.4	7.2	15.3	15.3	18.2	1.03
	UCS3	h9	12.2	14.1	7.3	5.5	7.1	15.9	17.7	20.2	0.59

Tableau 16 : Texture et teneur en matière organique des premiers et deuxièmes horizons. A : argile, Lf : limon fin, Sf Lg : limon grossier, Stf : sable très fin, Sf : sable fin, Sg : sable grossier, MO : teneur en matière organique.

Horizon			TF calculé	Caractérisation horizon	SF	PF	K (SI)
1er horizon	peu enherbé	h11					0.018
	moyennement enherbé	h12	0.0149	Loamy sand	0.0325	-0.025	0.021
	fortement enherbé	h13					0.023
2ème horizon	UCS1	h2	0.0117	Loamy coarse sand	0.0325	-0.025	0.018
	UCS2	h6	0.0173	Coarse sandy loam	0.0325	0	0.029
	UCS3	h9	0.0147	Loamy sand	0.0325	-0.025	0.023

Tableau 17 : Facteur K d'érodibilité des premiers et deuxièmes horizons. TF : facteur de texture, SF : facteur de structure, PF : facteur de perméabilité.

On constate que mise à part pour l'UCS2, les deuxièmes horizons ne sont pas significativement plus sensibles à l'érosion que les horizons de surface. On peut donc supposer qu'une incision de ce premier horizon par une figure d'érosion ne se traduira pas nécessairement par une « accélération » de ce processus d'incision en atteignant le 2^{ème} horizon, et on ne considère dans la suite que les horizons de surface.

III.3.2.1.4. Facteurs C de couverture végétale et P de pratiques de gestion de l'érosion

Le choix a été fait ici de considérer des facteurs de couverture végétale cohérents avec ceux pris pour l'application de la RUSLE à l'échelle du bassin de l'Ardières. Les Facteurs C des prairies et friches ont été considérés constants sur l'année. Pour les vignes, on a repris les coefficients déterminés mensuellement d'avril 2019 à mars 2020, selon le niveau d'enherbement de la vigne (désherbage total, interrang enherbé, et interrang + cavillon enherbés), pour calculer des valeurs moyennes sur les périodes hivernale (décembre à mai) et estivale (juin à novembre). Ces valeurs sont résumées dans le Tableau 18. Pour ce qui concerne les pratiques de gestion, on a seulement distingué les parcelles sans rase (P = 1) et les parcelles avec rase (P = 0.6), cette valeur étant déterminée à dire d'expert en considérant que cette pratique d'aménagement intra-parcellaire réduit significativement l'érosion.

Occupation du sol	Saison	Facteur C
Prairie		0.200
Landes et friches		0.120
Vigne désherbée chimiquement	hiver	0.447
	été	0.246
Interrang enherbé	hiver	0.337
	été	0.117
Vigne enherbée	hiver	0.130
	été	0.080

Tableau 18 : Facteur C en fonction de la couverture du sol et de la saison

La prise en compte des combinaisons cohérentes de paramètres en fonction des occupations du sol, pratiques d'enherbement et de gestion conduit à investiguer, pour l'ensemble des parcelles du bassin archétypal « Beaujolais de Coteaux », les configurations synthétisées dans le Tableau 9. On rappelle que l'exploration de ces différentes configurations sur l'ensemble des parcelles du bassin versant, en fonction de leurs dimensions et de leur pente, a pour objectif de permettre d'élaborer la typologie des

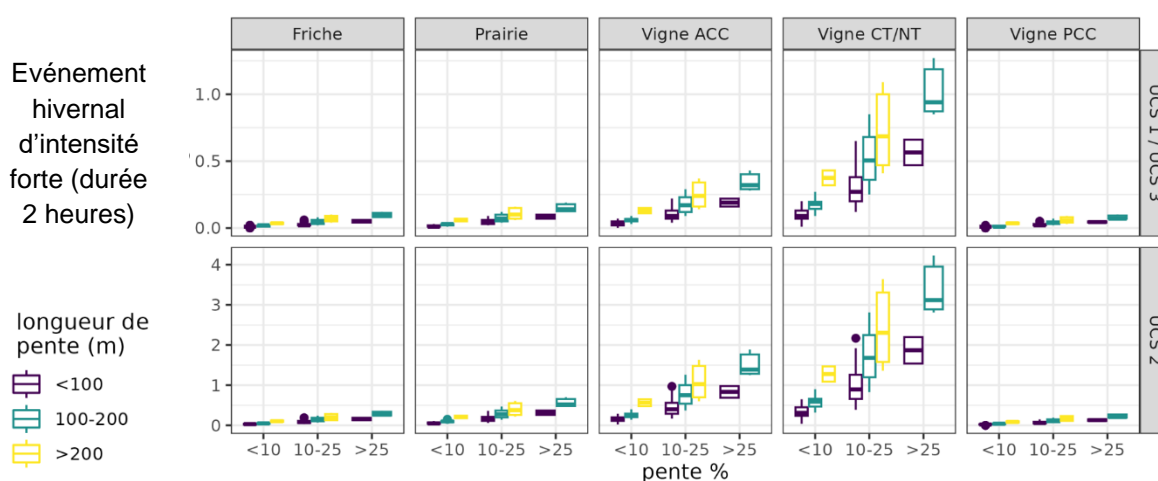
situations à considérer dans GeoMelba pour l'érosion, et de déterminer les coefficients de « production » de MES correspondants.

	Vigne désherbée chimiquement	Vigne enherbée interrang	Vigne enherbée	Prairie	Friche
Curve Number. UCS 1 & 3	81	76	69	74	72
Curve Number UCS2	89	86	81	84	82
Facteur K	0.023	0.021	0.018	0.018	0.021
Facteur C hiver	0.45	0.337	0.130	0.2	0.12
Facteur C été	0.246	0.117	0.080		
Facteur P avec rase	0.6	0.6	0.6	1	1
Facteur P sans rase	1	1	1		

Tableau 19 : Résumé des valeurs des coefficients utilisées pour appliquer la MUSLE sur les parcelles du bassin archétypal "Beaujolais de Coteaux" inspiré de la Morcille

III.3.2.2. Résultats des simulations de perte de sol à l'échelle de la parcelle sur le bassin « Beaujolais de Coteaux »

Les pertes de sol simulées par événement sont représentées dans la Figure 87, en fonction de l'événement simulé, de l'occupation du sol et du degré d'enherbement associé pour la vigne, de la classe de pente de la parcelle, et de la longueur d'écoulement dans la parcelle. Une première visualisation des résultats montre en effet que ces deux paramètres ont une influence sensible sur les résultats. Seuls les résultats utilisant la formule de Foster pour calculer l'érosivité des pluies sont présentés ici : ceux basés sur la formule de Williams conduisaient à des résultats similaires, mais plus éloignés des pertes observées sur la parcelle instrumentée de Saint Joseph pendant les deux années de suivi.



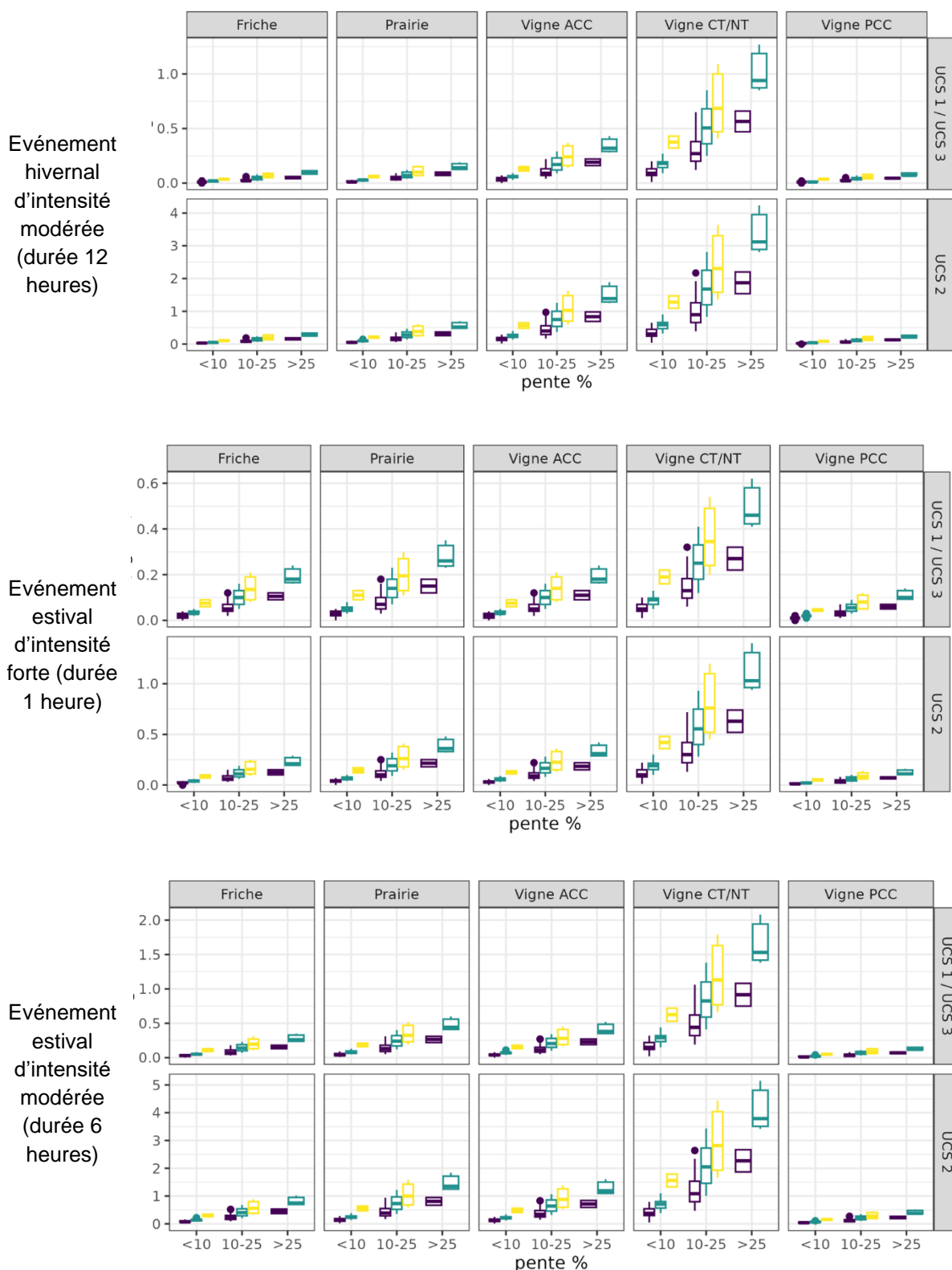


Figure 87 : Perte de sol en kg par m², en fonction de l'occupation du sol, de la pratique d'enherbement dans le cas de la vigne (CT/NT : désherbée ; ACC : enherbée sur l'interrang ; PCC : enherbée sur le rang et l'interrang), de la classe de pente (la classe « pente faible » correspond à une pente inférieure à 10%, la classe « moyenne » à une pente comprise entre 10 et 20%, et la classe « forte » à une pente supérieure à 20%) et de la longueur de la parcelle dans la direction de l'écoulement

L'événement estival de 6 heures est celui qui engendre les pertes de sol les plus importantes : c'est celui qui sera considéré dans la suite pour inclure la représentation de l'érosion dans GeoMelba. Par ailleurs, l'examen des résultats suggère, pour une occupation du sol et une classe de pente donnée, une corrélation linéaire entre les pertes en sol estimées (pour une surface d'un m²) et la longueur de la parcelle considérée. Cette corrélation est illustrée sur la Figure 88 pour un sol de type 2 et deux niveaux d'enherbement de la vigne. Les résultats sont similaires pour les autres types de sol et occupations du sol. L'examen de ces figures suggère que le niveau de corrélation serait probablement amélioré en abaissant le seuil de pente séparant la classe de pente « moyenne » de celle de la pente « forte ». Cette évolution est prévue mais n'a pu être implémentée pendant la durée de ce projet.

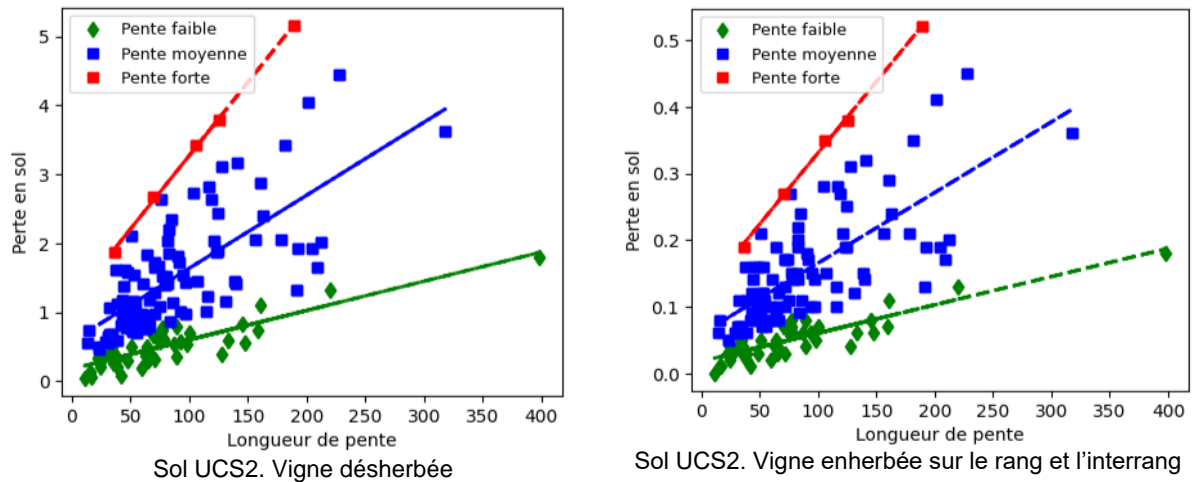


Figure 88 : Corrélation entre la perte en sol simulée et la longueur de la parcelle dans le sens de l'écoulement, par classe de pente. Cas d'un sol de l'Unité Cartographique de sol 2. A gauche vigne désherbée, à droite, vigne enherbée sur le rang et l'interrang.

Au final, compte tenu des résultats des simulations de perte de sol à l'échelle des parcelles via la MUSLE, l'érosion est intégrée dans GeoMelba en utilisant des coefficients de « production » de Matières en Suspension qui dépendent du sol, de l'occupation du sol et du degré d'enherbement dans le cas de la vigne, de la classe de pente. Ces coefficients sont détaillés dans le Tableau 26 en annexe V.5. Les coefficients d'abattement figurent dans les Tableau 24 et Tableau 25. Ils ont été fixés à dire d'expert, en considérant que les zones tampons sont plus efficaces pour retenir les particules de sol, a fortiori des particules grossières, que les pesticides « plus solubles » en solution. Ils pourront être précisés pour les zones enherbées et les haies en simulant leur efficacité pour les événements pluvieux considérés pour via le modèle VFSSMOD.

Cette version « Erosion » de GeoMelba est mise en œuvre dans la partie suivante pour explorer l'impact des scénarios d'aménagement et d'évolution d'occupation du sol, à l'échelle du petit bassin versant.

III.4. Conclusion de la partie III

Le modèle INVEST-SDR a permis de cartographier les zones sources de sédiments à l'échelle du bassin versant de l'Ardières et ainsi montrer la forte sensibilité à l'érosion du bassin versant, notamment dans sa partie viticole. Par ailleurs, le modèle a mis en évidence la contribution non négligeable de certaines parcelles de grande cultures situées à l'amont du bassin versant, dont l'influence était a priori sous estimée. Ce modèle permet ainsi d'éclairer certaines interprétations sur les dynamiques sédimentaires observées via les mesures in situ. Le modèle GRAPHE et l'approche de cartographie de terrain lui étant

associée a permis de dresser un inventaire exhaustif des infrastructures linéaires interférant avec les flux de ruissellement à l'échelle du bassin versant de la Morcille. Cet inventaire, adossé à une typologie détaillée, a mis en évidence les principales modalités de connectivité de ces infrastructures anthropiques et de leur rôle fonctionnel sur la propagation de signaux sédimentaires dans le bassin versant. Ce projet a permis de développement d'un nouveau module dans le modèle GEOMELBA pour prendre en compte les transferts sédimentaires. Sur un exemple appliqué à un bassin versant fictif, archétypal du beaujolais de coteaux, le modèle a permis d'estimer les flux sédimentaires circulant dans les réseaux, première étape pour l'intégration des transferts de pesticides en phase particulaire, en complément du transfert en phase dissoute que le modèle traite déjà. Ces modèles, au-delà de leur intérêt pour spatialiser et reproduire des ordres de grande des flux circulant à l'échelle du bassin versant, permettent l'intégration de scénario prospectifs qui seront traités dans la partie suivante.

IV. Scénarios d'évolution et impacts sur les vitesses d'érosion et les transferts sédimentaires

Cette partie a pour objectif de proposer des scénarios d'évolution des paysages viticoles et d'en explorer les effets sur l'érosion des sols et les transferts sédimentaires. Le travail développé s'inscrit dans une démarche multi-scalaire visant dans un premier lieu à proposer une approche à l'échelle du bassin versant (Ardières) avec le modèle INVEST-SDR. Il s'agira de tester l'effet des changements d'occupation du sol et de modes de conduite de la vigne sur les transferts de sédiments. Dans un second temps, l'application de scénarios via Géomelba visera à explorer les effets locaux des changements d'occupation du sol. Dans cette deuxième partie, nous avons pour objectif d'explorer les effets de changements dans la structure paysagère (incluant surfaces viticoles et ouvrages de gestion du ruissellement) dans les transferts sédimentaires.

IV.1. Scénarios à l'échelle du bassin versant avec le modèle INVEST-SDR

IV.1.1. Définition des scénarios de référence

Les scénarios définis s'inspirent de ceux développés parallèlement dans le Beaujolais viticole dans le cadre du projet SPIRIT¹². Les scénarios incluent uniquement les changements ayant un impact direct sur l'occupation du sol et la couverture végétale des parcelles, sans tenir compte des changements liés par exemple à la fréquence des traitements phytosanitaires. L'horizon temporel des scénarios n'est pas défini. Il s'agit d'un essai théorique pour estimer les impacts possibles des changements sur les transferts sédimentaires, en faisant varier certains paramètres de base du modèle. Les scénarios explorent exclusivement deux dimensions majeures attendues de l'évolution des pratiques viticoles qui peuvent avoir une incidence significative sur l'érosion des sols :

- L'abandon progressif des parcelles de vigne situées dans les zones les plus pentues (supérieures à 25%) car difficilement mécanisables. Cette dynamique est déjà couramment observée dans le Beaujolais viticole. Nous considérons dans le modèle une hypothèse de passage à la prairie permanente qui constitue une des modalités de transition les plus courantes (e.g. Pic, 2019 et Cossart et al., 2020).
- Hausse des taux d'enherbement des parcelles viticoles en lien avec la réduction attendue du désherbage chimique. Là aussi, cette trajectoire est déjà largement observée et documentée à la suite notamment de la crise du Beaujolais des années 2000.

Quatre scénarios testant ces hypothèses avec un degré croissant de surface en herbe à l'échelle du bassin versant sont testés, puis comparés à l'état de référence actuel. Ci-dessous une description détaillée des taux de changement par type de vigne pour chaque scénario :

Scénario 1 : Poursuite de la trajectoire actuelle

- 5% des vignes situées sur forte pente (i.e. sup à 25%) sont arrachées et converties en prairie permanente.

¹² Solutions collectives Partagées pour limiter l'impact des Résidus phytopharmaceutiques sur les milieux aquatiques à l'échelle du Territoire. <https://ecophytopic.fr/recherche-innovation/concevoir-son-systeme/projet-spirit>

- 5% des vignes (désherbées ou partiellement enherbées) situées sur les pentes faibles (i.e. inf à 25%) sont converties en vignes enherbées
- 5% des vignes désherbées sont converties en partiellement enherbées

Scénario 2 : Évolution de la réglementation

- 17% (1/6ème) des vignes en pente forte sont converties en prairie permanente
- 25% des vignes (désherbées ou partiellement enherbées) situées sur les pentes faibles (i.e. inf à 25%) sont converties en vignes enherbées
- 25% des vignes désherbées sont converties en vignes partiellement enherbées

Scénario 3 : Transition vers l'agroécologie (optimiste)

- Abandon total des vignes en pente forte. Elles sont converties en prairie permanente
- 60% des vignes (désherbées ou partiellement enherbées) situées sur les pentes faibles (i.e. inf à 25%) sont converties en vignes enherbées
- 60% des vignes désherbées sont converties en partiellement enherbées

Scénario 4 : Agroécologie totale (radical)

- Abandon total des vignes en pente forte. Elles sont converties en prairie permanente
- Toutes vignes (désherbées ou partiellement enherbées) situées sur les pentes faibles (i.e. inf à 25%) sont converties en vignes enherbées

IV.1.2. Implémentation des scénarios dans la modélisation

Le principe général consiste à modifier le facteur C (végétation et pratiques agricoles) dans le modèle en fonction des choix réalisés lors de la définition des scénarios. Une fois le facteur C recalculé pour chacun des scénarios, le modèle est relancé pour recalculer l'érosion et le transfert sédimentaire suivant cette nouvelle configuration spatiale de l'occupation du sol.

Dans la mesure où le scénario se base sur des changements de proportions de parcelles viticoles dans la zone d'étude, le résultat final est nécessairement dépendant de la localisation des parcelles où les changements ont été opérés. Deux effets principaux peuvent être anticipés :

- (1) effet de la localisation pure de la parcelle. Si des parcelles déjà peu sensibles à l'érosion sont sélectionnées, l'effet sera d'autant moindre à l'échelle du bassin ;
- (2) l'effet lié à la surface. L'unité de référence sélectionnée est la parcelle. Si en moyenne, des parcelles de plus grande taille sont sélectionnées, l'incidence à l'échelle du bassin versant en sera d'autant plus grande, et inversement.

Pour estimer cet effet, nous nous sommes basés sur une procédure de réplification aléatoire. La sélection des parcelles affectées par un changement d'occupation du sol est réalisée selon un tirage aléatoire dans l'ensemble des parcelles. Un lot de 10 tirages par scénario a été réalisé comprenant :

- (1) réaffectation des occupations du sol selon les scénarios prospectifs ;
- (2) itération du modèle.

Chaque résultat par tirage et par scénario est ainsi analysé afin d'estimer l'effet aléatoire de la sélection automatique des parcelles sur les sorties de modèle. Au total 40 itérations ont été effectuées selon 4 scénarios.

Les résultats des scénarios sont ensuite comparés sur la base de 2 modalités principales :

- (1) comparaison du transfert sédimentaire total exprimé en tonnes par an au droit de la station de Pizay ;
- (2) comparaison visuelle des cartes d'export sédimentaire spécifique exprimé en tonnes par hectare et par an (sur l'ensemble des pixels de la carte et via son agrégation à l'échelle de petites unités hydrologiques élémentaires, voir section IV).

IV.1.3. Résultats de la modélisation prospective INVEST-SDR

IV.1.3.1. Évolution de l'occupation des sols

La Figure 89 représente les surfaces totales par type d'occupation du sol soumise à modification pour chaque scénario testé. Nous nous focalisons ici uniquement sur les trois classes de vigne ainsi que sur la classe surface toujours en herbe, regroupant principalement la prairie permanente et les pelouses considérées comme ayant un facteur C identique. Nous mentionnons, à titre indicatif, la proportion du bassin versant occupée par chaque classe (exprimé en % du bassin versant). Les barres d'erreur représentent les valeurs maximales et minimales obtenues en fonction des scénarios.

Le scénario 1 s'inscrit directement dans la continuité de l'occupation du sol actuelle. Les changements restent relativement modestes. Globalement la forme de la distribution des classes d'occupation du sol reste identique. On note une légère progression de la vigne enherbée au détriment de la vigne désherbée, mais cette dernière reste la seconde classe de vigne représentée sur le bassin derrière la vigne partiellement enherbée. Il y a une très légère progression des surfaces toujours en herbe.

Le scénario 2 montre une évolution plus importante en suivant la même tendance. La classe vigne désherbée devient la classe de vigne minoritaire, la vigne enherbée passe à 7,8% de la surface totale du bassin versant. Les surfaces toujours en herbe progressent de 0,5%.

Le scénario 3 montre une vraie rupture dans la distribution des classes de vigne. La vigne enherbée devient majoritaire (9,9%) et on note une chute importante de la vigne désherbée qui ne représente plus qu'en moyenne 2,3% du secteur d'étude contre 6,9% dans la carte de référence actuelle. Les surfaces toujours en herbe progressent de manière significative en lien avec la conversion totale des parcelles de vigne sur pente forte vers cette classe.

Le scénario 4 est très radical en considérant à la fois un abandon total des vignes les plus pentues et une généralisation de l'enherbement. Même si ce scénario apparaît peu réaliste à terme, il permet néanmoins d'estimer le gain maximal atteignable à l'échelle du bassin versant et ainsi situer les scénarios précédents selon ce seuil maximal potentiel.

La Figure 90 permet de compléter cette description en illustrant cartographiquement l'effet de ces changements d'occupation du sol sur le facteur C du modèle. Les cartes présentées correspondent à un tirage sélectionné de manière aléatoire au sein des 10 réalisés pour chaque scénario.

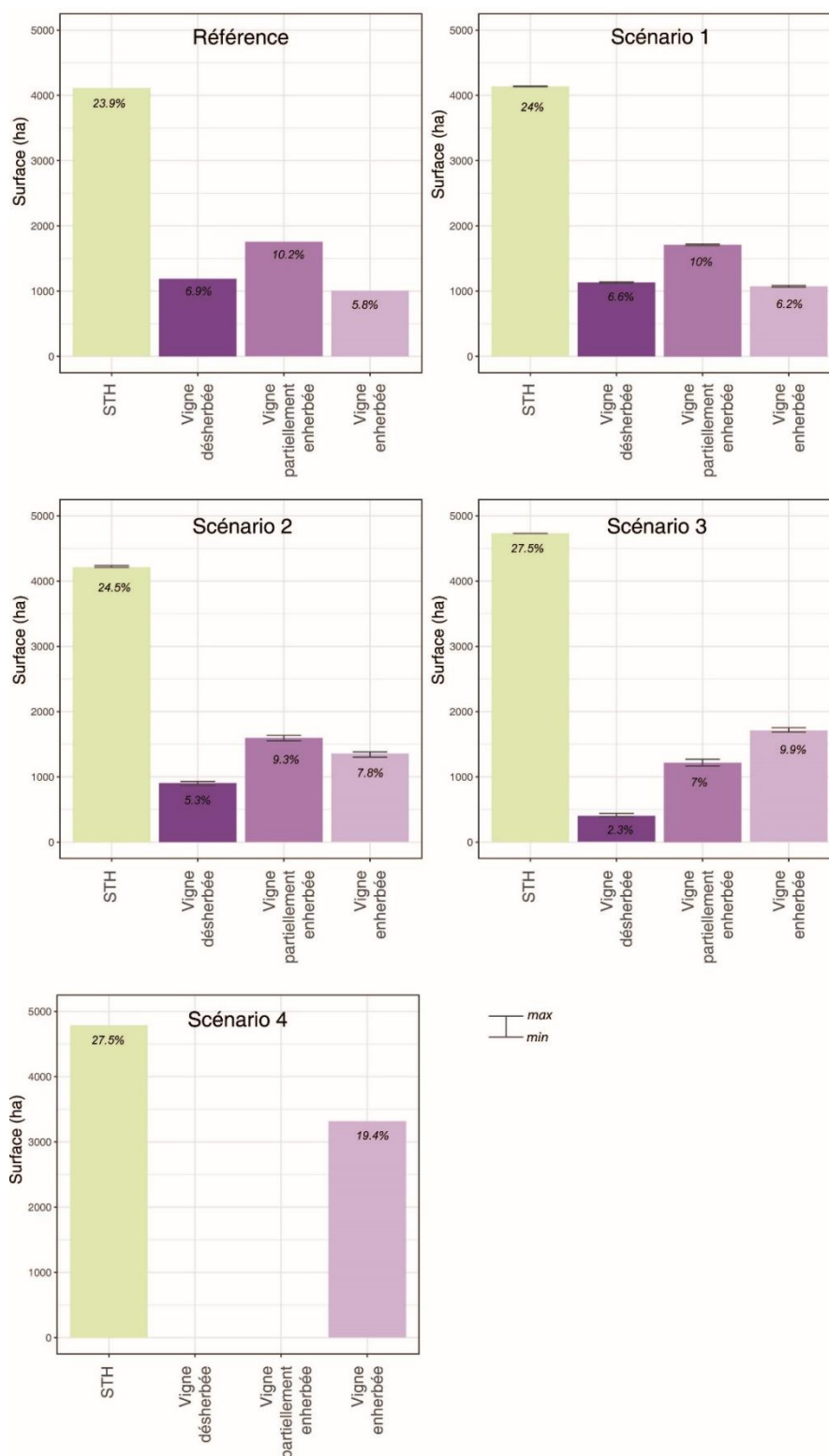


Figure 89 : Évolution des surfaces en vigne et toujours en herbe pour les différents scénarios testés. Les autres modes d'occupation des sols ne sont pas renseignés car supposés invariables en fonction des scénarios

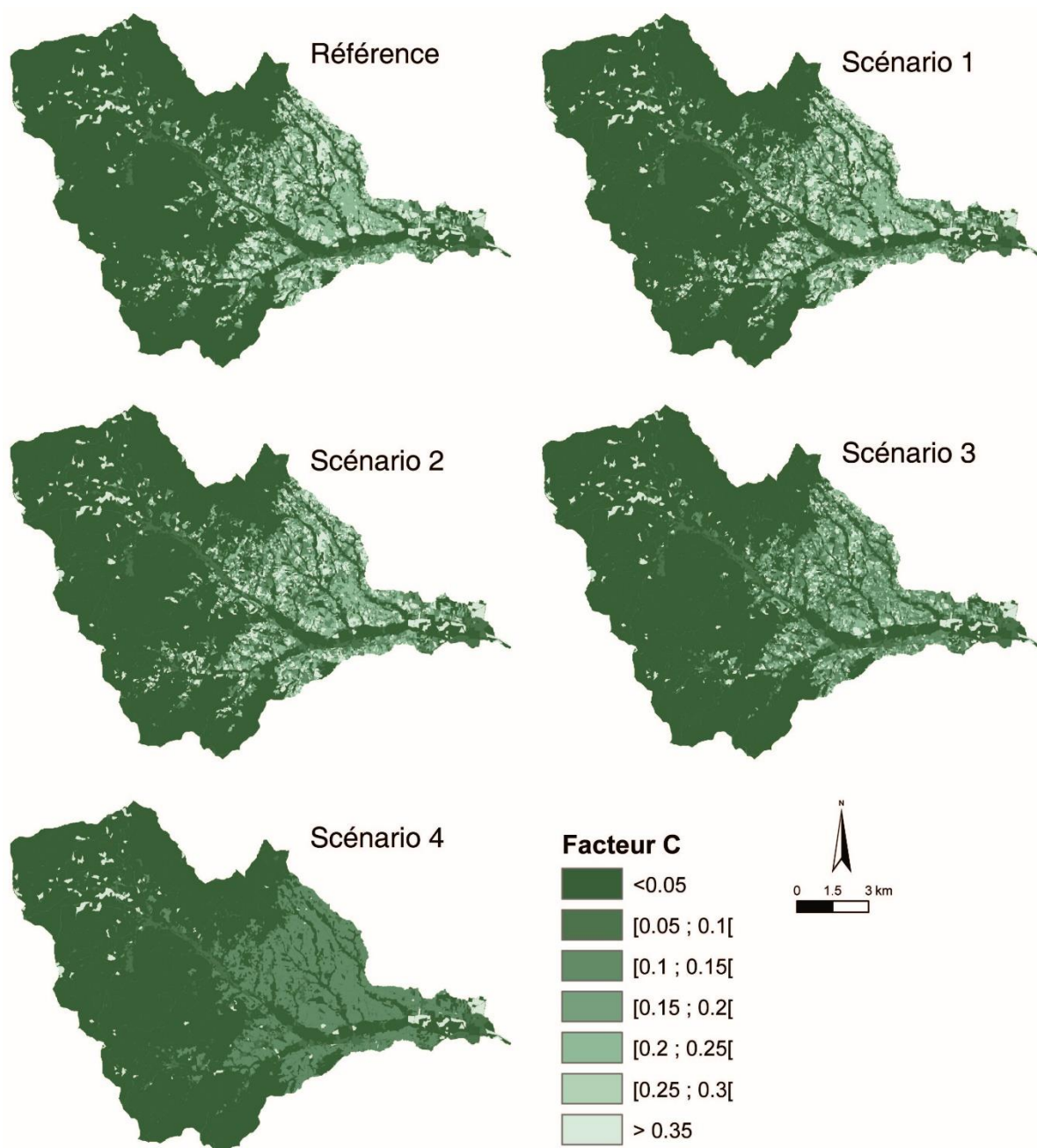


Figure 90 : Exemples de cartographies du facteur C pour chaque scénario d'évolution d'occupation des sols

IV.1.3.2. Effet des changements d'occupation du sol sur les transferts sédimentaires

Sans surprise, l'application des scénarios montre une décroissance progressive des taux de transferts, en lien avec l'augmentation de l'enherbement du bassin.

Le Scénario 1 présente une réduction des transferts sédimentaires potentiels de 7,3% par rapport à la référence actuelle (Figure 91 et Tableau 20). Cette diminution perceptible à l'échelle du bassin via l'analyse des bilans sédimentaires reste difficile à observer sur le plan cartographique en raison du caractère très local des changements (Figure 92 Figure 93). L'amplitude entre le tirage le plus

pessimiste et le plus optimiste reste faible. Le modèle prédit ainsi entre 4693 et 4744 t.an⁻¹ (soit une amplitude de 50 t.an⁻¹) pour une moyenne à 4725 t.an⁻¹.

Le scénario 2 reste proche du scénario 1 dans l'intensité des changements. Il présente une réduction des transferts sédimentaires potentiels de 14,1% par rapport à l'actuel. Visuellement, seules les deux unités hydrologiques caractérisées par le plus forts transferts se voient changer de classe (unités n° 6 et 7), passant respectivement sous les seuils de 0,5 et 0,6 t.ha⁻¹.an⁻¹. Il s'agit du scénario qui amène à la plus forte amplitude des valeurs entre les tirages (i.e. 139 t.an⁻¹).

L'application du scénario 3 marque un changement important dans le volume des transferts sédimentaires potentiels. En ce sens, l'abandon total des parcelles en forte pente influe significativement sur le volume total modélisé. Ainsi, ce scénario présente des flux réduits de 42,3% par rapport à la référence actuelle. Cette réduction est particulièrement importante pour les unités hydrologiques dominées par la vigne et ayant initialement les contributions les plus fortes. Ainsi, par exemple, l'unité n°7 passe de 0,67 t.ha⁻¹.an⁻¹ dans le scénario 2 à 0,38 t.ha⁻¹.an⁻¹ dans le scénario 3.

Le scénario 4 entraîne une réduction de plus la moitié des transferts sédimentaires sur le bassin versant. Au-delà de la conversion des zones de forte pente en prairie, la réduction de la production de ruissellement et de la connectivité par la mise en place d'un enherbement systématique apparait très impactant à l'échelle du bassin. Ainsi, ce changement sur 19% de la surface totale du bassin par rapport à la référence actuelle entraîne une baisse de 54,4% des transferts sédimentaires.

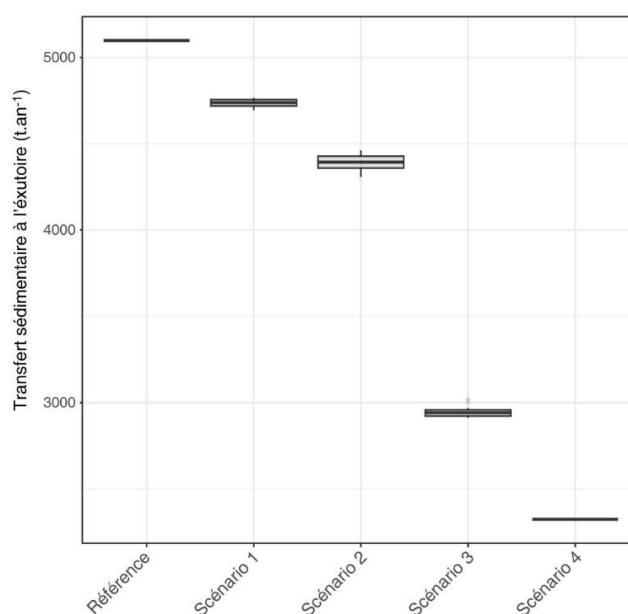


Figure 91 : Bilans sédimentaires au droit de la station de Pizay pour chaque scénario

Tableau 20 : Tableau comparatif des bilans sédimentaires pour chaque scénario

Scénario	Export moyen (t.an ⁻¹)	Export Min (t.an ⁻¹)	Export Max (t.an ⁻¹)	Amplitude	Écart à référence (%)	export spécifique (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Référence	5097	5097	5097	NA	NA	0.36
N°1	4725	4693	4744	50.8	-7.3	0.33
N°2	4381	4306	4445	139	-14.1	0.31
N°3	2943	2942	2944	1.84	-42.3	0.21
N°4	2324	2324	2324	0	-54.4	0.16

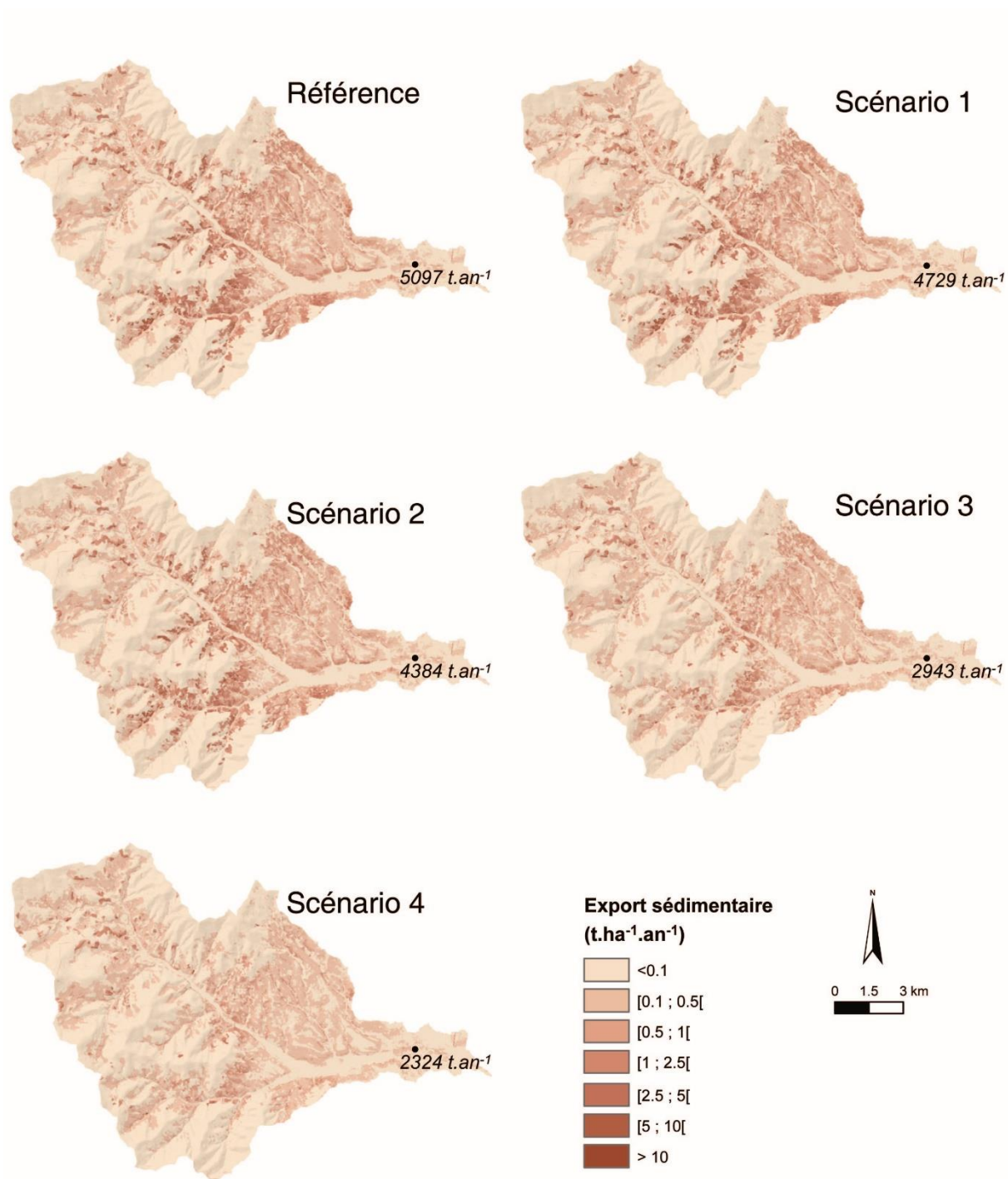


Figure 92 : Cartes des exports sédimentaires spécifiques par pixel pour les scénario retenus

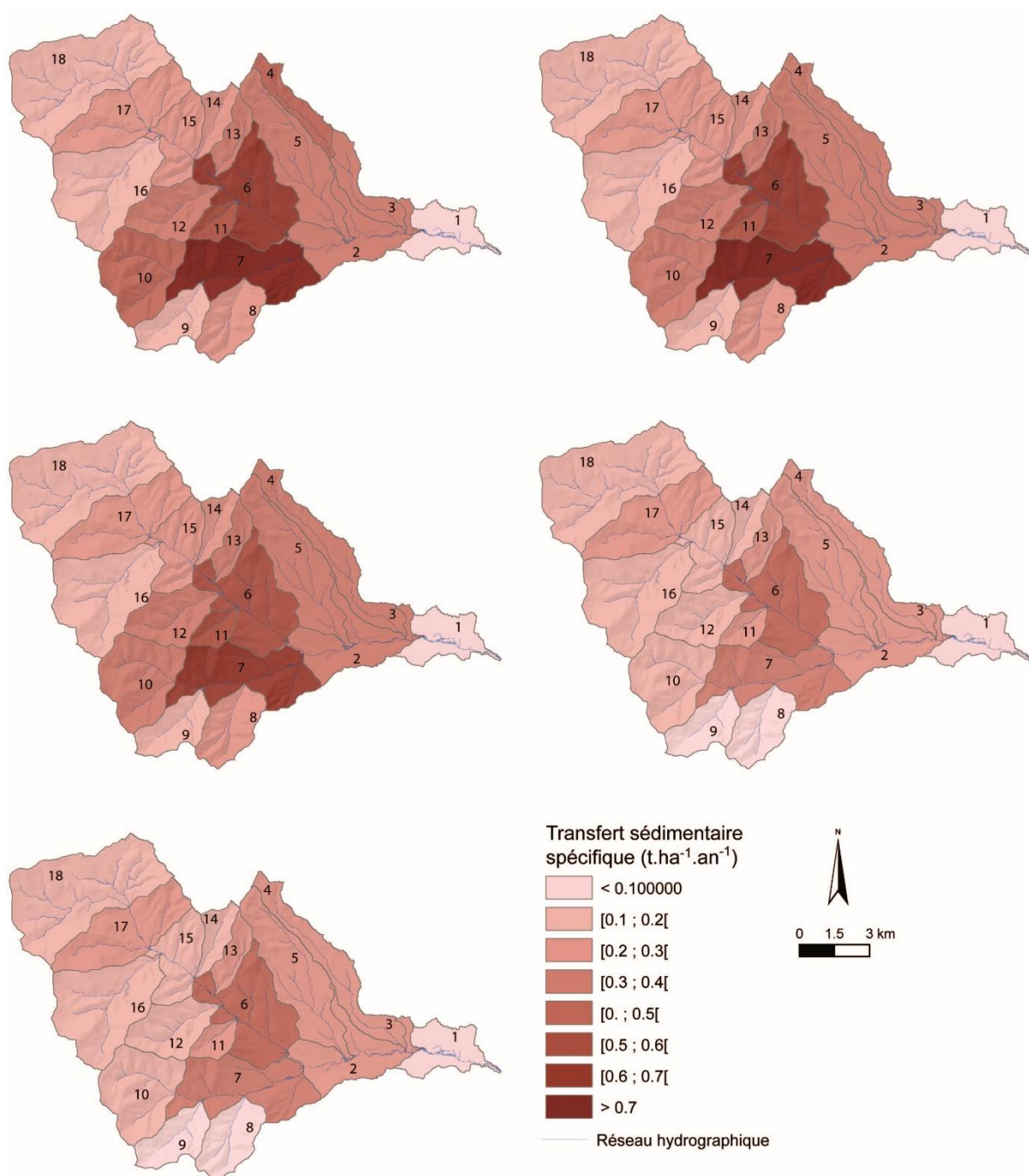


Figure 93 : transferts sédimentaires spécifiques agrégés à l'échelle des unités hydrologiques

IV.1.4. Discussion : améliorations potentielles des scénarios et limites de la méthode

Globalement, on observe une transition importante entre les scénarios 2 et 3, notamment du fait de l'abandon total des parcelles en vigne sur les plus fortes pentes. En ce sens, des scénarios complémentaires, plus nuancés pourraient être proposés dans l'intervalle afin de mieux cibler les seuils et ruptures dans la production sédimentaire de ces zones. Les scénarios caractérisés par des changements plus marginaux (scénarios 1 notamment et 2) amènent à peu de changements à l'échelle

du bassin versant. Le gain maximum théorique en fonction des facteurs de changement retenus (scénario peu probable) amène à une division par plus de deux des transferts sédimentaires potentiels. Cependant, les secteurs de forte pente, bien connectés au cours d'eau restent des contributeurs importants malgré la réduction drastique du facteur C (exemples des unités hydrologiques 6, 7 et 17). Ce constat est directement lié aux propriétés de connectivité des versants localement : versants en forte pente directement connectés au cours d'eau. Ainsi, la réduction du transfert sédimentaire dans ces zones par simple changement d'occupation du sol reste limitée en l'absence du recours à des aménagements hydrauliques.

Le cadre méthodologique du modèle INVEST-SDR permet ainsi de tester de multiples scénarios via des faibles temps de calcul. En revanche, il se base sur de nombreuses simplifications, notamment dans sa représentation des propriétés de connectivité du bassin versant qui ne peut inclure l'effet des aménagements hydrauliques (fossés canalisation etc.) et autres structures linéaires ayant une incidence conséquente sur la dynamiques des flux à l'échelle du bassin (routes et chemins). L'effet de ces composantes linéaires de la structure paysagère et de leurs changements seront testés à l'échelle locale via le modèle GeoMelba.

IV.2. Modélisation de scénarios d'aménagement et d'évolution de pratiques à l'échelle locale : GeoMelba

La mise en œuvre du modèle INVEST-SDR à l'échelle du bassin versant de l'Ardières a permis d'évaluer l'impact de la mise en œuvre de plusieurs scénarios prospectifs d'évolution de l'occupation du sol et des pratiques d'enherbement de la vigne, à l'échelle de ce bassin. Il s'agit ici de décliner certains de ces scénarios à l'échelle d'un petit sous-bassin versant, et d'évaluer l'influence de la mise en œuvre complémentaire de structures agroécologiques. On choisit volontairement des scénarios contrastés, plus pour illustrer les potentialités de l'outil que comme scénarios ayant une chance d'être réellement adoptés dans la pratique.

La carte des sols et la carte des pentes des parcelles sont représentée sur la Figure 94. Les sols de type 2, plus sensibles à l'érosion, sont situés en haut de bassin sur la rive droite.

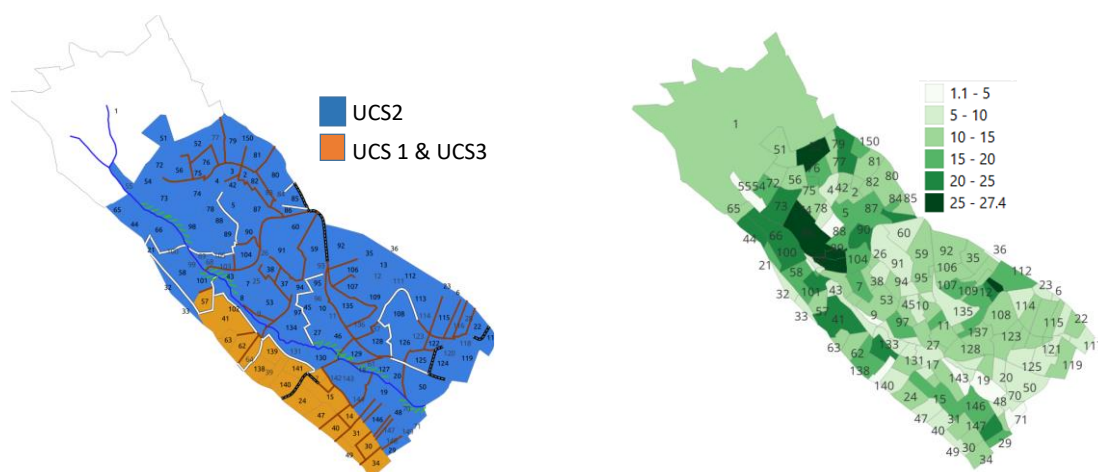


Figure 94 : Carte des unités cartographiques de sols (à gauche) et des pentes des parcelles (à droite)

IV.2.1. Définition des scénarios

- **Scénario de référence : beaucoup de vigne, peu d'enherbement**

Le scénario de référence correspond à l'état actuel : la vigne est l'occupation du sol très majoritaire, hormis à l'amont du bassin versant, y compris sur des parcelles en pente. Quelques parcelles sont pourvues de rases, structures paysagères destinées à limiter l'érosion et utilisées notamment sur les parcelles les plus pentues. L'essentiel des parcelles de vigne sont considérées comme entièrement désherbées, seules quelques parcelles sont enherbées un rang sur deux, et une entièrement. Le fond de vallée est toutefois occupé pour l'essentiel par des zones boisées et des prairies.

- **Scénario intermédiaire : abandon de parcelles en pente et développement de l'enherbement**

Ce scénario correspond au scénario 2 des simulations menées à l'échelle de l'Ardières : 16% des parcelles de vigne ayant une pente de plus de 20% sont abandonnées et transformées en prairie, 25% des autres étant enherbées (pour moitié seulement sur l'interrang, et pour moitié à la fois sur le rang et l'interrang). Compte tenu de la faible surface du bassin représentée ici, ces parcelles ont été choisies manuellement, et non aléatoirement comme à l'échelle de l'Ardières.

- **Scénario intermédiaire bis : mise en place de rases dans les parcelles, et enherbement des fossés nus.**

L'occupation du sol reste ici la même que pour le scénario précédent, mais des rases sont mises en place dans les parcelles contribuant le plus aux transferts, l'ensemble des fossés est végétalisé, et une ripisylve est en place le long des tronçons de rivière qui ne sont pas protégés par une prairie ou un bois. Ce scénario a pour objectif d'illustrer l'influence que peuvent avoir les infrastructures paysagères sur les transferts.

- **Scénario en rupture : abandon de l'ensemble des parcelles de vigne en forte pente et généralisation de l'enherbement**

Ce scénario correspond au scénario 4 à l'échelle de l'Ardières. Ici toutes les parcelles de vigne en forte pente sont converties en prairie. Les parcelles de vigne restantes sont entièrement enherbées. On fait de surcroît l'hypothèse qu'une telle évolution ne pourrait être la conséquence que d'une forte conscience environnementale de l'ensemble des acteurs (ou d'une réglementation très contraignante) : il semble donc cohérent dans ce scénario de laisser en place l'ensemble des aménagements mis en place dans le scénario intermédiaire bis. Un tel scénario apparaît toutefois très optimiste, et peu susceptible d'être mis en œuvre.

- **Scénario optimisé : aménagements complémentaires pour réduire au maximum les transferts hydrosédimentaires**

Malgré ces évolutions radicales, quelques parcelles restent dans ce scénario soumises à une légère érosion. Quelques aménagements complémentaires sont mis en place dans une dernière étape pour limiter au maximum ces transferts : rases dans les parcelles émettrices, souvent un peu longues et/ou pentues, et haies à la place de fossés contribuant aux transferts.

IV.2.2. Résultats - Discussion

Les figures suivantes illustrent successivement, pour chaque scénario : l'occupation du sol (Figure 95), la contribution de chaque parcelle aux flux de MES atteignant le cours d'eau (Figure 96), la contribution des éléments du paysage à l'abattement des flux reçus (cet abattement est d'autant plus fort que l'élément du paysage est efficace pour retenir les MES). Pour faciliter la compréhension des résultats et l'interprétation de ces cartes, des cartes complémentaires sont regroupées en annexe V.6.3 : la carte des émissions de MES (telle que calculée par la MUSLE dans la partie précédente, pour la classe de sol, pente et occupation du sol de la parcelle considérée (Figure 100), la carte des flux de MES reçus par chaque élément du paysage (Figure 102), la carte des taux de transfert entre chaque parcelle et le cours d'eau (Figure 101). Les cartes sont regroupées par type, pour faciliter la visualisation de l'évolution au fil des scénarios. L'évolution des quantités totales de MES transmises au cours d'eau en fonction du scénario considéré est représentée sur la Figure 98.

GeoMelba est un modèle simplifié, et les scénarios représentés très contrastés. Les simulations réalisées permettent toutefois quelques observations : dans le scénario initial, de nombreuses parcelles sont sujettes à l'érosion, et les particules érodées sont en grande partie transférées au cours d'eau, notamment en rive gauche, où les versants sont longs et les éléments du paysage susceptibles de jouer un rôle tampon peu nombreux. Les fossés non végétalisés transmettent efficacement les flux hydrosédimentaires au cours d'eau. Dans le scénario intermédiaire, le passage de quelques parcelles en pente forte en prairie, et l'enherbement partiel ou total de 25% des parcelles de pente modérée permet mécaniquement de diminuer significativement (de 40%) les flux transférés à la rivière, par diminution à la source de l'érosion. Le scénario intermédiaire bis, basé sur la même occupation du sol que ce scénario intermédiaire mais s'appuie également sur l'aménagement du paysage (enherbement des fossés, mise en place de rases dans les parcelles les plus contributrices, gainage de l'ensemble du cours d'eau par une ripisylve) diminue très fortement les transferts au cours d'eau (de 85% par rapport au scénario de référence). Ce scénario illustre l'intérêt que peut représenter l'aménagement du paysage en complément de l'évolution de l'occupation du sol et des pratiques d'enherbement de la parcelle. La Figure 97c représente ainsi la contribution des différents éléments du paysage à la dissipation des flux reçus, bien plus élevée que sur la Figure 97b.

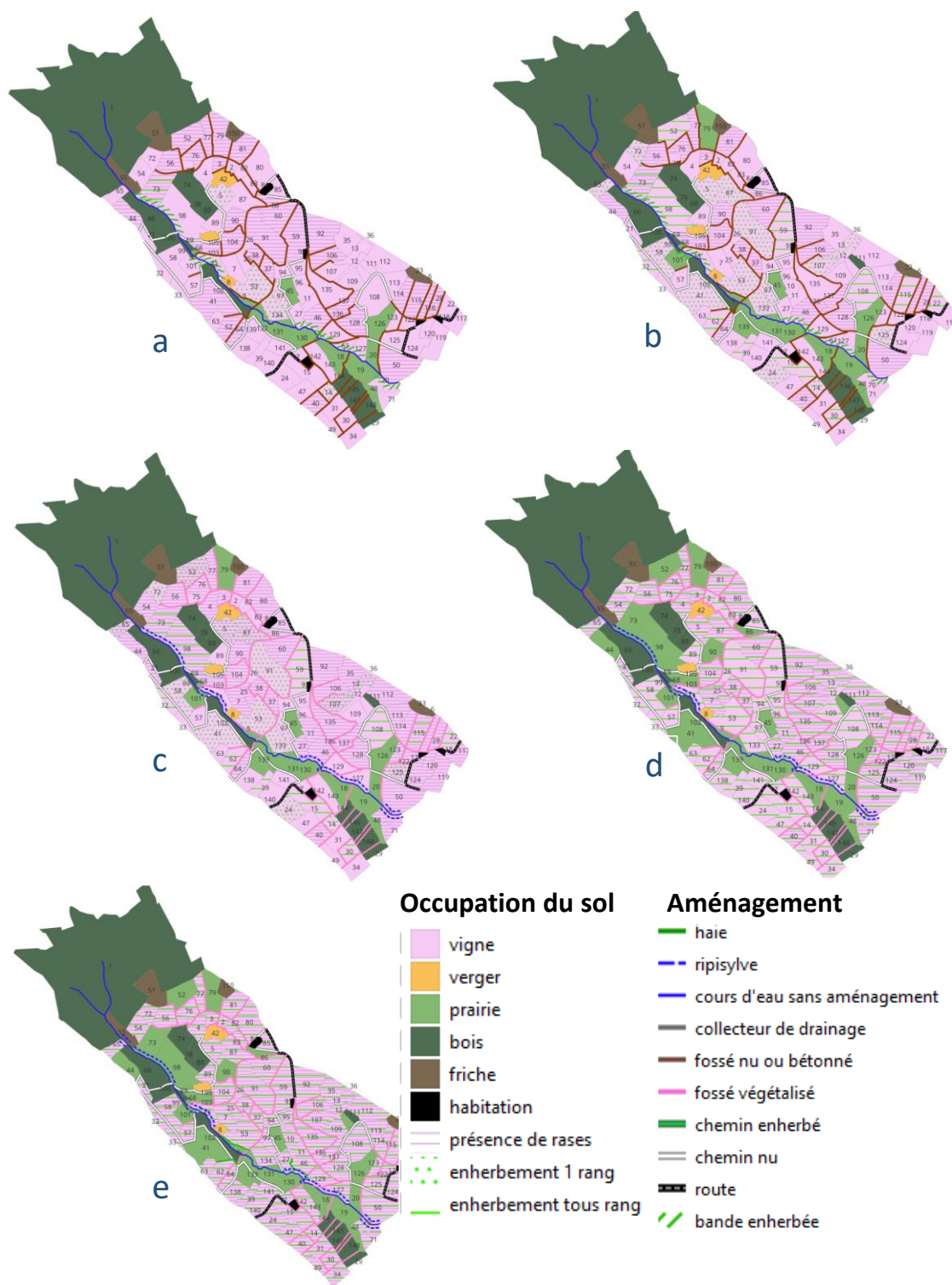


Figure 95 : Occupation du sol pour les scénarios successifs. a : scénario de référence, b : scénario intermédiaire, c : scénario intermédiaire bis, d : scénario en rupture, e : scénario optimisé.

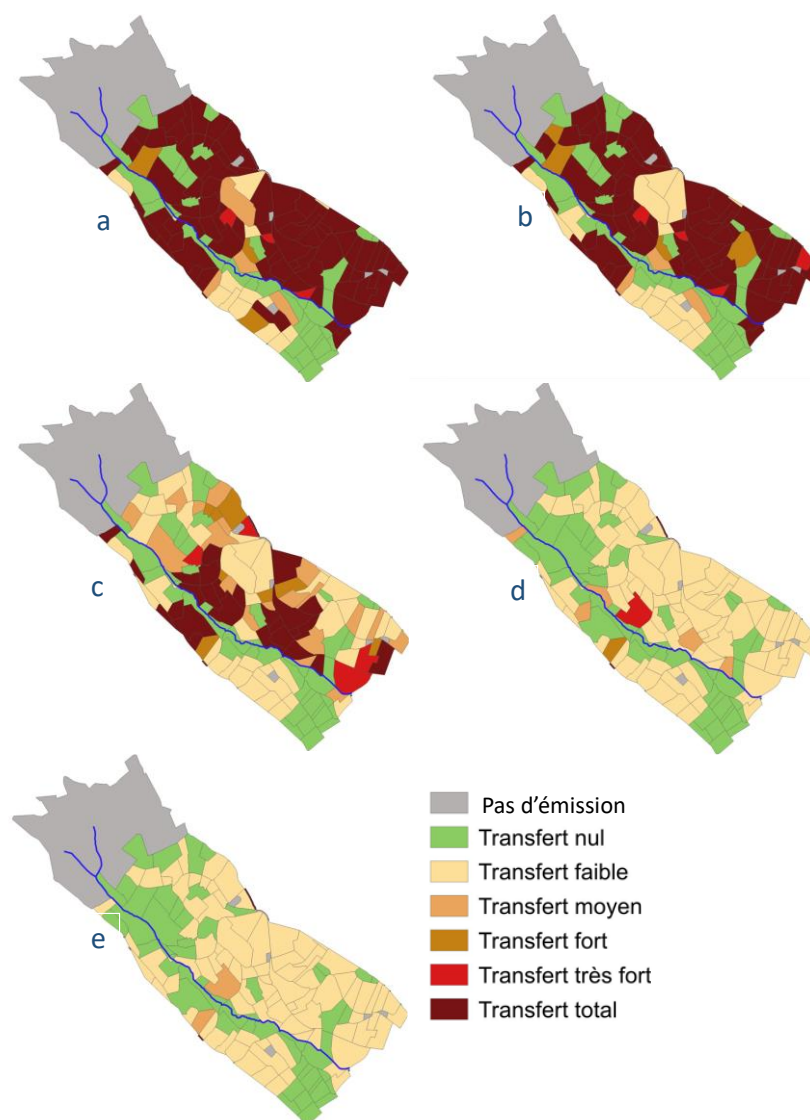


Figure 96 : Flux de MES générés au sein de chaque parcelle et atteignant le ruisseau. Cette figure évalue les flux de MES générés par m^2 de chaque parcelle - ramenés aux transferts potentiels maximum au m^2 observés sur le bassin versant (condition extrême : grande pente, sol de type 2, longueur de pente importante, pas d'enherbement interrang) - qui atteignent le cours d'eau. Plus une parcelle est rouge et plus les flux de MES qu'elle génère par m^2 et qui atteignent le cours d'eau sont importants.

Les deux derniers scénarios induisent comme attendu une chute drastique des flux, mais au prix d'une évolution très importante de l'occupation du sol et des pratiques d'enherbement, qui paraît pour l'instant peu probable à court terme dans le Beaujolais de coteaux.

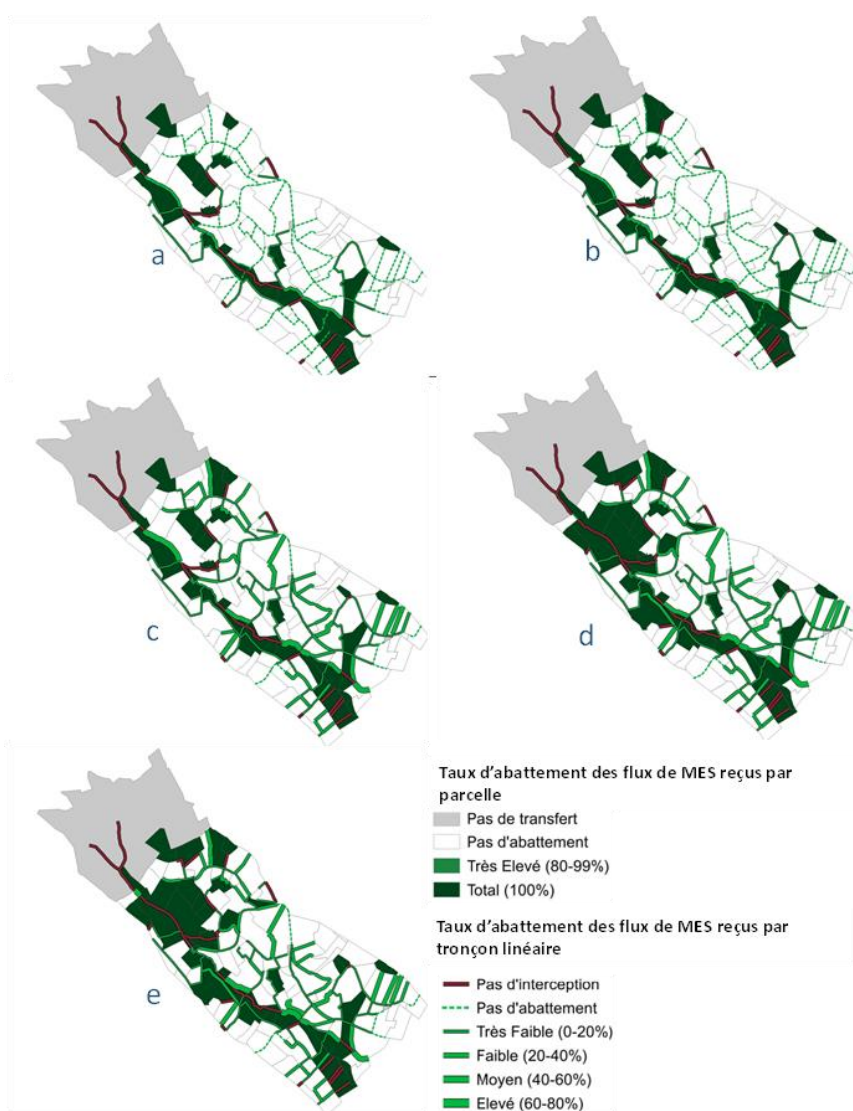


Figure 97 : Taux d'abattement des flux de MES reçus par chaque élément du paysage, relativement au taux maximum sur le bassin versant pour chaque type d'élément. Cette figure représente la part des flux de MES reçus par chaque élément du paysage (parcelle, tronçon de linéaire hors cours d'eau) qui est atténuée en son sein relativement au potentiel d'atténuation maximal pour chaque type d'élément au niveau du bassin versant. Plus un élément est vert et plus il est proche du taux d'atténuation maximum pour ce type d'élément sur le bassin.

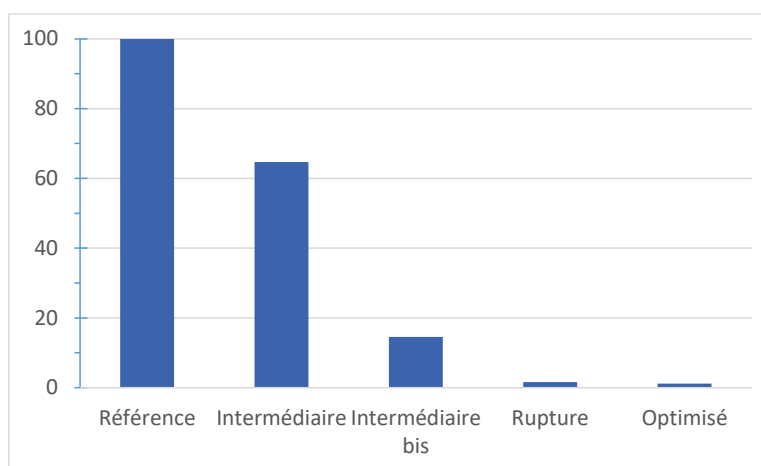


Figure 98 : Evolution des taux de transfert de MES au cours d'eau, en fonction des scénarios

IV.3. Conclusions de la partie IV

La mise en œuvre du modèle INVEST-SDR à l'échelle du bassin versant de l'Ardières a permis d'évaluer les contributions respectives des principaux types d'occupation du sol aux flux hydrosédimentaires observés aux Versauds et à Pizay. Elle a également permis d'identifier les sous bassins versants contribuant le plus fortement aux flux hydrosédimentaires sur le bassin de l'Ardières, et d'évaluer la diminution de l'érosion que permettrait le développement accru de l'enherbement des parcelles de vigne. Pour autant, un tel modèle n'est par nature pas adapté pour représenter l'influence des infrastructures linéaires sur les transferts, que met bien en évidence par la modélisation s'appuyant sur le modèle Graphe. Celui-ci a ainsi permis de comprendre comment le réseau anthropique permet de gérer la connectivité des flux sur le bassin de deux façons différenciées entre les amonts et les aval de versants : les amonts de versant sont déconnectés du cours d'eau, entravant ainsi la diffusion des produits de l'érosion au cours d'eau ; à l'inverse, sur la partie aval des bassins, les linéaires anthropiques augmentent la connectivité par rapport à ce qu'elle serait si elle n'était basée que sur la topographie, permettant d'évacuer les matériaux des bas de versants. Les simulations réalisées avec GeoMelba ont permis d'explorer plusieurs scénarios d'évolution, et ont également illustré l'efficacité des infrastructures agroécologiques pour diminuer les flux de MES transférés jusqu'au cours d'eau, en complément de l'évolution de l'occupation du sol et du développement de l'enherbement interrang ou total. Compte tenu de la mise en évidence par Graphe du rôle important que jouent les pièges à sédiments dans la connectivité des flux sur le bassin, il semble souhaitable d'inclure ces infrastructures dans GeoMelba.

La mise en œuvre successive d'INVEST-SDR puis de GeoMelba sur d'autres bassins du Beaujolais que celui de l'Ardières permettrait, de façon similaire à ce qui a été fait ici, de hiérarchiser les sous bassins les plus vulnérables à l'érosion et à la transmission vers l'aval des flux hydrosédimentaires, puis d'évaluer les améliorations qu'entraînerait une évolution de l'occupation du sol et des pratiques d'enherbement. Cette analyse pourrait être complétée, sur des sous bassins ciblés, par l'évaluation des gains attendus de la mise en place d'éléments du paysage adaptés. Compte tenu des fortes mutations attendues dans le Beaujolais dans la décennie à venir, un tel exercice prospectif aurait un réel intérêt.

Conclusion générale

Le projet PULSE avait pour ambition de progresser dans la compréhension de la dynamique des transferts hydrosédimentaires et des contaminants associés dans le Beaujolais de Coteaux. Ainsi, les principaux objectifs visaient à (1) proposer des valeurs de référence sur les taux de transferts de sédiments et de pesticides via une démarche de mesure et d'expérimentation de terrain ; (2) proposer une interprétation des relais de processus dans le temps et dans l'espace responsables de ces transferts ; (3) évaluer l'influence des infrastructures linéaires de la structure des paysages dans les dynamiques de transferts des sédiments depuis les parcelles vers les cours d'eau et (4) évaluer l'influence de scénarios d'évolution du paysage, tant du point de vue de l'occupation du sol que de la gestion de l'enherbement ou des infrastructures paysagères.

Sur la base du réseau métrologique mis en place, à trois échelles spatiales emboîtées, depuis la parcelle expérimentale jusqu'au bassin versant, les bilans sédimentaires montrent des volumes transférés conséquents, de l'ordre de $0,46 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'échelle du bassin versant de l'Ardières (142km^2), $0,33 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'échelle du bassin versant de la Morcille ($3,9 \text{ km}^2$) et $2,93 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à l'échelle de la parcelle ($0,28 \text{ ha}$). Ces taux de transfert apparaissent globalement supérieurs aux observations faites dans des secteurs de grande culture par exemple. Une typologie a permis de mettre en évidence quatre types de crues, classées selon leur magnitude et la dynamique des précipitations en étant à l'origine. La rythmicité des transferts suit un schéma général largement observé dans la littérature en contexte agricole, distinguant les périodes de production sédimentaire sur les versants à la suite de précipitations intenses durant des épisodes orageux estivaux (précipitations érosives). Ces événements, au-delà de l'érosion de versant, permettant d'activer l'ensemble de la cascade sédimentaire (événements enregistrés aux trois échelles d'analyse) mais sur de courtes périodes. Ce type d'événement implique donc un important stockage sédimentaire dans les bases de versants, dans les infrastructures linéaires et dans les chenaux. Les crues hivernales prolongées amènent à une reprise (au moins partielle) de ces sédiments temporairement déposés et agissent sous forme de purges du système. Lors de ces épisodes hivernaux, la dynamique des précipitations ne permet cependant pas de production sédimentaire significative sur les versants (érosion des sols). La granulométrie des sédiments transportés en suspension est variable selon la capacité de transport, mais reste généralement à tendance sableuse, en lien avec le contexte géomorphologique cristallin et les sols associés. Ce constat, au-delà de l'aide à l'interprétation des signaux sédimentaires, amène à certains questionnements méthodologiques sur les capacités des instruments déployés actuellement (turbidimètres) à mesurer cette classe granulométrique.

En parallèle de la dynamique sédimentaire, certains événements ont pu être documentés sur les transferts de pesticides. Le projet a permis de finaliser une méthode d'analyse des teneurs en pesticides sur des particules de sol pour une trentaine de molécules pesticides, substances actives ou produits de transformation. Globalement, les taux de transferts apparaissent conséquents, notamment pour les molécules caractérisées par des Koc ou Kfoc élevés. L'analyse d'échantillons collectés à l'échelle de la parcelle a mis en évidence la remobilisation de substances actives retirées du marché depuis plusieurs années, résultat qui questionne la disparition de ces substances de l'environnement à moyen terme. Le Diflufenicanil et le Difénéconazole sont les molécules qui ont été mesurées avec les plus fortes concentrations et les plus forts taux de transferts par rapport aux quantités appliquées (respectivement 0.5 et 0.09% des quantités appliquées à l'échelle de l'Ardières). Les taux de transferts apparaissent plus élevés à l'échelle du bassin versant de l'Ardières que sur celui

de la Morcille. Ce résultat a priori surprenant (les taux d'exportation décroissent en général avec la surface drainée) pourrait être expliqué par le fait que le bassin de la Morcille apparaît comme un bassin contribuant relativement peu à l'érosion et aux transferts sédimentaires dans la modélisation réalisée avec INVEST-SDR sur le bassin de l'Ardières. Ces premiers résultats restent néanmoins à confirmer, dans la mesure où la dynamique des pluies (saison particulièrement sèche) et les difficultés inhérentes à ce type de mesures sur le terrain n'ont pas permis de travailler sur un nombre suffisant d'échantillons.

En complément des mesures, nous avons déployé une procédure de modélisation à différentes échelles avec pour objectif général : (1) de spatialiser les zones sources de sédiments à l'échelle du bassin versant de l'Ardières (INVEST-SDR), (2) de représenter l'influence des réseaux anthropiques dans les modalités de connectivité entre les parcelles viticoles et les cours d'eau à l'échelle de la Morcille (GRAPHE) et (3) contribuer au développement d'un outil opérationnel pour la gestion (GEOMELBA).

Les résultats du modèle INVEST-SDR ont permis de cartographier les secteurs les plus sensibles à l'érosion et aux transferts sédimentaires à l'échelle du bassin versant. Le modèle reproduit globalement les ordres de grandeur mesurés en stations. Le vignoble apparaît inévitablement comme un contexte très favorable à l'érosion qui contribue de manière très significative au flux du bassin versant. Par ailleurs, le modèle a mis en évidence la contribution non négligeable de certaines parcelles de grande cultures situées à l'amont du bassin versant, dont l'influence était a priori sous estimée (10% des flux).

Le modèle GRAPHE et l'approche de cartographie de terrain lui étant associée a permis de dresser un inventaire exhaustif des infrastructures linéaires interférant avec les flux de ruissellement à l'échelle du bassin versant de la Morcille. Cet inventaire, adossé à une typologie détaillée, a mis en évidence les principales modalités de connectivité de ces infrastructures et de leur rôle fonctionnel sur la propagation de signaux sédimentaires dans le bassin versant : les hauts de versant sont déconnectés du cours d'eau, entravant ainsi la transmission des particules érodées vers l'aval ; à l'inverse, sur la partie aval des bassins, les infrastructures linéaires augmentent la connectivité par rapport à ce qu'elle serait si elle n'était basée que sur la topographie. L'objectif est ici d'évacuer efficacement les eaux de ruissellement vers les cours d'eau. Un indicateur de connectivité (IC) a été appliqué dans le graphe, permettant de quantifier les déformations induites par les infrastructures anthropiques.

Ce projet a permis de développement d'un nouveau module dans le modèle GeoMelba pour prendre en compte les transferts sédimentaires. Sur un exemple appliqué à un bassin versant fictif, archétypal du beaujolais de coteaux, le modèle a permis d'estimer les flux sédimentaires circulant dans les réseaux, première étape pour l'intégration des transferts de pesticides en phase particulaire, en complément du transfert en phase dissoute que le modèle traite déjà.

Enfin, la dernière partie de ce projet consistait en la définition de scénarios prospectifs d'occupation du sol et de leur impact sur les transferts sédimentaires à différentes échelles spatiales. Les scénarios ont été appliqués aux modèles INVEST-SDR et GeoMelba : les deux modèles capables de proposer des estimations quantitatives de flux transférés. Le modèle INVEST-SDR scénarisé a permis de mettre en évidence les gains potentiels apportés par la hausse de l'enherbement des parcelles agricoles. De même, les résultats ont montré qu'une réduction significative des flux sédimentaires dans les cours d'eau peut être envisagée en cas de déprise agricole sur les parcelles de vignes les plus pentues, les plus difficiles à mécaniser et les plus dépendantes aux herbicides. Les résultats du modèle GEOMELBA

scénarisé permettent d'illustrer l'efficacité des infrastructures agroécologiques pour diminuer les flux de MES transférés jusqu'au cours d'eau, en complément de l'évolution de l'occupation du sol et du développement de l'enherbement interrang ou total.

Perspectives :

Du point de vue métrologique, les observations réalisées durant le projet Pulse ont mis en évidence l'intérêt qu'il y aurait à améliorer le suivi de la fraction sableuse des transferts pour mieux évaluer les flux hydrosédimentaires totaux, au moins au niveau du site des Versauds, où ces transferts semblent significatifs. Ce point ne remet toutefois pas en question les analyses effectuées sur les transferts particuliers de pesticides, ceux-ci étant préférentiellement adsorbés sur des particules fines et riches en matière organique. Il semblerait en revanche utile de compléter les résultats acquis sur les pesticides pour les consolider, d'une part en couvrant une plus large gamme d'événements répartis sur une plus large période, aux trois échelles emboîtées, et d'autre part en déterminant de façon conjointe les concentrations des molécules en phase soluble et sur la phase particulaire. Un tel suivi permettrait de mieux cerner les contributions respectives des deux phases aux exportations, en fonction des événements considérés. Il permettrait également de progresser dans la compréhension de l'influence qu'a le décalage temporel mis en évidence pour la cascade sédimentaire sur les transferts de pesticides en phase particulaire. Le projet a confirmé l'intérêt des Pièges à Particules pour le suivi de la contamination en phase particulaire pour des cours d'eau de taille modérée comme la Morcille ou l'Ardières, qui pourraient être utilisés en parallèle d'échantillonneurs intégratifs pour la phase dissoute (Gouy et al, 2021), afin de permettre une vision intégrée de la dynamique spatiale et temporelle de la contamination de ces cours d'eau.

La mise en évidence par le modèle GRAPHE de l'influence significative des pièges à sédiments mis en place par les viticulteurs pour gérer les flux hydrosédimentaires issus de leurs parcelles incite à intégrer ces structures dans le modèle GeoMelba pour compléter la prise en compte de l'influence des structures anthropiques sur les transferts hydrosédimentaires. La version « érosion » de GeoMelba développée pour ce projet, utilisée en parallèle de la version « Pesticides en solution » préexistante, permettra une vision plus intégrée de la contamination sur un petit bassin et des leviers d'action mobilisables pour la maîtriser. Il serait intéressant d'intégrer également l'évolution attendue de l'érosivité des pluies dans les scénarios prospectifs d'évolution d'occupation du sol et d'enherbement menés avec INVEST-SDR à l'échelle de l'Ardières, pour différents scénarios climatiques. Un exercice similaire pourrait être mené à plus petite échelle avec GeoMelba, en actualisant les taux de « production » pour chaque type de sol, pente et occupation du sol.

Enfin, il nous semble souhaitable de soumettre les résultats de ce projet aux acteurs du territoire, pour leur présenter les principaux acquis du projet, les résultats issus des simulations sur scénarios prospectifs, et éventuellement coconstruire des scénarios alternatifs, qu'il leur semblerait intéressant d'investiguer. Ce point essentiel n'a pu être abordé pendant la durée du projet, compte tenu du temps nécessaire pour acquérir des données d'observation et développer les modélisations associées.

Bibliographie

- 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, 203–225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- Alexander, R. B., Boyer, E.W., Smith, R.A., Schwarz, G.E., Moore, R.B. (2007). The Role of Headwater Streams in Downstream Water Quality. *Journal of the American water resources association*. Doi: 10.1111/j.1752-1688.2007.00005.x
- Almagro, A., Thomé, T.C., Colman, C.B., Pereira, R.B., Junior, J.M., Rodrigues, D.B.B., Oliveira, P.T.S., 2019. Improving cover and management factor (C-factor) estimation using remote sensing approaches for tropical regions. *International Soil and Water Conservation Research* 7, 325–334. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.08.005>
- Auray S., 2016 - Carnet de territoire : Le Beaujolais. CAUE Rhône, <https://en.calameo.com/read/000958475adf95f1a3509>.
- Bagarello, V., Di Stefano, C., Ferro, V., Giordano, G., Iovino, M., Pampalone, V., 2012. Estimating the USLE soil erodibility factor in Sicily, South Italy. *Applied Engineering in Agriculture* 28, 199–206. <https://doi.org/10.13031/2013.41347>
- Baghdadi, N., Inglada, J., Weiss, M., Bazzi, H., Demarez, V., Lagacherie, P., Biagiotti, I., Selle, A., 2021. Le Pôle Thématique National des Surfaces Continentales Theia: produits et services pour l'agriculture. *Innovations Agronomiques* 83, 11–27.
- Ballabio, C., Borrelli, P., Spinoni, J., Meusburger, K., Michaelides, S., Beguería, S., Klik, A., Petan, S., Janeček, M., Olsen, P., 2017. Mapping monthly rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment* 579, 1298–1315. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.123>
- Barreteau, O., G. Abrami, E. Adoir, G. Armani, J. Grillot, E. Leteurtre, H. Luzi, S. Malingrey, M. Rabotin, L. Seguin, N. Carluer, C. Lauvernet, and V. Gouy Bousada. 2023. "CAUSERIE: a serious game based approach to collective grounded solutions for crop and water protection." In ISAGA.
- 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.
- Beguería, S., Serrano-Notivol, R., Tomas-Burguera, M., 2018. Computation of rainfall erosivity from daily precipitation amounts. *Science of the Total Environment* 637, 359–373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.400>
- Belgiu, M., Drăguț, L., 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing* 114, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>
- Benchetrit, M., 1954. L'érosion anthropogène: couverture végétale et conséquences du mode d'exploitation du sol. *L'Information Géographique* 18, 100–108. <https://doi.org/10.3406/ingeo.1954.1382>
- Bereswill R., Strelake 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.
- Bolker, B.M., 2015. Linear and generalized linear mixed models. *Ecological statistics: contemporary theory and application* 309–333. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199672547.003.0014>
- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D., 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. *Catena* 75, 268–277. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>
- 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*, 40(2), 177–188.
- Brakensiek, D.L., Rawls, W.J., Stephenson, G.R., 1986. Determining the saturated hydraulic conductivity of a soil containing rock fragments. *Soil Science Society of America Journal* 50, 834–835. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000030053x>
- Brown, L.C., Foster, G.R., 1987. Storm erosivity using idealized intensity distributions. *Transactions of the ASAE* 30, 379–386. <https://doi.org/10.13031/2013.31957>
- Camenen B. & Melun G., 2021 - Guide technique pour la mesure et la modélisation du transport solide.
- Camenen, B., Thollet, F., Le Coz, J., 2021. FAUT-IL TENIR COMPTE DES SABLES DANS L'ESTIMATION DES FLUX SEDIMENTAIRES EN RIVIERE PAR TURBIDIMETRIE?, in: SHF, Colloque Hydrométrie 2021.
- Campbell, G.S., 1985. *Soil physics with BASIC: transport models for soil-plant systems*. Elsevier.
- Carluer, N., C. Lauvernet, D. Noll, and R. Munoz-Carpena. 2017. 'Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticides transfer via surface runoff', *Science of the Total Environment*, 575: 701-12.
- Carsouille J., 1995 - Lutte contre l'érosion des sols. Exemple du vignoble Beaujolais. *Revue des Œnologues*, 775, 13–16, <https://search.oeno.tm.fr/search/article/AVprDpLYaAqBff0Bqa5?p=extrait>.
- Catalogne, C., and G. Le Hénaff. 2017. "Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. Elaboré dans le cadre du groupe technique "Intégration des zones tampons dans la gestion des bassins versants." In, 68. Irstea-ONEMA.
- Catalogne, C., C. Lauvernet, and N. Carluer. 2018. "Guide d'utilisation de l'outil BUVARD* pour le dimensionnement des bandes tampons végétalisées destinées à limiter les transferts de pesticides par ruissellement " In, 66 pp. AFB. Irstea.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.05.007>

- Chaize B., 2022 - Érosion et structure paysagère dans un bassin versant viticole (Mercrey, Bourgogne) : des enjeux actuels aux dynamiques holocènes. Thèse de doctorat. Université Jean Moulin Lyon 3, Lyon.
- Corral-Pazos-de-Provens, E., Domingo-Santos, J.M., Rapp-Arrarás, Í., 2018. Estimating the very fine sand fraction for calculating the soil erodibility K-factor. *Land Degradation & Development* 29, 3595–3606. <https://doi.org/10.1002/ldr.3121>
- 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., 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.
- 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.
- Dabrin, A, Anice Y, Masson M, Le Coz, and Coquery. 2021. 'Monitoring chemical contamination of sediments in rivers: relevance of integrative sampling of suspended solids. Surveillance de la contamination chimique des sédiments dans les cours d'eau : pertinence de l'échantillonnage intégratif des matières en suspension', *Sciences Eaux & Territoires*: 106-09.
- 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.
- de Oliveira, P.T.S., Sobrinho, T.A., Rodrigues, D.B.B., Panachuki, E., 2011. Erosion risk mapping applied to environmental zoning. *Water Resources Management* 25, 1021–1036. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9739-0>
- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of soil and water conservation* 51, 427–433.
- 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., Mouglin 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
- Fabre, J.; Louchart, X.; Moussa, R.; Dagès, C.; Colin, F.; Rabotin, M.; Raclot, D.; Lagacherie, P. & Voltz, M. *OpenFLUID: a software environment for modelling fluxes in landscapes* Symposium, Symposcience, 2010
- 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, G.R., Wischmeier, Wh., 1974. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. *Transactions of the ASAE* 17, 305–309. <https://doi.org/10.13031/2013.36846>
- Fournier, F., 1969. L'érosion hydrique et le climat. *Bulletin technique d'information*.
- Frésard, F. 2010. "Cartographie des sols d'un petit bassin versant en Beaujolais viticole, en appui à l'évaluation du risque de contamination des eaux par les pesticides." In, 54 pp. *Master 2 Qualité et Traitement des Eaux et des Sols, option : Procédés de Traitement et de Dépollution des eaux et des sols*, Université de Franche Comté à Besançon.
- 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.
- 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.
- Garcia-Ruiz, J.M., Beguería, S., Nadal-Romero, E., Gonzalez-Hidalgo, J.C., Lana-Renault, N., Sanjuán, Y., 2015. A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology* 239, 160–173. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.008>
- Giordano, G., Ferro, V., Bagarello, V., Di Stefano, C., Iovino, M., Minacapilli, M., 2004. Studi applicativi per la realizzazione della carta dell'erosione potenziale del territorio siciliano e del relativo sistema informativo territoriale.
- Gouy V., Artigas J., Bonnineau C., Chaumot A., Chauvet E., et al.. Développement et transfert aux opérationnels d'outils intégratifs de mesure chimique et biologique au sein des cours d'eau pour le suivi de l'impact des pratiques agricoles et de leur évolution. [Rapport de recherche] INRAE UR-RiverLy; INRAE UR EABX; LIEC Université de Lorraine; INRAE Dijon agroécologie; Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand; Université Paul Sabatier Toulouse; Hyfe. 2021. (hal-03423016)
- Gouy V., Liger L., Ahrouch S., Bonnineau C., Carluet 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>.
- Gouy, Véronique, Jean Joël Gril, Jean Guillaume Lacas, Arnaud Boivin, and Nadia Carluet. 2008. "Contamination des eaux de surface par les pesticides et rôle des zones tampons pour limiter le transfert : état des connaissances et conséquences pour l'action." In *Ingénieries - EAT*, 49-63.

- Gouy, Véronique, Jean Joël Gril, Jean Guillaume Lacas, Arnaud Boivin, and Nadia Carluer. 2008. 'Contamination des eaux de surface par les pesticides et rôles des zones tampons pour en limiter le transfert : état des connaissances et conséquences pour l'action', *Ingénieries - EAT*.
- Gril J.N. & Canler J.P., 1985 - Beaujolais : l'érosion attaque les vignobles. *Cultivar*, (spécial Sols et Sous-Sols), 35 39.
- Grillot, Jules, Michaël Rabotin, Véronique Gouy Boussada, Nadia Carluer, and Claire Lauvernet. 2022. "GeoMelba - outil pédagogique pour la visualisation des transferts de produits phytosanitaires à la surface d'un bassin versant." In 50 e congrès du Groupe Français des Pesticides. Namur, Belgium.
- Gumiere, S. J. , D. Raclot, B. Cheviron, G. Davy, X. Louchart, J.C. Fabre, R. Moussa, and Y. Le Bissonnais. 2011. 'MHYDAS-Erosion: a distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments', *Hydrological Processes*, 25: 1717-28.
- Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., Li, Y., 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in physical geography* 29, 189–217. <https://doi.org/10.1191/0309133305pp443ra>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.027>
- Hamel, P., Falinski, K., Sharp, R., Auerbach, D.A., Sánchez-Canales, M., Dennedy-Frank, P.J., 2017. Sediment delivery modeling in practice: Comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. *Science of The Total Environment* 580, 1381–1388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.103>
- Hénin S., Michel A. & Rivoiré A., 1952 - Sur quelques cas d'érosion dans les vignobles du Mâconnais et du Beaujolais. *Annales Agronomiques*, 207 2022.
- Hoofman, D.A.P., Bullock, J.M., Evans, P.M., Redhead, J.W., Ridding, L.E., Varma, V., Pywell, R.F., 2023. A model of sediment retention by vegetation for Great Britain: new methodologies & validation. <https://doi.org/10.1101/2023.08.17.553678>
- 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.
- IGN, 2017 - BD ORTHO®. <https://geoservices.ign.fr/bdortho>, consulté le 13 février 2023. .
- IGN, 2017 - BD TOPO®. <https://geoservices.ign.fr/documentation/donnees/vecteur/bdtopo>, consulté le 13 février 2023. .
- IGN, 2020 - RGE ALTI®. <https://geoservices.ign.fr/rgealti>, consulté le 13 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.
- Inter-Beaujolais, 2020 - Le Beaujolais, expression d'un vignoble. 56.
- Ismail, J., Ravichandran, S., 2008. RUSLE2 model application for soil erosion assessment using remote sensing and GIS. *Water resources management* 22, 83–102. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9145-9>
- 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.
- Kanharajan, G., Govindkrishnan, P.M., Singh, R.K., Natalia, E.C., Jones, S.K., Singh, A., Mohindra, V., Kumar, N.K.R.K., Rana, J.C., Jena, J.K., Lal, K.K., 2023. Quantitative assessment of sediment delivery and retention in four watersheds in the Godavari River Basin, India, using InVEST model — an aquatic ecosystem services perspective. *Environ Sci Pollut Res* 30, 30371–30384. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24013-5>
- Kumar, M., Sahu, A.P., Sahoo, N., Dash, S.S., Raul, S.K., Panigrahi, B., 2022. Global-scale application of the RUSLE model: a comprehensive review. *Hydrological Sciences Journal* 67, 806–830. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.2020277>
- 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.
- Lacas, J.-G. 2005. 'Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface', Université Montpellier II. Sciences et techniques du Languedoc.
- Lal R. (1998) – Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical reviews in plant sciences*, 17 (4), 319-464. DOI : 10.1080/07352689891304249
- Lauvernet, C. & Muñoz-Carpena, R. Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips - Part 2: model coupling, application, factor importance, and uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2018, 22, 71-87
- 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.
- Levasseur 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.
- Levasseur 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.
- 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).

- Marie, Romain. 2021. "Transfert de particules et de micropolluants associés dans les bassins versants agricoles. Détermination des niveaux de contamination en produits phytosanitaires par UHPLC-MSMS." In, 49 pp. INRAE-Aix-Marseille Université.
- Masson, M., H. Angot, C. Le Bescond, M. Launay, Aymeric Dabrin, Cecile Miege, Jérôme Le Coz, and Marina Coquery. 2018. 'Sampling of suspended particulate matter using particle traps in the Rhône River: Relevance and representativeness for the monitoring of contaminants', *Science of the Total Environment*, 637-638: 538-49.
- Messant, A., Lehmann, S., Moulin, J., Lagacherie, P., Jalabert, S., Noraz, A., Lemerrier, B., Chafchafi, A., Mure, J.-P., Laroche, B., 2021. Diffusion des Référentiels Régionaux Pédologiques sous la forme d'une carte des sols dominants (France métropolitaine hors-Corse) accessible sur le Géoportail. *Étude et Gestion des Sols* 28, 57–70.
- Morgan, R.P.C., 2009. Soil erosion and conservation. John Wiley & Sons.
- Muñoz-Carpena, R. & Parsons, J. E. A design procedure for vegetative filter strips using VFSDMOD-W
- Muñoz-Carpena, R., A. Ritter, and G. A. Fox. 2019. 'Comparison of empirical and mechanistic equations for vegetative filter strip pesticide mitigation in long-term environmental exposure assessments. ', *Water Research*, 165: doi:10.1016/j.watres.2019.114983.
- Muñoz-Carpena, R., C. Lauvernet, and N. Carlier. 2018. 'Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips -- Part 1: nonuniform infiltration and soil water redistribution ', *Hydrology and earth system sciences*, 22: 53-70.
- Muñoz-Carpena, Rafael, John E. Parsons, and J. Wendell Gilliam. 1999. 'Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips', *Journal of Hydrology*, 214: 111-29.
- Napoli, M., Cecchi, S., Orlandini, S., Mugnai, G., Zanchi, C.A., 2016. Simulation of field-measured soil loss in Mediterranean hilly areas (Chianti, Italy) with RUSLE. *CATENA* 145, 246–256. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.018>
- Nearing, M.A., Romkens, M.J.M., Norton, L.D., Stott, D.E., Rhoton, F.E., Laflen, J.M., Flanagan, D.C., Alonso, C.V., Binger, R.L., Dabney, S.M., 2000. Measurements and models of soil loss rates. *Science* 290, 1300–1301. <https://doi.org/10.1126/science.290.5495.1300b>
- Nearing, M.A., Yin, S., Borrelli, P., Polyakov, V.O., 2017. Rainfall erosivity: An historical review. *Catena* 157, 357–362. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.004>
- Novara, A., Gristina, L., Saladino, S.S., Santoro, A., Cerdà, A., 2011. Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research* 117, 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.09.007>
- Oliveira, P.T.S., Nearing, M.A., Wendland, E., 2015. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. *Earth Surface Processes and Landforms* 40, 1524–1532. <https://doi.org/10.1002/esp.3738>
- Panagos, P., Ballabio, C., Borrelli, P., Meusburger, K., Klik, A., Roussea, S., Tadić, M.P., Michaelides, S., Hrabalíková, M., Olsen, P., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Science of the Total Environment* 511, 801–814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.008>
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015b. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>
- Paroissien J., Lagacherie P. & Le Bissonnais Y., 2010 - A regional-scale study of multidecadal 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).
- Perzyna G., 2016 - Manuel des opérations. Jaugeage à gué au moulinet hydrométrique. Praia (Cap-Vert).
- Pesce, S., E. Lyautey, E. Naffrechoux, B. Ferrari, and A. Dabrin. 2019. "Pression chimique et impacts écologiques : Distribution des contaminants et réponse des communautés de microorganismes et d'invertébrés dans les sédiments de l'Ardière et du Tillet (CommusED)." In: Rapport final de l'action n°54 du Programme 2016 au titre de l'accord cadre Agence de l'Eau ZABR. INRAE RiverLy. hal-03797482.
- Phinzi, K., Ngetar, N.S., 2019. The assessment of water-borne erosion at catchment level using GIS-based RUSLE and remote sensing: A review. *International Soil and Water Conservation Research* 7, 27–46. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.12.002>
- 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., 2023 - Du versant au cours d'eau : structure paysagère et connectivité hydro-sédimentaire en contexte viticole (Beaujolais, France). Thèse de doctorat. Université Jean Moulin Lyon 3, Lyon, 320 p.
- 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>.
- Rabiet M., Margoum C., Gouy V., Carlier N., Coquery M. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment. Effect of sampling frequency. *Environmental Pollution*, 2010, 158 (3), pp.737-748. (10.1016/j.envpol.2009.10.014). (hal-00504970)
- Ranzi, R., Le, T.H., Rulli, M.C., 2012. A RUSLE approach to model suspended sediment load in the Lo river (Vietnam): Effects of reservoirs and land use changes. *Journal of Hydrology* 422, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.009>

- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Government Printing Office Washington, DC.
- Reulier, R. (2015). Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents (Doctoral dissertation, Université de Caen Normandie).
- Rouzies, E, C Lauvernet, C. Barachet, T. Morel, Flora Branger, Isabelle Braud, and N Carluier. 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*: 1144-60.
- Rouzies, E. 2023. Quantification et réduction de l'incertitude dans un modèle de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant, Univ. Grenoble-Alpes, 2023
- Sceau R., 1996 - Lyon et ses campagnes : Héritages historiques et mutations contemporaines. Presses un, 376 p., <https://books.openedition.org/pul/16788>.
- Shirazi, M.A., Boersma, L., Johnson, C.B., 2001. Particle-size distributions: comparing texture systems, adding rock, and predicting soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 65, 300–310. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.652300x>
- Soares Lima, Tulio. 2022. 'Développement d'un modèle d'érosion et de transfert de pesticides en phase particulaire à l'échelle du bassin versant', Stage fin d'études, IMT Mines Alès. INRAE.
- Soares-Lima, T., N. Carluier, M. Rabotin, R. Moussa, and C. Lauvernet. 2023. "Development of an erosion and transfer particulate phase pesticides model at the watershed scale." In EGU General Assembly. Vienne (Austria).
- Sophie Leenhardt, Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Résumé de l'Expertise scientifique collective. INRAE; IFREMER. 2022, 14 p. (hal-03697952)
- Surveillance de la contamination chimique des sédiments dans les cours d'eau : pertinence de l'échantillonnage intégratif des matières en suspension', *Sciences Eaux & Territoires*: 106-09.
- Syndicat mixte des Rivières du Beaujolais. 2018. Suivi de la qualité des rivières du Beaujolais. Année 2018. Rapport final du Contrat de rivières du Beaujolais 2012-2018. 235 pp
- Syndicat Mixte Du Beaujolais, 2019 - Schéma de cohérence territoriale : rapport de présentation.
- Transactions of the ASAE, 2004, 47, 1933-1941
- USDA-SCS. 1972. National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology. (Washington, D.C.).
- Van Den Bogaert, Romain. 2011. "Typologie des sols du bassin versant de la Morcille, caractérisation de leurs propriétés hydrauliques et test de fonctions de pédotransfert." In, 55 pp. UPMC. AgroParisTech.
- Van der Knijff, J.M.F., Jones, R.J.A., Montanarella, L., 1999. Soil erosion risk assessment in Italy. Citeseer.
- Véronique Gouy. Transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires utilisées en agriculture : dynamique de mobilisation, atténuation possible et impact sur les cours d'eau. *Sciences de l'environnement. HDR, Université Lyon I*, 2012. (tel-02598136)
- 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, 74–88. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>
- Viguié J.M., 1993 - Mesure et modélisation de l'érosion pluviale. Application au vignoble de Vidauban (Var, France). Université d'Aix-Marseille II.
- 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.
- Wilcock, P.R., Crowe, J.C., 2003. Surface-based Transport Model for Mixed-Size Sediment. *Journal of Hydraulic Engineering* 129, 120–128. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2003\)129:2\(120\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:2(120))
- 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. Sediment-yield prediction with the universal equation using runoff energy factor. *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*, 1975, USDA Agricultural Research Service, ARS-S-40, 244-252
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning. *Predicting rainfall erosion losses-A guide to conservation planning*.
- Yin, S., Nearing, M.A., Borrelli, P., Xue, X., 2017. Rainfall erosivity: An overview of methodologies and applications. *Vadose Zone Journal* 16, 1–16. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.06.0131>
- Zhou, M., Deng, J., Lin, Y., Belete, M., Wang, K., Comber, A., Huang, L., Gan, M., 2019. Identifying the effects of land use change on sediment export: Integrating sediment source and sediment delivery in the Qiantang River Basin, China. *Science of The Total Environment* 686, 38–49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.336>

V. Annexes

V.1. Modèle multi niveaux pour le calcul de l'érosivité des pluies à partir de la grille SAFRAN

Un modèle multi-niveaux a été appliqué afin d'identifier les corrélations entre les précipitations journalières et l'érosivité des pluies au pas de temps journalier. L'érosivité des pluies est calculée au préalable sur la base des données de précipitations de la station de Calvaire au pas de temps de 5 minutes. Les résultats sont ensuite agrégés au pas de temps journalier. La relations statistique étant variable dans le temps, la recherche de corrélations se fait mois par mois. Les résultats de ce modèle permettent d'appliquer cette relation statique à la grille SAFRAN (données disponibles au pas de temps journalier) et ainsi estimer l'érosivité des pluies pour chaque point de grille. Ceci permet la spatialisation du facteur sur le bassin versant.

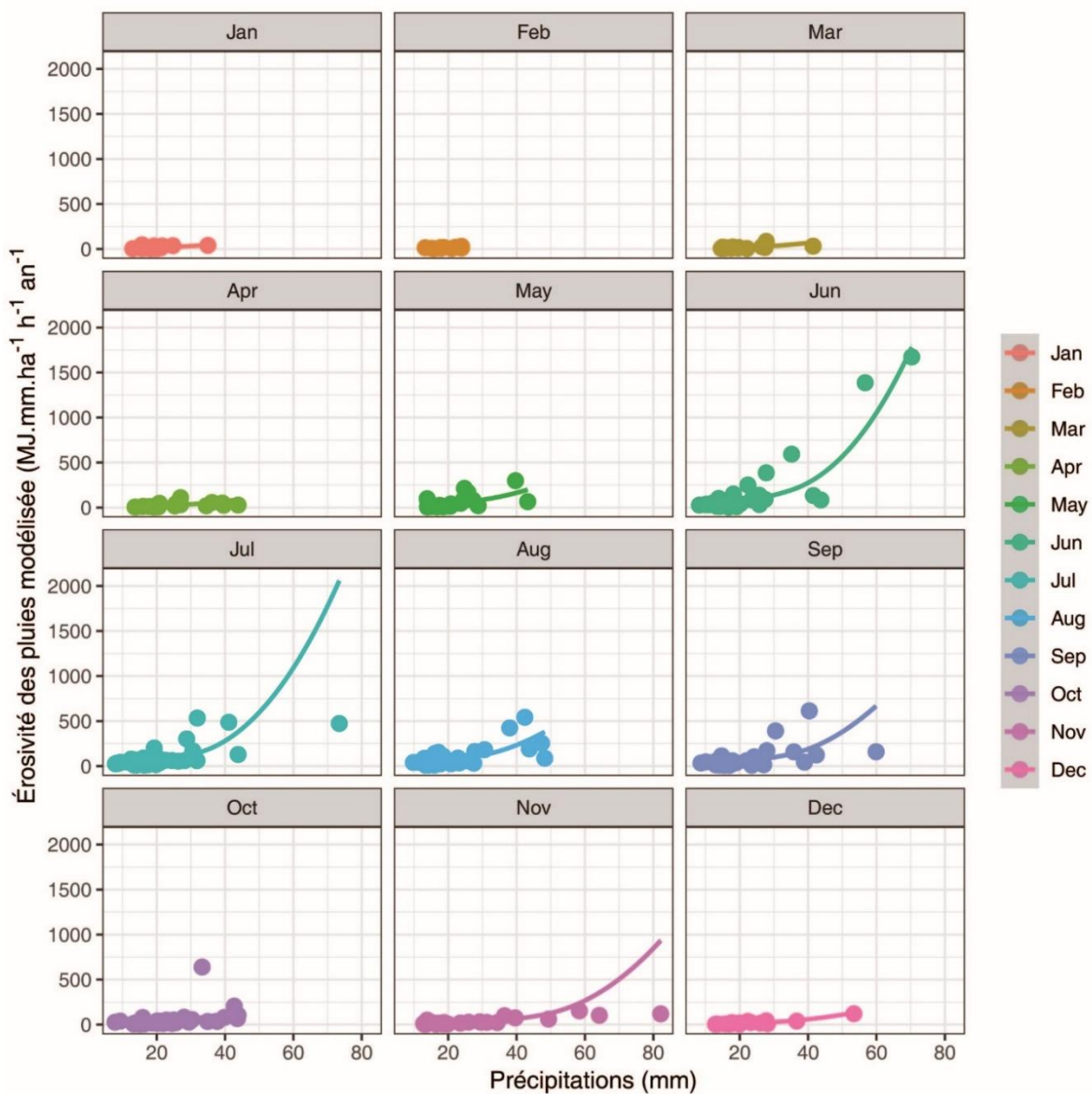


Figure 99 : Corrélation à échelle mensuelle entre les précipitation journalières et l'érosivité des pluies

V.2. Caractérisation des périodes d'échantillonnage pour analyse des concentrations en produits phytosanitaires

Mode d'échantillonnage	Date début	Date fin	Site	Débit spécifique moyen (l/s/km ²)	Débit spécifique maximum (l/s/km ²)	Turbidité Moyenne (NTU)	Turbidité maximale (NTU)	Commentaires
PAP Versauds et Pizay	19/05/2020	28/05/2020	Vers	0.6	1.0			période de très bas débit, une pluie de 1,5 mm, mais sans réaction ni débit ni MES
			Piz	0.2	0.9	13.2	33.5	
PAP Versauds et Pizay	17/11/2020	09/12/2020	Vers	1.8	3.9	5.4	1735.0	pluies très faibles (< 1 mm), un pic de MES sans doute facice à Versauds, frémissement de débit les 2-3 décembre
			Piz	2.0	5.5	16.9	79.5	
Pizay échantillonneur automatique	03/05/2021	18/05/2021	Vers	35.28	201.04	55.80	362.00	pluies de qq mm les 5,6,7 puis quasi tous les jours du 10 mai (surtout) au 18 mai, plusieurs pics de débits (à 4-5 l/s/km ²)
			Piz	42.86	245.14	97.79	656.00	
Pizay échantillonneur automatique	10/05/2021	11/05/2021			25		250 mg/L	échantillonnage avant la crue du 10-11 - petit pic de débit le 7/5, à 25 l/s/km ² et un pic de MES à 250 mg/L, pluie de 6 mm sur 3 jours (du 6 au 8)
PAP Versauds et Pizay	09/06/2021	22/06/2021	Vers	2.30	29.35	24.19	1185.00	belle crue bien dynamique avec 15 mm de pluie entre le 20 et le 22 juin. Pics de débit et de MES, forts pour les 2 premiers, moins et plus étalé pour le dernier
			Piz	1.49	52.32	31.91	1067.00	
Pizay échantillonneur automatique	16/06/2021	22/06/2021	Piz		50		1300 mg/L	pluie de 14 mm entre le 20 et le 22/6. Pic de débit à 50 l/s/km ² et de MES à 1300 mg/l
Saint Joseph. Bac à sédiments		11/05/2021	Sjo					pic de MES très fugace à 1000 mg/L, pic de débit à 1,6 L/s, pluie modérée, on rate la fin de l'événement. Dans le bac, 3,4 kg de matière sèche, granulo plutôt plus fine que la moyenne
Saint Joseph. Echantillonneur automatique	10/05/2021	11/05/2021	SJo		1.6 l/s		1000 mg/L	
Saint Joseph. Bac à sédiments		22/06/2021	SJo					prélèvement sur le 1er pic puis la suite. On rate les pics du 21/6. Dans le bac 43,2 kg de matière sèche, granulo à tendance grossière par rapport aux autres événements.
Saint Joseph. Echantillonneur automatique	20/06/2021	20/06/2021	SJo		5 L/s		3500 mg/L	

Tableau 21 : Caractéristiques de débit et de turbidité (moyenne et maximale) des périodes d'échantillonnage ayant donné lieu à analyse des teneurs en pesticides

V.3. Concentrations mesurées, variables explicatives

Pesticide	Boscalid	Carbendazime	1-(3-4-dichlorophenyl)-3-méthylurea	Dichloroalanine	Difénoconazole	Diflufenicanil	Diméthomorph	Diuron	Fumioxazine	Indoxacarbe	Isoxaben	Napropamide	Norflurazon	Propizamide	Simazine	s-métolachlore	Spiroxamine	Tebuconazole
	7.7				26.3	17.9	106.4		75.9	12.8	6.0	15.6					111.9	1.4
Morçille g/ha traite	17.6				30.6	28.5	91.9		76.5	12.3	5.6	29.7		3.9		69.1	111.9	15.9
Ardières g/ha traite																		
Intensite application	appli moderee	interdit	metaboli te diuron	metaboli te diuron	appli forte	appli forte	appli forte	interdit	appli forte	appli moderee	appli moderee	appli forte	interdit	appli faible	interdit	appli forte Ardières	appliquee forte	appli moderee
Gamme Koc, DT50, LQ	Kfoc moy	Kfoc moyen	Kfoc moyen	Kfoc moyen	Kfoc fort	Kfoc fort	Kfoc fort	Koc moyen, DT50, faible LQ = 50	Koc fort, DT50 élevé, LQ = 50	Koc fort, DT50 élevé, LQ = 50	Koc moyen, DT50, LQ = 2,5	Koc moyen	Koc moyen	Koc fort, LQ = 2,5	Koc fort, LQ = 0,5	Koc fort, LQ = 0,5	Kfoc élevé, DT50, assez faible	Kfoc moyen, DT50, assez moyen
LQ	2	1	2,5	2	1	5	2	1	50	50	1	1	1	1	1	1	5	5
MOR-PAP-200519-200528	22.9	5.9	6.0	9.6	29.8	40.3	25.7	4.8	ND	<LQ	4.0	<LQ	16.6	8.1	0.8	2.3	30.8	4.6
PIZ-PAP-200519-200528	8.1	5.5	6.9	<LQ	15.2	17.2	10.3	1.7	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	8.7	0.6	2.3	23.9	5.6
VER-PAP-201117-201209-2	22.5	4.9	3.6	5.6	37.8	17.8	28.1	2.0	ND	75.8	<LQ	<LQ	<LQ	8.1	0.8	2.2	24.0	3.6
PIZ-PAP-201117-201209-1	11.2	4.7	8.1	5.3	12.5	13.5	4.2	2.0	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	7.9	0.7	2.3	23.1	3.7
PIZ-PAP-201117-201209-2	11.6	4.7	8.5	5.3	12.0	13.3	4.0	2.1	ND	52.6	<LQ	<LQ	<LQ	1.9	8.8	0.7	2.4	21.7
VER-PAP-210503-210518-2	4.5	3.3	ND	<LQ	ND	22.2	134.7	2.4	ND	ND	<LQ	<LQ	1.1	ND	3.0	<LQ	14.5	1.0
PIZ-PAP-210503-210518-1	10.3	4.5	ND	<LQ	21.4	147.1	6.4	2.2	ND	ND	<LQ	7.8	2.0	ND	4.3	0.5	6.0	2.7
VER-PAP-210503-210518-2	9.4	4.2	ND	<LQ	22.5	154.0	6.0	<LQ	ND	ND	<LQ	3.5	1.4	ND	4.3	0.6	10.4	2.2
VER-PAP-210609-210622-2	10.0	4.0	ND	<LQ	53.3	164.5	12.1	1.1	ND	ND	<LQ	<LQ	4.9	ND	2.9	<LQ	347.4	6.4
PIZ-PAP-210609-210622-1	10.8	5.7	ND	<LQ	53.2	232.6	9.4	1.4	ND	ND	<LQ	<LQ	1.3	ND	6.1	0.7	18.2	4.1
PIZ-PAP-210609-210622-2	11.3	4.9	ND	<LQ	48.6	222.3	9.0	1.2	ND	ND	<LQ	<LQ	1.1	ND	6.3	1.5	25.2	4.5
St Joseph bac 11/05/21	90.9	6.8	ND	4.5	38.0	663.8	3.6	1.4	631.5	ND	<LQ	ND	<LQ	ND	6.7	1.0	13.4	2.6
St Joseph préleveur 10 au 11/05/21	298.7	18.2	ND	25.6	73.5	178.5	11.2	8.7	254.1	84.6	1.5	<LQ	10.8	ND	11.2	1.2	5.6	7.0
PIZy préleveur 10 au 11/05/21	9.3	3.8	ND	<LQ	28.6	209.9	5.7	3.2	ND	ND	1.3	5.0	2.1	ND	6.2	0.9	18.7	3.2
St Joseph bac 22/06/21	23.2	6.3	ND	3.4	178.0	244.0	2.7	<LQ	ND	ND	<LQ	ND	2.5	ND	6.2	1.0	<LQ	1.0
St Joseph préleveur 20/06/21	244.4	22.9	ND	24.4	162.7	118.3	129.6	9.6	471.7	151.8	1.0	<LQ	7.0	ND	9.1	1.1	9.8	10.1
PIZy préleveur 16 au 22/06/21	10.3	4.6	ND	ND	51.6	199.3	21.8	<LQ	ND	ND	<LQ	1.0	6.1	ND	6.2	8.1	20.6	4.6
PIZy1-3 - sédimens - 17/05/2021	<LQ	2.3	ND	<LQ	ND	87.5	<LQ	<LQ	ND	ND	ND	<LQ	<LQ	ND	2.3	0.6	<LQ	<LQ

Tableau 22 : Concentrations mesurées pour chaque échantillon, mises en regard des caractéristiques principales des substances analysées. Le nom des échantillons désigne : le site de prélèvement (MOR : Versauds, PIZ : Pont de Pizay, Saint Joseph : parcelle de Saint Joseph), le mode d'échantillonnage (PAP : Piège à Particules, Préleveur : préleveur automatique, Bac : piège à sédiment de la parcelle de Saint Joseph), la période d'échantillonnage (200519-200528 signifie que le piège à particules a été exposé du 19 au 29 mai 2020). 1 ou 2 désigne un piège à particules de taille normale (1) ou réduite (2). Les concentrations et limites de quantification (LQ) sont données en ng/g de matière sèche. ND signifie « non détecté » et < LQ que la molécule a été détectée mais à une concentration inférieure à la limite de quantification. La dernière ligne du tableau correspond à des analyses réalisées sur des échantillons de sédiments dans le cadre du projet ComuSED (Pesce et al. 2019) à une date correspondant à l'exposition des premiers PAP analysés.

V.4. Calcul des quantités de substances actives exportées en mai-juin 2021

Les pertes sédimentaires sont estimées à 141,9 tonnes sur l'année hydrologique aux Versauds, dont respectivement 10 % et 5 % des exportations pour les mois de mai et juin 2021.

La perte sédimentaire aux Versauds sur cette période est donc estimée à 21 285 kg.

De la même façon, les pertes sédimentaires sont estimées à 6 298 tonnes sur l'année hydrologique au Pont de Pizay, dont respectivement 35 % et 7 % des exportations pour les mois de mai et juin 2021.

La perte sédimentaire au Pont de Pizay sur cette période est donc estimée à 2 645 160 kg.

Pesticide	Quantité appliquée	Concentration moyenne. Mai-juin 2021	Export	Export	Quantité appliquée	Concentration moyenne . Mai-juin 2021	Export	Export
	g	ng/g	g	% des doses appliquées	g	ng/g	g	% des doses appliquées
Spiroxamine	17 907	181.0	3.9	0.02	388 923	16.5	43.7	0.01
Diméthomorphe	17 020	7.3	0.2	0.00	319 327	9.7	25.7	0.01
s-metolachlore	0				240 203	2.0	5.4	0.00
Flumioxazine	12 137				265 780			
Difénoconazole	4 207	37.8	0.8	0.02	106 323	37.7	99.6	0.09
Napropamide	2 490				103 393	4.3	11.4	0.01
Diflufénicanil	2 867	149.6	3.2	0.11	99 070	194.2	513.7	0.52
Boscalid	1 230	7.2	0.2	0.01	61 350	10.2	27.0	0.04
Tebuconazole	230	3.7	0.1	0.03	55 353	3.6	9.4	0.02
Indoxacarbe	2 050				42 717			

Tableau 23 : Calcul des quantités de substance actives exportées durant les mois de mai et juin 2021 sur les bassins versants de la Morcille et de l'Ardières. Ces quantités sont exprimées en valeur absolue (export en g) et rapportées à la quantité de substance appliquée sur le bassin(export en % des doses appliquées)

V.5. Coefficients de production et d'abattement des éléments du paysage (surfaiques et linéaires) sur le bassin de la Morcille

Occupation du sol / Pente	Coefficient de production Eau								
	Pratique 1			Pratique 2			Pratique 3		
	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte
Vigne	0.7	0.9	0.9	0.7	0.9	0.9	0.7	0.9	0.9
Vigne enherbée	0.5	0.7	0.7	0.5	0.7	0.7	0.5	0.7	0.7
Vigne - rases	0.9	0.9	1	0.9	0.9	1	0.9	0.9	1
Vigne enherbée - rases	0.7	0.7	1	0.7	0.7	1	0.7	0.7	1
Verger									
Prairie									
Friche									
Bois									
Bâti									

Occupation du sol / Pente	Coefficient de production Pesticides								
	Pratique 1			Pratique 2			Pratique 3		
	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte
Vigne	0.6	0.8	0.8	0.35	0.5	0.5	0.1	0.15	0.15
Vigne enherbée	0.4	0.6	0.6	0.2	0.35	0.35	0	0.1	0.1
Vigne - rases	0.8	0.8	1	0.5	0.5	0.6	0.15	0.15	0.2
Vigne enherbée - rases	0.6	0.6	1	0.35	0.35	0.6	0.1	0.1	0.2
Verger									
Prairie									
Friche									
Bois									
Bâti									

Occupation du sol / Pente	Coefficient d'abattement								
	Eau			MES			Pesticides		
	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte
Vigne									
Vigne enherbée									
Vigne - rases									
Vigne enherbée - rases									
Verger	70	70	70	90	90	90	80	80	80
Prairie	70	70	70	90	90	90	80	80	80
Friche	70	60	50	90	80	70	80	70	60
Bois	70	70	70	90	90	90	80	80	80
Bâti									

Tableau 24 : Coefficients de production et d'abattement des unités homogènes, pour l'eau et les pesticides en solution, selon leurs caractéristiques. Ces coefficients sont exprimés en « unités » par hectare. La classe « pente faible » correspond à une pente inférieure à 10%, la classe « moyenne » à une pente comprise entre 10 et 20%, et la classe « forte » à une pente supérieure à 20%

Type élément	Abattement longitudinal			Abattement latéral		
	Eau	MES	Pesticides	Eau	MES	Pesticides
Haie	0.2	0.3	0.3	0.7	0.9	0.8
Ripisylve	0.2	0.3	0.3	0.7	0.9	0.8
Fossé nu ou bétonné						
Fossé végétalisé	0.2	0.3	0.3			
Chemin enherbé	0.1	0.2	0.2	0.4	0.5	0.45
Chemin nu	0.05	0.1	0.1			
Route						
Muret	0.05	0.1	0.1	0.7	0.9	0.8
Rivière						
Bande enherbée				0.7	0.9	0.8
Sans élément paysager						

Tableau 25 : coefficients d'abattement des éléments linéaires du paysage pour l'eau et les pesticides en solution. Pour l'abattement latéral, les coefficients sont donnés en valeur absolue, pour l'abattement longitudinal, ils sont exprimés pour 100 m de linéaire.

Occupation du sol / Pente	Sol 1_3			Sol 2		
	Faible	Moyenne	Forte	Faible	Moyenne	Forte
Vigne	0.05296	0.13332	0.26993	0.13279	0.33195	0.66667
Vigne enherbée 1 rang / 2	0.01326	0.03313	0.06694	0.04146	0.10358	0.20735
Vigne enherbée tous rangs	0.00448	0.01103	0.02075	0.01326	0.03319	0.06697
Vigne - rases	0.03178	0.07999	0.16196	0.07967	0.19917	0.40000
Vigne enherbée 1 rang / 2 - rases	0.00795	0.01988	0.04017	0.02488	0.06215	0.12441
Vigne enherbée tous rangs - rases	0.00269	0.00662	0.01245	0.00795	0.01991	0.04018
Verger	0.01570	0.03864	0.07735	0.04720	0.11759	0.23803
Prairie	0.01570	0.03864	0.07735	0.04720	0.11759	0.23803
Friche	0.00984	0.02278	0.04507	0.02589	0.06578	0.13197
Bois	0.01570	0.03864	0.07735	0.04720	0.11759	0.23803

Tableau 26 : Coefficients de production des unités homogènes, pour l'érosion, selon leurs caractéristiques. Ces coefficients sont exprimés en « unités » par m². La classe « pente faible » correspond à une pente inférieure à 10%, la classe « moyenne » à une pente comprise entre 10 et 20%, et la classe « forte » à une pente supérieure à 20%.

Compte tenu de la forte influence de la longueur de la parcelle sur la production spécifique (rapportée au m²) de MES, et contrairement au cas de l'eau et des pesticides où ces coefficients sont seulement à multiplier par la surface d'une parcelle pour déterminer sa « production » d'écoulement ou de transfert de pesticides, pour l'érosion, ces valeurs sont à multiplier par la longueur de la parcelle puis sa surface pour déterminer sa contribution aux transferts hydrosédimentaires

V.6. Rappels sur la méthode du « Curve Number ». Détermination du ruissellement généré par la parcelle/zone contributive au ruissellement

La méthode du SCS-CN (USDA-SCS 1972) permet d'estimer le ruissellement de surface induit par un épisode pluvieux donné en fonction des caractéristiques du bassin versant ou de la surface dans lequel il survient. Cette méthode a été développée à partir de mesures réalisées sur des petits bassins versants agricoles aux Etats-Unis et met en jeu un paramètre empirique qui caractérise le potentiel de ruissellement d'un sol : le **Curve Number (CN)**. Le Curve Number dépend de la classe hydrologique du sol, de la couverture du sol, des conditions hydrologiques et des conditions d'humidité initiales. À partir d'un grand nombre de données sur le territoire américain, l'USDA-SCS (1972) a défini des Curve Numbers pour une large gamme de situations.

Les valeurs fournies sont associées à des conditions d'humidité moyennes (CN_{II}) mais il est possible de calculer un Curve Number CN_I , représentatif de conditions d'humidité initiales sèches, et un Curve Number CN_{III} , représentatif de conditions d'humidité initiales humides, à l'aide des équations de Chow

$$CN_I = 4.2 * \frac{CN_{II}}{10 - 0.058 * CN_{II}} \quad \text{et} \quad CN_{III} = 23 * \frac{CN_{II}}{10 + 0.13 * CN_{II}}$$

et al. (1988) :

V.6.1. Construction du hyétogramme de pluie nette :

Pour un événement pluvieux donné, la pluie nette totale est calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$Q = (P - Ia)^2 / ((P - Ia) + S) \quad \text{si } P > Ia \quad \text{Et} \quad Q = 0 \quad \text{si } P \leq Ia$$

Où Q (mm) est la pluie nette, P (mm) est la pluie, Ia (mm) sont les pertes initiales et S (mm) est la rétention du sol. La rétention du sol et les pertes initiales sont calculées à l'aide des équations suivantes :

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{et} \quad Ia = 0.2 * S$$

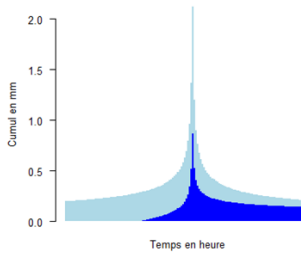
Où S (mm) est la rétention du sol, CN est le Curve Number et Ia sont les pertes initiales.

Le hyétogramme de pluie nette est construit en considérant à chaque pas de temps que la pluie nette du pas de temps courant est égale à la pluie du pas de temps une fois que le cumul de pluie dépasse Ia .

V.6.2. Construction de l'hydrogramme de ruissellement :

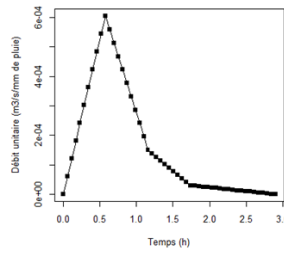
Dans la méthode SCS-CN, l'hydrogramme de ruissellement est obtenu par convolution entre les pluies nettes et un hydrogramme unitaire théorique déduit des caractéristiques du versant étudié. Ce dernier correspond à l'hydrogramme de ruissellement résultant d'une pluie nette unitaire de 1mm.

Hyetogramme de pluie brute (bleu clair) et de pluie nette (bleu foncé)



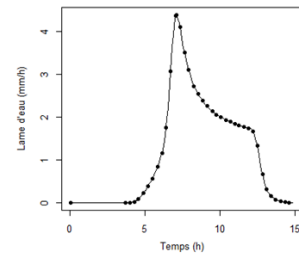
X

Hydrogramme unitaire



=

Hydrogramme de ruissellement résultant



L'hydrogramme unitaire est obtenu à partir de trois grandeurs caractéristiques définies ci-dessous :

Le **temps de retard** du bassin versant : $L = \frac{\left(\frac{l}{0,3048}\right)^{0,8} * \left(\frac{S}{25,4} + 1\right)^{0,7}}{1900 * Y^{0,5}}$ où L (h) est le temps de retard, l (m)

est le plus long chemin hydraulique, S (mm) est la rétention maximale du sol et Y (%) est la pente moyenne du bassin versant. Le **temps de pointe** de l'hydrogramme unitaire : $Tp = \left(\frac{\Delta D}{2}\right) + L$ où Tp

(h) est le temps de pointe, ΔD (h) est la durée de l'averse élémentaire et L (h) est le temps de retard du bassin versant. Le **débit de pointe** de l'hydrogramme unitaire en m³/s : $Qp = \frac{0,208 * A}{Tp}$ où A (km²) est

la surface drainée et Tp (h) est le temps de pointe.

V.6.3. Cartes intermédiaires des simulations de scénarios d'évolution par GeoMelba.

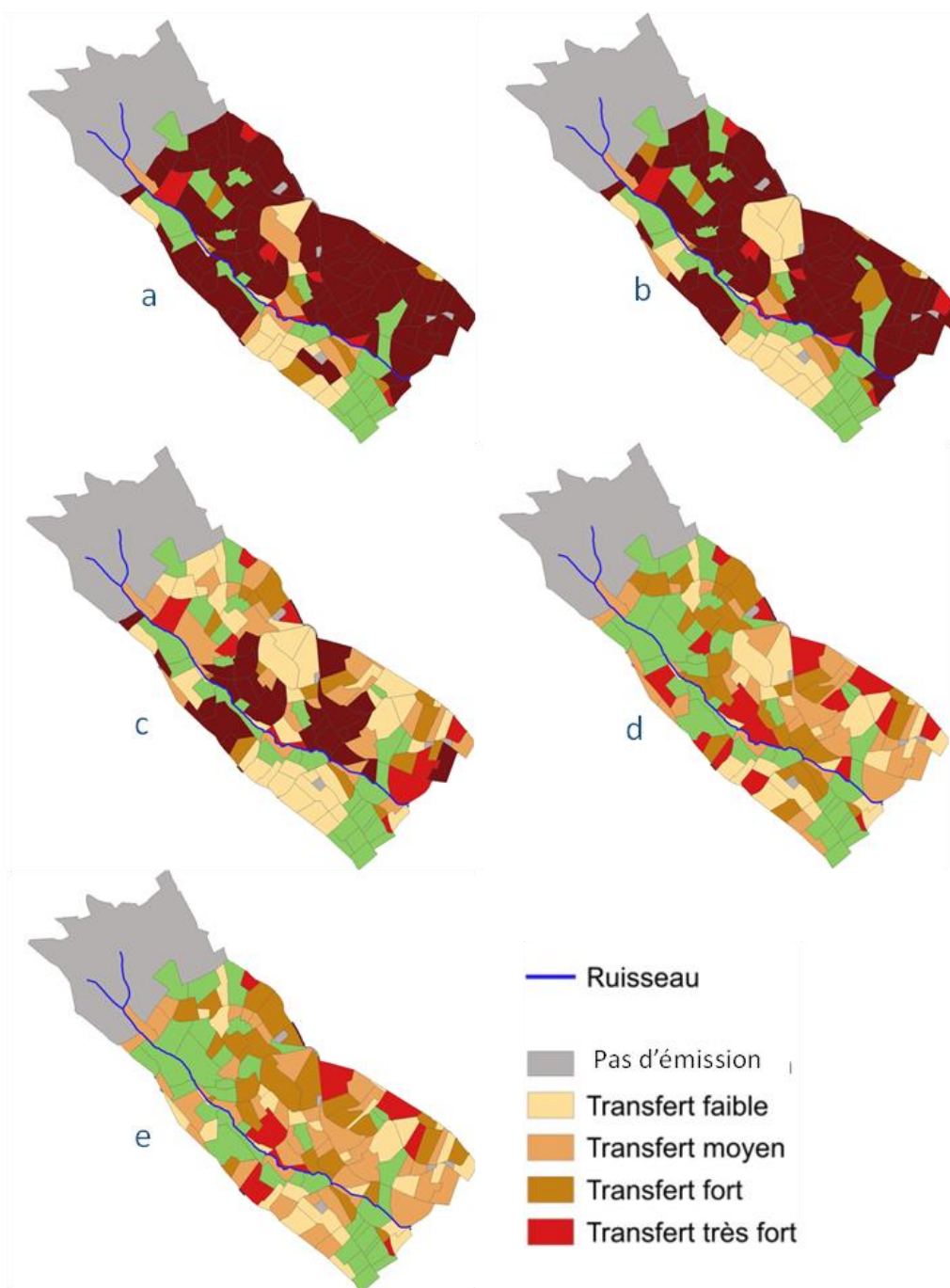


Figure 100 : Flux de MES générés au sein de chaque parcelle relativement au potentiel maximal sur le bassin (ramenés au m²)

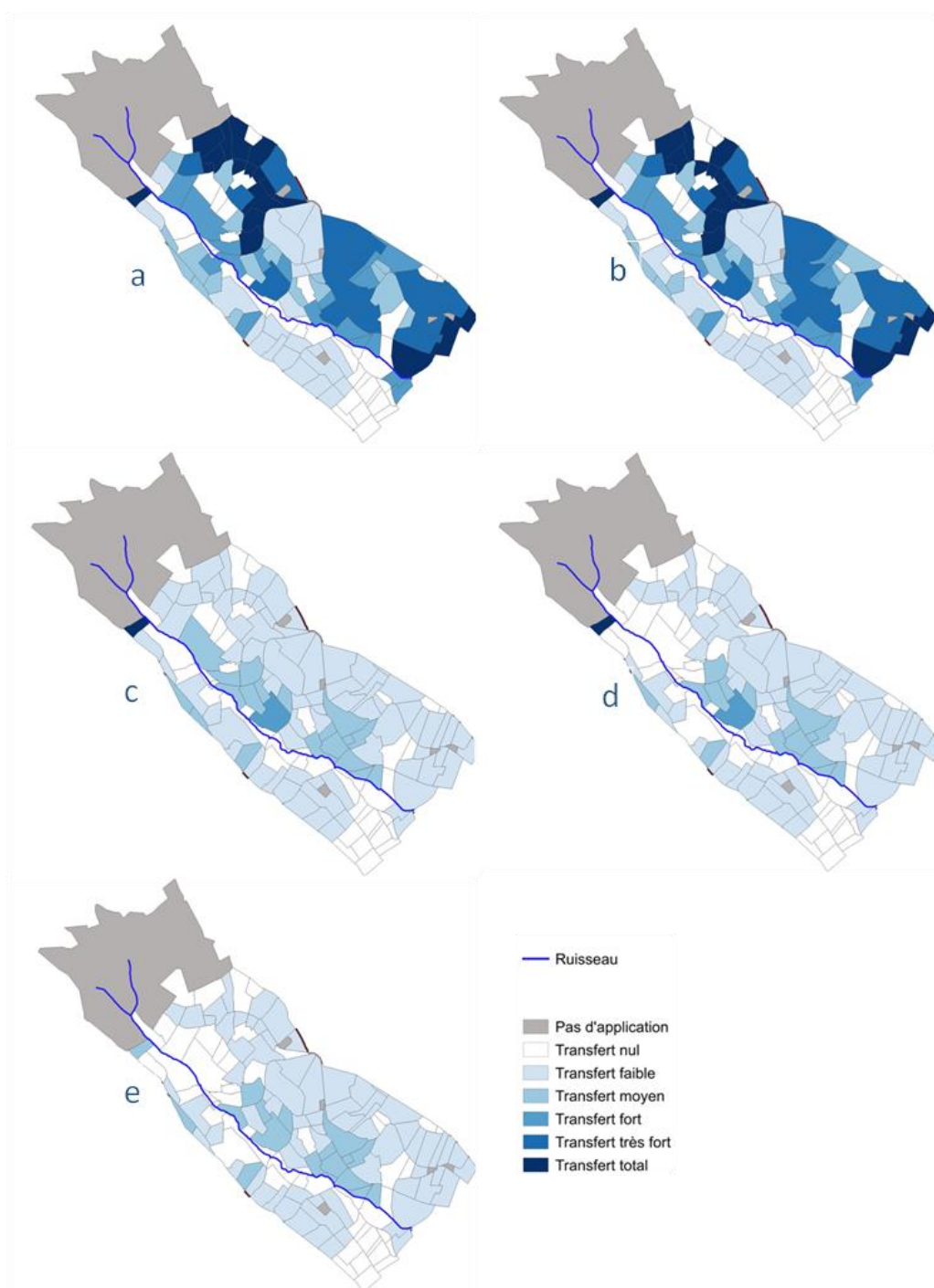


Figure 101 : Taux de transfert entre la parcelle et le ruisseau des flux émis par chaque parcelle. Représente la part de MES émise par chaque parcelle qui est effectivement transférée jusqu'au cours d'eau. Cet indicateur permet d'évaluer le potentiel d'abattement des transferts de PPP le long de leur trajet entre la parcelle et le cours d'eau

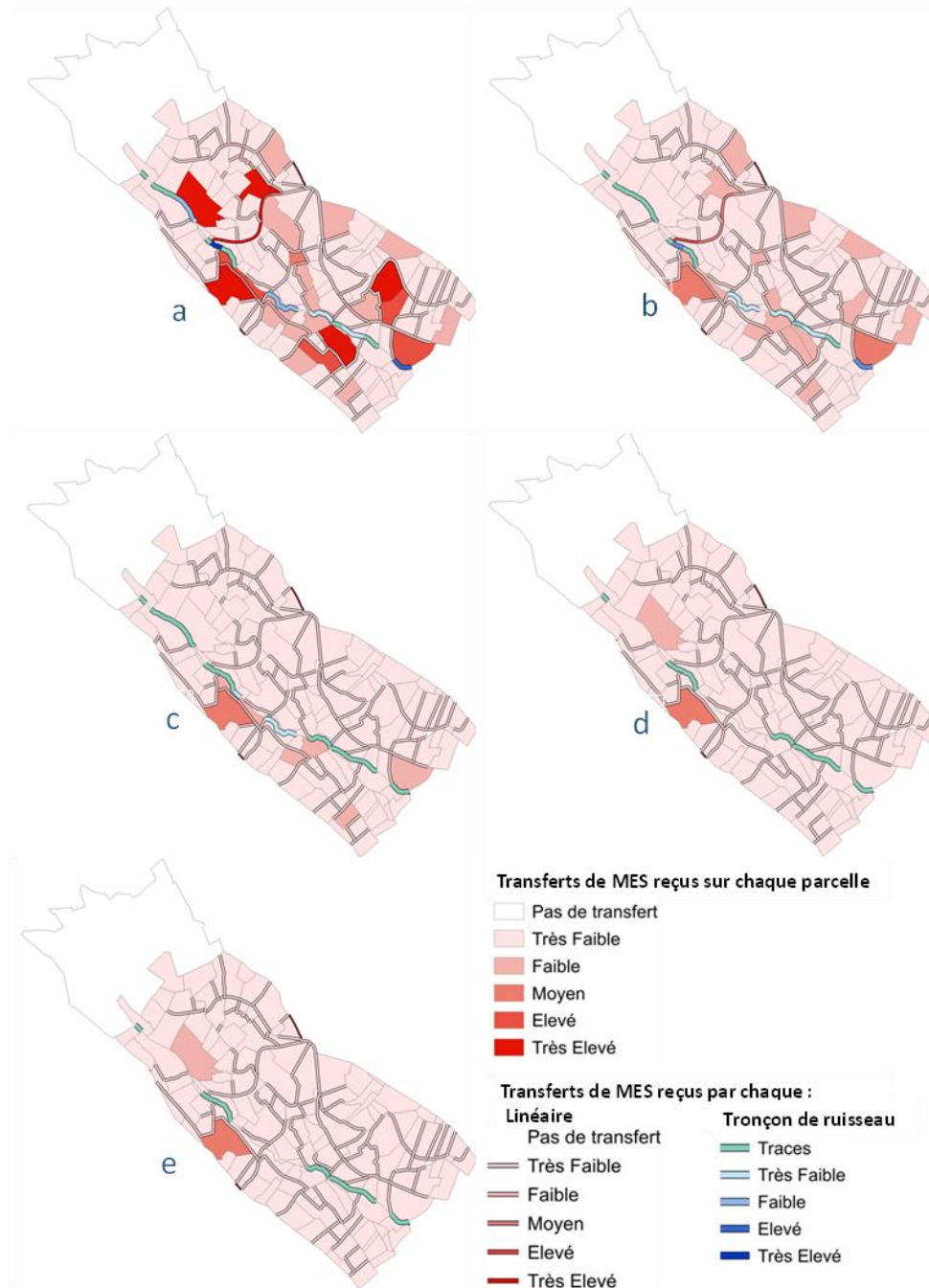


Figure 102 : aux de transfert reçus par chaque élément du paysage (parcelle, tronçon du réseau anthropique, tronçon du réseau hydrographique) pour chaque scénario. Les couleurs sont d'autant plus soutenues que les taux sont élevés. Ceux-ci dépendent à la fois des transferts de MES générés dans les parcelles en amont et de leur atténuation sur leur trajet jusqu'à la parcelle ou l'élément considéré. Plus la couleur est soutenue, plus les flux de MES reçus par cet élément sont proches du maximum reçu sur le bassin versant (avec un maximum de réception différent pour chaque type d'élément paysager de façon à ce que les parcelles soient comparées entre elles, les linéaires entre eux dont les tronçons de cours d'eau entre eux). On peut donc identifier les éléments du paysage qui reçoivent le plus de e MES venant de l'amont. Cela ne veut pas dire que ce sont ces éléments qui transfèrent le plus en aval, chaque élément pouvant, selon sa nature, participer à la dissipation des flux.

Table des matières

Introduction.....	2
I. Contexte physio-géographique de la zone d'étude	4
I.1. Limites spatiales et unités paysagères	4
I.2. Contexte géomorphologique.....	5
I.3. Caractéristiques générales du vignoble.....	6
I.4. Érosion des sols et pratiques de gestion en Beaujolais	8
I.4.1. Peu d'études disponibles sur l'érosion des sols.....	8
I.4.2. Stratégies de gestion de l'érosion hydrique sur les versants du Beaujolais	9
I.5. Un usage important des pesticides en viticulture, dans un milieu vulnérable aux transferts.....	10
I.6. Evolution de l'occupation des sols et enjeux de transformation des paysages ruraux	11
I.7. Conclusion - démarche adoptée pour le projet Pulse.....	12
II. Suivi in situ et analyse des transferts de sédiments et de pesticides.....	14
II.1. Présentation des bassins versants instrumentés	14
II.2. Rythmes et bilans des transferts sédimentaires aux trois échelles d'analyse	15
II.2.1. Méthodes pour la mesure des flux hydrosédimentaires.....	15
II.2.1.1. Équipements pour la métrologie de terrain.....	15
II.2.1.2. Détermination des débits liquides.....	18
II.2.1.3. Détermination des débits solides.....	19
II.2.1.4. Traitements et analyse des chroniques.....	21
II.2.1.5. Suivi des matières en suspension par piège à particules (PaP)	24
II.2.2. Contexte hydroclimatique de la période de mesure.....	26
II.2.2.1. Contexte pluviométrique.....	26
II.2.2.2. Signal hydrologique (débits)	28
II.2.3. Dynamiques temporelles des transferts sédimentaires	30
II.2.3.1. Variabilité des transferts à l'échelle annuelle.....	30
II.2.3.2. Variabilité des transferts à échelle saisonnière	32
II.2.3.3. Corrélation débits liquides / débits solides	33
II.2.3.4. Caractéristiques de crues et hypothèses sur l'origine des transferts sédimentaires	35
II.2.4. Caractéristiques des sédiments transportés	41
II.2.5. Conclusion - les dynamiques sédimentaires dans les bassins versants instrumentés.....	48
II.3. Transfert de produits phytosanitaires en phase particulaire	49
II.3.1. Modes d'échantillonnage	49
II.3.2. Méthode analytique.....	53
II.3.3. Conclusion – apport des mesures pour la compréhension de la dynamique des pesticides	60
II.4. Conclusion de la partie II	61
III. Modélisation spatiale des transferts sédimentaires à différentes échelles.....	62
III.1. Modélisation spatiale des transferts sédimentaires à l'échelle du bassin versant.....	62
III.1.1. Principes généraux du modèle INVEST-SDR.....	62

III.1.2. Cartographie des facteurs employés dans la modélisation : fondements et acquisition des données de base.....	63
III.1.2.1. Modélisation de l'érosion des sols : RUSLE	64
III.1.2.1.1. Facteur R	64
III.1.2.1.2. Facteur K	66
III.1.2.1.3. Facteur LS	67
III.1.2.1.4. Facteur C	68
III.1.2.2. Taux de transfert sédimentaire (SDR).....	72
III.1.3. Apports du modèle spatial pour l'interprétation des signaux sédimentaires du bassin versant	74
III.1.3.1. Cartographie des facteurs de base	74
III.1.3.1.1. Érosivité des pluies (R)	74
III.1.3.1.2. Érodibilité des sols (K)	75
III.1.3.1.3. Relief (LS)	77
III.1.3.1.4. Végétation et pratiques culturales (C).....	78
III.1.3.2. Calage du modèle	82
III.1.3.3. Transfert sédimentaire à l'échelle du bassin	83
III.1.3.3.1. RUSLE : production sédimentaire des versants	83
III.1.3.3.2. Taux de transfert sédimentaire	84
III.1.3.3.3. Transport sédimentaire	85
III.1.4. Retour critique sur la méthode et améliorations potentielles	89
III.1.5. Conclusions.....	90
III.2. GRAPHE : approche à l'échelle du sous bassin-versant pour expliquer les interactions ruissellement / infrastructures de drainage	92
III.2.1. Acquisition des données de base	92
III.2.1.1. Éléments du milieu physique.....	92
III.2.1.1.1. Réseau hydrographique.....	92
III.2.1.1.2. Relief.....	93
III.2.1.2. Occupation du sol.....	93
III.2.1.3. Infrastructures de drainage.....	93
III.2.1.3.1. Typologie des infrastructures linéaires	93
III.2.1.3.2. Inventaire des infrastructures linéaires	96
III.2.2. Construction du graphe de cheminement hydrosédimentaire.....	97
III.2.2.1. Formalisation du cheminement hydro-sédimentaire sous forme de graphe..	98
III.2.2.1.1. Caractéristiques du graphe.....	98
III.2.2.1.2. L'indice de connectivité (IC) dans le graphe	99
III.2.2.1.3. Analyse de l'influence des éléments de la structure paysagère sur l'IC	100
III.2.3. Résultats : influence des infrastructures de gestion des flux hydrosédimentaires	101
III.2.3.1. Distance au cours d'eau	101
III.2.3.2. Modéliser la connectivité sédimentaire pour évaluer l'influence de la structure paysagère sur les processus.....	103
III.2.3.2.1. Variabilité de la connectivité à l'échelle du bassin versant	103
III.2.3.2.2. Variabilité locale de la connectivité : disparités internes au bassin versant	104
III.2.4. Conclusion	106

III.3. Modélisation de l'influence des infrastructures agroécologiques sur le transfert particulaire et de pesticides : GeoMelba.....	107
III.3.1. Développement d'un module « Erosion » dans PeshMelba	108
III.3.1.1. Développement d'un outil géomatique de modélisation simplifiée : GeoMelba- Spirit	109
III.3.1.2. Contexte du développement de GeoMelba-Spirit.....	109
III.3.1.3. Principes de GeoMelba-Spirit.....	110
III.3.1.4. Intégration de l'érosion et du transfert sédimentaire	115
III.3.1.5. Hydrogramme Unitaire et Equation universelle de perte de sol modifiée....	115
III.3.2. Application au bassin archétypal « Beaujolais de coteaux »	117
III.3.2.1. Détermination des paramètres d'application de la MUSLE	117
III.3.2.1.1. Evénements pluvieux « type »	117
III.3.2.1.2. Détermination des Curve Number	118
III.3.2.1.3. Facteur K d'érodibilité des sols	118
III.3.2.1.4. Facteurs C de couverture végétale et P de pratiques de gestion de l'érosion.....	120
III.3.2.2. Résultats des simulations de perte de sol à l'échelle de la parcelle sur le bassin « Beaujolais de Coteaux »	121
III.4. Conclusion de la partie III	123
IV. Scénarios d'évolution et impacts sur les vitesses d'érosion et les transferts sédimentaires	125
IV.1. Scénarios à l'échelle du bassin versant avec le modèle INVEST-SDR	125
IV.1.1. Définition des scénarios de référence	125
IV.1.2. Implémentation des scénarios dans la modélisation	126
IV.1.3. Résultats de la modélisation prospective INVEST-SDR.....	127
IV.1.3.1. Évolution de l'occupation des sols	127
IV.1.3.2. Effet des changements d'occupation du sol sur les transferts sédimentaires	129
IV.1.4. Discussion : améliorations potentielles des scénarios et limites de la méthode	132
IV.2. Modélisation de scénarios d'aménagement et d'évolution de pratiques à l'échelle locale : GeoMelba.....	133
IV.2.1. Définition des scénarios.....	134
IV.2.2. Résultats - Discussion	135
IV.3. Conclusions de la partie IV.....	139
Conclusion générale.....	140
Bibliographie.....	143
V. Annexes	148
V.1. Modèle multi niveaux pour le calcul de l'érosivité des pluies à partir de la grille SAFRAN	148
V.2. Caractérisation des périodes d'échantillonnage pour analyse des concentrations en produits phytosanitaires.....	149
V.3. Concentrations mesurées, variables explicatives	150
V.4. Calcul des quantités de substances actives exportées en mai-juin 2021	151

V.5. Coefficients de production et d'abattement des éléments du paysage (surfaiques et linéaires) sur le bassin de la Morcille.....	152
V.6. Rappels sur la méthode du « Curve Number ». Détermination du ruissellement généré par la parcelle/zone contributive au ruissellement.....	154
V.6.1. Construction du hyétogramme de pluie nette :	154
V.6.2. Construction de l'hydrogramme de ruissellement :	154
V.6.3. Cartes intermédiaires des simulations de scénarios d'évolution par GeoMelba.	156