

Rapport final

Fonctionnement biologique d'un cours d'eau sous la contrainte de la mobilité de la charge de fond : le cas du Buech aval

-
CEREGE-IMBE- Agence de l'Eau

Laurent Cavalli

Maxine Thorel, Benjamin Oursel,
Cécile Claret



Claude Vella

Clément Dubois, Jules Fleury,
Philippe Dussouillez



Table des matières

Introduction	11
Matériel et méthodes	17
Sites d'étude	17
Méthodologie / géomorphologie	22
Principe de la photogrammétrie.....	22
L'acquisition des données	22
Les logiciels.....	24
Evaluation des incertitudes :.....	25
Comparaison des résultats entre Micmac et Agisoft Photoscan	26
Méthode pour l'obtention des paramètres morphologiques et hydrauliques : données lidar, débits journaliers, gradient hydraulique, et métriques	34
Mesure du gradient hydraulique vertical (GHV).....	35
Méthode de mesure des métriques	35
Méthodologie - Compartiments biologiques	43
Mesures in situ	43
Analyses physico-chimiques.....	44
Prélèvements des échantillons.....	44
Prélèvements de faune benthique	44
Prélèvements de faune hyporhéique (-20 et -50 cm)	44
Gradient hydraulique : détermination du sens des échanges entre eau de surface et eau interstitielle	46
Caractérisation des sédiments	46
Résultats	47
Résultats – géomorphologie	47
Pente :	47
Bilan sédimentaire.....	50
Le gradient hydraulique	54
Évolution morphologique radier par radier	55
Bilan par radier :	56
Paramètres environnementaux.....	67
Température.....	67
Oxygène dissous	67
Conductivité	68
Analyse des données physico-chimiques	70

Gradient hydraulique vertical	72
Particules fines totales (TFP)	72
Analyse des données biologiques	74
Peuplement benthique.....	74
Faune hyporhéique	79
Analyse canonique des correspondances	85
Faune benthique	85
Faune hyporhéique	87
Discussion :	89
Qualité de l'eau	89
Conditions de l'étude	90
Des fonctionnements différents pour les quatre radiers étudiés	91
Communautés hyporhéiques et fonctionnement : relations organismes milieu	94
Relation dynamique sédimentaire – communautés biologiques.....	96
A une échelle plus large	97
Conclusion	98
Perspectives.....	99
Bibliographie.....	102

Table des illustrations – figures

Figure 1. Le bassin versant du Buëch : localisation des ouvrages hydroélectriques, des extractions principales et de la zone d'étude.	17
Figure 2. Localisation des radiers étudiés (R1 à R4 + radier supplémentaire R5) sur un linéaire de 2 km en amont du piège à gravier.	19
Figure 3. Historique des curages sur le piège à graviers (volumes de matériaux extraits en m ³).	20
Figure 4. Historique des variations de débits estimés au niveau du piège à graviers (Coutaz & Tal, 2018).....	21
Figure 5. Profils en travers en amont du piège à graviers. Evolution entre 2012 et 2018 (Coutaz <i>et al.</i> , 2017).....	21
Figure 6. A) Autogyre utilisé pour la photogrammétrie, B) position et système de fixation de capteurs.....	22
Figure 7. Cible de 40x40cm utilisée comme GCP	23
Figure 8. Chaîne de traitement du calcul photogrammétrique. L'acronyme SIFT correspond à Scale-Invariant Feature Transform (Lowe 2004), c'est l'algorithm utilisé pour rechercher les points homologues entre les images à la fois pour Photoscan et Micmac (Coutaz <i>et al.</i> , 2017).....	24
Figure 9. Exemple de MNS et d'orthophotomosaique créés avec Micmac, au niveau du radier 3 en Avril 2017.....	25
Figure 10. Comparaison entre les MNS brut produits par Micmac et Photoscan sur les données de juillet 2016. Micmac produit un modèle plus complet et moins bruité que photoscan dans les zones immergées (Zoom 1). Les deux modèles ne sont pas parfaitement superposés comme on le voit sur les profils.	26
Figure 11. Exemple de MNS et d'orthophotomosaique créés avec Micmac, au niveau du radier 3 en Avril 2017. Les parties grises au centre du modèle numérique de surface (MNS) concernent la surface non couverte par le modèle cette surface est faible dans ce cas.	27
Figure 12. Profils topographiques réalisés au GPS RTK et comparés au profils correspondant extraits des MNS (Photoscan et Micmac). Au niveau du profil 5 le MNS de Photoscan est décalé verticalement de 9 cm en moyenne (Tableau 1) alors que le MNS produit par Micmac est très proche du profil de contrôle.	28
Figure 13. Effets de la réfraction sur la sur le calcul de la position de la surface submergée d'après Westaway et al., 2001. (Coutaz <i>et al.</i> , 2017).....	29
Figure 14. Exemple de surface d'eau interpolée par la méthode TIN à partir de points extrait du MNS. La présence de végétation entraine un important manque de données dans les lignes d'eau. La zone a nécessité la construction de trois surfaces distinctes pour rendre compte des variations rapides de l'altitude de la surface d'eau au niveau des radiers.....	30
Figure 15. Comparaison entre la surface interpolée par TIN et la surface modélisée avec IBER. La surface modélisée par IBER est plus fidèle au comportement de l'eau avec des zones d'accumulation suivies de transitions à un régime d'écoulement critique provoqués par la rugosité du fond.....	31
Figure 16. (A) Écart d'altitude entre le MNS brut et les GTP au niveau du radier 4 en avril 2017. (B) Écart d'altitude entre le MNS brut et les GTP au niveau du radier 4 en avril 2017. Les points bleus correspondent à des valeurs d'altitude surestimées et les rouges à des valeurs sous-estimées.....	33
Figure 17. Données de débit à Sisteron calculées à partir de la formule EDF. En rouge sont indiqués les campagnes de mesure photogrammétriques et topographiques (GPS RTK), en vert les campagnes de prélèvement biologique et en orange la campagne de mesure topographiques (GPS RTK) seule. Le débit critique de 45 m ³ /s correspond au seuil de mise en mouvement supposé des sédiments. (Coutaz & Tal, 2018)	35
Figure 18. Exemple de position des zones de mesure au niveau radier 4 en avril 2017. Fond orthophotomosaique et courbes de niveau espacées de 20 cm.	37

Figure 19. Profil en long du radier 4 en avril 2017, extrait du MNS sous-échantillonné à 1m. Les droites correspondent à la régression linéaire de chaque segment du radier, à côté sont indiquées les valeurs de pente associées. Dans ce cas les pentes sont toutes négatives. Aucune contre pente n'est observable à cette date et sur ce radier 4.....	38
Figure 20. Bilan sédimentaire du Radier 4 entre les MNS de juillet 2016 et avril 2017. Les valeurs négatives (rouge) signalent une érosion tandis que les valeurs positives (bleu) signalent un dépôt. Le comparatif inter dates et entre l'amont et l'aval des radiers est volontairement limité à la zone en eau. Ce comparatif couvre la zone encadrée en rouge seulement.	39
Figure 21. Position de l'ensemble des points d'affleurement du substrat. Leur répartition est très hétérogène le long des 2 km et on note l'absence d'affleurements proche du radier 3 ce qui empêche de bien contraindre l'épaisseur sédimentaire sur ce radier. D'autres zones d'affleurement (en bleu) ont été exhumées entre les radiers 1 et 2 au cours de l'hiver 2017/2018 mais leur position n'a pas été mesurée.....	40
Figure 22. Épaisseur sédimentaire au niveau du Radier 4 en avril 2017. Les surfaces ayant une valeur négative (en bleu) correspondent aux zones d'affleurement du substrat.	41
Figure 23. Profils de mesure de la largeur de la bande active pour les radiers 3 et 4. Les profils sont tracés perpendiculairement à la ligne centrale du polygone de la bande active (en bleu clair) et limités à sa surface.	42
Figure 24. Stratégie d'échantillonnage et de mesures (protocole IMBE) mise en place sur le Buëch.	43
Figure 25. Matériel de prélèvement de faune hyporhéique (méthode Bou et Rouch , 1967).	45
Figure 26. : <i>Evolution au cours du temps et lors de campagnes de mesure des pentes mesurées sur différentes portions du radier. Si la pente totale et la pente de la partie la plus pentue du radier évoluent de concert, les parties amont et aval du radier ont un comportement beaucoup plus contrasté.....</i>	48
Figure 27. Evolution de l'altitude des radiers et de la largeur de la bande active au niveau des radiers. Pour l'altitude Les valeurs d'incertitude correspondent à l'écart type sur les zones de mesure.	49
Figure 28. <i>Variation du pourcentage de surface du radier concerné par les changements.....</i>	49
Figure 29. Variation des épaisseurs sédimentaires sur le parties amont et aval des radiers	51
Figure 30. Position des prélèvements biologiques de juin 2017(estimée et mesurée au GPS RTK) sur le radier 4. A) Fond orthophotomosaïque d'octobre 2017, B) Épaisseur sédimentaire en octobre 2017. Les prélèvements n'ont pu être réalisés que dans les zones refuges où se trouvent encore des sédiments.	52
Figure 31. Variation d'altitude moyenne amont et aval, les incertitudes correspondent à l'écart type sur chaque zone.	53
Figure 32. Variations du gradient hydraulique dans le temps et par radier à 20 et 50 cm de profondeur. Les valeurs négatives indiquent une infiltration alors que les valeurs positives une exfiltration de l'eau à travers le radier.....	55
Figure 33. Orthophotomosaïque du radier 1 en avril 2016 (haut) et avril 2017 (bas).....	57
Figure 34. Orthophotomosaïques du radier 2 en avril 2016 et avril 2017.....	59
Figure 35. Bilan sédimentaire du radier 2 entre juillet 2016 et avril 2017. On remarque la formation d'un nouveau chenal secondaire en rive droite lors de l'évènement hydrologique de novembre 2016. La grande majorité de la surface du radier est peu impacté par les changements.	60
Figure 36. Orthophotomosaïques du radier 3 en juillet 2016 et avril 2017.....	61
Figure 37. Bilan sédimentaire du radier 3 entre juillet 2016 et avril 2017. L'ancien emplacement du radier a été comblé lors de la crue et le radier c'est déplacé en aval. Le manque de recouvrement en amont entraine vraisemblablement une sous-estimation du dépôt dans la zone amont.....	62
Figure 38. Orthophotomosaïques du radier 4 en juillet 2016 et avril 2017.....	63
Figure 39. Bilan sédimentaire du radier 4 entre juillet 2016 et avril 2017.	64

Figure 40. Orthophotomosaïques du radier 5 en juillet 2016 et avril 2017.....	65
Figure 41 Bilan sédimentaire du radier 5 entre juillet 2016 et avril 2017. Le radier a migré vers l'est lors de la crue entraînant une importante érosion de berge sous-estimée ici à cause de la végétation qui crée des perturbations dans le modèle au niveau des berges.....	66
Figure 42. Mesures de température effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations.	67
Figure 43. Mesures d'oxygène dissous effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations.	68
Figure 44. Mesures de conductivité effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations.	69
Figure 45. Mesures de pH effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations (équipement défectueux en campagne 3).	70
Figure 46. ACP réalisée sur les données physico-chimiques des eaux prélevées au cours des 4 campagnes sur les différents points de prélèvements (eau de surface).	71
Figure 47. ACP réalisée sur les données physico-chimiques des eaux prélevées au cours des 4 campagnes sur les différents points de prélèvements (eau prélevée à 20 cm sous la surface).....	71
Figure 48. ACP réalisée sur les données physico-chimiques des eaux prélevées au cours des 4 campagnes sur les différents points de prélèvements (eau prélevée à 50 cm sous la surface).....	71
Figure 49. Evolution du gradient hydraulique vertical entre les différentes stations au cours des 4 campagnes (C1 à C4). Graphique de gauche, GHV à la profondeur de 20 cm ; graphique de droite, GHV à la profondeur de 50 cm.....	72
Figure 50. Valeurs de concentration en particules fines (TFP) exprimées en g/l pour les différentes stations. Graphique du haut, valeurs à 50 cm de profondeur, graphique du bas, valeurs à 20 cm de profondeur.	73
Figure 51. Histogramme des densités des principaux groupes d'invertébrés benthiques observés sur les différentes stations (4 campagnes, 4 stations R1-R4, amont/aval radier, 3 réplicas par habitat) ..	75
Figure 52. Histogramme des fréquences des principaux groupes d'invertébrés benthiques observés sur les différentes stations (4 campagnes, 4 stations R1-R4, amont/aval radier, 3 réplicas par habitat)	76
Figure 53. Peuplement benthique : valeurs de l'indice de diversité de Shannon pour les différentes stations (4 campagnes, 4 stations R1-R4, amont/aval radier, moyenne des 3 réplicas par habitat)....	76
Figure 54. Comparaison de la fréquence des différents taxons entre les radiers 4 et 5.	77
Figure 55. Valeurs de densités mesurées sur les prélèvements de faune hyporhéique effectués à 20 cm de profondeur au cours des différentes campagnes sur les 4 stations (R1-R4) en amont (A) et en aval (B) des radiers. Les valeurs sont exprimées en individus/L.	80
Figure 56. Valeurs de densités mesurées sur les prélèvements de faune hyporhéique effectués à 50 cm de profondeur au cours des différentes campagnes sur les 4 stations (R1-R4) en amont (A) et en aval (B) des radiers. Les valeurs sont exprimées en individus/L.	81
Figure 57. Variations des valeurs de l'indice de diversité de Shannon sur les prélèvements effectués à – 20 cm.	82
Figure 58. Variations des valeurs de l'indice de diversité de Shannon sur les prélèvements effectués à – 50 cm.	82
Figure 59. Faune hyporhéique à 20 cm - fréquence des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères dans les différentes stations. Comparaison amont (Am) – aval (Av) radiers.	83
Figure 60. Faune hyporhéique à 50 cm - fréquence des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères dans les différentes stations. Comparaison amont (Am) – aval (Av) radiers.	83

Figure 61. Analyse canonique des correspondances entre invertébrés benthiques et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).....	85
Figure 62. Classification ascendante -analyse canonique des correspondances entre invertébrés benthiques et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).....	86
Figure 63 Analyse canonique des correspondances entre invertébrés hyporhéiques (p=20 cm) et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).	87
Figure 64. Classification ascendante - analyse canonique des correspondances entre invertébrés hyporhéiques (p=20 cm) et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).	88
Figure 65. Données « Eau France » (http://sierm.eaurmc.fr) – qualité de l’eau au niveau de la commune de Ribiers (05).	90

Table des illustrations – Tableaux

Tableau 1. Récapitulatif des volumes curés sur le piège à graviers (PAG) depuis sa création	15
Tableau 2. <i>Statistiques associées aux écarts, en valeur absolues, entre les MNS (Photoscan et Micmac) et deux profils de contrôle (GTP).</i>	29
Tableau 3. Métadonnées sur les données acquises par photogrammétrie et leur traitement.....	34
Tableau 4. Incertitude associée aux interpolations du substrat.	41
Tableau 5. Indice de similitude (Whitaker-Fairbanks) entre les différents prélèvements benthiques effectués (2 années x 2 saisons x 2 campagnes x 8 stations). Comparaisons entre les campagnes d'été 2017 (C2 – Campagne 2) et d'été 2017 (C4 – Campagne 4).....	78
Tableau 6. Indice de similitude (Whitaker-Fairbanks) entre les différents prélèvements hyporhéiques effectués à une profondeur de 20 cm (2 années x 1 saison x 2 campagnes x 8 stations). Comparaisons entre les campagnes d'été 2016 (C2 – Campagne 2) et d'été 2017 (C4 – Campagne 4).....	84

Introduction

Les cours d'eau sont aujourd'hui reconnus comme des systèmes complexes et variables dans le temps où des interactions s'établissent entre les composantes physiques (pente, granulométrie, débit) et biologiques (communautés microbiennes ou biofilms, algues, invertébrés). Point bas des vallées, elles sont la zone de réception et de transition des éléments organiques et minéraux provenant de l'ensemble du bassin versant. Ce sont des éléments constitutifs des paysages, modelés par les transports uni-directionnels d'eau et de sédiments depuis les bassins versants (Hynes, 1975). Ce sont également des systèmes hiérarchisés (Vannote et al, 1980) où les communautés biologiques sont structurées par des facteurs environnementaux de l'échelle régionale à l'échelle du tronçon voire du radier (Parsons & Thoms, 2007).

Dans les systèmes granuleux, l'eau de surface est accompagnée d'une nappe souterraine qui s'écoule plus lentement entre les sédiments du lit. Des échanges d'eau, de matières, d'énergie et d'organismes s'établissent à l'interface entre ces deux compartiments. Cette interface hétérogène et dynamique constitue la zone hyporhéique et est considérée comme un écotone (Gibert et al, 1990, 1994). Le fonctionnement de l'écotone est nettement influencé par les dépôts sédimentaires récents qui conditionnent la structure superficielle de l'aquifère (Creuzé des Châtelliers et al., 1994). Le volume des interstices entre les particules de sédiments détermine la vitesse de circulation de l'eau interstitielle et l'habitabilité du substrat pour la faune interstitielle. Les processus écologiques qui s'y déroulent sont influencés à différentes échelles par les mouvements de l'eau, la taille et la perméabilité du substrat qui déterminent les conditions physico-chimiques ainsi que la composition et la distribution des communautés biologiques (Gibert et al., 1990 ; Vervier et al., 1992 ; Boulton et al., 1998). A l'échelle d'un tronçon, la structuration longitudinale s'exprime par la présence d'une alternance de seuils (zones d'érosion) et de mouilles (zone des dépôts) mais aussi de bancs de graviers. Ces unités géomorphologiques favorisent les échanges d'eau. L'eau qui s'infiltre à l'amont du radier apporte de l'oxygène et de la matière organique fraîche attractive pour la faune benthique, et induit une variabilité thermique. La circulation de l'eau de surface dans les sédiments conduit à une diminution de la variabilité des températures et des concentrations en oxygène. Ce compartiment participe à la régulation des flux de nutriments circulant dans la rivière favorisant l'auto-épuration. De plus la zone hyporhéique, en tant qu'extension verticale du compartiment benthique, contribue à la biodiversité des hydrosystèmes. Cette zone héberge des peuplements originaux constitués d'invertébrés adaptés au milieu souterrain et d'invertébrés benthiques qui y effectuent une partie ou la totalité de leur cycle. Certains organismes utilisent ce compartiment

comme refuge lors de perturbations naturelles ou anthropiques en surface pouvant favoriser la résilience des peuplements benthiques. Elle peut également constituer une nurserie et va fournir de la nourriture pour les poissons, C'est également une zone de rétention des flux, ce qui va atténuer les crues (Datry et al., 2008). La faune hyporhéique qui dépend essentiellement de la géomorphologie de la rivière et des échanges hydriques verticaux entre milieu interstitiel et les eaux de surface (Dole-olivier & Marmonier, 1992) constitue un bon indicateur des effets des changements géomorphologiques.

Comme le compartiment de surface, la zone hyporhéique subit les impacts des activités humaines. Ceux-ci sont de deux types majeurs : des modifications des échanges avec les eaux de surface et des impacts directs sur l'activité des assemblages microbiens et l'appauvrissement de la faune d'invertébrés (Boulton, 2001 ; Hancock 2002). On observe parfois un phénomène de colmatage des sédiments qui résulte de l'infiltration et du dépôt de particules fines sur ou dans les couches superficielles des sédiments du fond de la rivière (Beschta & Jackson, 1979 ; Cunningham et al., 1987; Schälchli, 1992). Ce phénomène a trois conséquences majeures sur la structure et le fonctionnement de l'interface : une diminution de la taille des interstices, une conductivité hydraulique réduite et une plus grande résistance à l'infiltration lors des augmentations de débit.

Aménagements

Depuis plusieurs siècles, les cours d'eau ont été modifiés au gré des besoins des êtres humains. L'aménagement des rivières méditerranéennes est un phénomène qui a débuté dès le Moyen Âge (Miramont et al., 1998), mais l'influence de l'Homme sur les cours d'eau s'est amplifiée dès la moitié du XXème siècle. Ainsi les cours d'eau ont subi de grandes modifications dues aux différentes perturbations anthropiques (Chapuis et Collomb, 2012). Les perturbations anthropiques affectant les cours d'eau peuvent être de plusieurs natures : physique (modifications du transit sédimentaire, dégradation thermique suite à la création d'une retenue d'eau, ...), chimique (eutrophisation du milieu suite à des apports excessifs en phosphore ou en azote ; pollution par des métaux lourds, PCB, ...).

La Durance et ses affluents, comme beaucoup de rivières françaises font partie des cours d'eau fortement anthropisés. Les nombreux barrages hydroélectriques qui jalonnent la Durance (Serre-Ponçon, Cadarache, Mallemort, ...) participent à la forte diminution de son débit, qui est passé de 400000 m³/an avant la construction de ces aménagements à environ 40000 m³/an aujourd'hui à l'aval de Cadarache. L'essentiel de l'eau est dérivé dans le canal usinier qui se

jette dans l'étang de Berre. Cette diminution du débit entraîne une diminution de la capacité de transport sédimentaire de la Durance. Les sédiments fins se déposent donc dans son lit, entraînant son colmatage ce qui a pour conséquence non seulement de rehausser le lit de la Durance et donc d'augmenter les risques d'inondations des communes riveraines mais cela est aussi dommageable pour la faune aquatique et les échanges nappe-rivière (Chapuis, 2012).

Afin de limiter le colmatage du lit de la Durance, des aménagements ont été mis en place, notamment sur ses affluents. Le Buëch est le principal affluent en rive droite de la Durance. Suite à la construction du barrage de Saint-Lazare, à la confluence avec la Durance, un engravement de la queue de retenue a été constaté (Pothin *et al*, 2015) induit en partie par le transport sédimentaire du Buech.

Fonctionnement général des rivières en tresses

Les zones de piémont sont généralement moins impactées par les pollutions industrielles et urbaines mais elles sont sous influence forte du transit sédimentaire. Les rivières de piémont constituent des zones subissant des flux importants de sédiments (érosion, sédimentation, exploitation de granulats) avec des conséquences possibles sur le fonctionnement propre de la rivière et de ses abords. Ces flux de sédiments sont à l'origine du profil « en tresses » des rivières dans ces secteurs de piémont.

Les rivières en tresses sont prédominantes en zone de piémont dans les régions tempérées où il y a une forte disponibilité des sédiments provenant de l'amont (Tockner *et al.*, 2006). Elles sont dynamiques temporellement et spatialement ; ce trait distinctif implique une grande richesse d'habitats terrestres et aquatiques, eux-mêmes également dynamiques (Piégay et Belletti, 2010). Ce dynamisme complique la compréhension des mécanismes de contrôle de l'évolution de la morphologie des rivières en tresses (Bertoldi *et al.*, 2009).

Malgré leur raréfaction continue depuis la multiplication des infrastructures aux 19ème et 20ème siècles (Piégay *et al.*, 2009), on dénombre encore dans le bassin Rhône Méditerranée Corse de nombreuses rivières en tresses (650 km). Ces secteurs sont localisés dans la zone alpine et péri-alpine du bassin du Rhône principalement dans le bassin de la Durance.

Le budget sédimentaire de nombreuses rivières alpines est fortement impacté par les effets cumulés de différentes actions anthropiques liées au développement des vallées au cours des décennies précédentes conduisant à une tendance générale au déficit sédimentaire (e.g., Surian & Rinaldi, 2003; Piégay *et al.*, 2009; Liébault *et al.*, 2013). Les causes de ces perturbations sont

clairement établies a) extractions dans le lit des cours d'eau, b) régulation des débits c) construction de barrages. En parallèle, une diminution générale des apports de sédiments depuis les bassins versants a été constaté et particulièrement bien documenté dans le sud des Alpes, où il a été attribué à divers changements environnementaux, a) des changements climatiques après le petit âge glaciaire, b) une reforestation spontanée après les exodes ruraux et c) des aménagements anthropiques sur les rivières de montagne entre 1860 et 1915 (e.g., Astrade et al., 2011; Liébault et al., 2005; Liébault & Piégay, 2002). Dans ce contexte le transit sédimentaire a été fortement modifié, avec une chenalisation des cours d'eau et des phénomènes d'incision. Ces altérations du transit sédimentaire ont des conséquences directes sur les infrastructures (ponts, routes, ...) mais induisent également une perte sévère d'habitats aquatiques (Belletti & Piégay, 2013; Bravard et al., 1997).

Fonctionnement général du Buëch

Le Buëch est l'un des derniers cours d'eau en tresses sur le territoire métropolitain. Il se forme à la confluence de deux cours d'eau, le Grand et le Petit Buëch, et traverse les départements de la Drôme, des Hautes-Alpes et des Alpes-de-Haute-Provence, avant de rejoindre la Durance à Sisteron. Il draine ainsi un bassin-versant d'une superficie de 1 490 km². Dans le but de limiter les apports de sédiments dans la Durance et les risques d'inondations des quartiers bas de la ville de Sisteron, un piège à graviers (PAG) a été installé dans la partie basse du Buëch, en amont du barrage de Saint-Lazare. La mise en place de ce dispositif offre une opportunité de déterminer le transport sédimentaire du Buëch.

Ainsi, les inondations dans les bas quartiers de la ville de Sisteron ont pour origine l'apport de nombreux matériaux sédimentaire issus du Buëch et de la Durance, qui vont s'accumuler au niveau de la queue de retenue du barrage de Saint-Lazare. C'est pour cette raison qu'un piège à gravier a été installé afin de limiter l'apport de sédiments provenant du Buëch et leur accumulation dans cette zone. La mise en place d'un tel système est l'occasion de pouvoir quantifier le transit sédimentaire du Buëch. Suite à l'installation du piège à graviers en 2010, 169 000 m³ de matériaux ont été extraits puis 300 000 m³ en 2011. Depuis 2012, en moyenne 100 000 m³ sont retirés tous les ans pour l'entretien du piège. Le volume de sédiment extrait est important (Tab. 1), supérieur aux estimations prévues lors de l'étude d'impact (60 000 m³/an) (APF, 2017).

Année	Volume curé
2010	109 193 m ³
2011	300 090 m ³
2012	116 250 m ³
2013	95 800 m ³
2014	128 000 m ³
2015	Pas d'extraction
2016	65 000 m ³

Tableau 1. Récapitulatif des volumes curés sur le piège à graviers (PAG) depuis sa création

Ces valeurs élevées peuvent s'expliquer par le fait que le Buech est une rivière peu aménagée, on compte seulement 2 barrages, le transit sédimentaire est très important. De plus, le bassin versant du Buech va produire une grande quantité de sédiment dû à sa géologie. En effet, le bassin versant est principalement constitué de marne et de calcaire, matériaux très sensibles à l'érosion. L'érosion provoquée par les facteurs météorologiques, dus au climat méditerranéen et montagnard, sur des surfaces dépourvues de végétation est intense.

En plus d'avoir pu déterminer le transit sédimentaire du Buëch suite à la mise en place d'une étude géomorphologique menée par le Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE), cette étude va permettre de caractériser la variation spatiale et temporelle des caractéristiques morphodynamiques du secteur situé immédiatement en amont du piège à graviers, ainsi que la structure des communautés d'invertébrés, compartiment étudié par l'Institut Méditerranéen de la Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE). Cette étude va permettre de préciser le lien entre dynamique sédimentaire et structure des communautés benthiques et hyporhéiques.

La partie aval du Buech constitue donc un site d'un grand intérêt pour :

- Caractériser le transit sédimentaire et sa variabilité au cours du temps
- Caractériser l'influence de la variation des caractéristiques d'habitats en lien avec la dynamique sédimentaire sur les communautés de macro-invertébrés benthiques et hyporhéiques.

Ces modifications de la morphologie du Buëch pourraient avoir des impacts non négligeables sur la biodiversité de cette rivière. En effet, il a été montré (Creuzé des Châtelliers et Reygrobellet, 1990) que les processus géomorphologiques sont des contraintes écologiques à part entière qui influencent la structure des communautés benthiques et hyporhéiques. L'accentuation de ces processus est d'autant plus inquiétante que le Buëch est connu pour abriter un certain nombre d'espèces vulnérables telles que l'écrevisse à patte blanche (*Austropotamobius pallipes*), le blageon (*Leuciscus souffia*) ou l'Apron du Rhône (*Zingel asper*). Les communautés d'organismes vivants au contact du plancher alluvial pourraient être impactées par la mise en place du piège à graviers et les conséquences de celle-ci sur le transit sédimentaire, en particulier sur le profil en long.

Dans ce cadre, nous avons cherché à caractériser l'évolution des caractéristiques de l'habitat sur la zone située en amont du piège à graviers et la composition des peuplements d'organismes benthiques et hyporhéiques. L'objectif de ce travail est de faire le lien entre dynamique sédimentaire, modification des caractéristiques de l'habitat et conséquences sur les communautés benthiques et hyporhéiques.

Les potentielles conséquences attendues des activités anthropiques sur le buëch aval sont :

- une chenalisation du cours d'eau
- une modification du transit sédimentaire et donc des épaisseurs de sédiments sur les différentes stations
- une modification de la structure des habitats avec des conséquences sur les peuplements benthiques et hyporhéiques.
- une variabilité dans la composition et la structure des communautés entre les différentes stations d'étude.

Les objectifs de notre travail sont d'améliorer les connaissances sur le lien entre structure des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques et dynamique sédimentaire. Pour essayer de mieux comprendre le lien entre dynamique sédimentaire et structure des communautés d'invertébrés des prélèvements et mesures ont été effectués par le CEREGE et l'IMBE sur le secteur situé en amont du piège à graviers en 2016 et 2017. Les résultats acquis ont été analysés conjointement afin de croiser les résultats issus des deux approches.

Matériel et méthodes

Sites d'étude

Le Buëch est une rivière du Sud-Est de la France qui draine un bassin versant de 1475 km². Elle prend sa source au niveau de la commune de Lus-la-Croix-Haute ; elle parcourt 120 km avant de confluer avec la Durance au niveau de la commune de Sisteron (SMIGIBA, 2006).

Le Buëch est une rivière de type alpin-méditerranéen. Elle est caractérisée par un fort transport sédimentaire, un lit très mobile et des crues pouvant avoir un fort impact sur sa morphologie (Chapuis et Collomb, 2012). Comme toutes les rivières de type méditerranéen, elle est marquée par un fort contraste entre les périodes de crue et les périodes d'étiage (Chapuis et Collomb, 2012). En effet, le débit du Buëch peut varier de 1,30 m³.s⁻¹ à 910 m³.s⁻¹ (MRE, 2005) Cependant, la construction du barrage de Saint-Sauveur, en amont de Serres, a permis de contrôler entièrement le débit du Buëch en aval (MRE, 2005).

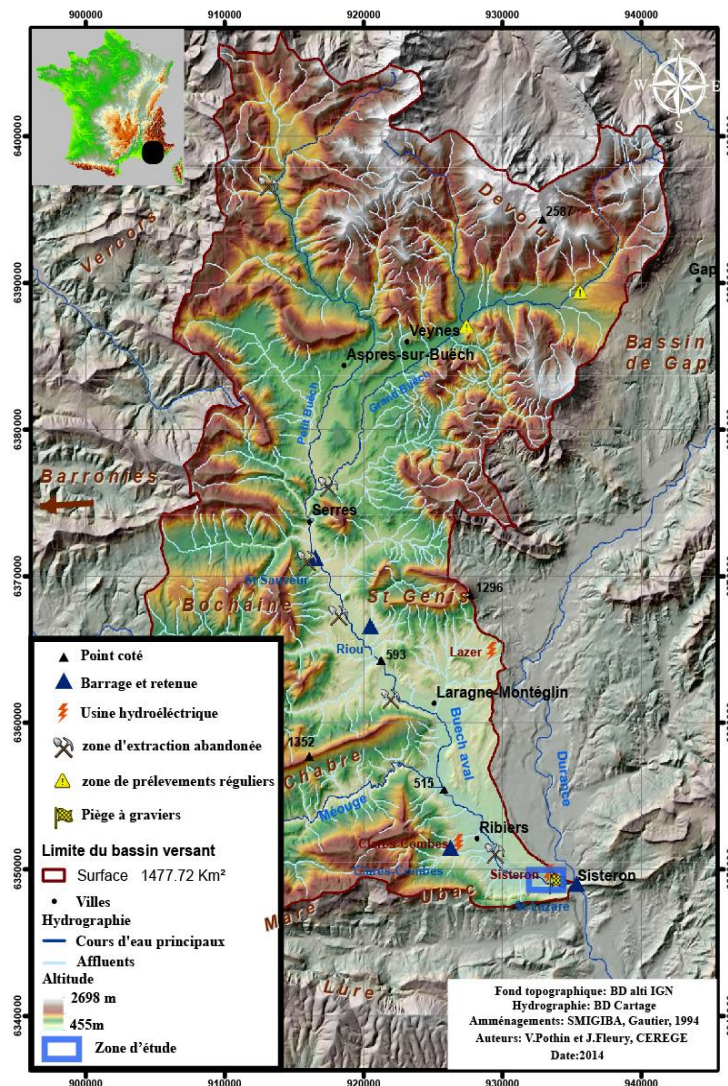


Figure 1. Le bassin versant du Buëch : localisation des ouvrages hydroélectriques, des extractions principales et de la zone d'étude.

Les pays du Buëch sont un carrefour de milieux climatiques ; le bassin subit à la fois les influences alpines et méditerranéennes. Le caractère montagnard bien marqué dans la partie Nord du bassin, s'affaiblit vers le Sud, alors que l'ambiance méditerranéenne prend le dessus. En raison de sa situation, le bassin versant du Buëch présente un fonctionnement hydrologique très contrasté selon les saisons : les crues sont soudaines et parfois violentes, les étiages très sévères. Selon les séries de données relevées à Serres (60 années) et à Veynes (13 années), le maximum principal est au printemps (mars-avril et mai) sur le Petit Buëch, relativement précoce en raison de la fonte des neiges rapide dans cette situation méridionale (SMIGIBA, 2015). Le second maximum est en automne. Les modules mensuels les plus forts ont été enregistrés à l'automne ou au début d'hiver. En été, on enregistre fréquemment des débits de quelques centaines de l/s. Le mois d'août est le plus sec mais le creux des étiages peut être décalé en septembre et parfois se prolonger sur octobre. Il se traduit par des assecs fréquents sur le Petit Buëch en amont de la plaine de Montmaur ainsi que sur certains affluents importants tels que la Sigouste et la Béoux. Le régime hydrologique est donc double : on peut dire que la rivière est de type alpestre de janvier à juin et méditerranéenne de juillet à décembre. Le Buëch est une rivière torrentielle de piémont, soumis aux influences alpines et méditerranéennes. Il est caractérisé par un fort charriage alluvionnaire. La quantité de matériaux charriés par le Buëch est très importante et lui confère cette spécificité de rivière torrentielle à morphologie en tresses. Le haut du bassin versant est caractérisé par une succession de passages étroits (clues rocheuses) et de plaines très larges et par l'alimentation de torrents très productifs en matériaux (Béoux, Drouzet, Beaumugne, Chauranne). En aval de la clue de Serres, la vallée s'élargit considérablement, le fond de la plaine façonné par la divagation du Buëch est désormais aménagé sur plusieurs tronçons par une série de longs endiguements qui contraignent fortement la rivière.

Au niveau morphologique, c'est une rivière dite en tresses, ce qui est typique des rivières alpines (Chapuis et Collomb, 2012) et plus largement des rivières de montagne des zones tempérées (Tockner *et al*, 2006). Une rivière en tresses est constituée de chenaux multiples, généralement graveleux, connectés entre eux. Les rivières en tresses ont la particularité d'offrir des habitats variés. A ce titre, elles possèdent une biodiversité importante et servent souvent d'abris à des espèces menacées (Tockner *et al*, 2006).

Notre étude se concentre sur la partie basse du Buëch, plus précisément sur la partie située entre l'exploitation de granulats située sur la commune de Ribiers et l'amont du piège à graviers (Fig. 2) Sur ce tronçon de rivière, nous avons choisi 4 stations de prélèvements (R1, R2, R3 et R4). Les stations de prélèvements sont situées en amont et en aval d'une zone de radier. Afin de pouvoir prendre en compte les phénomènes d'infiltration/exfiltration se déroulant autour d'un radier sur les communautés hyporhéiques, chaque station a fait l'objet de prélèvements de faunes benthique et hyporhéique en amont et en aval du radier.

Les stations se caractérisent par des largeurs de bande active, des épaisseurs de sédiments très différentes. Les caractéristiques des stations sont décrites dans la partie Résultats géomorphologie.

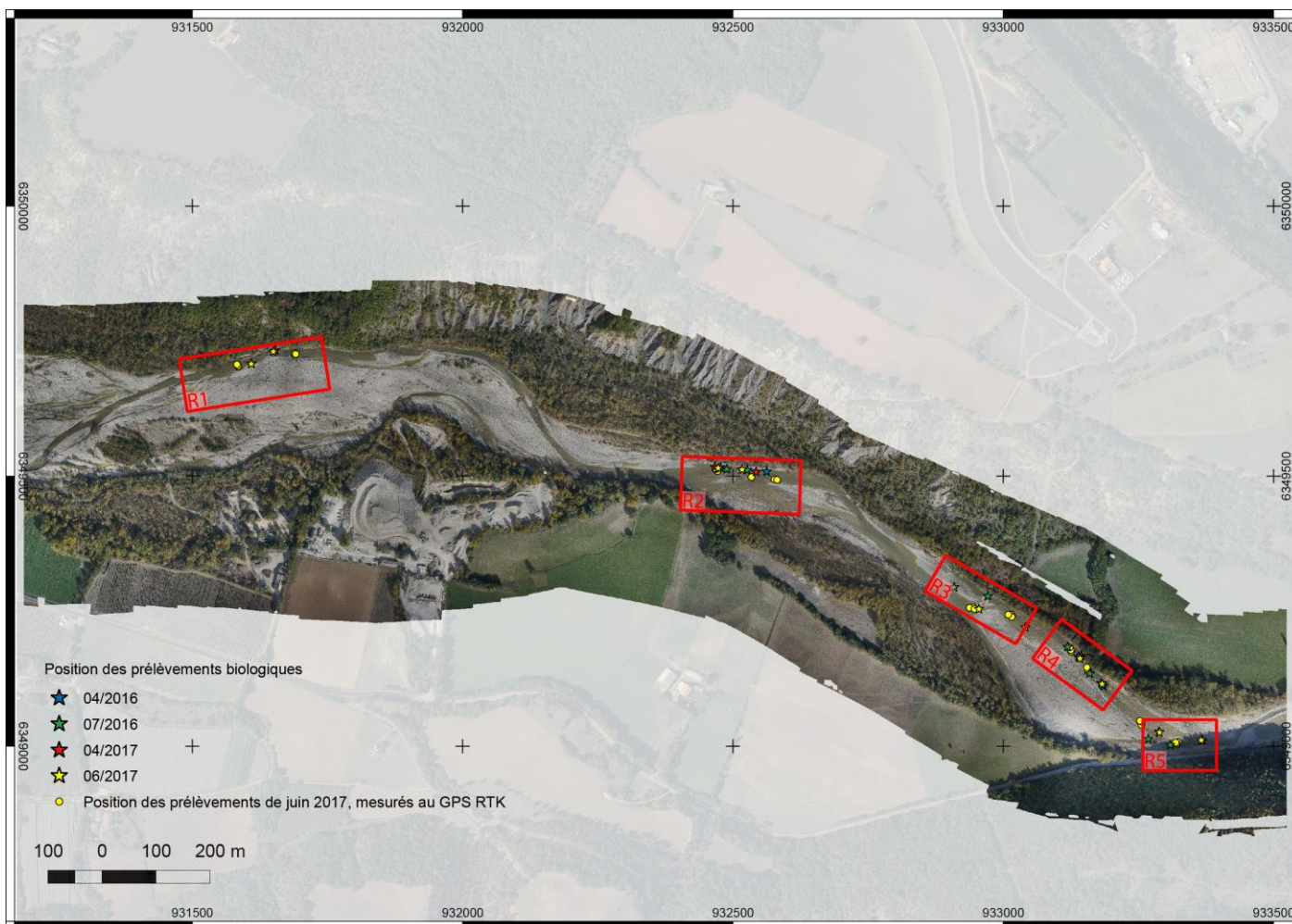


Figure 2. Localisation des radiers étudiés (R1 à R4 + radier supplémentaire R5) sur un linéaire de 2 km en amont du piège à gravier.

Le piège à graviers a été créé pour pouvoir prélever régulièrement des matériaux grossiers issus du transport par la rivière et ainsi limiter le transfert de matériaux vers la confluence Buech-Durance. L'objectif est de contrôler la hauteur du lit de la rivière et de limiter le risque

d'inondations sur les habitations de la commune de Sisteron (Alpes de Haute Provence), de restaurer la section d'écoulement pour le passage des crues au niveau des bas quartiers de Sisteron et des Coudoulets.

Les différentes étapes de la création du piège et des travaux annexes sur la Durance sont :

- Création d'un piège à graviers sur le Buech en amont de la restitution de l'usine (2010-2011) avec recalibrage de la branche Buech, puis entretien régulier dès 2012
- Curage de mise à niveau des fonds à la confluence (2011)
- Recalibrage de la branche Durance aux Coudoulets (2012-2013)
- Gestion en transparence lors des crues à St Lazare –révision de la consigne de crue en 2015
- Lâchers d'eau annuels à la Saulce avec hydrocurage pour entretenir le secteur des Coudoulets

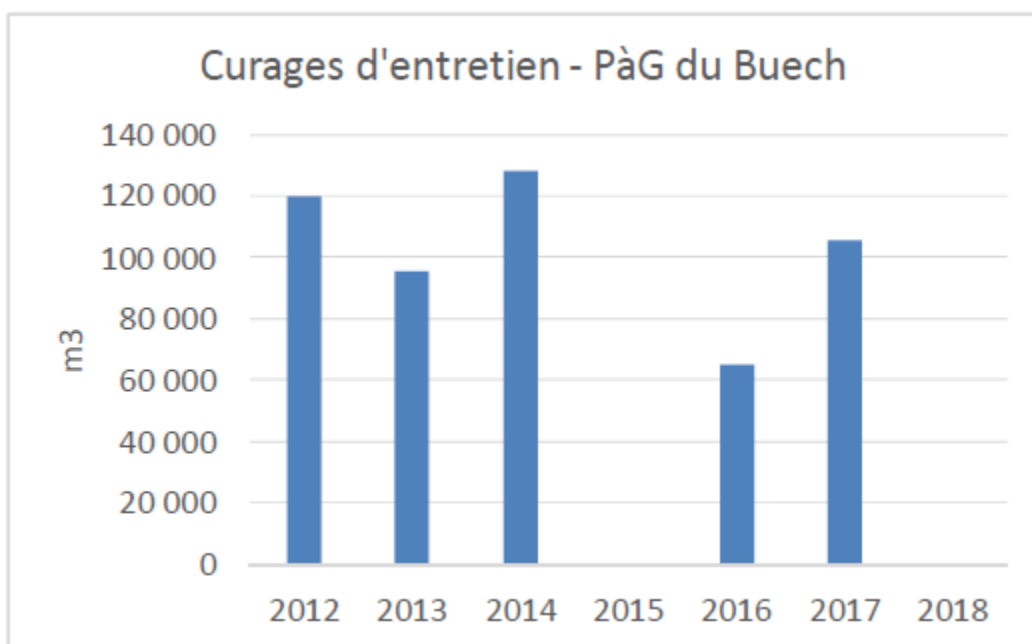


Figure 3. Historique des curages sur le piège à graviers (volumes de matériaux extraits en m³).

La zone d'étude a connu des phénomènes hydrologiques d'intensité et de fréquence variable au cours du temps. Au cours de la période d'étude, on observe une crue majeure en novembre 2016, avec un débit de pointe légèrement supérieur à 600 m³/s.

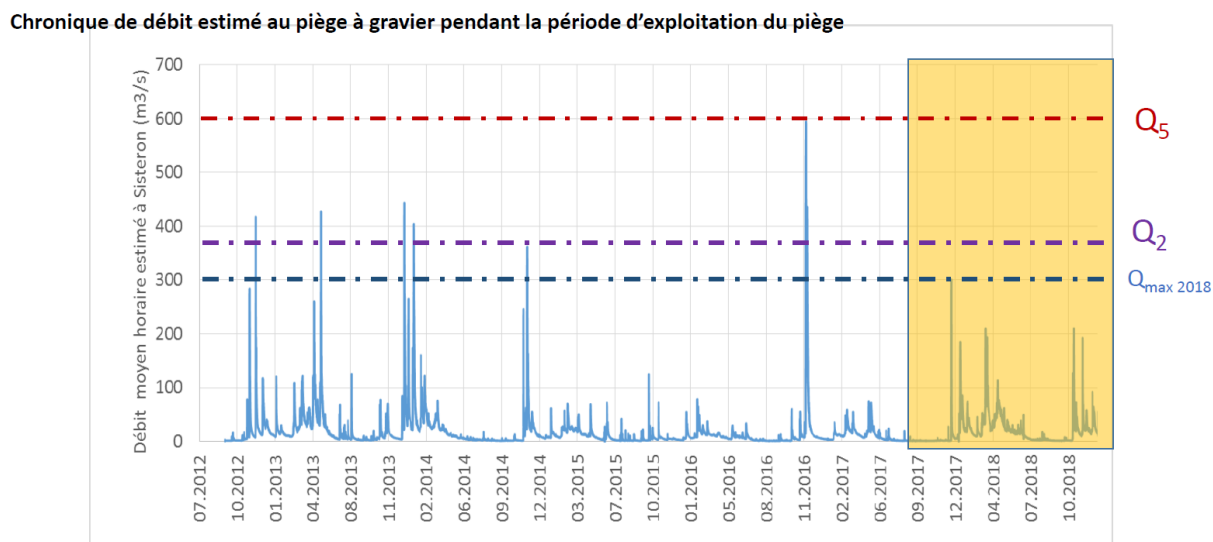


Figure 4. Historique des variations de débits estimés au niveau du piège à graviers (Coutaz & Tal, 2018).

Des données acquises en parallèle par le CEREGE (Coutaz & Tal, 2018) mettent en évidence que la zone d'étude est une zone où l'on observe une forte variabilité dans l'élévation des profils en travers. Les profils 5, 6 et 7 (Fig.5) qui correspondent à nos radiers d'étude 3, 4 et 5 (R3, R4, R5) présentent une très forte variabilité temporelle. Les profils 8, 9 et 10 (Fig.5) qui correspondent aux radiers 1 et 2 (R1 et R2) présentent une amplitude de variation plus faible.

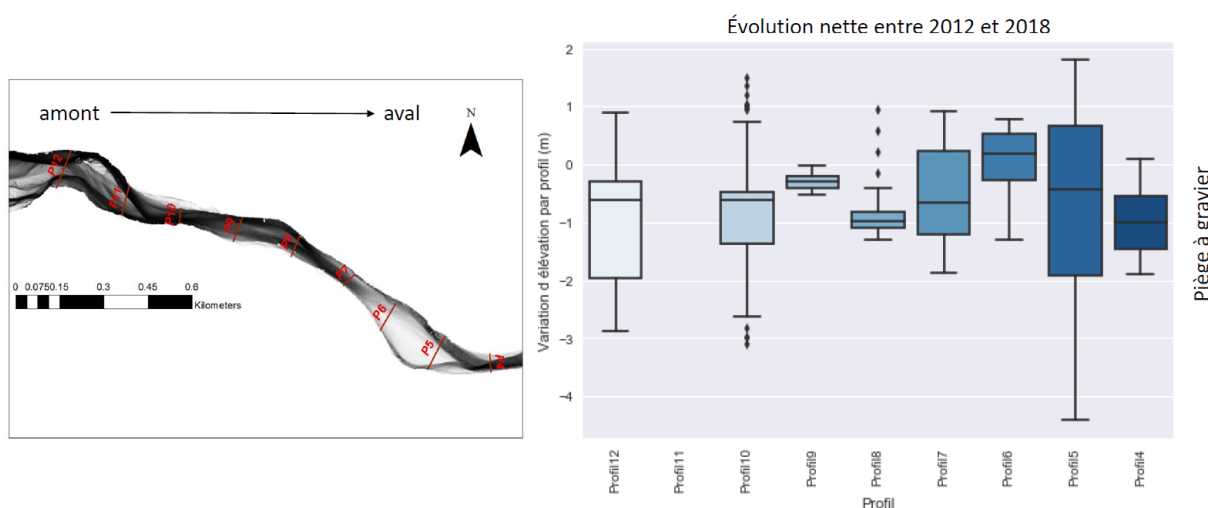


Figure 5. Profils en travers en amont du piège à graviers. Evolution entre 2012 et 2018 (Coutaz *et al.*, 2017)

Méthodologie / géomorphologie

Principe de la photogrammétrie

La photogrammétrie est une technique qui utilise la parallaxe obtenue entre plusieurs images d'un même objet selon des points de vue différents pour en déterminer les caractéristiques géométriques. Dans notre cas la photogrammétrie par la méthode Structure From Motion (SFM) va permettre d'extraire la topographie des zones étudiées au travers d'un modèle numérique d'élévation (MNE). Cette technique permet d'obtenir des données topographiques de très hautes résolutions ($< 10\text{cm}$) à un coût relativement faible comparé, par exemple aux mesures Lidar. Le temps de traitement est cependant long : de quelques heures à plusieurs jours selon le nombre de photos et la précision souhaitée. Dans des conditions de faible turbidité du cours d'eau la photogrammétrie permet aussi d'obtenir des données bathymétriques, qui sont l'élément clé de cette étude.

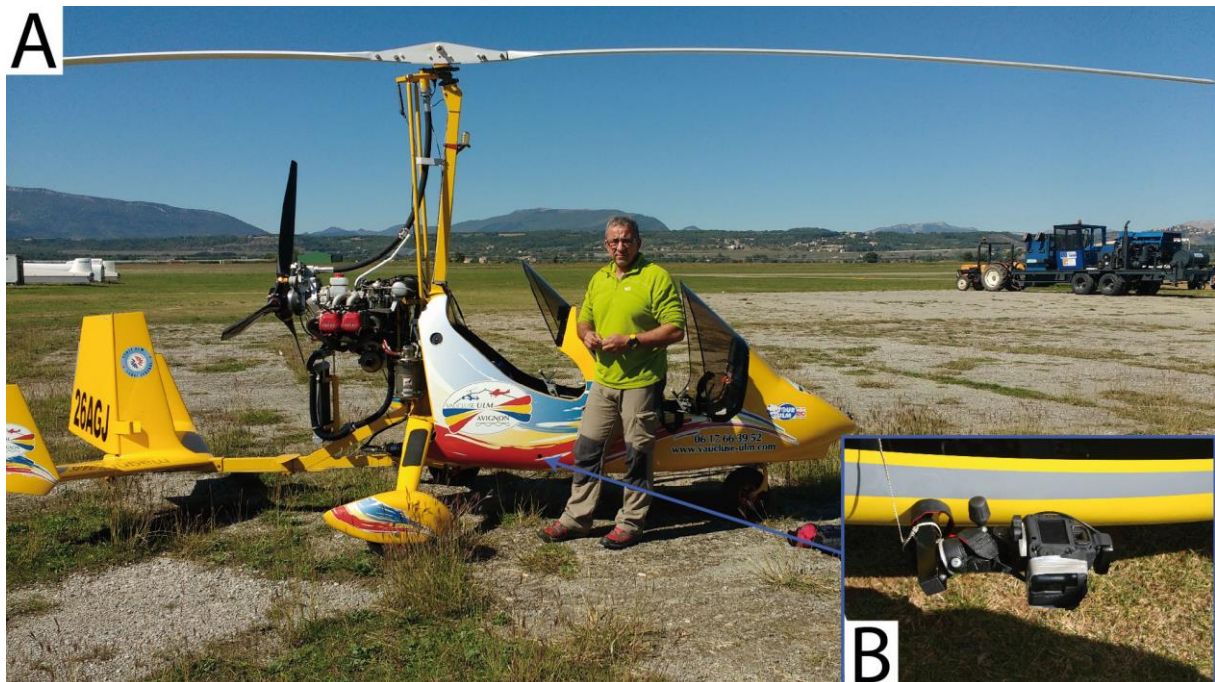


Figure 6. A) Autogyre utilisé pour la photogrammétrie, B) position et système de fixation de capteurs.

L'acquisition des données

Les photos ont été réalisées avec deux capteurs : Ricoh GR (taille du capteur 23.6×15.7 mm, distance focale 0.0183m) et sony Alpha7R (taille du capteur $36 \times 24\text{mm}$, distance focale 0.028m), embarqués sur drone et autogyre (Figure 3). Les missions en autogyre permettent de collecter des données sur 10km du pont de Ribiers au piège à gravier (cf. Figure 1). Avec des altitudes de vol de 1000 (304m environ) et 500 pieds (152m environ) on obtient des résolutions au sol de respectivement 0.08 et 0.04m/px avec le Ricoh GR et 0.053 et 0.0265m/px avec le sony

Alpha7R. Pour les relevés réalisés avec le drone les zones de mesures sont plus réduites, de l'ordre de quelques centaines de mètres et concentrées sur les radiers étudiés. Le capteur utilisé est le RicohGR, les altitudes de vol sont de 251,125 pieds (environ 76m) pour des résolutions de 0.02m et 0.01m/px. Les photographies sont prises au nadir et le taux de recouvrement visé lors des campagnes de mesures est de 80% sur l'axe longitudinal et de 60% sur l'axe transversal. La qualité des données peut fortement varier avec des images floues, une luminosité variable entraînant d'importants reflets ou une forte turbidité de l'eau.

En parallèle des mesures GPS cinématique en temps réel (RTK) sont faites sur les cibles (GCP, Figure 4), le long des lignes d'eau, sur les profils en travers et au hasard dans l'ensemble de la bande active. Ces derniers points pris aléatoirement serviront à évaluer l'incertitude de nos modèles (Ground Truth Points, GTP). Après une correction au laboratoire avec le logiciel Trimble Business Center (TBC) on obtient des points topographiques avec une précision de $\pm 3\text{cm}$. Les GCP permettront de géo-référencer (Lambert 93) et de contraindre les modèles.



Figure 7. Cible de 40x40cm utilisée comme GCP

Les logiciels

Deux logiciels de photogrammétrie ont été utilisés et comparés lors de cette étude Agisoft Photoscan et Micmac. Le premier est un logiciel payant développé par Agisoft LLC, c'est un logiciel très répandu et facile à prendre en main mais l'opérateur n'a accès qu'à très peu de paramètres. Le second, Micmac, est un logiciel en open source développé par l'IGN (Rupnik et al., 2017). Il est plus difficile à prendre en main mais permet de maîtriser l'ensemble des paramètres de calcul. On peut, par exemple, modifier le seuil de corrélation minimal entre les pixels pris en comptes lors des calculs ce qui permet d'obtenir plus de points dans les zones immergées. La chaîne de traitement est très proche quel que soit le logiciel utilisé (Figure 8). À la fin du traitement on obtient un MNS brut ainsi qu'une orthophotomosaïque utilisée dans la suite de l'étude.

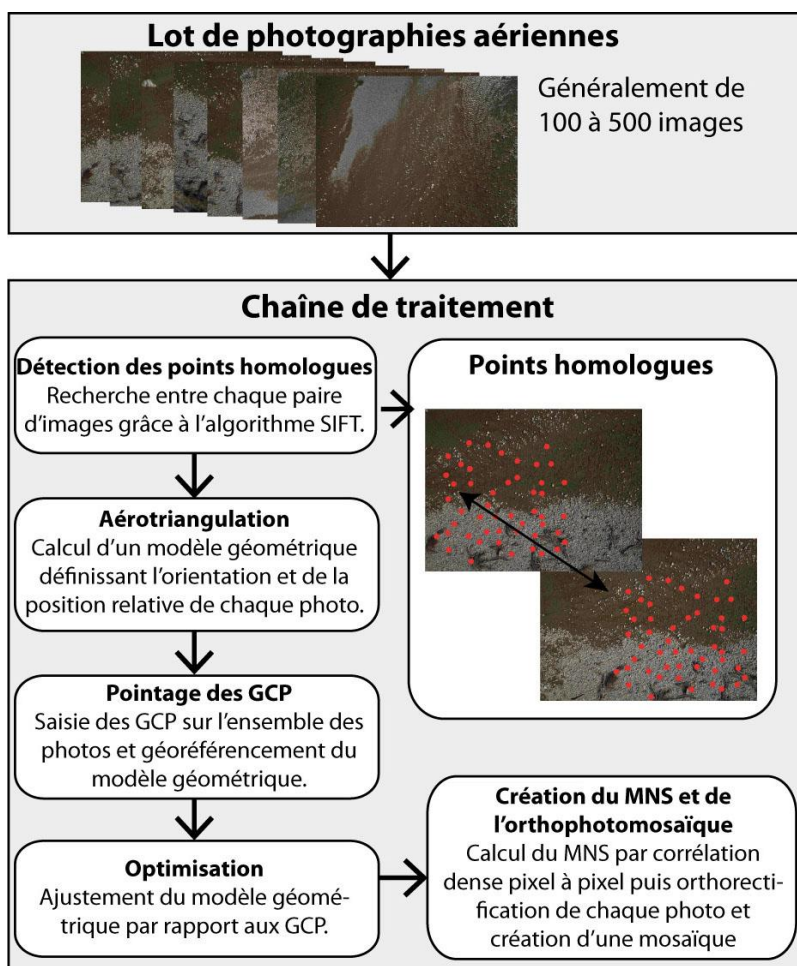


Figure 8. Chaîne de traitement du calcul photogrammétrique. L'acronyme SIFT correspond à Scale-Invariant Feature Transform (Lowe 2004), c'est l'algorithme utilisé pour rechercher les points homologues entre les images à la fois pour Photoscan et Micmac (Coutaz et al., 2017).

Evaluation des incertitudes :

L'incertitude de nos modèles peut être évaluée à différentes étapes de leur production. Lors de l'étape d'aérotriangulation des photos (Figure 7) on obtient un résidu moyen par image donné en pixels. Il correspond à l'écart entre les positions d'un même point identifié sur plusieurs photos (point homologue). Idéalement le résidu devrait être de 0.5 pixel, mais généralement le résidu inférieur à 1 pixel est considéré suffisant. Une fois les calculs d'orientation terminés on obtient l'erreur entre l'orientation calculée par le logiciel et la position des GCP, on cherche à obtenir une précision d'ordre millimétrique.

La mesure finale de l'incertitude correspond à la valeur de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) de l'écart entre l'altitude d'un point de contrôle et celle du MNE à la même position. Cette erreur dépend de l'environnement autour du point de mesure, elle est par exemple bien plus forte dans les zones végétalisées. Cela est dû à un effet de canopée, la végétation cachant le sol le modèle obtenu alors représente la surface des arbres, cela entraîne des erreurs allant jusqu'à plusieurs mètres. Il reste aussi une forte incertitude dans les zones immergées (voir partie correction bathymétrique).

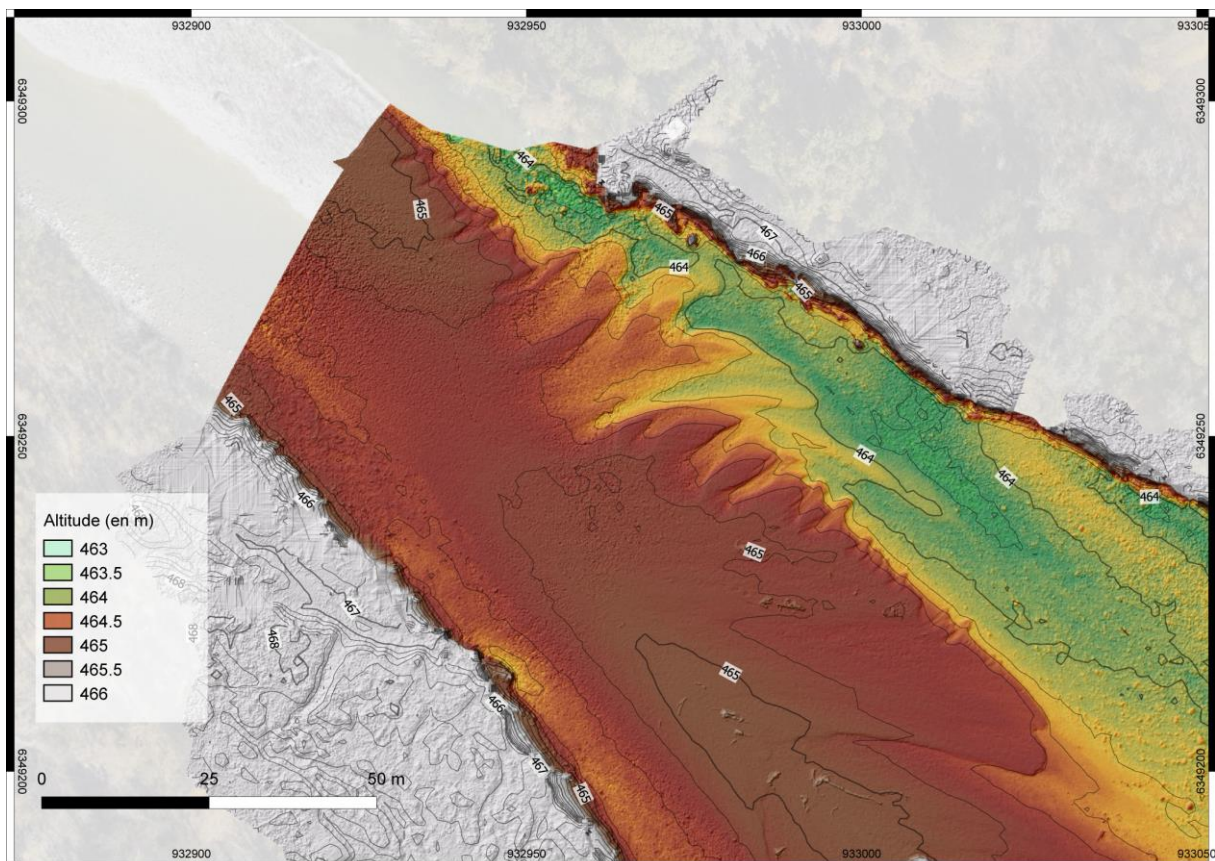


Figure 9. Exemple de MNS et d'orthophotomosaïque créés avec Micmac, au niveau du radier 3 en Avril 2017.

Comparaison des résultats entre Micmac et Agisoft Photoscan:

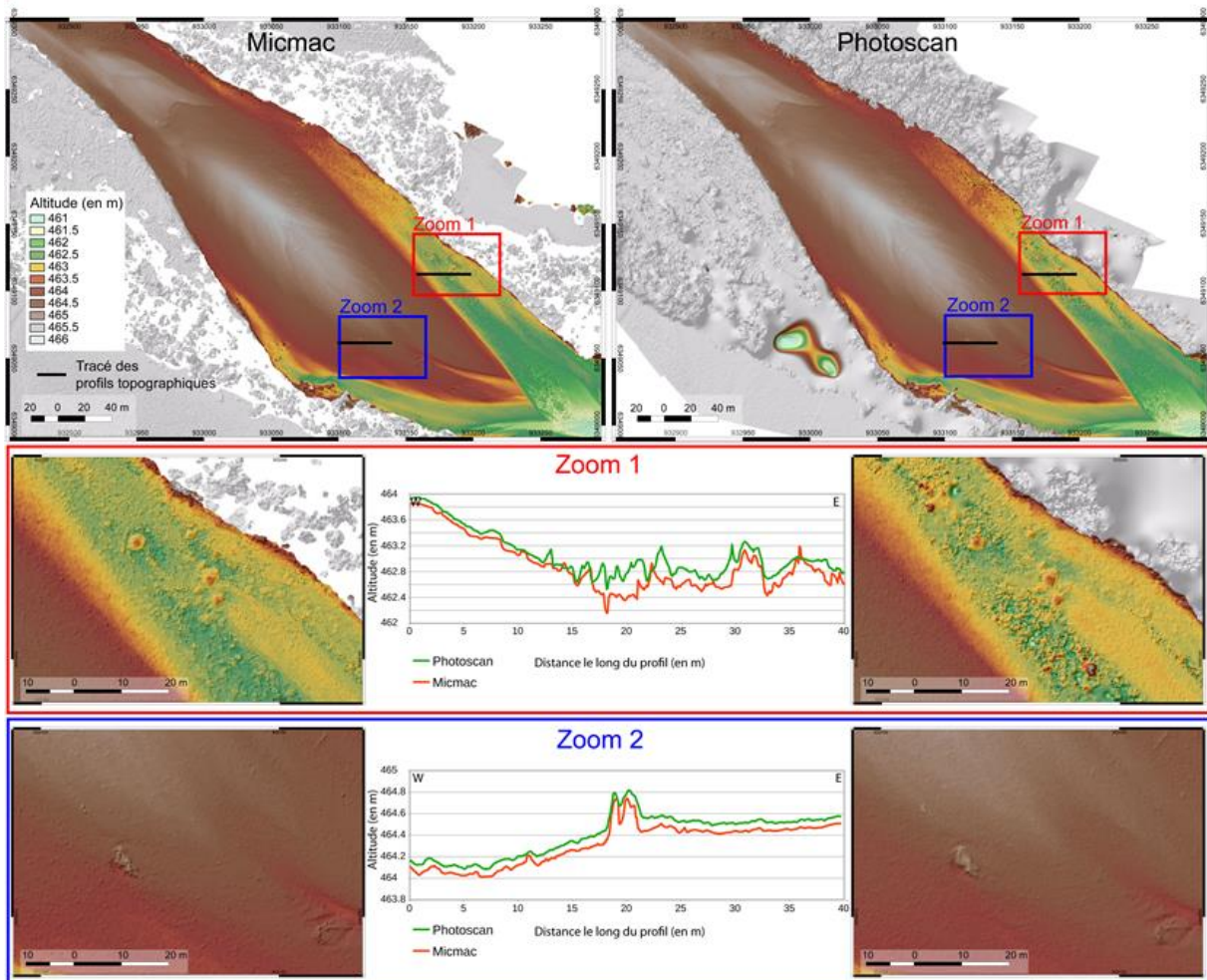


Figure 10. Comparaison entre les MNS brut produits par Micmac et Photoscan sur les données de juillet 2016. Micmac produit un modèle plus complet et moins bruité que photoscan dans les zones immergées (Zoom 1). Les deux modèles ne sont pas parfaitement superposés comme on le voit sur les profils.

En comparant les résultats bruts fournis par Photoscan et Micmac avec le même jeu de données, on obtient en général des incertitudes similaires hors de l'eau, environ 6 à 7 cm. Néanmoins en regardant le modèle dans le détail (Figure 10) on s'aperçoit que le modèle produit avec Micmac est de meilleure qualité. Le résultat de Micmac est davantage fin et détaillé, il ne présente pas le même aspect lissé que celui de Photoscan. De plus, la couverture est plus complète sur les zones en eau avec Micmac (Figure 9) et les données y sont aussi bien moins bruitées.

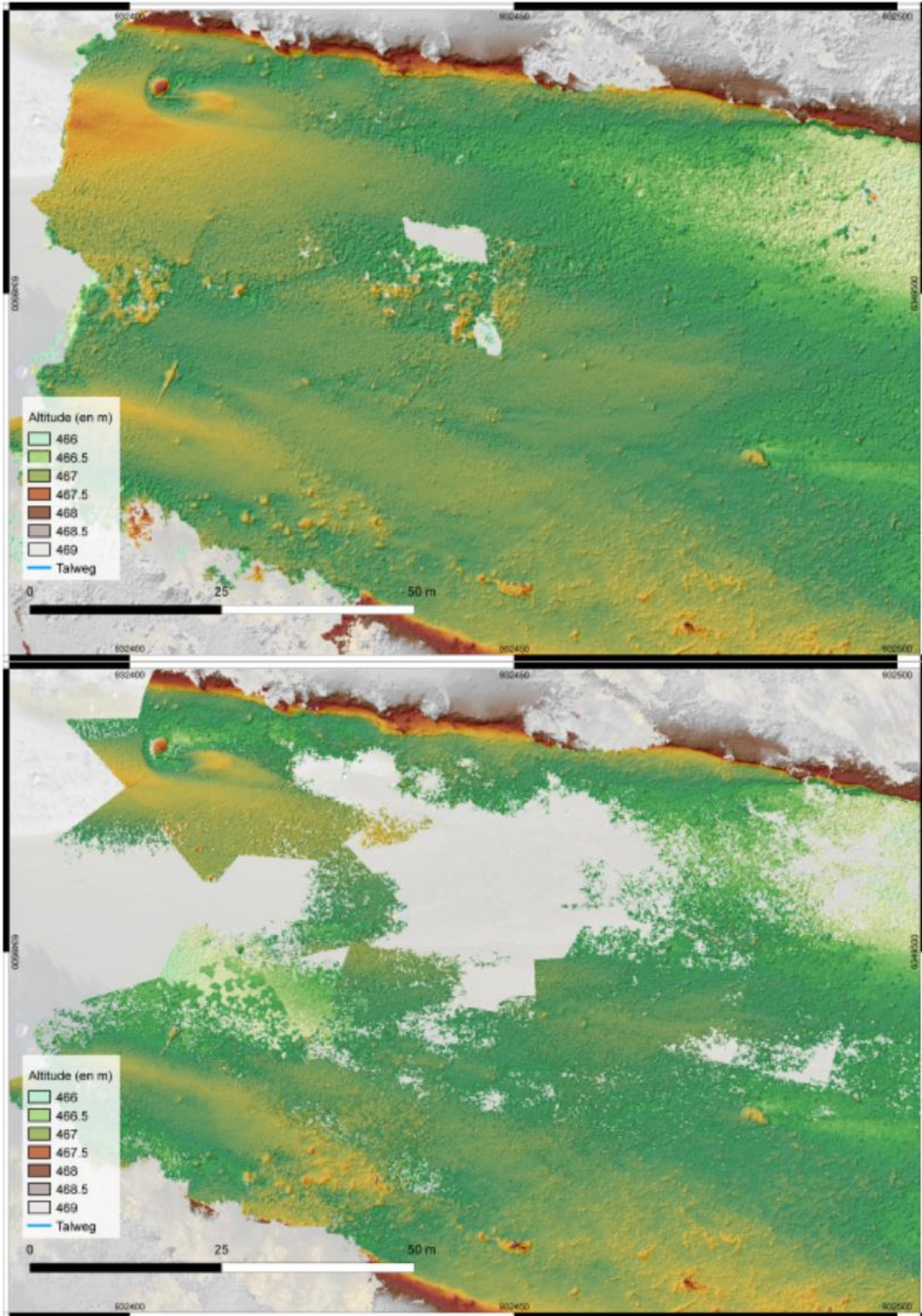


Figure 11. Exemple de MNS et d'orthophotomosaïque créés avec Micmac, au niveau du radier 3 en Avril 2017. Les parties grises au centre du modèle numérique de surface (MNS) concernent la surface non couverte par le modèle cette surface est faible dans ce cas.

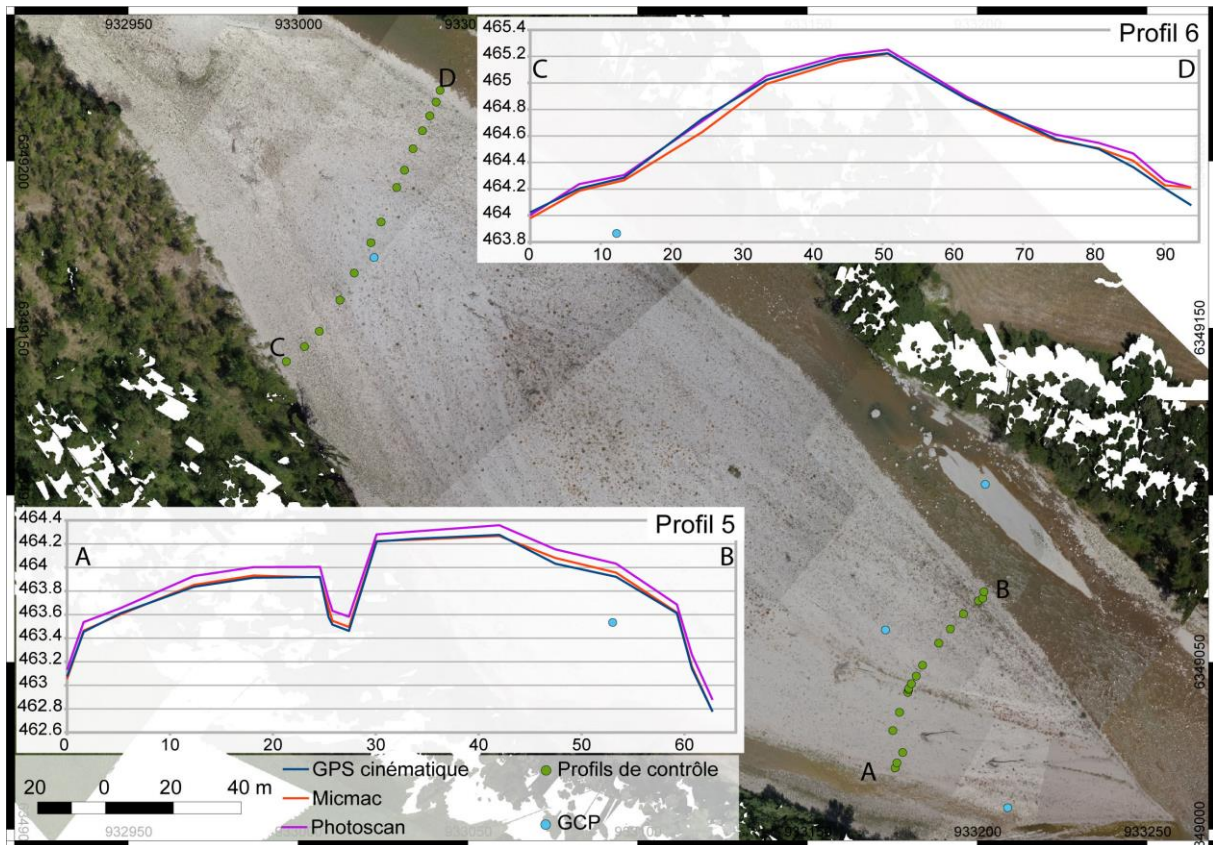


Figure 12. Profils topographiques réalisés au GPS RTK et comparés au profils correspondant extraits des MNS (Photoscan et Micmac). Au niveau du profil 5 le MNS de Photoscan est décalé verticalement de 9 cm en moyenne (Tableau 1) alors que le MNS produit par Micmac est très proche du profil de contrôle.

Sur les profils de contrôle (Figure 10 Zoom 1et 2 et Figure 12 profil 5 et 6) on observe un décalage vertical résumé dans le Tableau 1. L'écart n'est pas homogène sur la surface du modèle, en effet le décalage au niveau du profil 5 est net (quelques cm) tandis qu'il est inexistant au niveau du profil 6. Il ne semble pas non plus lié à la répartition des GCP étant donné que le profil 5 est situé entre trois GCP représentés par des points bleus (Figure 12). Ce type de décalage vertical est fréquent avec Photoscan alors qu'il est rare avec Micmac.

Photoscan a néanmoins pour avantage de produire des orthophotomosaiques de meilleure qualité, principalement pour l'égalisation des couleurs.

	Profil 5		Profil 6	
	Moyenne (en m)	Ecart type (en m)	Moyenne (en m)	Ecart type (en m)
Micmac	0.02	0.02	0.04	0.04
Photoscan	0.09	0.03	0.04	0.04

Tableau 2. Statistiques associées aux écarts, en valeur absolues, entre les MNS (Photoscan et Micmac) et deux profils de contrôle (GTP).

Pour finir, malgré des temps de traitement plus long, la meilleure qualité et complétude des modèles produits ainsi que la maîtrise des paramètres de calcul nous a poussé à privilégier le traitement via Micmac la plupart du temps.

Correction de la bathymétrie :

La présence d'eau est une limitation importante de la photogrammétrie (Woodget et al., 2013 ; Dietrich, 2017). Les mouvements de la surface, la réfraction (Figure 13), la présence de reflets et la turbidité entraînent un important bruit voire une absence de données. La réfraction induit aussi une sous-estimation systématique de la profondeur.

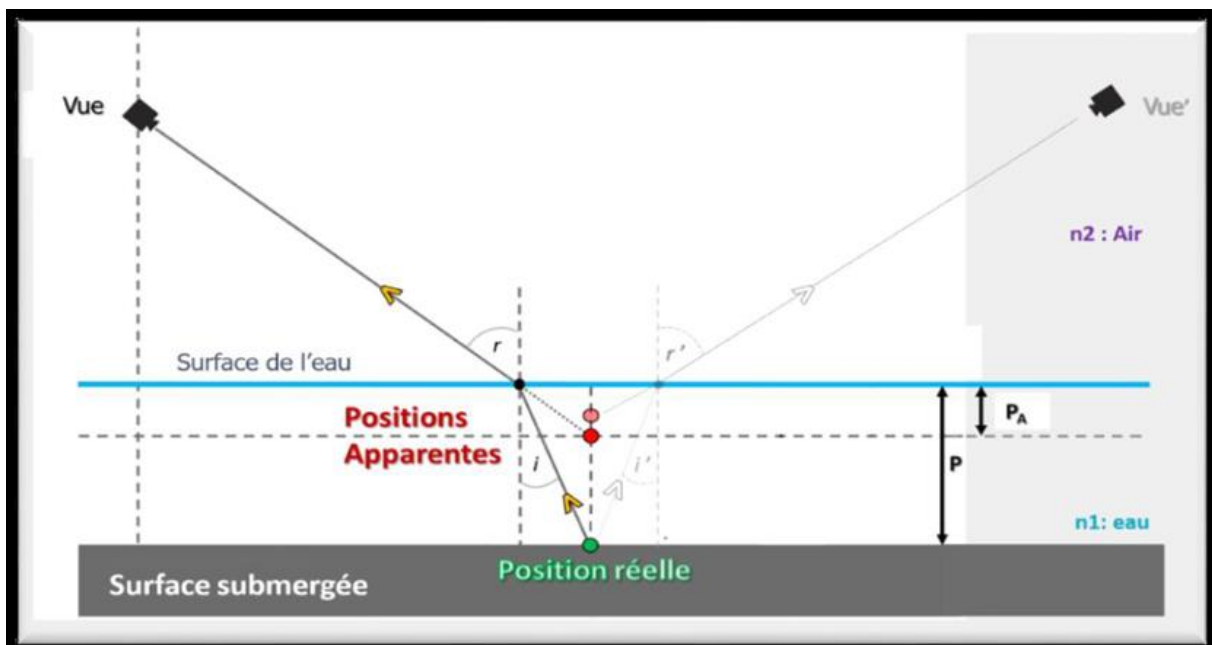


Figure 13. Effets de la réfraction sur le calcul de la position de la surface submergée d'après Westaway et al., 2001. (Coutaz et al., 2017)

Afin de corriger cet effet de la réfraction il faut d'abord calculer une altitude de la surface d'eau qui permettra d'obtenir une profondeur provisoire. Une méthode classiquement utilisée et d'interpoler une surface d'eau à partir des points situés le long de la ligne d'eau. Ces points peuvent être soit mesurés sur le terrain avec un GPS RTK soit extraits depuis le MNS. Dans le premier cas la densité de points est assez faible et on manque souvent de complétude car les

deux berges ne sont pas toujours accessibles et la végétation perturbe la qualité des données GPS. Dans le second cas, où l'on extrait les valeurs du MNS, on peut avoir une forte densité de points mais la présence de végétation le long des berges fausse la mesure. Cela entraîne nécessairement de nombreuses manipulations des données pour les nettoyer et malgré ce travail il reste souvent des lignes d'eau dépourvues de valeurs d'altitude sur plusieurs dizaines de mètres. L'ensemble des points de ligne d'eau peut ensuite être interpolé, ici avec un réseau triangulé irrégulier (TIN) utilisé classiquement (Woodget et al., 2013). Le résultat est satisfaisant (Figure 14) mais la surface présente deux défauts majeurs : sa construction demande beaucoup de temps et il est impossible de rendre compte des variations rapides d'altitude de la surface d'eau loin des berges qui sont dues à la rugosité du fond.

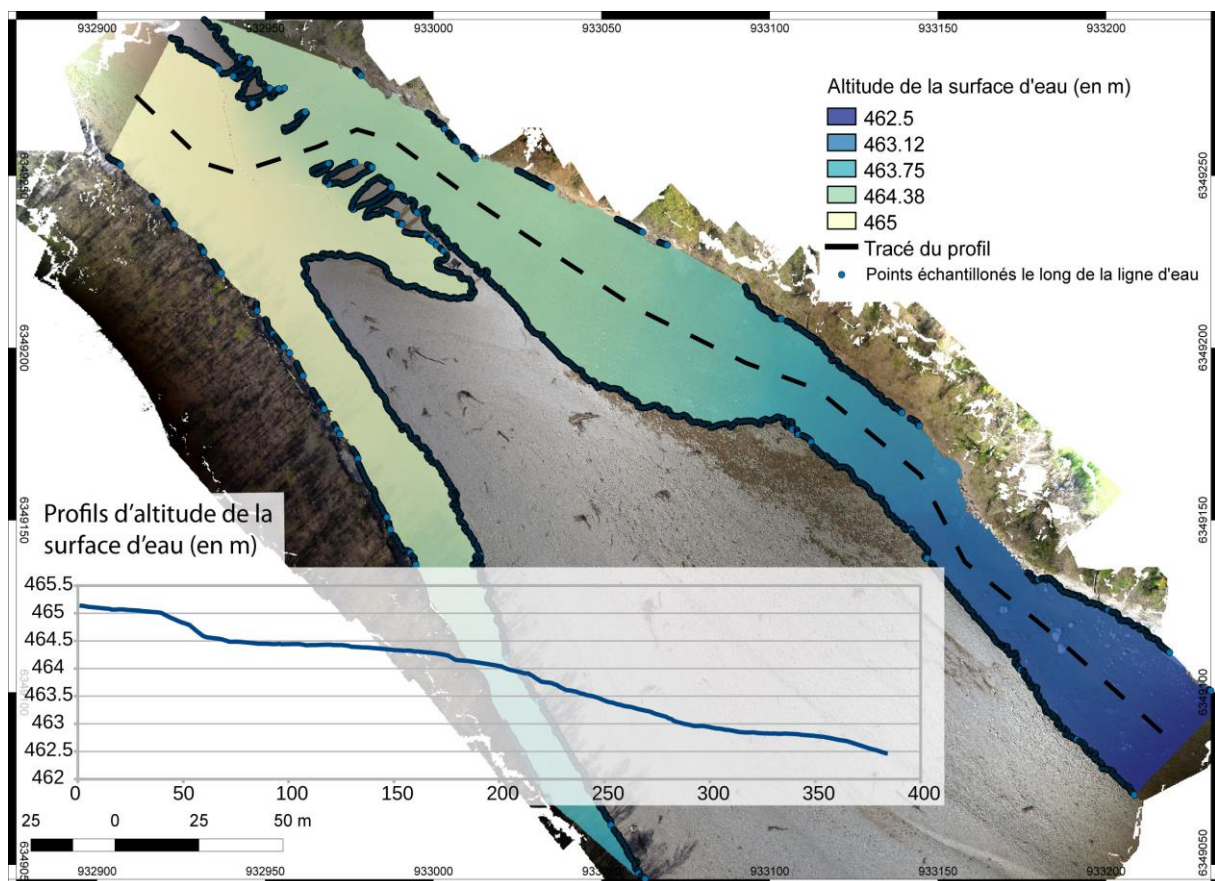


Figure 11 :

Figure 14. Exemple de surface d'eau interpolée par la méthode TIN à partir de points extrait du MNS. La présence de végétation entraîne un important manque de données dans les lignes d'eau. La zone a nécessité la construction de trois surfaces distinctes pour rendre compte des variations rapides de l'altitude de la surface d'eau au niveau des radiers.

Pour pallier cela on a essayé une autre méthode conseillée par Damia Vericat (Université de Leida, Pers. Com.) en modélisant la surface d'eau grâce à un logiciel dédié à cela IBER (Bladé et al., 2014). Le principe est de simuler l'écoulement de l'eau sur le MNS jusqu'à faire

correspondre au mieux la surface d'eau simulée à celle visible sur l'orthophotomosaïque. Malgré le manque de contrainte sur les paramètres physiques, en particulier la rugosité, on obtient une surface d'eau avec un comportement fidèle à celui de l'eau (Figure 15). La présence d'arbres à l'aplomb de la rivière bloque parfois l'écoulement lors de la modélisation. Le cas échéant ils ont dû être supprimés manuellement grâce à l'outil d'édition de TIN de ArcGIS. Les surfaces d'eau obtenues ne recouvrent parfois pas les zones de très faibles profondeurs (<10cm) mais l'influence de la réfraction y est limitée.

Des points mesurés au GPS RTK au niveau de la surface d'eau ont permis d'évaluer l'incertitude sur la surface d'eau à 5.2cm, avec des valeurs maximales autour de 10cm. Ces incertitudes étant inférieures à celle de la surface du MNS le résultat est très satisfaisant

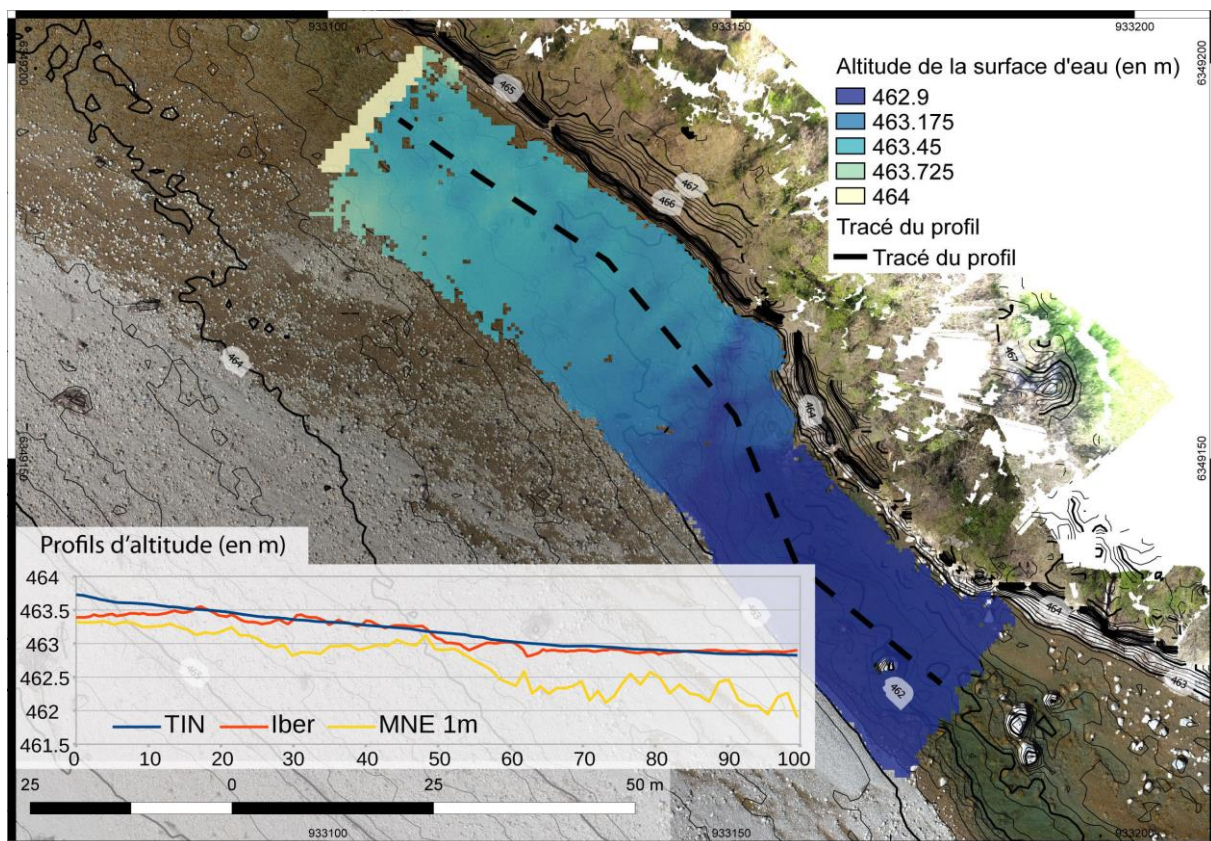


Figure 15. Comparaison entre la surface interpolée par TIN et la surface modélisée avec IBER. La surface modélisée par IBER est plus fidèle au comportement de l'eau avec des zones d'accumulation suivies de transitions à un régime d'écoulement critique provoqués par la rugosité du fond.

Grace à cette surface d'eau on peut donc calculer une profondeur d'eau provisoire, que l'on multiplie par un facteur de correction. Dans cette étude le choix a été fait d'utiliser directement le coefficient de réfraction de l'eau pure 1.34. Pour cela on doit considérer un angle d'incidence nul, c'est à dire que les photos sont toutes prises à la verticale et que la surface d'eau est plane

et horizontale, ce qui ne correspond pas à la réalité. L'amélioration de la précision du modèle est clairement visible (Figure 16). Cependant il reste encore d'importantes erreurs ($> 50\text{cm}$) dans les zones de fort remous ou situées sous des arbres. Ces fortes erreurs sont donc concentrées rive gauche là où les arbres bordent la berge et là où se concentre le fil d'eau et le champ de vitesse le plus rapide. Grâce à cela on obtient une valeur d'incertitude très proche de 10cm (Tableau 2) qui sera l'incertitude associée à l'ensemble de nos modèles lors des mesures des métriques.

Les données de décembre étant de moins bonne qualité en parti à cause d'importantes zones d'ombre et n'étant pas associées à des prélèvements biologiques elles n'ont pas été exploitées.

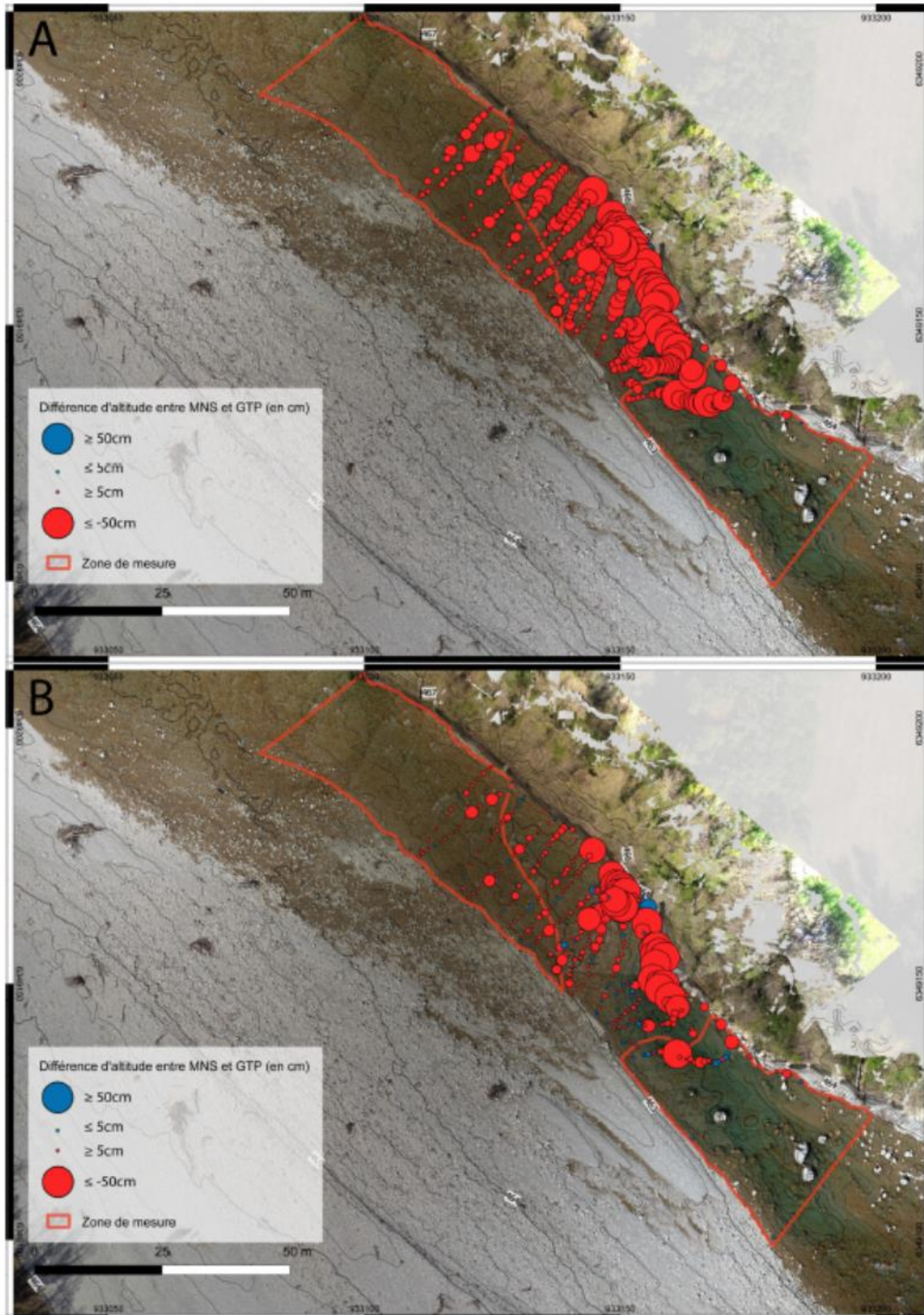


Figure 16. (A) Écart d'altitude entre le MNS brut et les GTP au niveau du radier 4 en avril 2017. (B) Écart d'altitude entre le MNS brut et les GTP au niveau du radier 4 en avril 2017. Les points bleus correspondent à des valeurs d'altitude surestimées et les rouges à des valeurs sous-estimées.

Date	Radier	Logiciel	altitude de vol (en pied)	Résolution d'origine (en m)	Méthode de correction bathymétrique
201604	Radier 1	Micmac	125	0.018	IBER
	Radier 2	Micmac	125	0.016	IBER
	Radier 3-4	Pscan	125	0.036	IBER
201607	Radier 1		1000 et 500		
	Radier 2	Micmac	1000 et 500	0.1	IBER
	Radier 3-4-5	Micmac	1000 et 500	0.09	TIN
201612	Radier 1	Pscan	1000 et 500	0.2	
	Radier 2	Pscan	1000 et 500	0.2	
	Radier 3	Pscan	1000 et 500	0.2	
	Radier 4-5	Pscan	1000 et 500	0.2	
201704	Radier 1	Micmac	125 et 183	0.022	IBER
	Radier 2	Micmac	125	0.018	IBER
	Radier 3-4	Micmac	125 et 251	0.025	TIN
	Radier 5	Micmac	125	0.018	IBER
201710	Radier 1	Pscan	1000 et 500	0.15	IBER
	Radier 2	Pscan	1000 et 500	0.15	IBER
	Radier 3-4-5	Pscan	1000 et 500	0.15	IBER

Date	Résidu moyen (en pixel)	Résidu après optimisation (x;y;z) (en m)	RMSE (sol nu)	RMSE (eau)
201604	0.51	0.022;0.022;0.11		
	0.7	0.009;0.009;0.018		
			0.05	
201607				
	0.8	0.019;0.017;0.023	0.05	0.08
	0.78	0.01;0.018;0.016	0.05	0.08
201612			0.11	
201704	0.62	0.005;0.006;0.009	0.04	0.09
	0.6	0.007;0.01;0.006	0.06	0.1
	0.73	0.013;0.009;0.01		0.13
	0.54	0.013;0.012;0.033		0.09
201710				

Tableau 3. Métadonnées sur les données acquises par photogrammétrie et leur traitement.

Méthode pour l'obtention des paramètres morphologiques et hydrauliques : données lidar, débits journaliers, gradient hydraulique, et métriques

Parallèlement aux données photogrammétriques et de topographie GPS ce travail s'appuie aussi sur d'autres types de données :

- 1/ Des mesures Lidar de 2015 fournies par EDF à 1m de résolution.
- 2/ Des débits journaliers (Figure 17) au niveau du piège à gravier

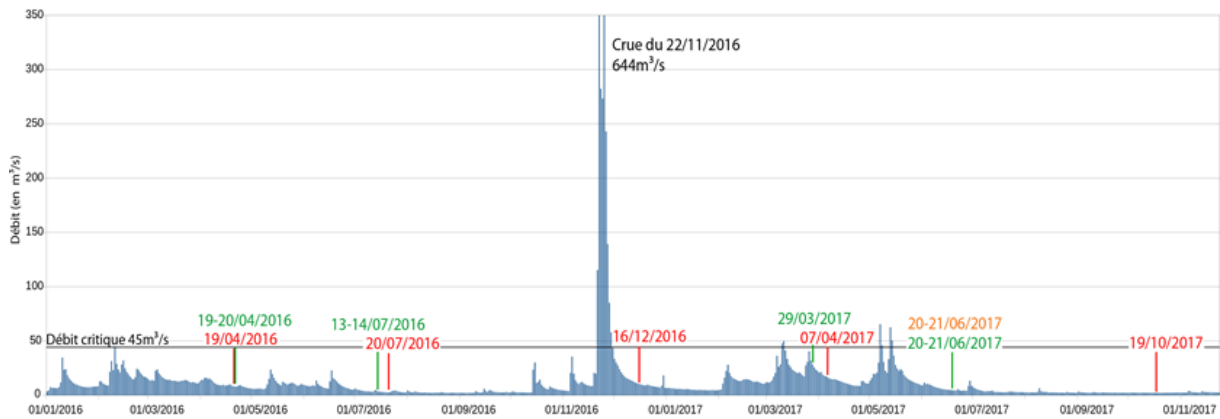


Figure 17. Données de débit à Sisteron calculées à partir de la formule EDF. En rouge sont indiqués les campagnes de mesure photogrammétriques et topographiques (GPS RTK), en vert les campagnes de prélèvement biologique et en orange la campagne de mesure topographiques (GPS RTK) seule. Le débit critique de 45 m³/s correspond au seuil de mise en mouvement supposé des sédiments. (Coutaz & Tal, 2018)

Mesure du gradient hydraulique vertical (GHV)

Des mesures de Gradient Hydraulique Vertical (Fouché, 2013) ont été réalisées lors de chaque prélèvement biologique pour évaluer les phénomènes d'intrusion ou d'extrusion de l'eau entre les galets (nappe accompagnatrice). Le gradient hydraulique est calculé par la différence entre le niveau de la rivière et le niveau de la surface piézométrique mesurée dans le tube de prélèvement divisé par la profondeur de prélèvement de la faune hyporhéique (20 ou 50 cm). Les valeurs de ce gradient ont été mesurées sur chacun des trois points de prélèvements aux profondeurs de 20 et 50cm. La valeur retenue est la moyenne du gradient hydraulique à 20 cm et la moyenne du gradient à 50 cm. Les mouvements de la surface d'eau de la rivière rendent la mesure difficile mais celle-ci reste un bon indicateur de la circulation de l'eau entre les galets.

Méthode de mesure des métriques

Il a fallu pour cette étude définir des métriques qui puissent être associées aux données chimiques et biologiques en vue notamment de réaliser une analyse factorielle associant l'ensemble des données. Chaque métrique est une mesure qui a pour objectif de représenter un paramètre caractéristique de la morphologie du radier.

Étapes préparatoires

Avant de pouvoir prendre les mesures il a fallu procéder à plusieurs étapes préparatoires, principalement de mise en forme des données sous SIG. Il a fallu calculer des cartes de pente, des ombrages pour l'affichage des MNS ainsi que du lissage dans le cas de modèles trop bruités

(lissage gaussien réalisé avec Orpheo Tool Box). Les MNS ont aussi été sous-échantillonnés à 1m de résolution (par méthode bilinéaire) pour permettre d'extraire des courbes de niveau moins lisibles. Ensuite, le talweg a été tracé sur chaque modèle. Plusieurs méthodes d'extraction automatique ont été testées mais les techniques habituelles basées sur des calculs de flux cumulé ne sont pas adaptées à notre échelle de travail et aux rivières en tresses où l'on retrouve des fosses et parfois plusieurs chenaux. Cette opération a donc été effectuée à la main à l'aide des courbes de niveau séparées de 20cm et des MNS ombrés.

Définition des zones de mesure

La mesure des métriques a nécessité la définition de surfaces supposées représentatives de la morphologie du chenal en amont et en aval de chaque radier. Les zones de mesure sont limitées à la partie immergée car on ne dispose pas toujours de l'ensemble de la bande active dans nos modèles et les variations morphologiques en bordure des chenaux sont trop importantes pour pouvoir définir une surface intermédiaire de façon systématique et rapide. D'autre part, on dispose seulement d'un emplacement approximatif des prélèvements biologiques à chaque date à l'exception de la campagne de juin 2017. A cette date leur emplacement a été mesuré au GPS RTK ce qui a permis d'évaluer l'incertitude des positionnements à une quarantaine de mètres environ, la taille des zones de mesure a été définie en conséquence. Ce point ne constitue pas une erreur méthodologique car les prélèvements biologiques sont cessés être représentatif d'une zone.

Les zones de mesures sont donc définies comme la surface s'étendant sur 40m en amont de la première rupture de pente des radiers et 40m en aval de la seconde rupture de pente (Figure 18).

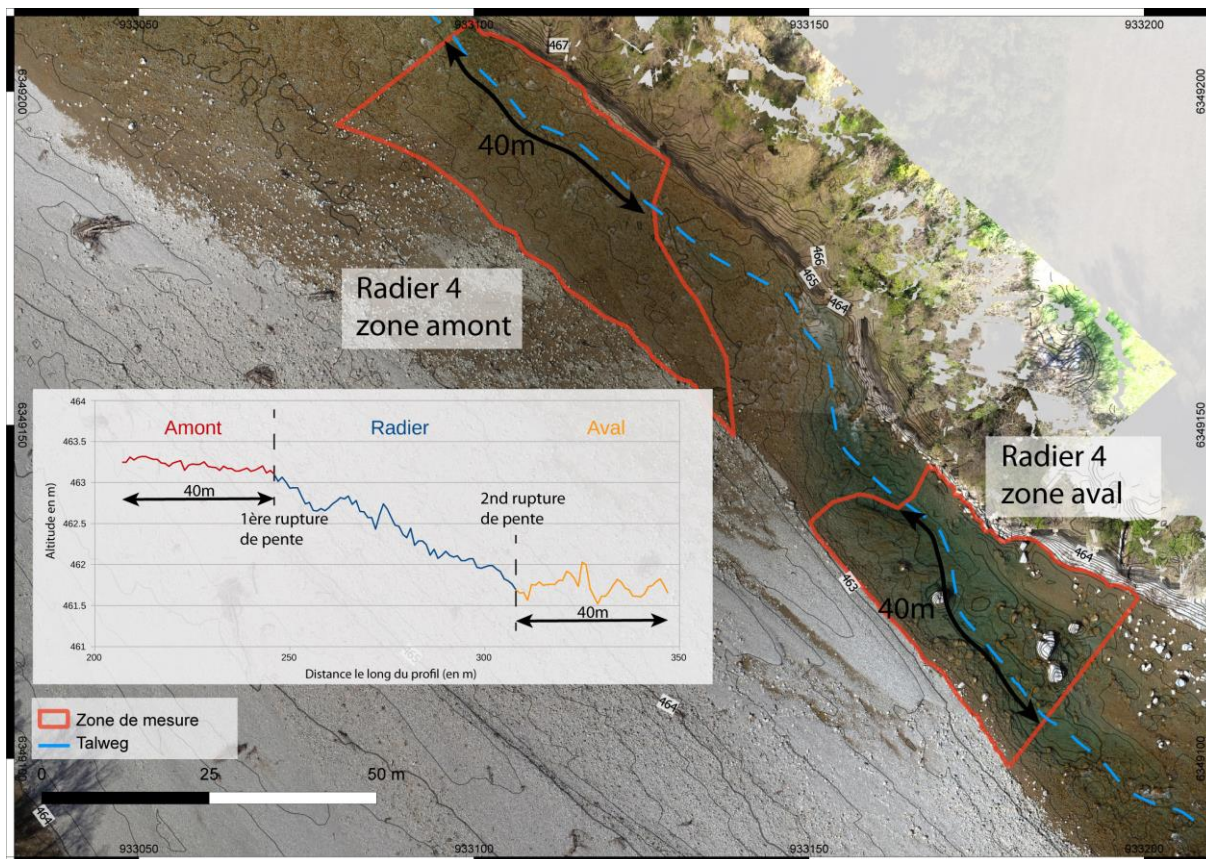


Figure 18. Exemple de position des zones de mesure au niveau radier 4 en avril 2017. Fond orthophotomosaïque et courbes de niveau espacées de 20 cm.

Les 40m sont mesurés le long du talweg à partir de son intersection avec les ruptures de pente. Ces surfaces ont ensuite été adaptées au cas par cas en fonction des particularités de la zone, comme la présence des berges, de végétation ou d'un autre chenal.

Définition des métriques

La pente :

La valeur de pente est obtenue par régression linéaire le long du talweg dans les surfaces des zones de mesure. Toutes les mesures de pente ont été prises sur les MNS et échantillonnées à 1m pour ne pas prendre en compte la rugosité causée par les galets et le bruit et rendre les figures plus lisibles. Aux pentes ascendantes (contre pente par rapport à l'écoulement), sont associées des valeurs positives et inversement. On distingue quatre valeurs de pente : la pente totale, la pente amont, la pente aval et la pente du radier (Figure 19).

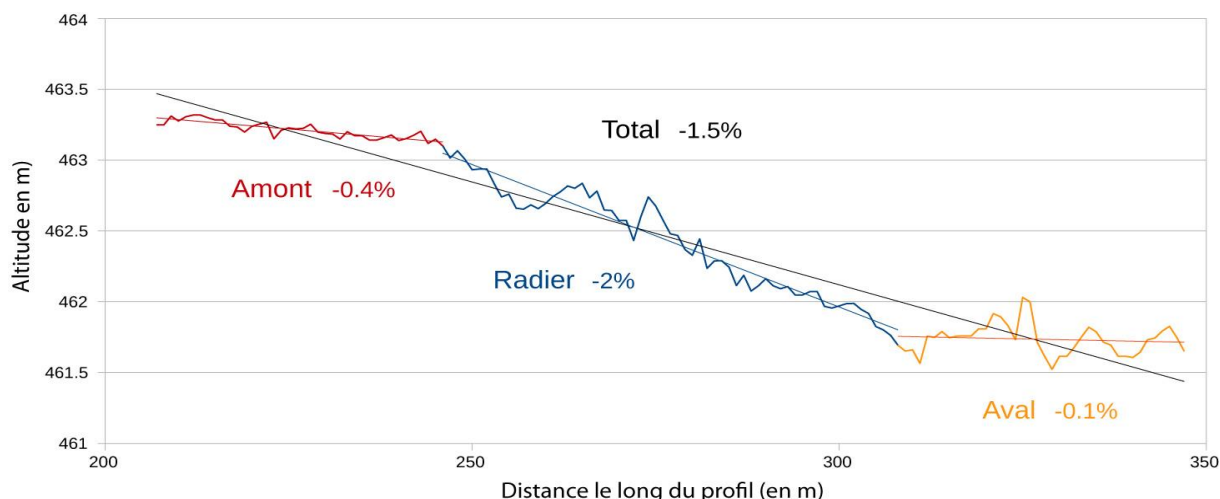


Figure 19. Profil en long du radier 4 en avril 2017, extrait du MNS sous-échantillonné à 1m. Les droites correspondent à la régression linéaire de chaque segment du radier, à côté sont indiquées les valeurs de pente associées. Dans ce cas les pentes sont toutes négatives. Aucune contre pente n'est observable à cette date et sur ce radier 4.

Bilan sédimentaire :

Le bilan sédimentaire entre deux dates de mesure est calculé avec le plugin Geomorphological Change Detection disponible dans ArcGIS (Figure 20). D'abord, les MNS ont tous été rééchantillonnés à 10cm de résolution (par méthode bilinéaire). Ceci, pour éviter des déformations qui peuvent survenir lorsque le rééchantillonnage est réalisé par GCD. Le plugin s'assure ensuite de l'orthogonalité des rasters pour éviter d'éventuelles erreurs de calcul (Wheaton et al., 2010). Un seuil de détection des changements de 10 cm, correspondant à l'incertitude moyenne des MNS a été choisi. Les variations d'altitude inférieures à ce seuil ne sont pas prises en compte lors de la mesure. Deux mesures différentes ont été choisies : le pourcentage de la surface de mesure qui a subi un changement et la variation d'altitude moyenne nette sur cette surface. Chacune de ces mesures a été faite sur l'ensemble de la surface commune des MNS entre deux dates, sur l'union des zones de mesure amont des deux dates ainsi que sur l'union des zones de mesure aval. Les mesures restent dépendantes de la couverture commune entre les MNS, ce qui peut entraîner un biais.

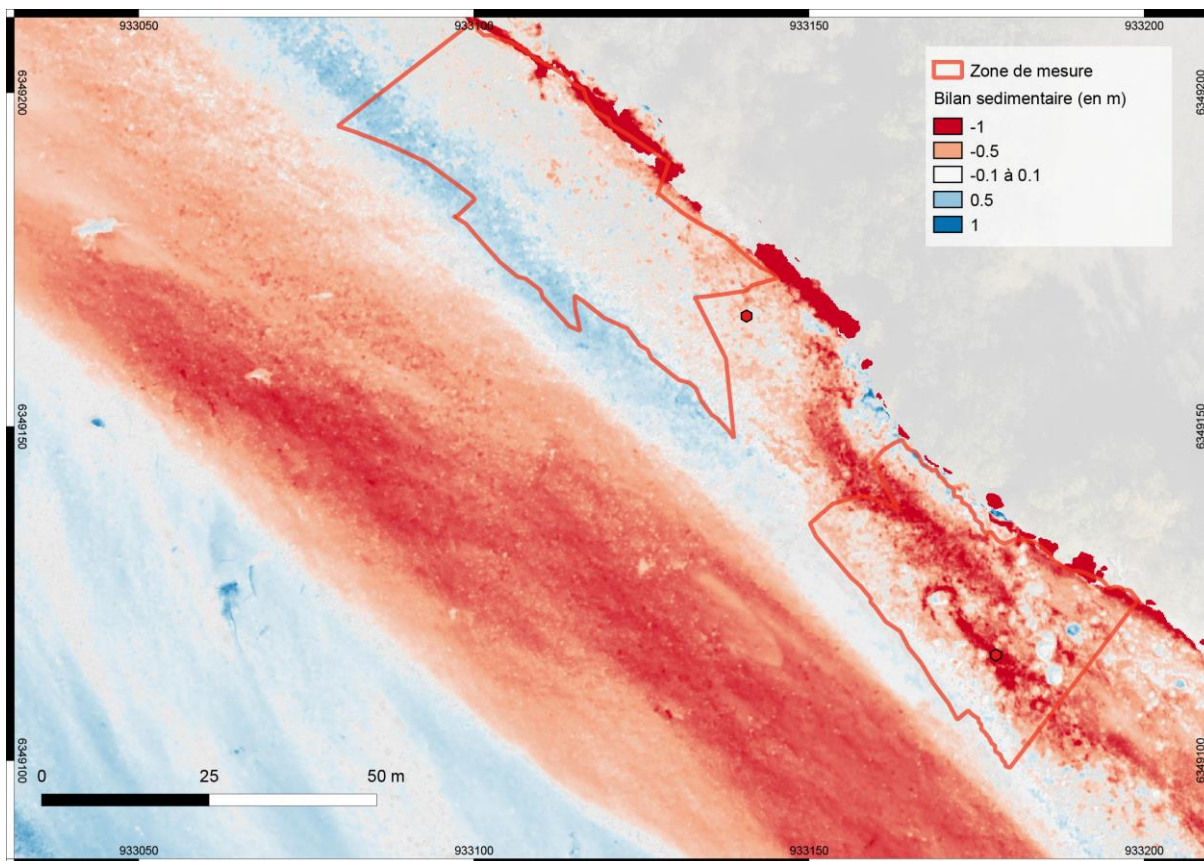


Figure 20. Bilan sédimentaire du Radier 4 entre les MNS de juillet 2016 et avril 2017. Les valeurs négatives (rouge) signalent une érosion tandis que les valeurs positives (bleu) signalent un dépôt. Le comparatif inter dates et entre l'amont et l'aval des radiers est volontairement limité à la zone en eau. Ce comparatif couvre la zone encadrée en rouge seulement.

L'épaisseur de sédiment :

Cette métrique est la valeur moyenne, sur chaque zone de mesure, de l'écart d'altitude entre un MNS et la profondeur supposée du substrat rocheux. La profondeur du substrat a été interpolée avec une surface de tendance à partir des points de mesures faits au GPS cinématique des affleurements du substratum observés au cours des dernières années sur le terrain et de quelques points observés sur les orthophotomosaïques et dont l'altitude a été extraite des MNS correspondants (Figure 18). L'interpolation a été réalisée indépendamment au niveau de chaque radier avec les points les plus proches. Ensuite cette surface de tendance est soustraite au MNS pour obtenir une carte de l'épaisseur sédimentaire (Figure 22) La précision de cette surface est limitée et dépend directement de la densité de ces points de mesures. Lors de l'interpolation on obtient une valeur de RMS qui donne une bonne idée de l'incertitude à proximité des points de mesure (Tableau 4). Une forte valeur de RMS est associée au radiers 4 et 5 (zone aval) cela est dû à l'importante irrégularité du substrat qui ne peut pas être prise en compte lors de l'interpolation. Le radier 5, présente un important changement au niveau de la nature du substrat,

les marnes noires se retrouvent entrecoupés de bancs calcaires massifs qui entraînent cette forte irrégularité du substrat. Au niveau du radier 3 le manque de points de mesure limite particulièrement la précision, mais cela indique aussi que l'épaisseur de la couche sédimentaire y est probablement plus importante. Dans le cas de valeurs négatives celles-ci sont ramenées à 0 pour réaliser la mesure.

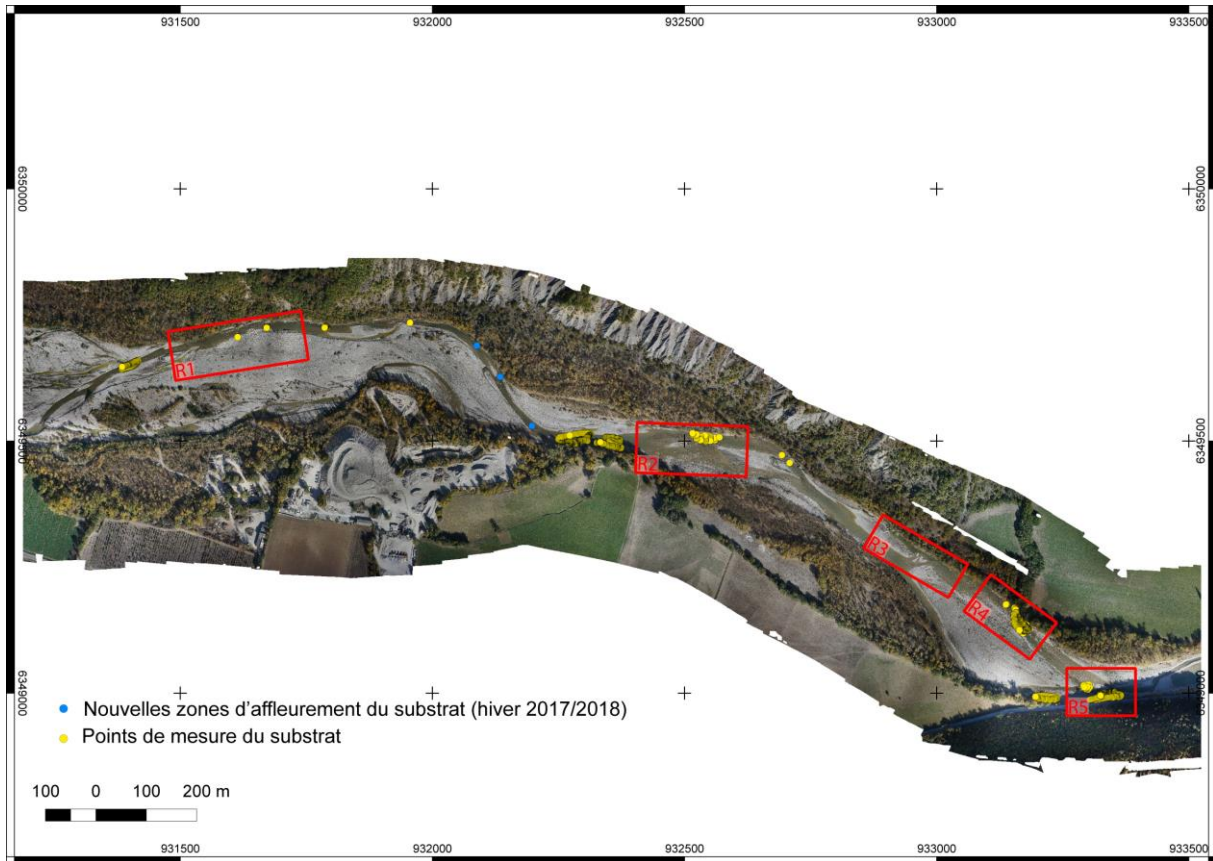


Figure 21. Position de l'ensemble des points d'affleurement du substrat. Leur répartition est très hétérogène le long des 2 km et on note l'absence d'affleurements proche du radier 3 ce qui empêche de bien contraindre l'épaisseur sédimentaire sur ce radier. D'autres zones d'affleurement (en bleu) ont été exhumées entre les radiers 1 et 2 au cours de l'hiver 2017/2018 mais leur position n'a pas été mesurée.

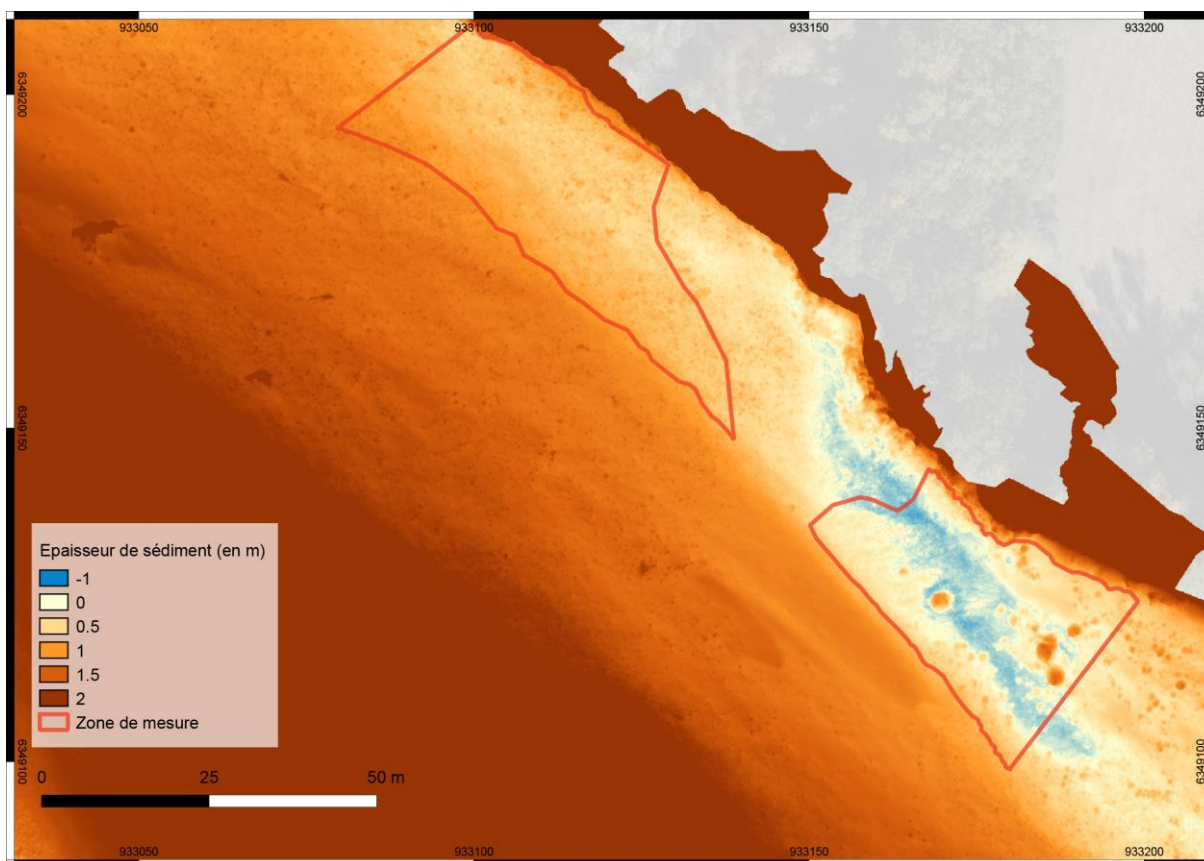


Figure 22. Épaisseur sédimentaire au niveau du Radier 4 en avril 2017. Les surfaces ayant une valeur négative (en bleu) correspondent aux zones d'affleurement du substrat.

	Radier 1	Radier 2	Radier 3	Radier 4	Radier 5 amont	Radier 5 aval
RMS (en m)	0.12	0.27	0.23	0.53	0.14	0.56

Tableau 4. Incertitude associée aux interpolations du substrat.

L'écart d'altitude entre amont et aval :

Cet écart est obtenu à partir de la différence entre l'altitude moyenne des zones de mesure amont et la latitude moyenne des zones avales des radiers pour une même une même date.

Largeur de la bande active :

Il s'agit de la largeur moyenne de la bande active au niveau de l'ensemble du radier. La bande active a été cartographiée à partir des différentes orthophotomosaïques et des levés Lidar à 1m de résolution fait par EDF. On a considéré les limites de la bande active comme étant les berges et les zones végétalisées.

Ensuite à partir de profils de la bande active séparés d'un pas de 5 m on mesure une largeur moyenne pour chacun des radiers (Figure 23).

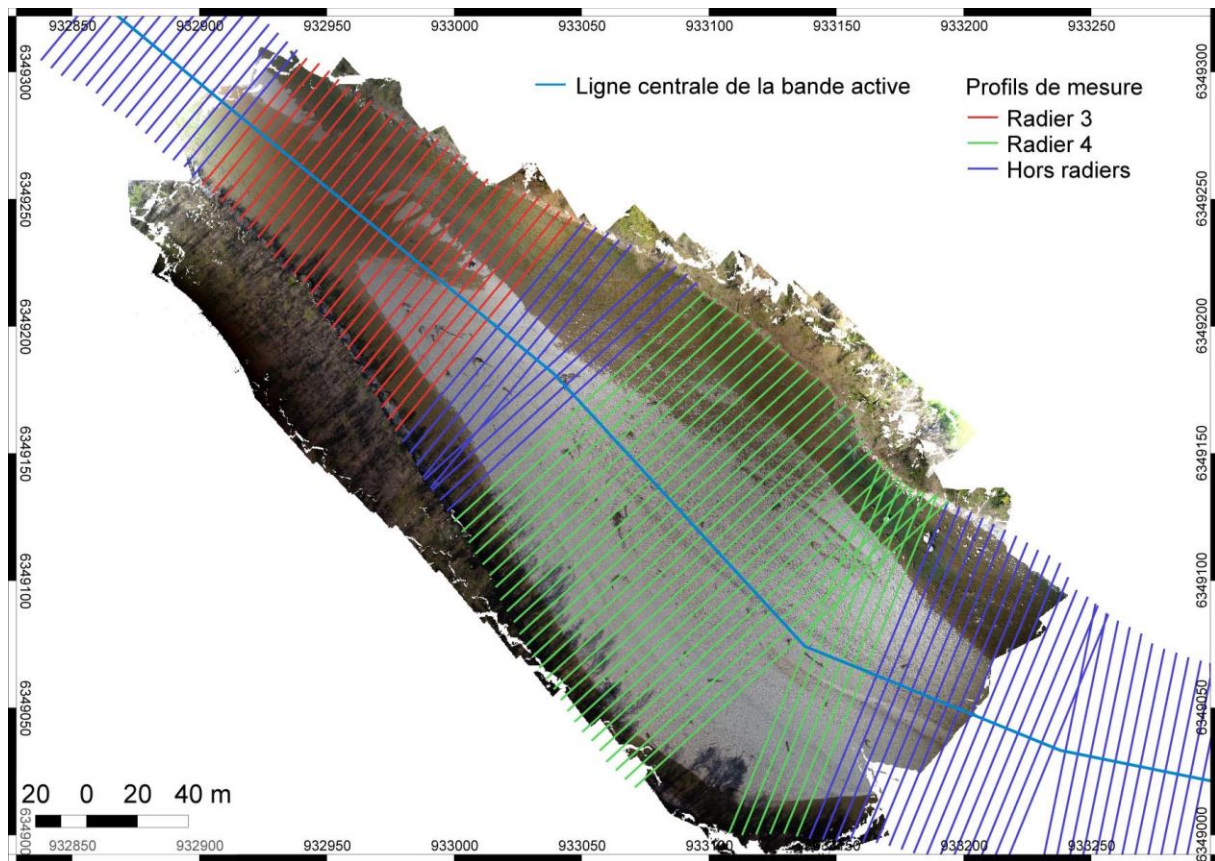


Figure 23. Profils de mesure de la largeur de la bande active pour les radiers 3 et 4. Les profils sont tracés perpendiculairement à la ligne centrale du polygone de la bande active (en bleu clair) et limités à sa surface.

Méthodologie - Compartiments biologiques

Sur chacune des 4 stations (R1, R2, R3, R4), le même protocole expérimental a été mis en place au cours des 4 campagnes (19 et 20 avril 2016, 13 et 14 juillet 2016, 28 et 29 mars 2017, 20 et 21 juin 2017).

Chaque station a été découpée en deux zones, amont (A) et aval radier (B). Sur chaque zone, des mesures, analyses et prélèvements ont été effectués selon le modèle décrit dans la figure 24.

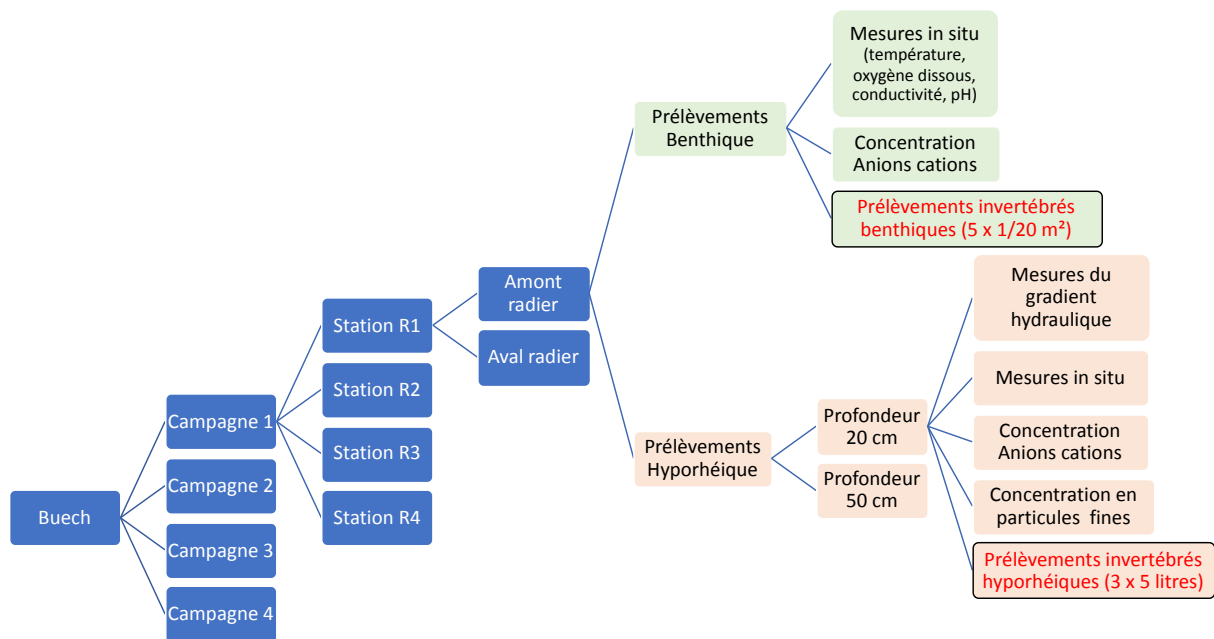


Figure 24. Stratégie d'échantillonnage et de mesures (protocole IMBE) mise en place sur le Buëch.

Mesures in situ

Lors de chaque campagne, les valeurs de température de l'eau (°C), de conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH et oxygène dissous (% de saturation) sont mesurées à l'aide d'une sonde multiparamètres de terrain WTW. En surface, les mesures étaient réalisées par immersion directe de la sonde de mesure dans la colonne d'eau. Dans la zone hyporhéique, il est nécessaire de pomper de l'eau interstitielle (*i.e.* l'eau circulant dans la zone hyporhéique) à l'aide d'une pompe péristaltique (W.A. Bachofen type LPA3) pour pouvoir réaliser ces mesures.

Analyses physico-chimiques

Les ions majeurs (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) et la silice dissoute (SiO_2) ont été quantifiés au laboratoire à l'aide d'un chromatographe Metrohm (930 Compact IC Flex) muni d'un passeur d'échantillons (863 compact). Chaque analyse est validée en utilisant un matériel de référence de concentration connue en ions (CRM, ION-96.4, Canada) et des blancs. L'analyse quantitative est assurée à l'aide de la réalisation d'une gamme d'étalonnage multi élémentaire.

Prélèvements des échantillons

Dans chacune des stations (R1, R2, R3, R4), les prélèvements et mesures ont été effectués en amont et en aval d'un radier. En effet, les radiers sont des lieux d'échanges privilégiés entre les eaux de surface et les eaux souterraines. En général, l'amont du radier est un lieu d'infiltration (l'eau va de la surface vers le compartiment interstitiel) et l'aval un lieu d'exfiltration (l'eau remonte du milieu interstitiel vers la surface). Il est donc probable que les peuplements d'invertébrés soient différents entre l'amont et l'aval du radier.

Des prélèvements ont donc été effectués en amont et en aval de chaque radier, en commençant toujours par l'aval (Claret et al., 2009). Ces prélèvements ont été réalisés à deux profondeurs, 20 cm et 50 cm sous le sédiment.

Prélèvements de faune benthique

Les invertébrés de surface ont été échantillonnés grâce à un filet Surber de 500 μm de vide de maille délimitant une surface de 1/20 de m^2 . Les organismes ainsi récupérés sont immédiatement transférés dans des flacons de 250 mL et fixés à l'alcool afin d'être triés et identifiés au laboratoire. A chaque station, 5 réplicats sont réalisés en amont et en aval du radier soit 10 prélèvements par station. Les prélèvements ont été effectués dans des habitats similaires, sur des substrats de type galets (4 à 6 cm de diamètre), à une profondeur comprise entre 30 et 50 cm et dans une gamme de vitesse comprise entre 40 et 60 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour limiter la variabilité liée aux caractéristiques de l'habitat.

Prélèvements de faune hyporhéique (-20 et -50 cm)

Pour les prélèvements de l'hyporhéos, un tube en acier est enfoncé dans le sédiment à la profondeur souhaitée (-20 cm puis -50 cm) à l'aide d'une masse. Ce tube d'acier est pourvu d'une crépine (5 rangées de trous de 0.5 cm de diamètre sur une longueur de 15 cm). L'eau et les sédiments contenant la faune sont pompés à l'aide d'une pompe à piston (Grillot©) ; (Bou et

Rouch, 1967). (Figure 25) Pour amorcer la pompe, 5 à 10 L d'eau sont filtrés au préalable avec un filet de 200 μm afin d'éviter une contamination des prélèvements par les organismes de surface.



Figure 25. Matériel de prélèvement de faune hyporhéique (méthode Bou et Rouch , 1967).

Lorsque le montage est opérationnel, 5L d'eau et de sédiments sont prélevés. Pour séparer les organismes des sédiments (i.e., élutriation) 5 à 10 lavages sont réalisés. Un lavage consiste à transvaser un seau à travers un tamis de 200 μm en prenant garde à ne pas faire passer le sédiment grossier dans le tamis. Les organismes peuvent ainsi être récupérés dans le filet. Ils sont placés dans un flacon de 250mL et sont fixés à l'alcool (Claret *et al.*, 2007). Les particules fines (<200 m) restées au fond du seau sont remises en suspension et un prélèvement de 250mL est effectué. Il sera utilisé pour estimer la quantité de sédiments fins au laboratoire (TFP). Le volume de sédiment grossier restant dans le premier seau est estimé à l'aide d'un verre doseur et noté. Un échantillon d'eau interstitielle est récolté à l'aide d'une pompe péristaltique (Willy A. Bachofen©). Cet échantillon permet d'effectuer les mesures in situ de température, de pH, de conductivité, d'oxygène dissous et les analyses physico-chimiques.

Enfin une sonde piézométrique est utilisée pour mesurer la différence de hauteur entre les eaux de surface et les eaux de la zone hyporhéique, permettant d'estimer le sens des échanges entre ces deux compartiments (infiltration ou exfiltration).

Gradient hydraulique : détermination du sens des échanges entre eau de surface et eau interstitielle

La détermination du sens des échanges entre les eaux de surfaces et les eaux souterraines se fait grâce au calcul suivant :

$$E = \frac{SW - IW}{P}$$

Où E représente le sens des échanges, SW le niveau d'eau en surface, IW le niveau d'eau à l'intérieur de la sonde et P la profondeur de la sonde.

Lorsque E est positif, cela signifie que nous sommes dans une situation d'exfiltration (« upwelling »), c'est-à-dire que l'eau va du compartiment interstitiel vers le compartiment de surface. Lorsque E est négatif, nous sommes dans une situation d'infiltration (« downwelling »), l'eau va de la surface vers le compartiment interstitiel. Si E = 0, il n'y a pas d'échanges entre les deux compartiments.

Caractérisation des sédiments

Prélèvements de surface

Sur les échantillons d'eau de surface prélevés, la quantité de matière en suspension a été mesurée (MES) ainsi que le % d'N, le % de COP.

Détermination de la quantité de particules fines

La détermination de la quantité de particules fines (TFP) a été faite pour les échantillons d'eau prélevés à -20 cm et -50 cm. Pour cela, l'échantillon d'eau est homogénéisé, 10 mL sont prélevés puis filtrés à l'aide d'une pompe à vide. Le filtre est ensuite séché à l'étuve à 60°C durant au moins 72 heures. Les filtres sont ensuite pesés, afin d'obtenir la masse totale de particules fines (TFP). Les filtres sont ensuite placés dans un four à 550°C durant 4h, cela permet de calciner la matière organique particulaire (POM) (Marmonier *et al.*, 2010). Les filtres sont de nouveau pesés, afin de déterminer la masse de matière minérale (MM). Pour évaluer la quantité de matière organique particulaire présente dans l'échantillon, il suffit de soustraire la masse de matière minérale obtenue à la masse totale de particules fines.

Résultats

Résultats – géomorphologie

L'importance des variations morphologiques est directement liée au débit du cours d'eau. C'est pourquoi la morphologie, la position des radiers et donc les métriques évoluent principalement lors de la crue de novembre 2016 (Cf. Figure 17 hydrogramme). Sur la totalité des zones étudiées, en moyenne 74% de la surface a subi des variations mesurables lors de la crue, c'est à dire supérieures à $10 \text{ cm} \pm 10$. La valeur absolue moyenne de ces variations est de 0.28m. Sur les intervalles de temps non affectés par la crue (04/2016-07/2016 et 04/2017-10/2017), les surfaces impactées et les valeurs des variations sont plus réduites, en moyenne respectivement 35% et 0.12m. On peut donc supposer que la crue de novembre 2016 est l'élément principal pouvant entraîner des variations de l'habitat des populations invertébrées. Cependant ces variations ne sont pas homogènes sur tous les radiers et l'année 2017 a connu des variations morphologiques significatives bien que non affectée par un événement hydrologique majeur.

Pente :

La crue de novembre 2016 semble jouer un rôle important dans les modifications de pente à l'échelle de l'ensemble du radier et de sa zone la plus pentue mais ce n'est pas le seul facteur morphogène (Figure 26). En effet, pour les parties amont et aval des radiers des modifications significatives ont lieu entre avril et octobre 2017. Les modifications sont très variables au cours du temps selon les radiers : stabilité, diminution de pente ou augmentation. Les augmentations et les diminutions les plus importantes ont lieu à la suite de la crue. On notera que le radier 3 tend à la stabilité ou dans la plupart des cas à la diminution de la pente et à la mise en place d'une contrepente surtout dans la partie amont du radier. Cette contrepente joue un rôle probable dans le gradient hydraulique et la circulation des eaux dans la zone hyporhéique. En général, au niveau d'un radier une infiltration a lieu en amont et une exfiltration en aval, ce qui permet un échange de nutriment et d'oxygène dans l'eau. Une valeur de pente négative favorise une exfiltration tandis qu'une valeur de pente positive favorise une infiltration.

Pentes

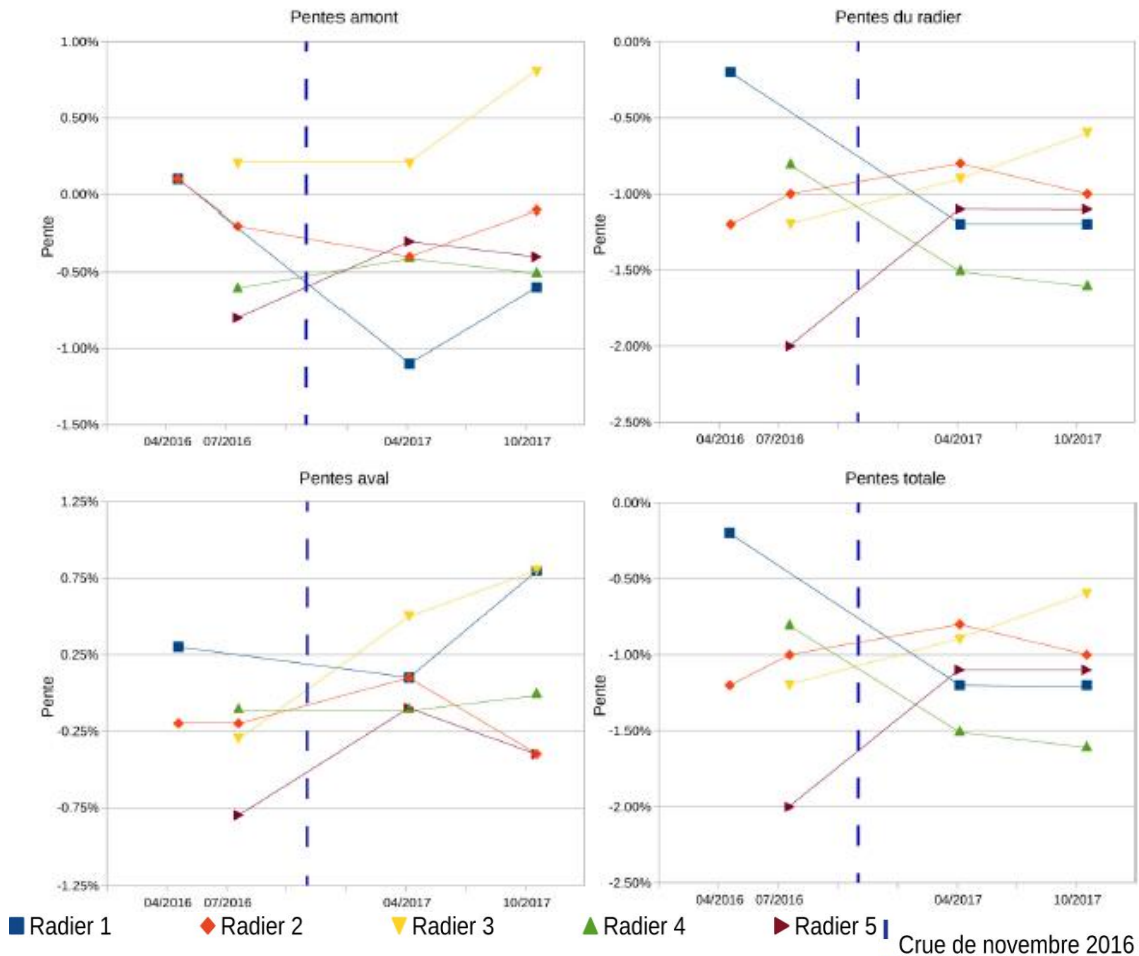


Figure 26. : Evolution au cours du temps et lors de campagnes de mesure des pentes mesurées sur différentes portions du radier. Si la pente totale et la pente de la partie la plus pentue du radier évoluent de concert, les parties amont et aval du radier ont un comportement beaucoup plus contrasté.

La différence d'altitude est un paramètre qui conforte l'étude de la pente et donne une valeur brute d'évolution de celle-ci au cours du temps. Ce paramètre est donc partiellement redondant avec l'étude des pentes. On voit clairement que l'augmentation de l'écart d'altitude pour le radier 1 correspond bien à une très forte augmentation de la pente notamment amont. Cette pente négative, dans le sens de l'écoulement des eaux, a très probablement un rôle important sur le gradient hydraulique, cela devrait correspondre à une diminution de l'infiltration en amont contrairement au radier 3. On voit bien aussi le rôle morphogène de la crue de novembre 2016 sur la différence d'altitude, comme pour la variation de la bande active qui connaît pour cette dernière soit une stabilité relative pour le radier 2 soit une augmentation pour tous les autres radiers. L'érosion des berges entraîne une augmentation de la largeur de la bande active sur de l'ensemble des radiers (6.8m en moyenne) à l'exception du radier 2. Cette érosion de

berge est susceptible d'avoir amené de la matière organique et des nutriments dans le cours d'eau.

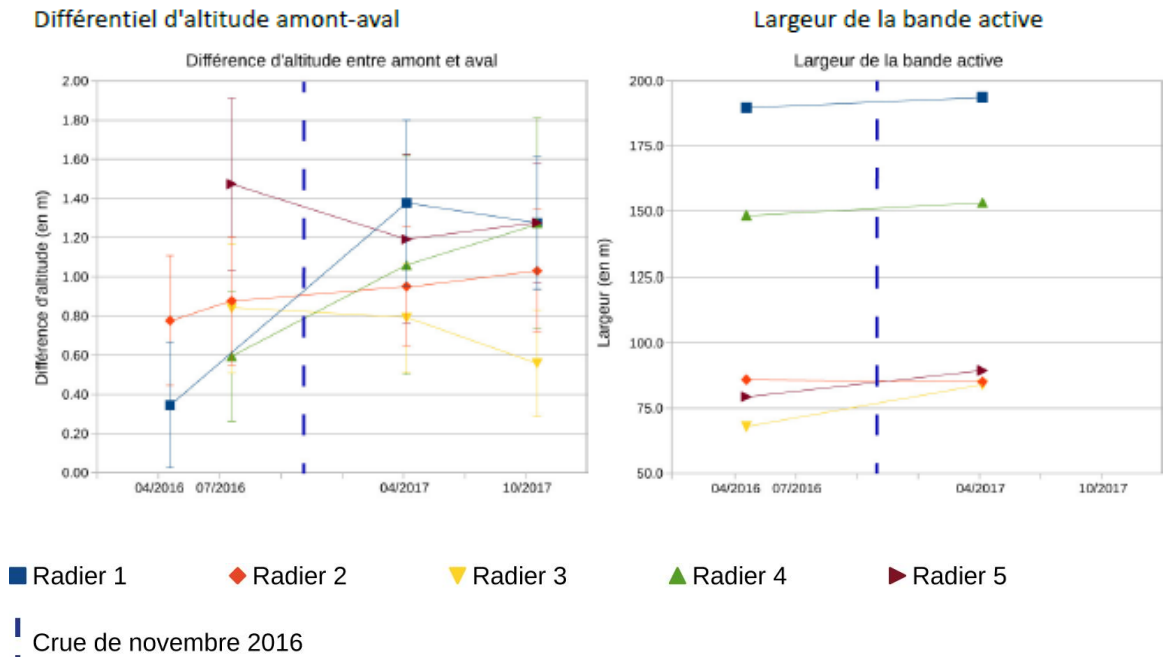


Figure 27. Evolution de l'altitude des radiers et de la largeur de la bande active au niveau des radiers. Pour l'altitude Les valeurs d'incertitude correspondent à l'écart type sur les zones de mesure.

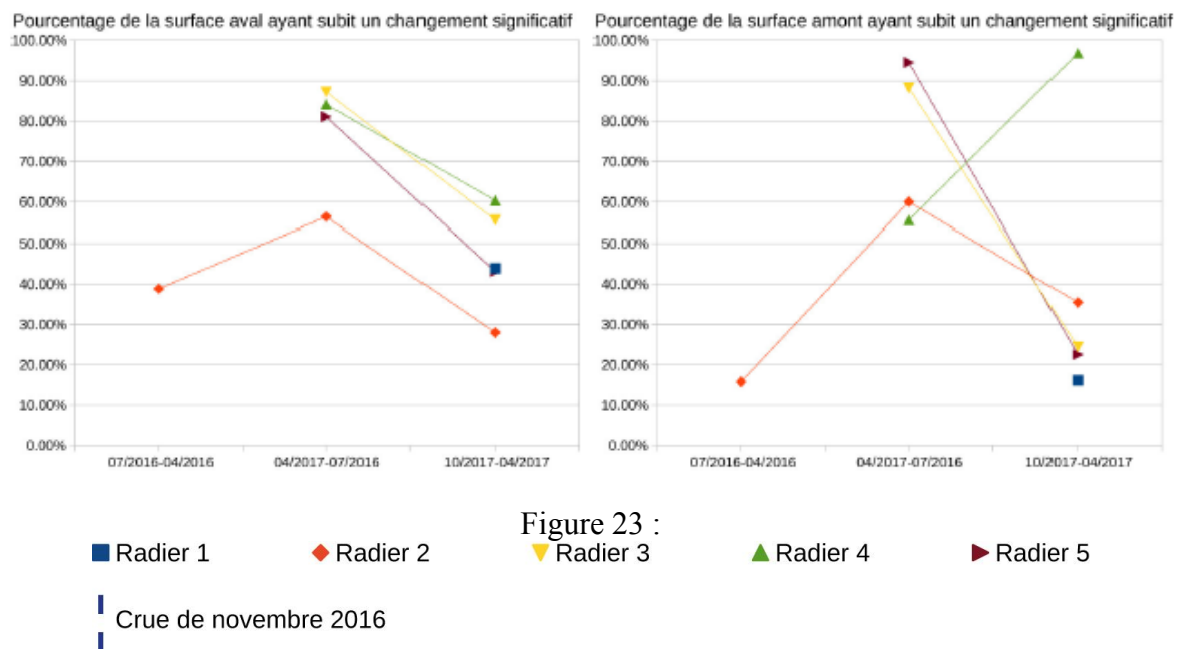


Figure 28. Variation du pourcentage de surface du radier concerné par les changements

On note clairement sur le graphe (Figure 27) le rôle de la crue de novembre. Tous les radiers ont été concernés par des changements supérieurs à 50% à la suite de l'évènement hydrologique

de novembre 2016. Pour les deux levés en 2017 ces changements diminuent très fortement mais ne sont cependant pas négligeables. Le radier 1 ayant migré totalement vers l'aval il n'a pas été possible de calculer en 2016 un pourcentage d'évolution de la surface. Le radier 4 fait exception aux autres radiers, malgré l'absence d'évènements hydrologiques majeurs l'augmentation des changements perdurent en 2017 à l'amont. À l'aval les changements sont importants quelle que soit la période en ce qui concerne la surface de mobilité du moins. Il faut noter cependant la diminution des changements pour la période d'avril à octobre 2017. Le radier 2 conserve son comportement en amont et en aval quelle que soit la période.

Bilan sédimentaire

De façon générale l'épaisseur de sédiments semble très réduite sur les deux kilomètres étudiés. Elle ne dépasse pas les 2m dans des radiers et les 3.5m au niveau des plus grands bancs. L'épaisseur sédimentaire en amont est aussi systématiquement plus importante qu'en aval où celle-ci est généralement inférieure à une vingtaine de centimètres.

L'épaisseur de sédiment varie elle aussi très fortement. Pour les zones amont on distingue trois tendances :

- radiers 1, 2 et 4 stabilité de l'épaisseur.

- radier 3 augmentation de la couverture sédimentaire et donc dépôt ou stockage sédimentaire.

- radier 5 érosion

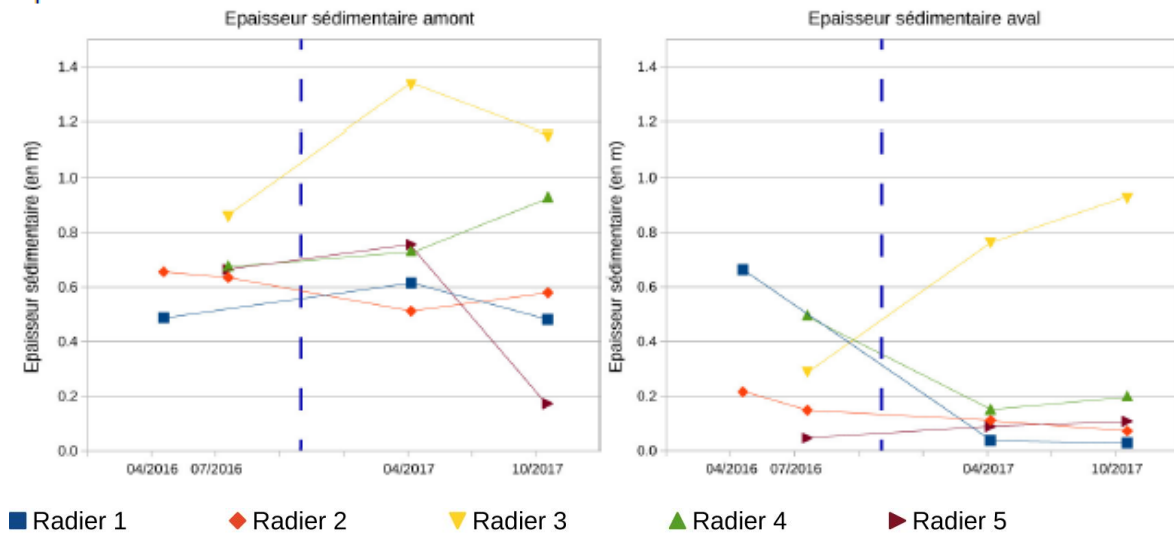
Dans les zones aval on peut aussi distinguer trois tendances :

- radier 3 augmentation de l'épaisseur sédimentaire

- radiers 1 et 4 diminution de l'épaisseur sédimentaire

- radiers 2 et 5 stabilité de la couche sédimentaire, mais les épaisseurs sont très faibles.

Epaisseur de sédiment



■ Crue de novembre 2016

Figure 29. Variation des épaisseurs sédimentaires sur les parties amont et aval des radiers

Après la crue on constate aussi l'apparition de nouvelles surfaces dépourvues de couverture sédimentaire (substratum). Ce phénomène est particulièrement visible au niveau du radier 4 (Figure 29) pour lequel le substrat rocheux se retrouve mis à nu sur l'ensemble de la partie aval. La dénudation du substrat revient à une disparition locale de l'habitat des espèces hyporhéiques. Leur habitat se retrouve alors réduit aux zones d'accumulation de sédiments dans les dépressions du substrat et sur les bordures du chenal, c'est dans ces zones refuges qu'ont été faits les prélèvements en avril et juin 2017. Le comptage des individus n'est peut-être pas représentatif de la population d'invertébrés dans l'ensemble de la partie aval du radier mais seulement de ces zones refuges.

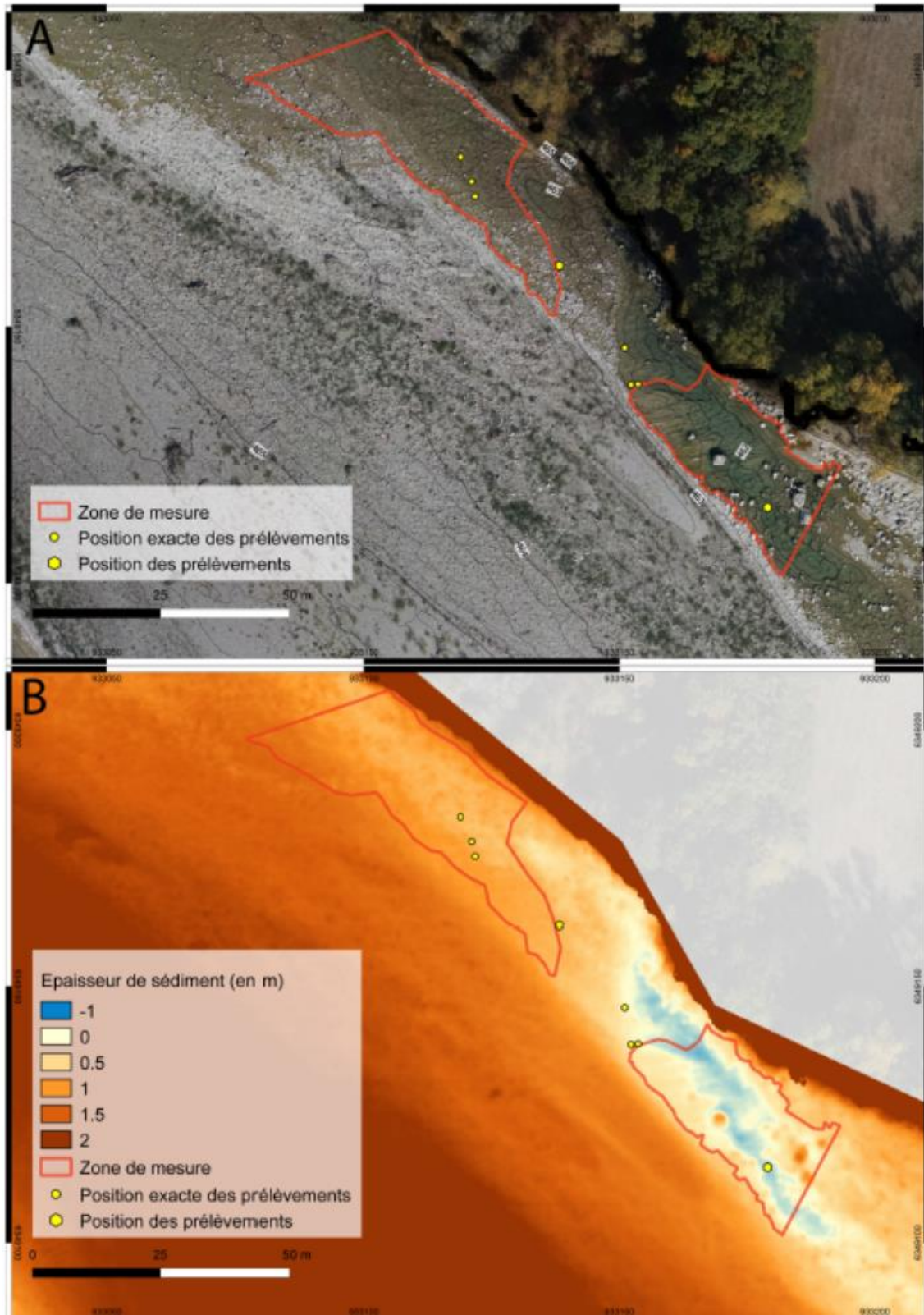
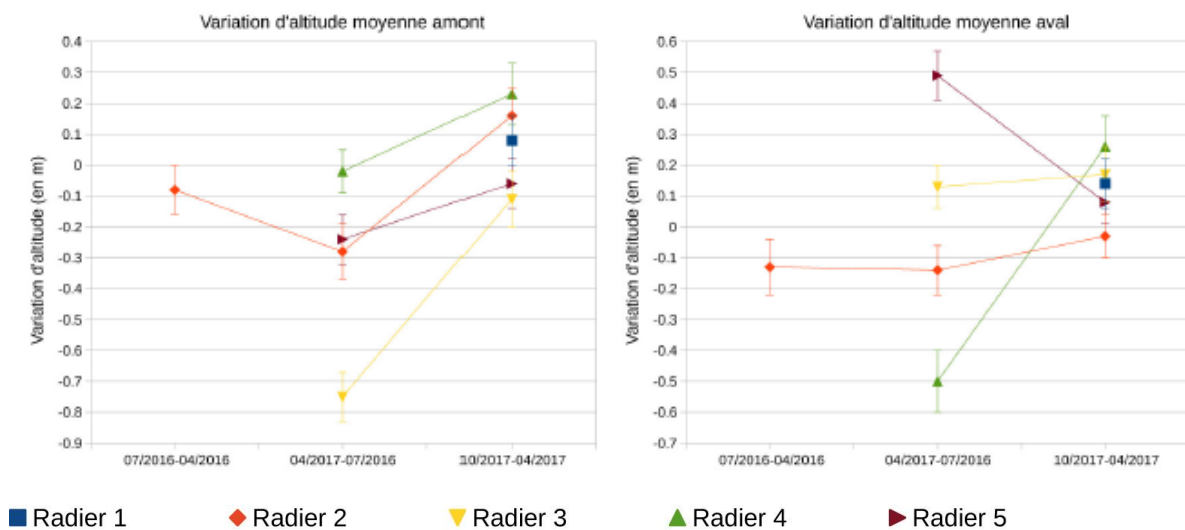


Figure 30. Position des prélèvements biologiques de juin 2017 (estimée et mesurée au GPS RTK) sur le radier 4. A) Fond orthophotomosaïque d'octobre 2017, B) Épaisseur sédimentaire en octobre 2017. Les prélèvements n'ont pu être réalisés que dans les zones refuges où se trouvent encore des sédiments.

Ces variations d'épaisseurs de sédiments sont susceptibles de jouer un rôle important dans le comportement de la faune hyporhéique et du gradient hydraulique. Globalement l'épaisseur à l'amont (zone de stockage) est plus forte que l'épaisseur aval. La crue de novembre semble avoir favorisé l'épaississement des sédiments dans la partie amont, à l'exception du radier 2 où l'on observe une légère diminution. Durant l'année 2017 le radier 5 connaît quant à lui une très forte diminution de l'épaisseur de sédiment en amont.

À l'aval c'est le phénomène inverse une forte érosion comprise entre 60 et 40 cm se produit sur les radiers à la suite de la crue de novembre 2016. Au cours de la période 2017 la partie aval reste stable, à l'exception du radier 3 où la partie aval continue d'évoluer par épaississement des sédiments. Cette évolution du radier 3 est visible sur les orthophoto où l'on constate, au débouché des chenaux coupant le radier, que les lobes d'accumulation sous-aquatiques se déplacent vers l'aval au cours de l'année 2017. Cette augmentation de l'épaisseur à l'aval en 2017 s'accompagne d'une diminution légère à l'amont de l'épaisseur, comme si la partie amont alimentait la partie aval durant l'année 2017.



Crue de novembre 2016

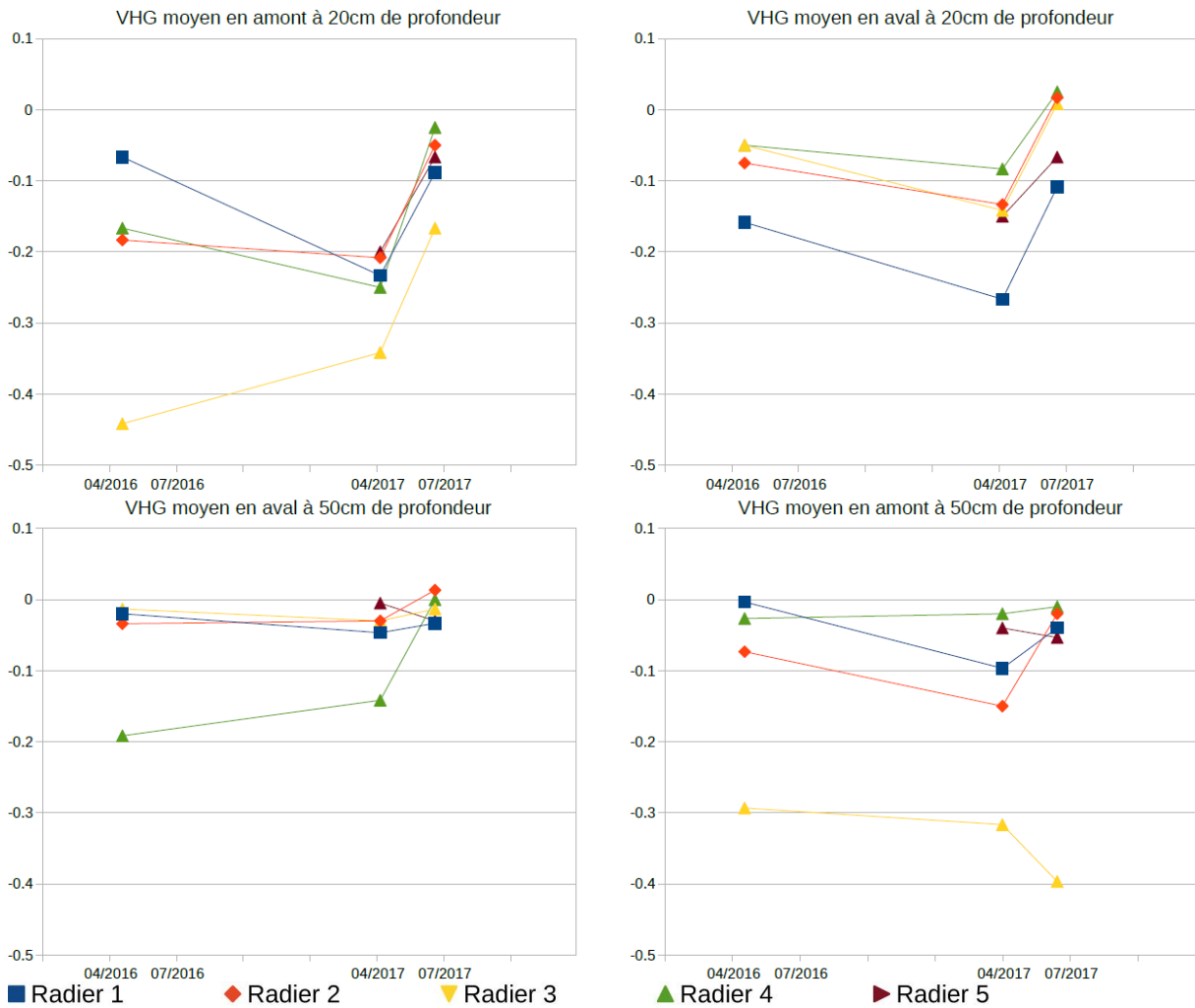
Figure 31. Variation d'altitude moyenne amont et aval, les incertitudes correspondent à l'écart type sur chaque zone.

Les variations d'altitude sont positives ou proche de 0 à l'amont pour les radiers 4 et 1, elles sont négatives pour les radiers 3, 5 et 2. Cependant pour ce dernier les variations deviennent positives entre novembre et avril 2017. Cette observation complète les observations sur l'épaisseur sédimentaire en quantifiant l'écart entre deux dates des variations et non plus en mesurant une épaisseur totale de sédiment. À l'aval les radiers 3 et 5 connaissent des variations d'altitudes positives inversement à l'amont et le radier 2 des variations négatives ou proche de

0. Le radier 4 en très fortes diminution sur la période 2016/2017 connaît à l'aval un retour à l'épaississement et au bilan de variation d'altitude passant de -0,5m à plus de +0,2m.

Le gradient hydraulique

Le gradient hydraulique nous renseigne sur la nature de l'écoulement (infiltration, exfiltration ou équilibre) dans les cailloutis au niveau des points de prélèvements de la faune invertébrée. Les valeurs négatives dominantes montrent une tendance générale à l'infiltration, on ne retrouve des valeurs d'exfiltration seulement pour les mesures de l'été 2017. Cette tendance systématique à la diminution de l'infiltration entre le printemps et l'été 2017, visible sur les mesures faites à 20cm de profondeur, s'explique facilement par les variations saisonnières de débit et la diminution de l'écoulement libre au profit des écoulements dans la nappe accompagnatrice. En effet, la baisse du niveau d'eau dans la rivière entraîne une diminution du différentiel d'altitude entre la nappe accompagnatrice et la rivière et donc une diminution de l'infiltration. Si l'on se concentre sur les mesures effectuées à 20 cm de profondeur, le radier 3 en amont se détache clairement des autres avec une plus forte infiltration, de même pour le radier 1 en aval. Cela peut être dû à la plus importante épaisseur de sédiment au niveau du radier mais plus probablement c'est la pente positive qui joue un rôle majeur dans les processus d'exfiltration puisque l'amont du radier 3 et l'aval du radier 1 sont les deux seuls radiers où l'on a observé de telles pentes. On retrouve cependant aussi des valeurs de pente positives à l'aval du radier 3 qui ne correspondent pas à une forte infiltration mais les mesures (pour juin 2017 au moins) ont été réalisés au bas de la pente du radier, avant que la pente ne devienne positive.



Crue de novembre 2016

Figure 32. Variations du gradient hydraulique dans le temps et par radier à 20 et 50 cm de profondeur. Les valeurs négatives indiquent une infiltration alors que les valeurs positives une exfiltration de l'eau à travers le radier.

La très forte diminution de l'infiltration en aval du radier 4 et à 50 cm de profondeur pourrait être liée à la diminution de l'épaisseur sédimentaire. Ce mécanisme n'est pas vérifié pour le radier 1 alors que la tendance est identique. D'autres facteurs jouent probablement un rôle comme la présence de matrice colmatant les pores, la variation de granularité ou la proximité du substrat.

Évolution morphologique radier par radier

Les bilans sédimentaires sont très variables que ce soit entre les radiers ou entre les zones amont et aval. Lors de la crue de novembre 2016 la partie en amont de l'ensemble des radiers a subi une érosion d'intensité variable. Pour les parties aval il n'y a pas de tendance globale. Les radiers 1, 2 et 3 ont subi des variations assez modérées alors que les radiers 4 et 5 ont subi de forts

changements respectivement + 50 cm et – 50cm en moyenne. Sur les autres intervalles de temps le bilan sédimentaire reste assez stable.

Cette absence de tendance commune à l'ensemble des 2 km étudiés devrait nous permettre de déterminer clairement si ce paramètre a une influence sur les populations d'invertébrés. Les bilans sédimentaires présentés privilégient donc la situation avant et après crue entre les mois d'avril 2016 et avril 2017.

Bilan par radier :

Radier 1

Ce radier se caractérise par une importante migration lors de la crue de novembre. Ce changement de position entraîne de fortes variations morphologiques visibles en particulier au niveau de la pente et de l'épaisseur sédimentaire mais nous empêche de réaliser un bilan sédimentaire entre avril 2016 et octobre 2017 le recouvrement entre les deux surfaces étant trop faible.

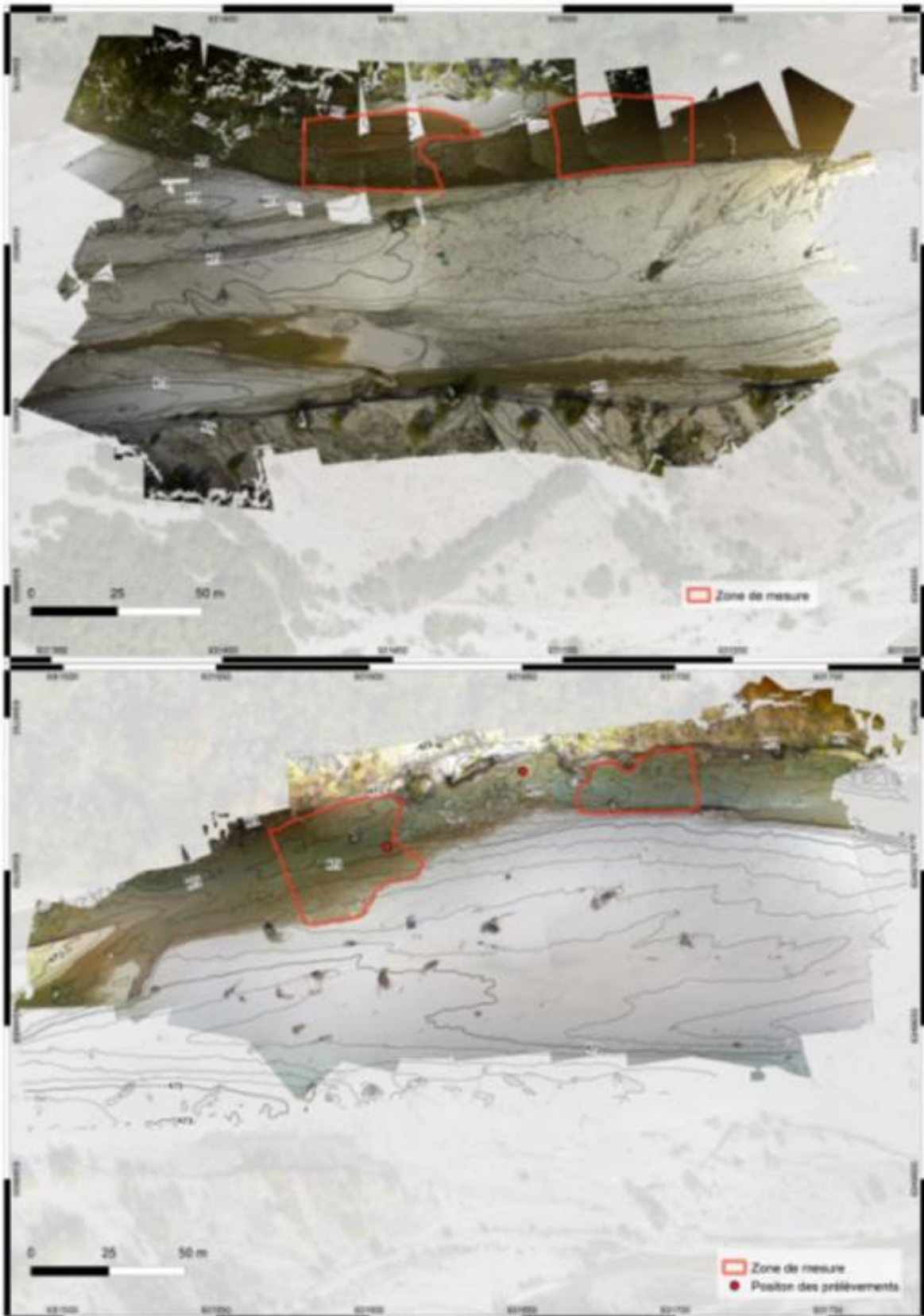


Figure 33. Orthophotomosaïque du radier 1 en avril 2016 (haut) et avril 2017 (bas)

Radier 2

Le radier 2 est situé immédiatement en aval d'un rétrécissement de la bande active. Le substratum est proche et apparaît immédiatement à l'amont du radier en rive droite au niveau de l'enrochement de berge dit de la ferme et sur la partie aval du radier. L'essentiel des écoulements de surface passe par le radier. Le radier 2 est le plus complet en termes de données et le plus stable morphologiquement. Il ne s'est pas déplacé et la morphologie change peu comme l'indique les métriques entre les campagnes de mesures. Cette stabilité peut s'expliquer par l'étroitesse de la bande active et la présence d'enrochements sur la rive droite. Ce radier peut servir de référence ou de morphotype stable lors des comparaisons avec les variations de la faune invertébrée.

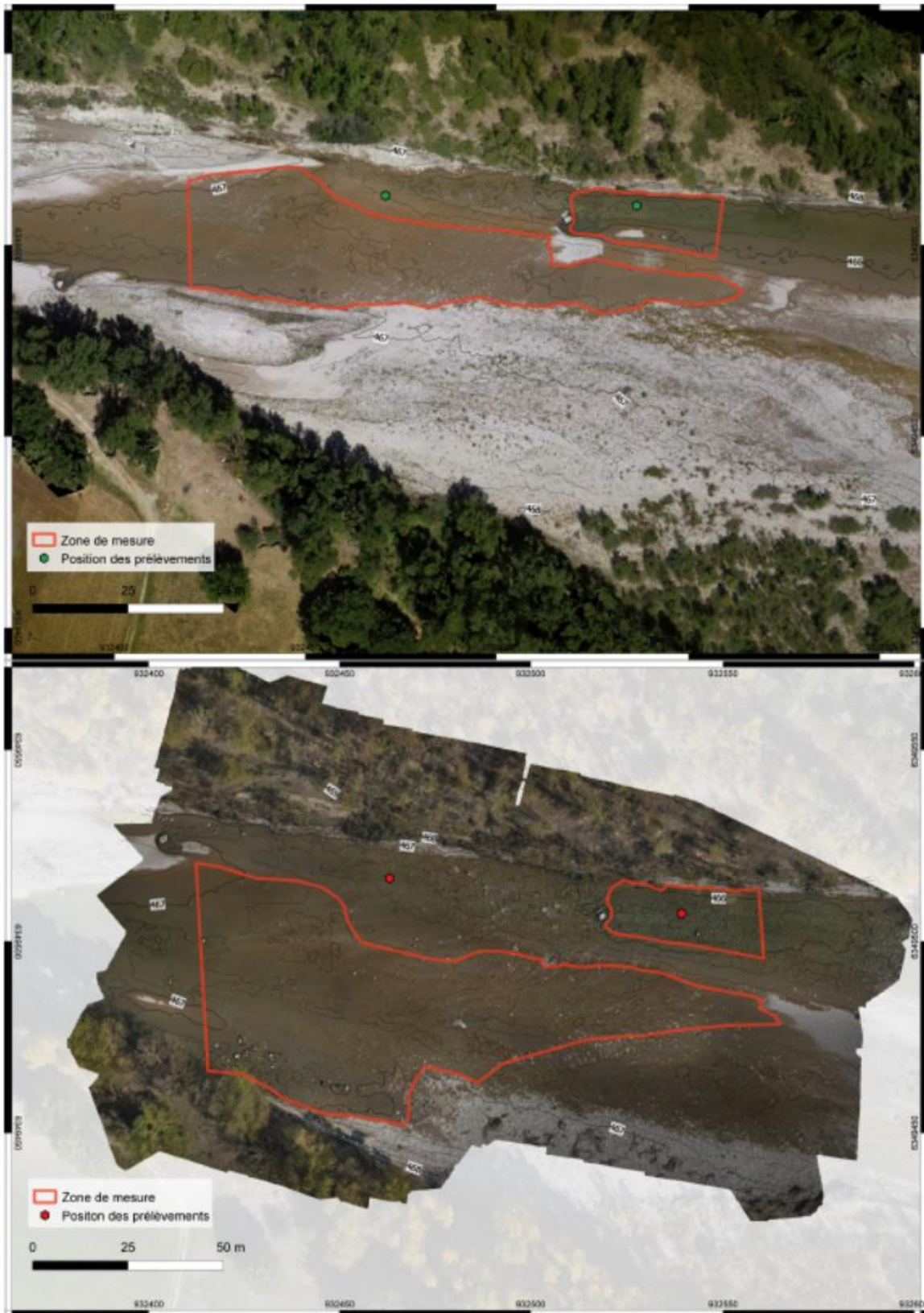


Figure 34. Orthophotomosaïques du radier 2 en avril 2016 et avril 2017.

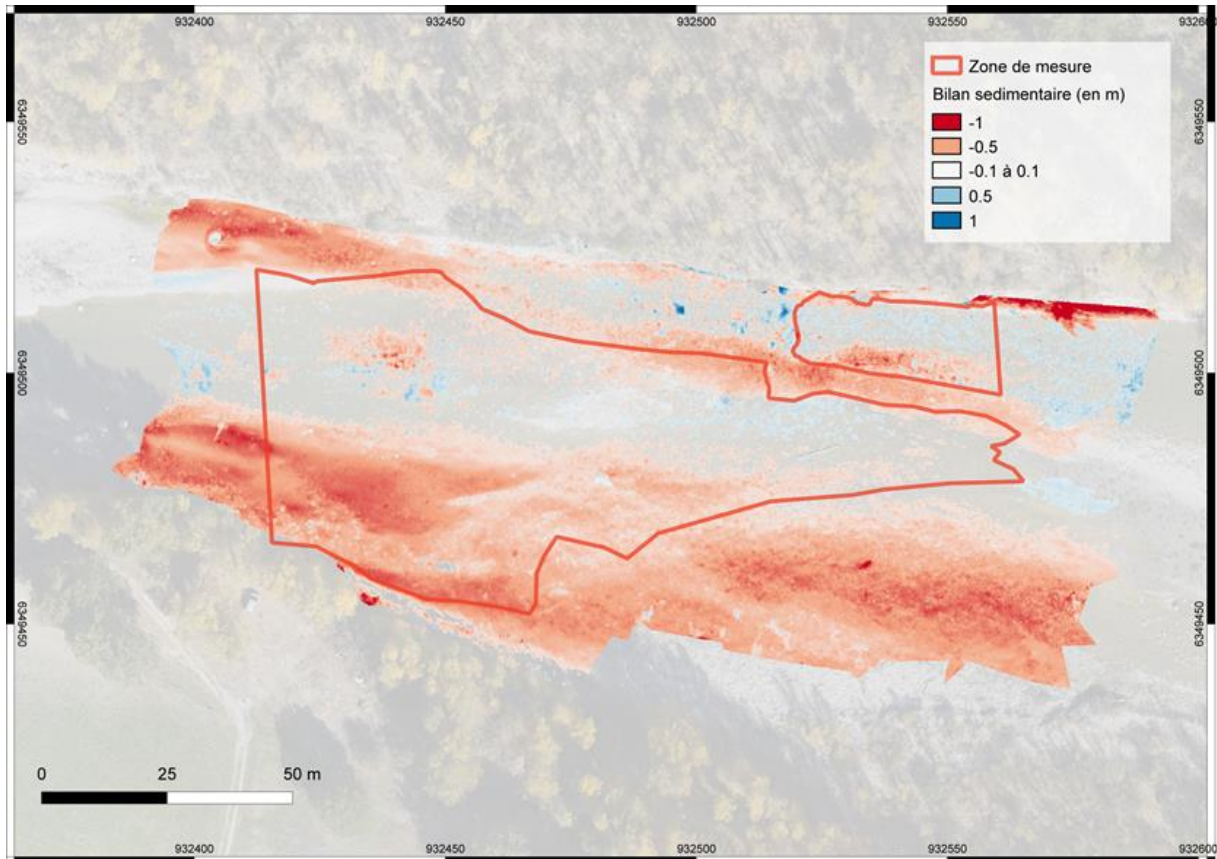


Figure 35. Bilan sédimentaire du radier 2 entre juillet 2016 et avril 2017. On remarque la formation d'un nouveau chenal secondaire en rive droite lors de l'évènement hydrologique de novembre 2016. La grande majorité de la surface du radier est peu impacté par les changements.

Radier 3

Le radier 3 se distingue des autres car il possède la plus grande épaisseur de sédiments, en particulier après la crue de novembre 2016. Autres particularités les pentes du talweg deviennent positives en aval et en amont lors de la crue, en amont, on retrouve des valeurs de gradient hydraulique vertical indiquant une infiltration d'eau supérieure à celles des autres radiers.

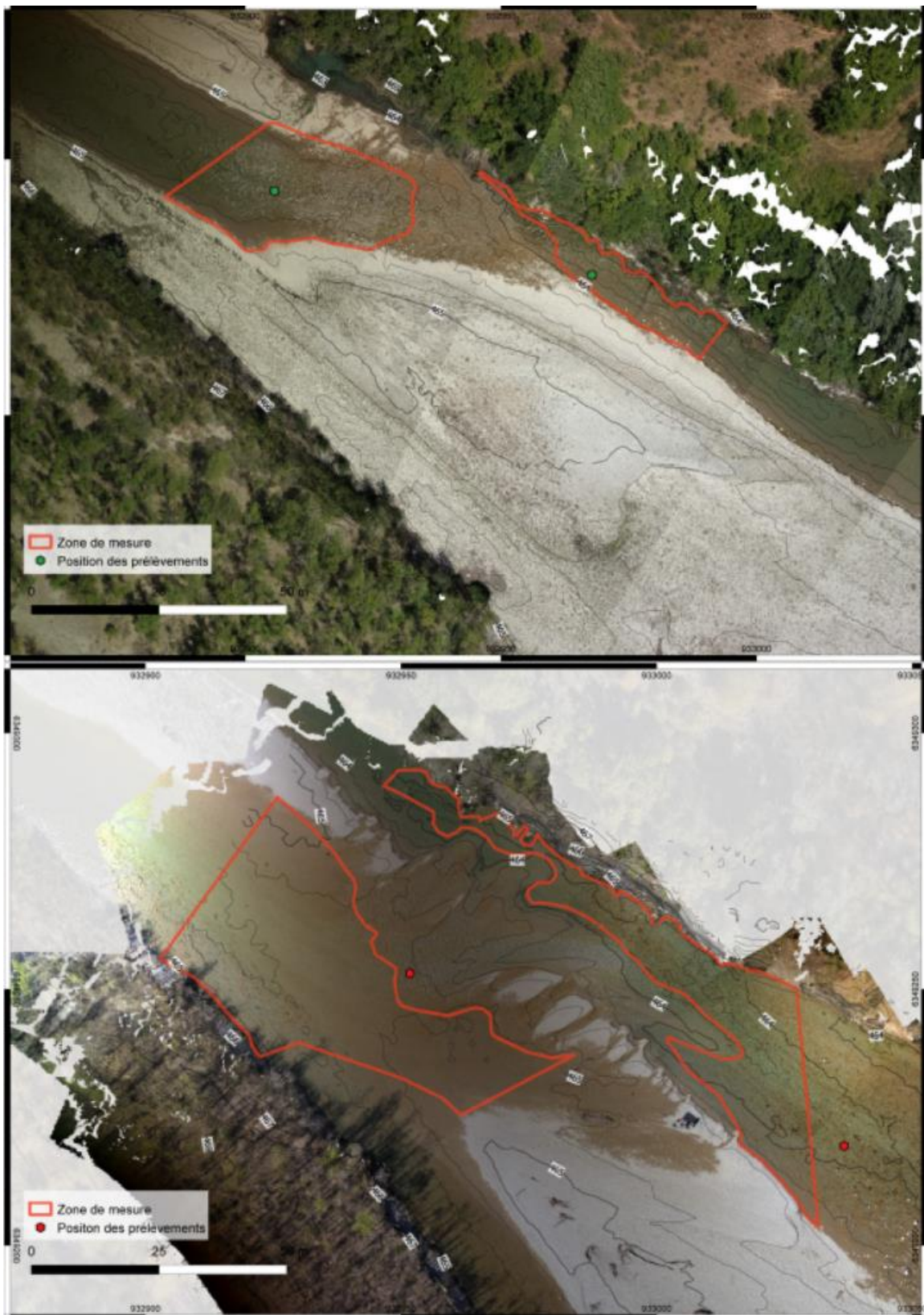


Figure 36. Orthophotomosaïques du radier 3 en juillet 2016 et avril 2017.

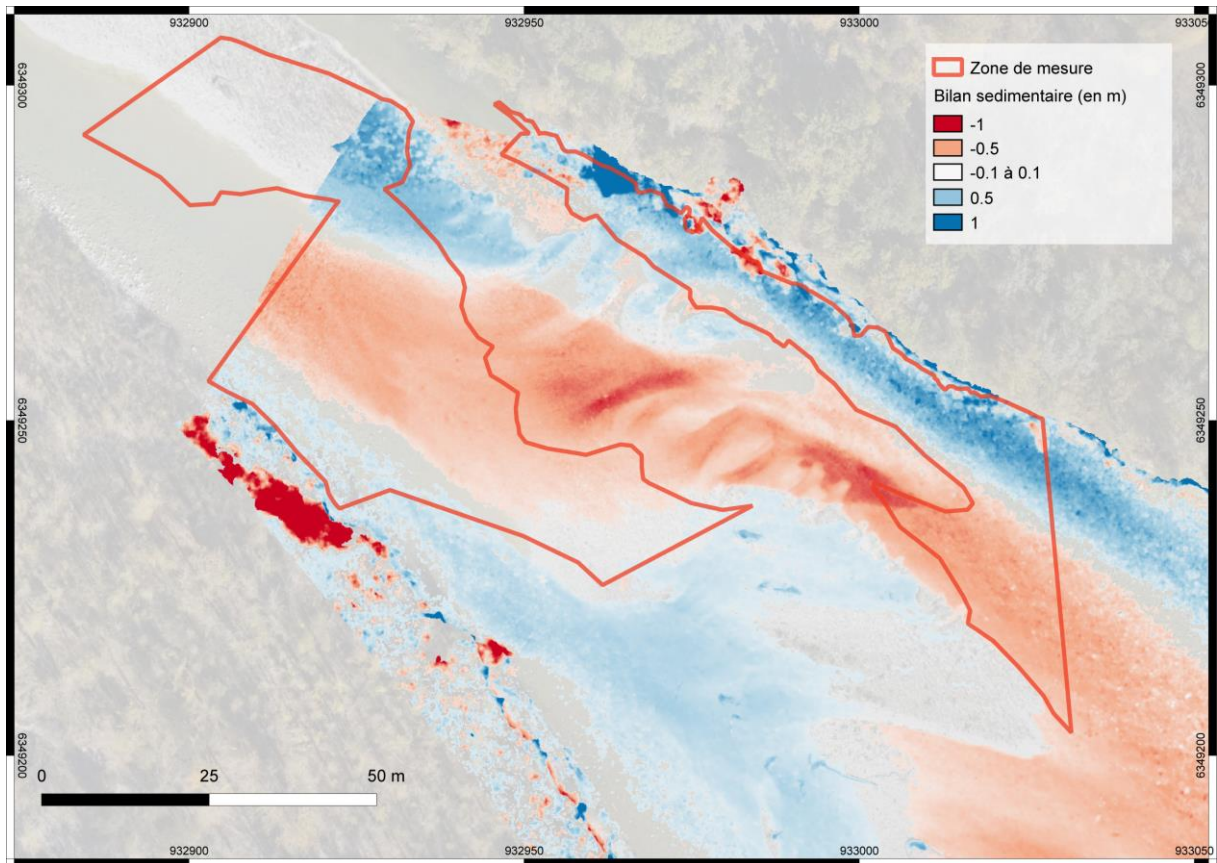


Figure 37. Bilan sédimentaire du radier 3 entre juillet 2016 et avril 2017. L'ancien emplacement du radier a été comblé lors de la crue et le radier c'est déplacé en aval. Le manque de recouvrement en amont entraîne vraisemblablement une sous-estimation du dépôt dans la zone amont.

Radier 4

Les pentes et la position du radier 4 sont restées stables entre les campagnes de mesure. Alors que la partie amont n'a que très peu changé lors de la crue, la partie aval s'est fortement incisée et le substrat a été dénudé sur la quasi-totalité de la zone. À noter que l'irrégularité du substrat (alternance de bancs durs calcaire et de bancs marneux) permet la formation de cuvette où l'épaisseur sédimentaire est surestimée. La dénudation a entraîné une forte diminution de la surface de l'habitat pour les invertébrés hyporhéiques et un effet de concentration probable dans les cuvettes.

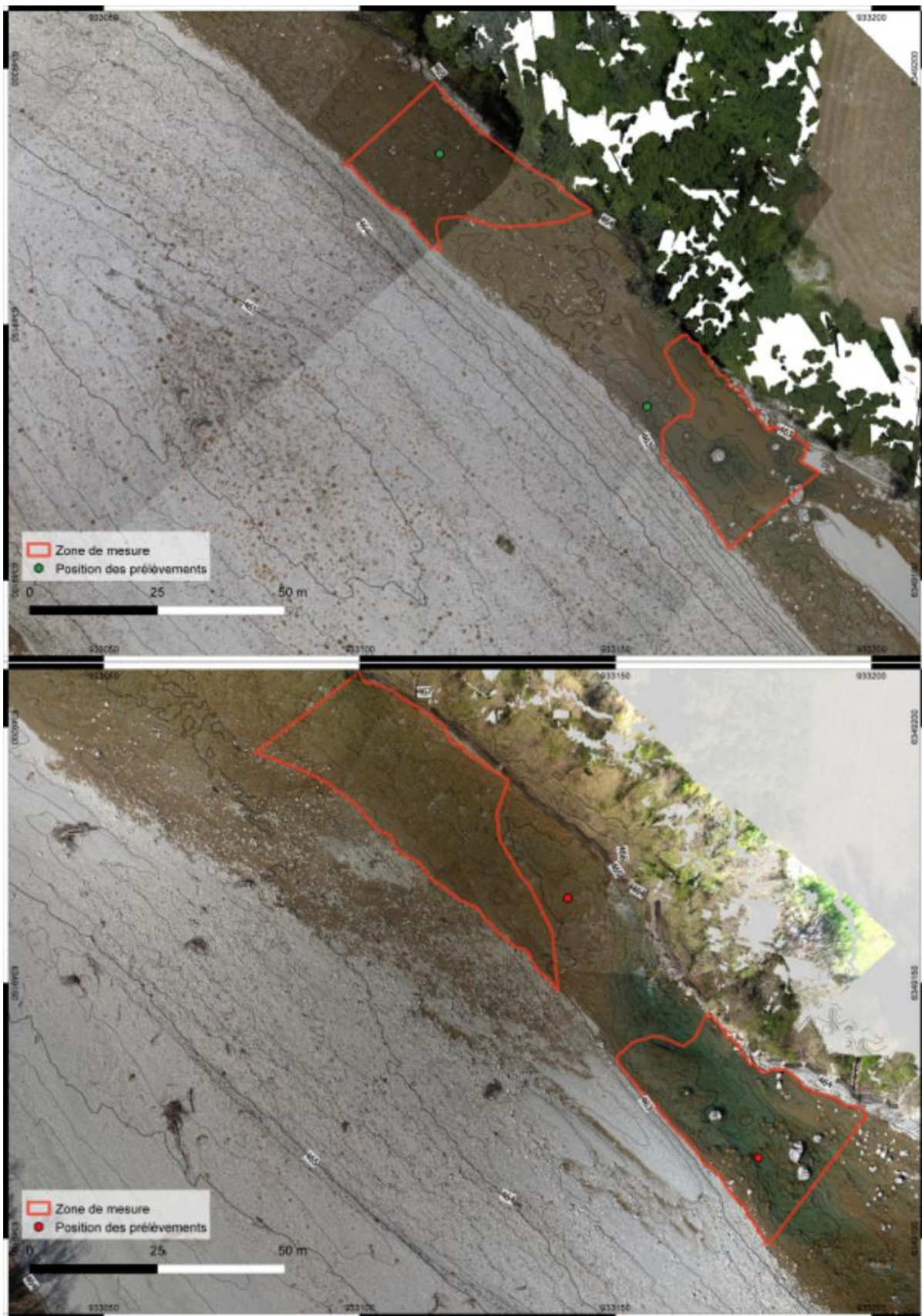


Figure 38. Orthophotomosaïques du radier 4 en juillet 2016 et avril 2017.

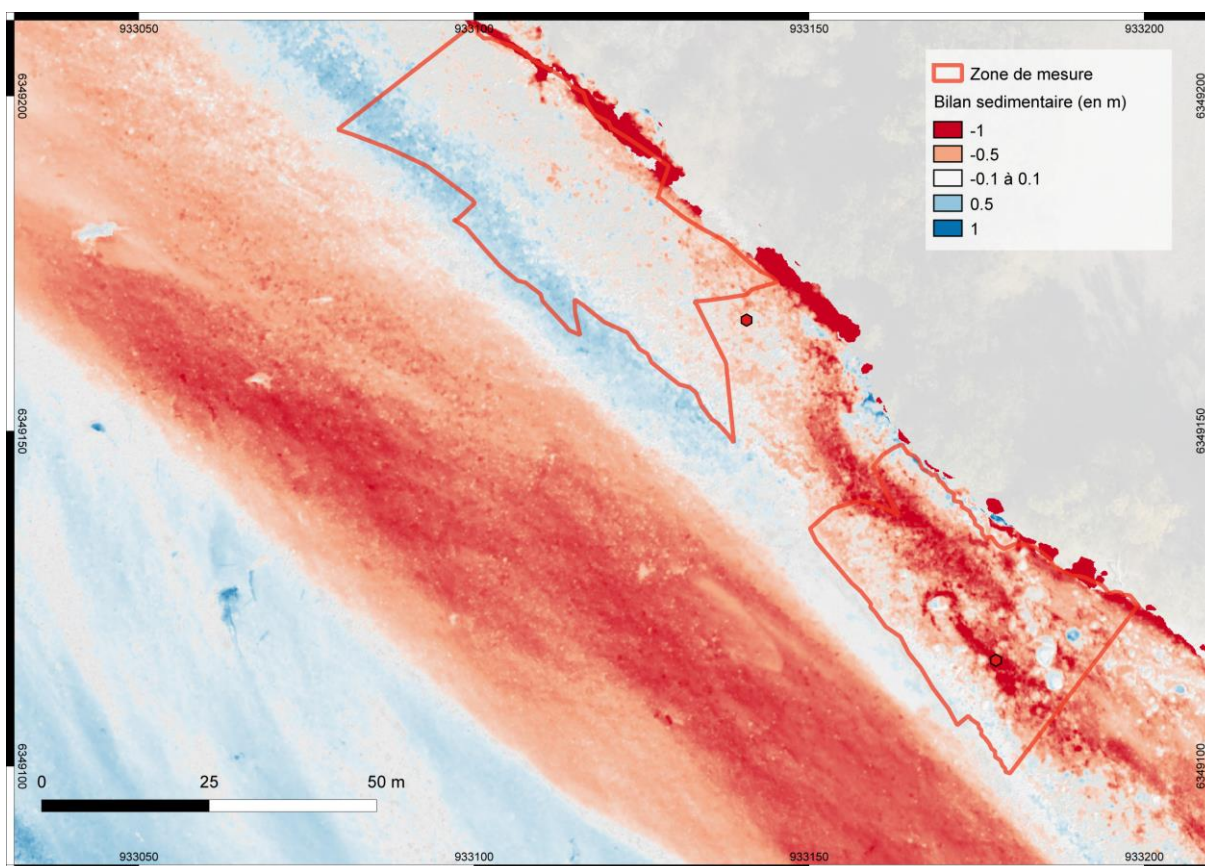


Figure 39. Bilan sédimentaire du radier 4 entre juillet 2016 et avril 2017.

Radier 5

Le radier 5 a migré vers l'est lors de la crue entraînant une forte diminution de la pente du radier, ainsi qu'une importante érosion en rive gauche. La partie aval de ce radier est aussi en grande partie dépourvue de couverture sédimentaire. La présence de bancs de calcaire massif isole entre elles des zones refuges où s'accumulent les sédiments comme au niveau du radier 4.

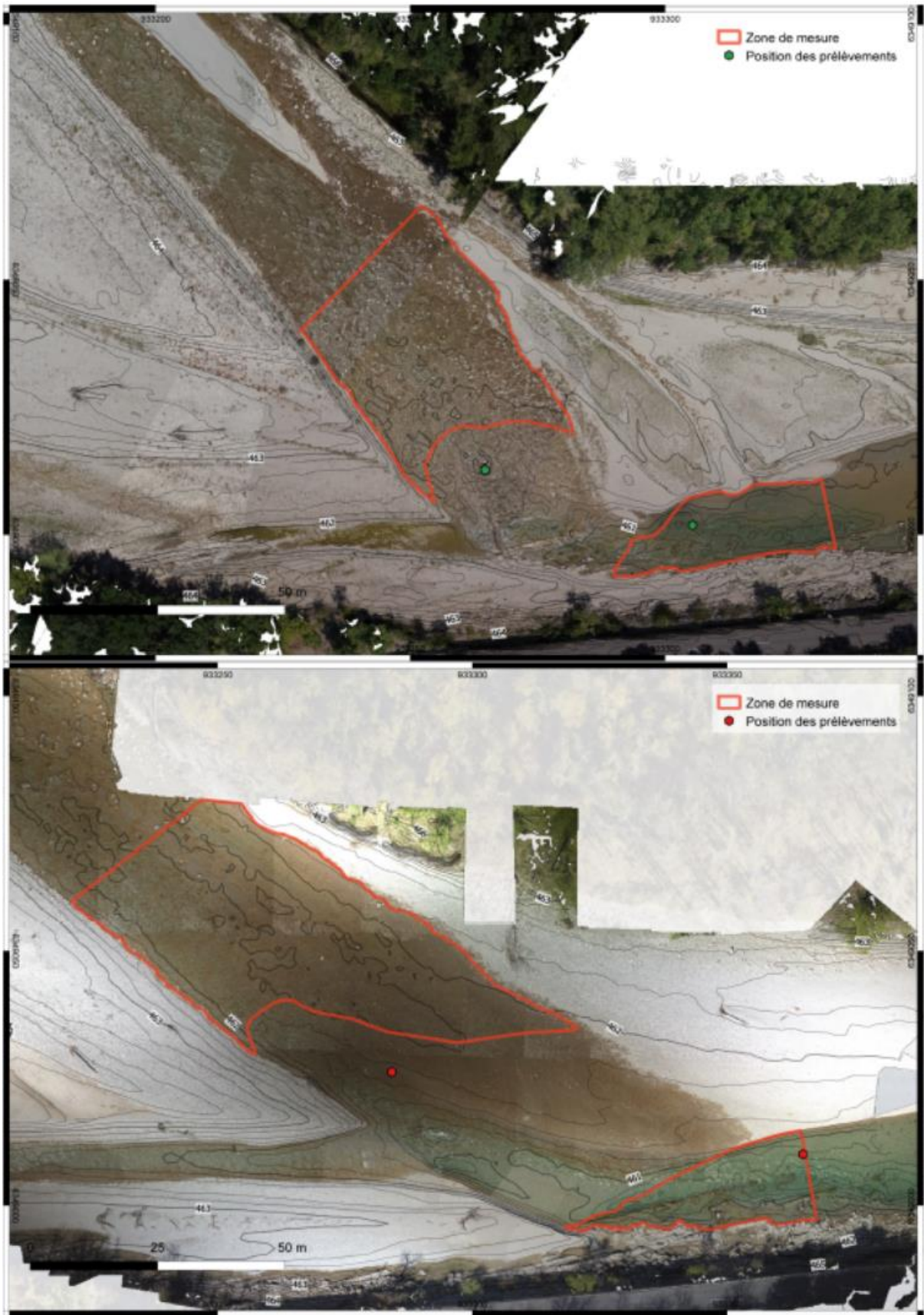


Figure 40. Orthophotomosaïques du radier 5 en juillet 2016 et avril 2017.

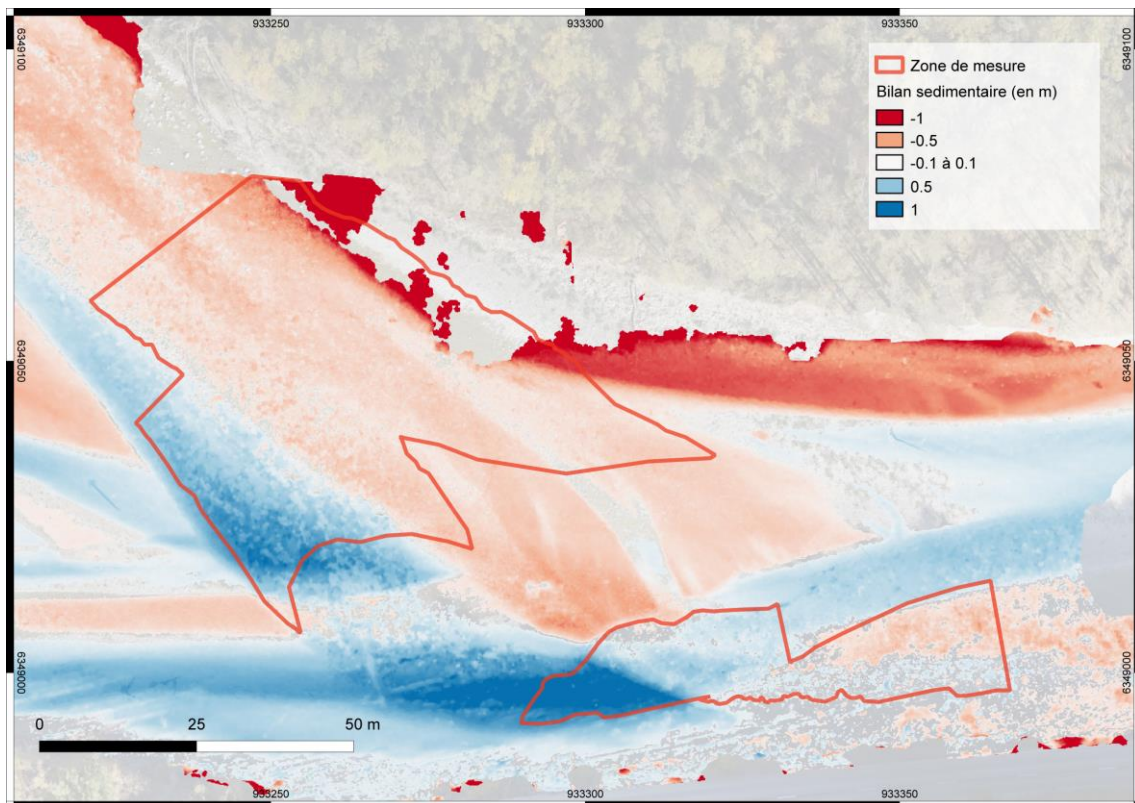


Figure 41 Bilan sédimentaire du radier 5 entre juillet 2016 et avril 2017. Le radier a migré vers l'est lors de la crue entraînant une importante érosion de berge sous-estimée ici à cause de la végétation qui crée des perturbations dans le modèle au niveau des berges.

Paramètres environnementaux

Température

Les valeurs de températures sont très variables en fonction des saisons. Les campagnes 1 et 3 réalisées en fin de saison hivernale sont plus froides que les campagnes 2 et 4 réalisées en début d'été. Les valeurs de l'été 2016 sont plus élevées que celles de l'été 2015.

Les différences entre les stations sont très dépendantes de l'heure à laquelle est effectuée la mesure (début ou fin de journée). Les différences de température entre les stations ne sont pas très informatives ; par contre, les variations entre la surface, -20 et -50 cm nous renseignent sur l'origine de l'eau dans le compartiment hyporhéique et sur les mécanismes de transfert.

En été, on observe des valeurs de température toujours plus élevées en surface, avec des valeurs qui diminuent avec la profondeur. L'amplitude thermique sur un cycle de 24 h est plus faible dans les mesures faites à -50 cm de profondeur. Lors des campagnes estivales, on note des valeurs de température identiques aux différentes profondeurs sur la station R3A.

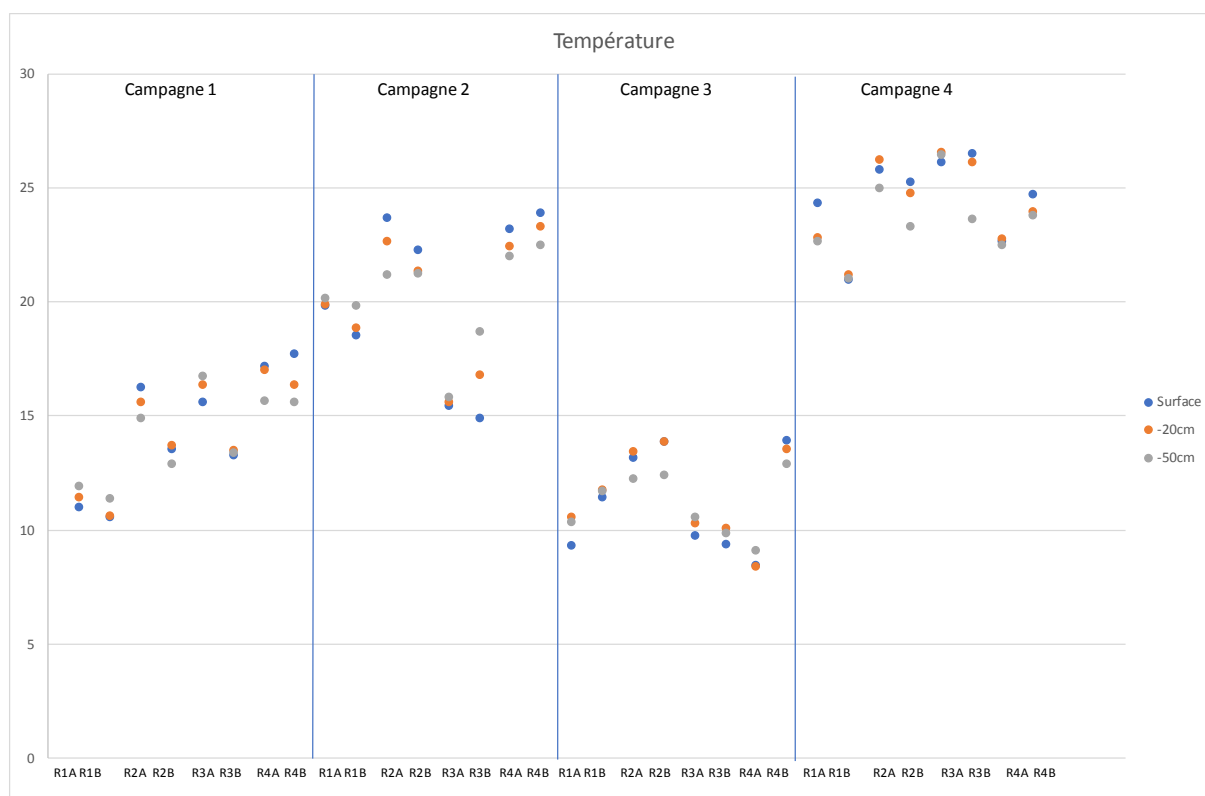


Figure 42. Mesures de température effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations.

Oxygène dissous

Les valeurs de concentration en oxygène dissous exprimées en mg/l sont dépendantes de la température de l'eau. On constate des valeurs plus faibles en été.

Les valeurs de concentration en oxygène dissous diminuent généralement avec la profondeur. L'amplitude de variation est différente entre les campagnes et entre les stations. La station R3 A (amont) se distingue par des valeurs qui ne diminuent pas avec la profondeur. Ces valeurs montrent une infiltration forte de l'eau sur cette station. Ce sont sur les stations R2 (R2A et R2B) et R3B que les valeurs de concentrations en oxygène diminuent le plus avec la profondeur, signe d'un niveau d'infiltration plus faible ou d'apports d'eau appauvrie en oxygène dans les zones profondes.

Généralement, les faibles valeurs d'oxygène dissous sont le signe de dépôts de particules fines au milieu des sédiments ce qui ne favorise pas les échanges entre la zone hyporhéique et les eaux oxygénées de surface, l'oxygène consommé dans les sédiments étant plus difficilement renouvelé par les apports de surface.

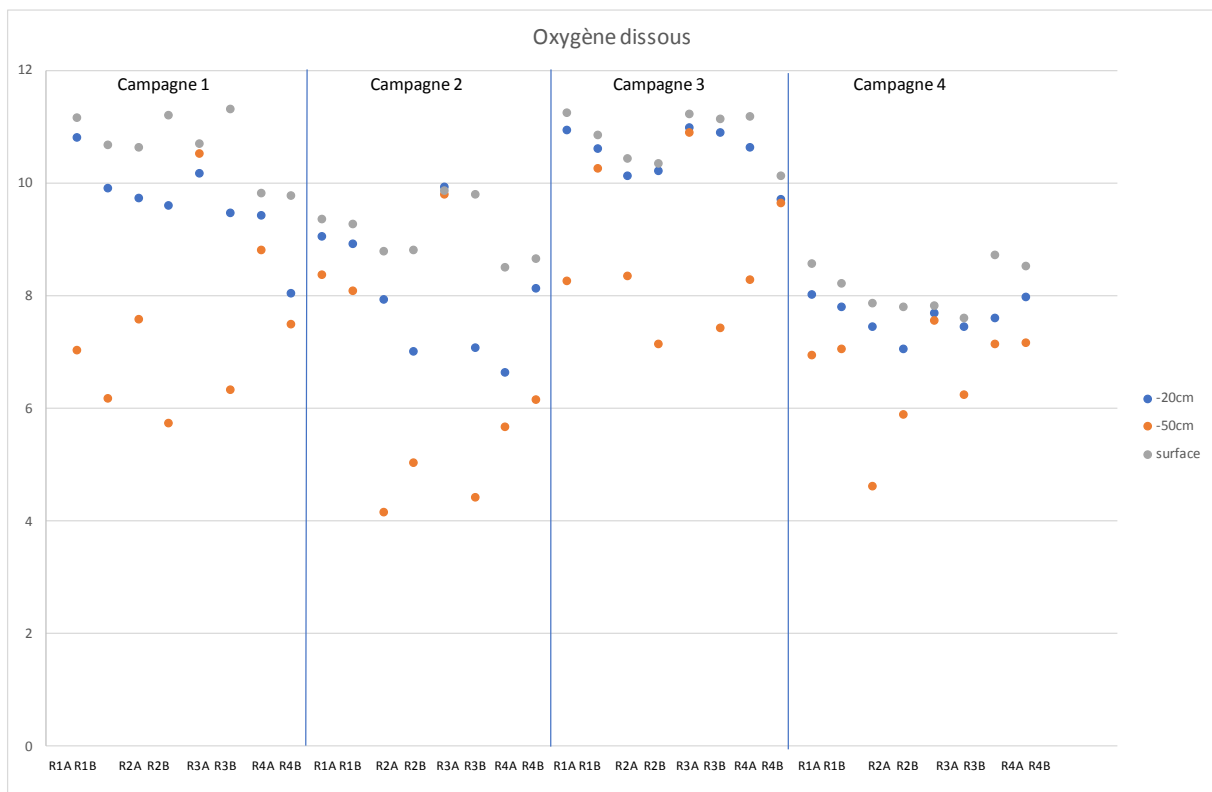


Figure 43. Mesures d'oxygène dissous effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations.

Conductivité

De façon surprenante, on observe des variations des valeurs de conductivité des eaux de surface entre les stations (R1 à R4). On constate globalement une diminution de la conductivité entre R1 et R4. On observe également une variabilité en fonction de la profondeur sauf sur la station R3 où les valeurs sont très similaires quelle que soit la profondeur.

Lors de la campagne 3, les valeurs varient peu entre les stations et les profondeurs. Les radiers R4A et R4B se caractérisent par des valeurs plus faibles en 2015 (hiver et printemps). Les radiers R1A et R1B se caractérisent par des valeurs plus élevées au cours des campagnes 1 et 4.

Sur le radier R3 amont (forte infiltration), on constate que les valeurs de conductivité sont très proches entre surface, -20 et -50 cm. Cela montre que dans cette station, les phénomènes d'infiltration sont importants, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau sont proches entre les 3 profondeurs.

Les plus fortes augmentations de conductivité avec la profondeur sont observées sur la station R2.

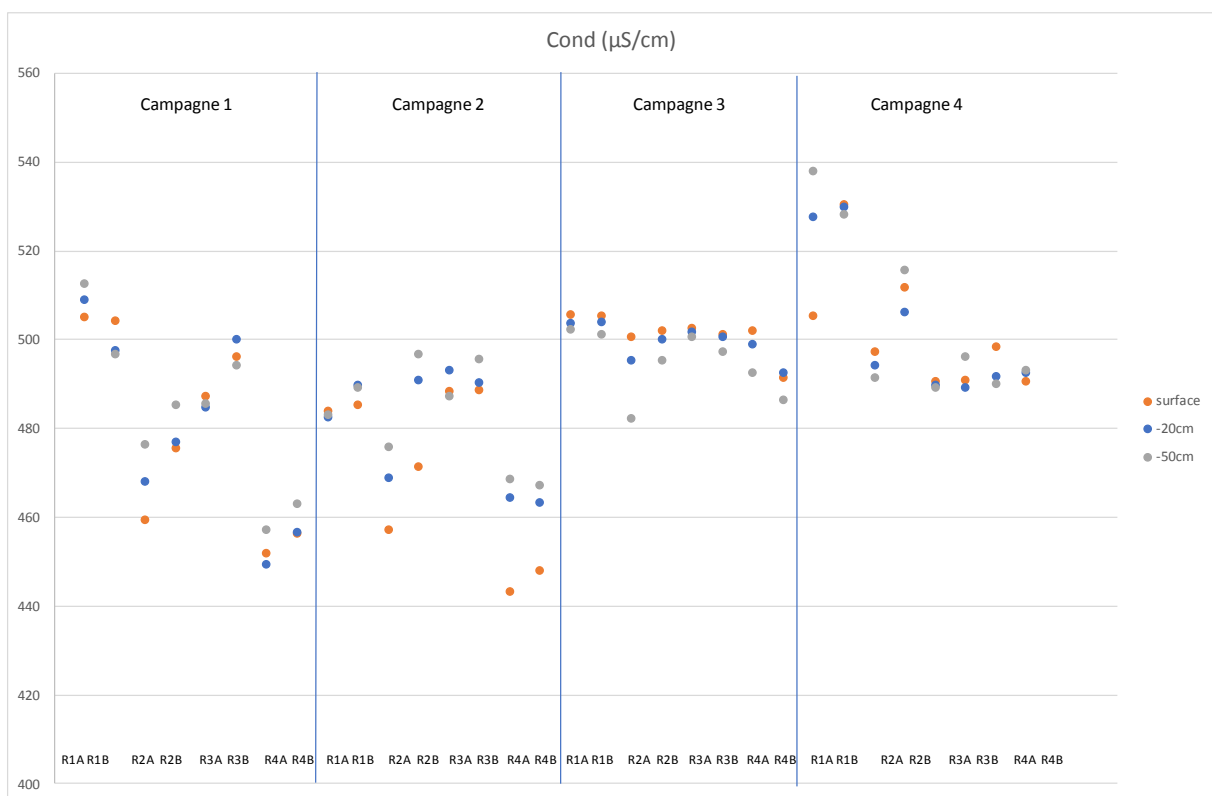


Figure 44. Mesures de conductivité effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations.

Nous ne disposons pas des données de pH de la campagne 3 et pour les stations R1A / R1B de la campagne 4 (problème technique). Les valeurs sont plus faibles en profondeur sauf pour la station R3A où les valeurs ne diminuent pas avec la profondeur.

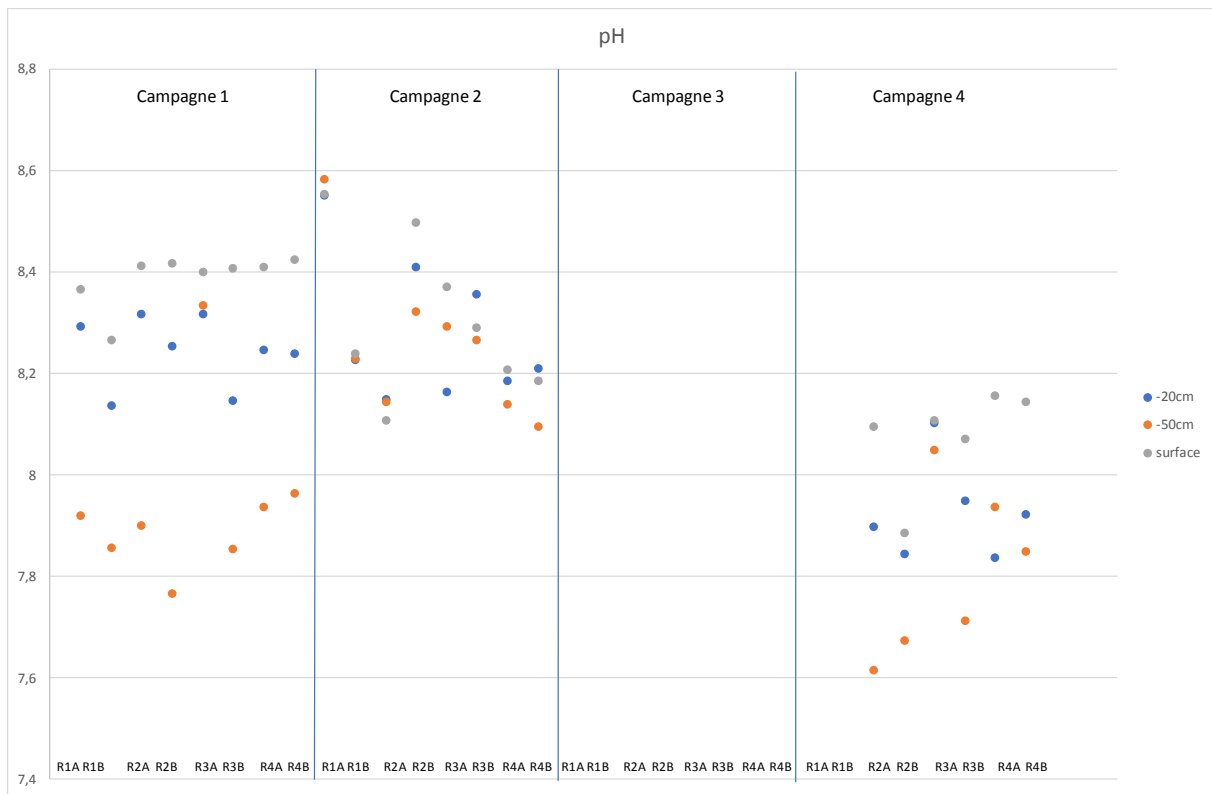


Figure 45. Mesures de pH effectuées au cours des 4 campagnes sur les différentes stations (équipement défectueux en campagne 3).

Analyse des données physico-chimiques

La détermination de la composition en anions et cations dissous majeurs et silice dans les échantillons prélevés à différentes profondeurs permet de mettre en évidence des différences entre les saisons. Les résultats des échantillons de surface, -20 cm et -50 cm montrent une différence entre les années (2016-2017). Les différences entre les saisons (printemps-été) sont plus marquées pour l'année 2017 que pour l'année 2016. Les échantillons prélevés en mars 2017 se caractérisent par des valeurs plus élevées de sulfates et nitrates alors que les échantillons de juin 2017 par des valeurs plus élevées de phosphates. Les tendances observées sont similaires quelle que soit la profondeur (surface, -20 cm, -50 cm). On observe peu de différences entre les stations.

A partir des ACP effectuées sur les résultats des analyses physico-chimiques des différentes stations – campagnes, on constate que les points correspondant à la station R4 se trouve à l'extérieur du nuage ce qui montre une composition physico-chimique légèrement différente.

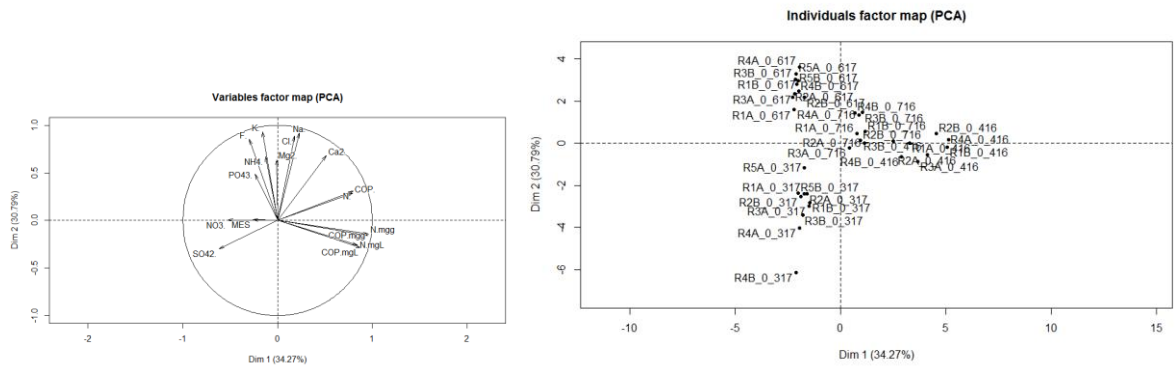


Figure 46. ACP réalisée sur les données physico-chimiques des eaux prélevées au cours des 4 campagnes sur les différents points de prélèvements (eau de surface).

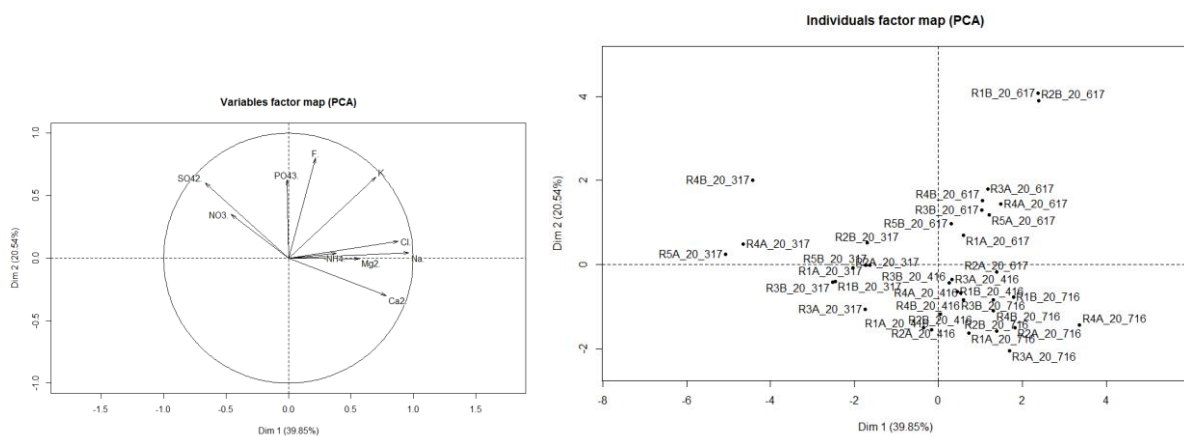


Figure 47. ACP réalisée sur les données physico-chimiques des eaux prélevées au cours des 4 campagnes sur les différents points de prélèvements (eau prélevée à 20 cm sous la surface).

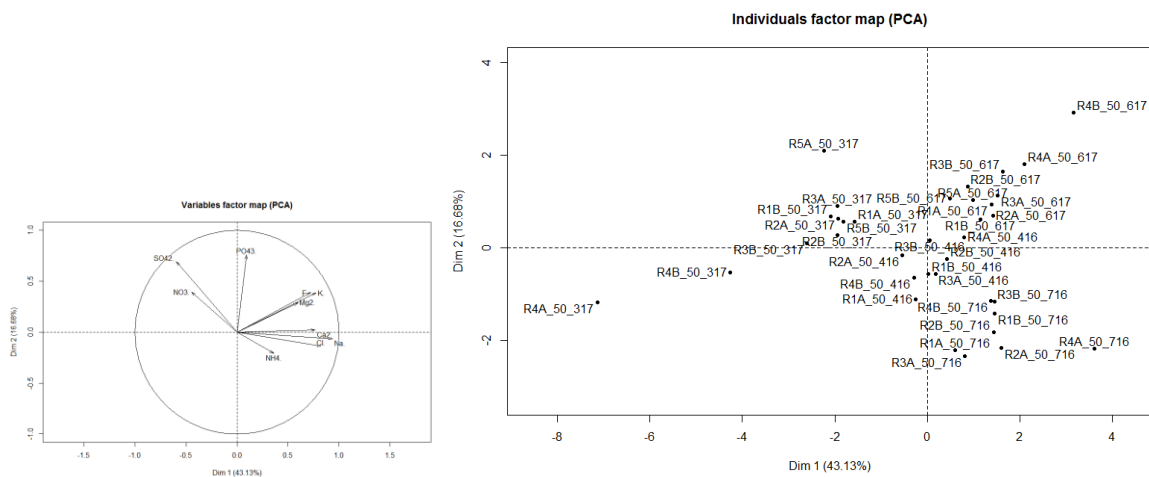


Figure 48. ACP réalisée sur les données physico-chimiques des eaux prélevées au cours des 4 campagnes sur les différents points de prélèvements (eau prélevée à 50 cm sous la surface).

Gradient hydraulique vertical

La gradient hydraulique vertical traduit les mécanismes d'échange entre l'eau transportée en surface par la rivière et l'eau de la nappe d'accompagnement. On constate des fonctionnements différents au niveau de la station 3 amont aussi bien à partir des mesures faites à 20 cm de profondeur qu'à 50 cm. A 20 cm, les valeurs sont toujours plus négatives sur le radier 3 amont que sur les autres radiers avec une tendance à la diminution de l'écart entre les radiers au cours de la campagne 4.

A 50 cm de profondeur, les valeurs sont très différentes en R3amont par rapport aux autres radiers. Cette différence se maintient durant les 4 campagnes.

Sur les mesures faites à 20 cm de profondeur, on constate des valeurs très négatives au niveau de la station R3A (Radier 3 amont) pour les 4 campagnes. Les valeurs sont globalement plus négatives en période hivernale. On observe des phénomènes similaires à 50 cm de profondeur avec des infiltrations sur la station R3A. A 50 cm, on observe moins de variabilité entre les stations et entre les campagnes.

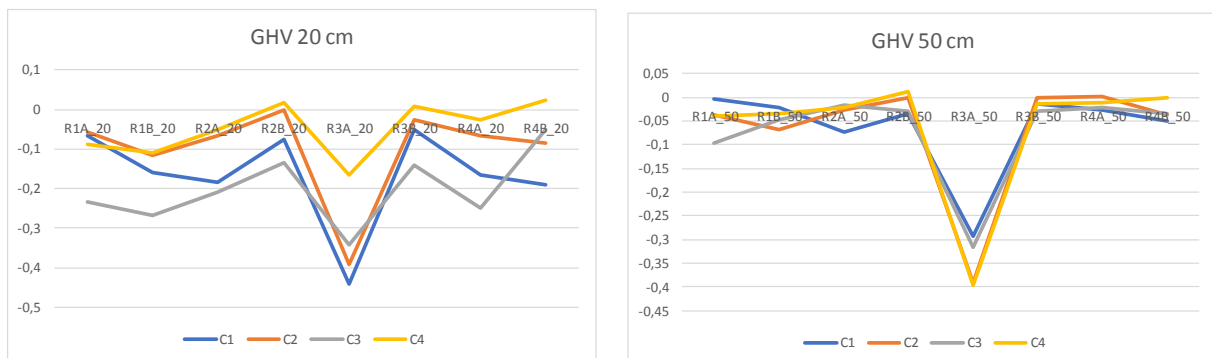


Figure 49. Evolution du gradient hydraulique vertical entre les différentes stations au cours des 4 campagnes (C1 à C4). Graphique de gauche, GHV à la profondeur de 20 cm ; graphique de droite, GHV à la profondeur de 50 cm.

Particules fines totales (TFP)

Les valeurs de TFP (particules fines totales) sont plus élevées à la profondeur de 50 cm qu'à la profondeur de 20 cm. On constate des différences nettes entre les stations ; il n'est pas possible de dégager une tendance générale.

Sur la station R3 A, les valeurs de TFP sont relativement faibles à 50 cm (surtout) et à 20 cm. C'est une zone où les infiltrations sont fortes ce qui conduit peut-être à un transfert des particules fines.

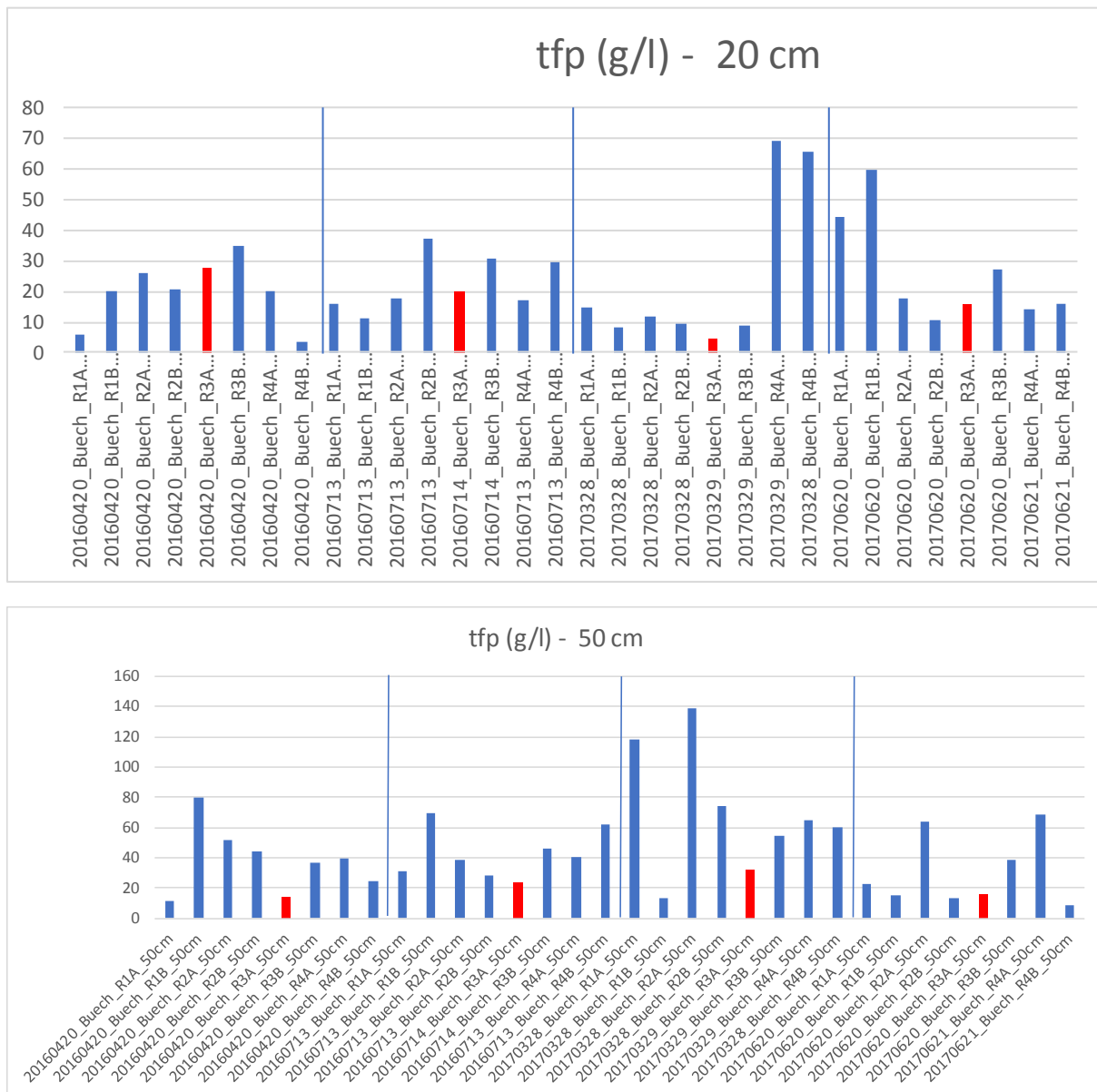


Figure 50. Valeurs de concentration en particules fines (TFP) exprimées en g/l pour les différentes stations. Graphique du haut, valeurs à 50 cm de profondeur, graphique du bas, valeurs à 20 cm de profondeur.

Analyse des données biologiques

Peuplement benthique

Les valeurs de densités d'invertébrés benthiques estimées sur les différentes stations varient entre 172 et 9848 ind/m². Les principaux taxons présents appartiennent aux groupes des Diptères, des Ephéméroptères, des Oligochètes ou des Hydracariens.

Comparaisons entre les saisons

Les peuplements sont dominés par les Diptères et les Oligochètes lors des campagnes de printemps et par les Ephéméroptères lors des campagnes de début d'été. Les valeurs de densité sont généralement plus élevées lors des campagnes de printemps que lors des campagnes de début d'été.

Comparaisons entre les années

On constate des valeurs de densités plus élevées au cours de la première campagne (Avril 2016). On n'observe pas de différence significative de densité au cours des trois autres campagnes de prélèvements.

Les résultats exprimés en fréquence pour les différents groupes mettent en évidence des différences nettes entre les 4 campagnes de prélèvements. Les peuplements sont dominés par les oligochètes en avril 2016, par les diptères en mars 2017. Les densités d'invertébrés sont plus élevées au printemps 2016 par rapport au printemps 2017. En été 2016, les peuplements sont dominés par les Ephéméroptères. En été 2017, on observe une composition plus variable entre les stations par rapport aux autres campagnes. Les valeurs les plus élevées de l'indice de diversité de Shannon ont été observées au printemps 2016. En été 2017, on constate une augmentation des valeurs de l'indice de Shannon en R1A, R2A, une diminution forte en R4B. En été 2016, les peuplements sont dominés par les Ephéméroptères ; en 2017, la fréquence des Plécoptères et des Crustacés Gammaridés est plus élevée qu'en 2016.

Comparaisons entre les stations

On ne note pas de différence significative de densité entre les 4 stations. Par contre, on observe des différences de composition entre les stations, différences plus nettes au cours de la

campagne d'été 2017. Les Crustacés Gammaridés sont présents seulement dans le secteur aval (proche du piège). Ce phénomène est observé lors des 4 campagnes mais les valeurs de densité les plus élevées sont observées lors des campagnes 2 et 4 (début d'été 2016 et début d'été 2017). On note la présence de Plécoptères lors des campagnes de début d'été (2016-2017) sur les radiers 2 et 3. Les densités les plus élevées sont observées sur le radier 3A (Amont). Les densités sont soit pas différentes entre l'amont et l'aval du radier, soit elles sont plus élevées en amont (aucun cas de densité plus élevée en aval). On constate de la même façon que les valeurs de diversité (indice de Shannon) sont dans la plupart des cas, plus élevées en amont des radiers. C'est lors de la campagne d'avril 2017 que les différences de diversité amont – aval sont les plus marquées.

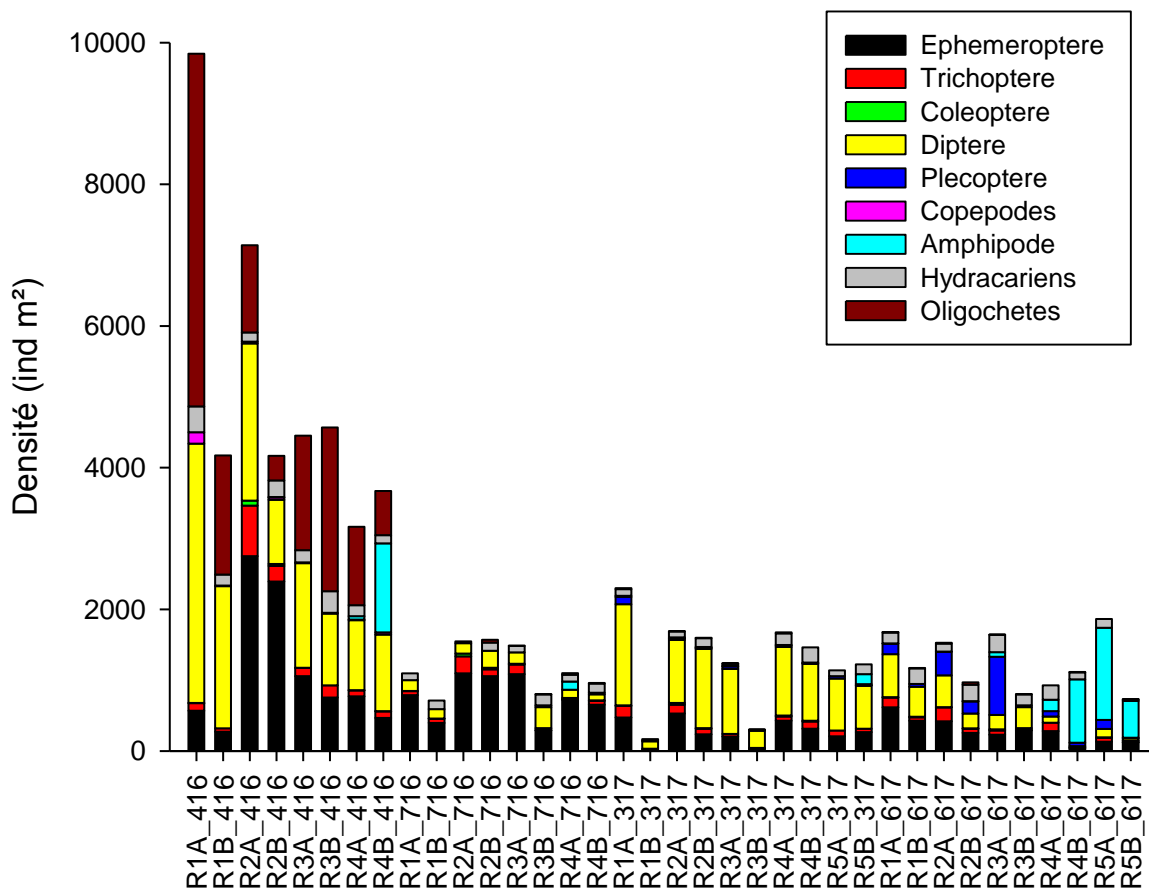


Figure 51. Histogramme des densités des principaux groupes d'invertébrés benthiques observés sur les différentes stations (4 campagnes, 4 stations R1-R4, amont/aval radier, 3 répliques par habitat)

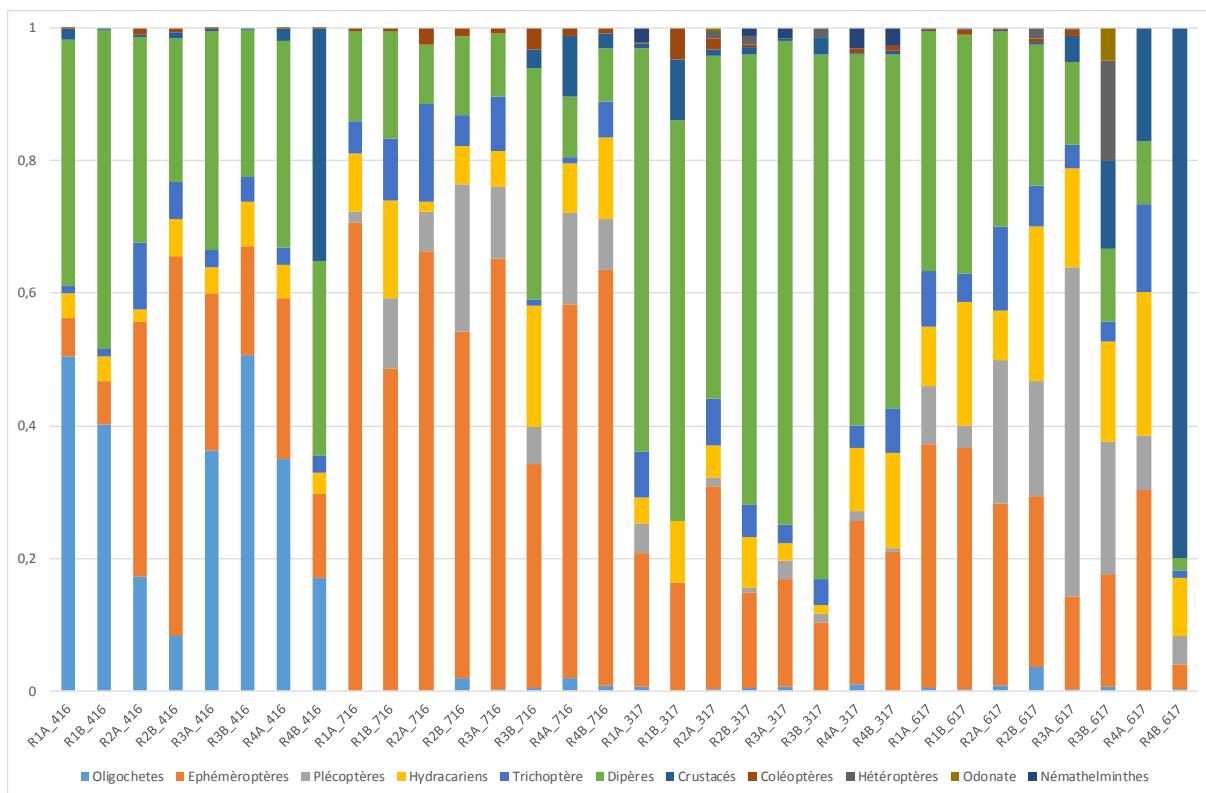


Figure 52. Histogramme des fréquences des principaux groupes d'invertébrés benthiques observés sur les différentes stations (4 campagnes, 4 stations R1-R4, amont/aval radier, 3 répliques par habitat)

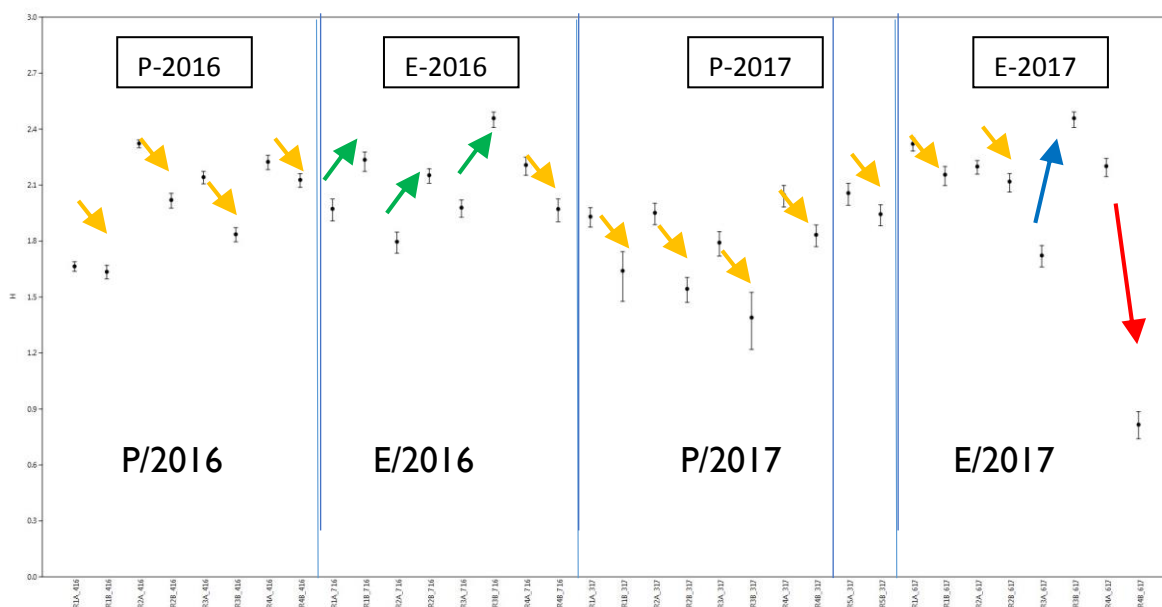


Figure 53. Peuplement benthique : valeurs de l'indice de diversité de Shannon pour les différentes stations (4 campagnes, 4 stations R1-R4, amont/aval radier, moyenne des 3 répliques par habitat)

Des prélèvements complémentaires ont été réalisés sur une station (R5) située en aval de la station R4. Cette station R5 présente des peuplements d'invertébrés benthiques très similaires à la station R4. En mars 2017, le peuplement est dominé par les Diptères Chironomini sur la station R4 ; on retrouve les mêmes taxons sur la station R5. En été 2017, le peuplement de la station R4B est dominé par les Crustacés Gammaridés, également présents en R5. Le peuplement benthique observé sur la station R4 présente la même structure que celui observé plus en aval. La station R4 semble présenter un peuplement différent des autres stations ; cette différence se maintient sur une zone plus en aval.

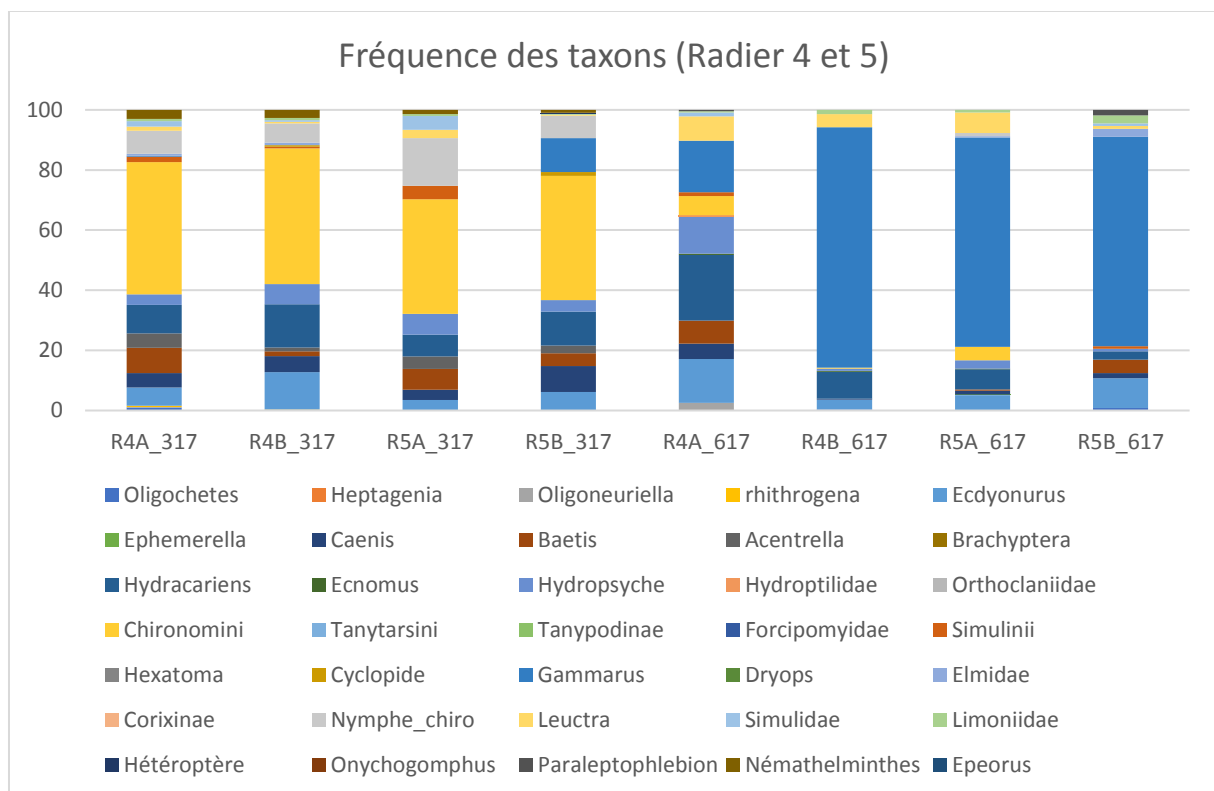


Figure 54. Comparaison de la fréquence des différents taxons entre les radiers 4 et 5.

Indice de similitude

Le calcul d'un indice de similitude entre les prélèvements a été effectué pour les campagnes d'été (2016 et 2017) (Tab. 5). On observe des valeurs de similitude plus élevées entre les années pour une même station qu'entre les stations d'une même année sauf sur la station R4B où les différences entre les années (2016/2017) sont fortes.

	R1AC2	R1BC2	R2AC2	R2BC2	R3AC2	R3BC2	R4AC2	R4BC2	R1AC4	R1BC4	R2AC4	R2BC4	R3AC4	R3BC4	R4AC4	R4BC4
R1AC2																
R1BC2	15,72															
R2AC2	16,57	16,59														
R2BC2	15,72	16,78	17,57													
R3AC2	15,73	16,76	17,77	14,76												
R3BC2	16,53	17,6	18,4	15,53	15,49											
R4AC2	17,74	17,72	19,58	16,79	16,78	16,54										
R4BC2	16,7	17,74	17,74	15,7	15,85	15,54	16,75									
R1AC4	23,47	24,46	23,46	23,4	23,48	23,35	23,43	21,5								
R1BC4	23,47	25,5	22,45	23,4	23,48	24,42	24,44	22,55	20,76							
R2AC4	21,42	22,46	21,46	21,42	21,43	21,38	22,38	19,44	18,79	18,67						
R2BC4	21,41	22,45	22,25	21,39	20,36	20,47	21,35	18,4	18,49	18,6	17,56					
R3AC4	21,28	22,36	22,22	20,28	20,26	20,41	20,28	18,36	17,47	17,49	17,58	14,61				
R3BC4	16,53	17,6	18,4	15,53	15,49	20,43	16,54	15,54	23,35	24,42	21,34	20,47	20,41			
R4AC4	22,44	21,55	21,45	23,41	23,43	23,47	24,46	23,5	19,51	19,52	18,54	20,58	19,5	23,47		
R4BC4	19,13	18,13	19,06	18,1	18,1	18,16	18,21	16,16	17,18	17,17	16,16	15,19	14,22	18,16	15,35	

Tableau 5. Indice de similitude (Whitaker-Fairbanks) entre les différents prélèvements benthiques effectués (2 années x 2 saisons x 2 campagnes x 8 stations). Comparaisons entre les campagnes d'été 2017 (C2 – Campagne 2) et d'été 2017 (C4 – Campagne 4).

Faune hyporhéique

Les valeurs de densités mesurées sur les différentes stations varient entre 10 et 170 individus/L sur les prélèvements effectués à 20 cm sous la surface, entre 4 et 160 individus/L pour les prélèvements effectués à 50 cm sous la surface. Les peuplements d'invertébrés de la faune hyporhéique sont dominés par des larves de Diptères Chironomidae

Comparaison entre les années

Les valeurs de densité sont plus élevées en 2017 (par rapport à 2016) en particulier en été pour les prélèvements à -20 cm et à -50 cm.

Comparaison entre les saisons

Pour les prélèvements d'invertébrés à -20 cm et à -50 cm, les différences entre les saisons sont moins marquées que sur les invertébrés benthiques (pas d'effets d'émergence). Les larves de Diptères Chironomidae représentent tout au long de l'année, le taxon dominant (Fig. 55).

On constate des valeurs de densité très élevées en juin 2017 (pour les prélèvements d'invertébrés à -20 cm et à -50 cm). Les valeurs de diversité sont également supérieures en été 2017 par rapport aux valeurs de printemps 2017.

Pour les prélèvements d'invertébrés à -20 cm, au printemps 2016, on note la présence d'Oligochètes dans les prélèvements effectués à 20 cm. Au printemps 2017, les oligochètes ne sont plus présents ; on observe des Crustacés copépodes sur les stations R1B, R3B.

Entre l'été 2016 et l'été 2017, on observe une augmentation des densités d'invertébrés avec une augmentation nette de l'abondance des Diptères Chironomidae et des Trichoptères.

Pour les prélèvements d'invertébrés à -50 cm, on note principalement une augmentation de la densité d'invertébrés en été 2017, augmentation liée à la forte abondance des Diptères Chironomidae.

Comparaison entre les stations

Sur les prélèvements d'invertébrés à -20 cm, on ne note pas de différence entre les stations en 2016. En été 2017, on constate une tendance à l'augmentation des densités sur les stations aval. La composition du peuplement varie entre les stations : les Trichoptères sont abondants seulement en R4, les Plécoptères seulement en R3, les Copépodes seulement dans les stations aval (B).

Sur les prélèvements d'invertébrés à -50 cm, on constate que des valeurs de densités plus élevées sur le radier 2 en été 2017 et à l'opposé des densités très faibles sur la station R4B. La station R4B (aval) présente pour les prélèvements d'invertébrés à -50 cm, un fonctionnement assez différent des autres stations avec des valeurs de densités élevées en hiver (2016 et 2017) et très faibles en été (2016 et 2017). Par contre, sur cette même station (R4B), les valeurs de densités pour les prélèvements d'invertébrés à -20 cm sont très élevées.

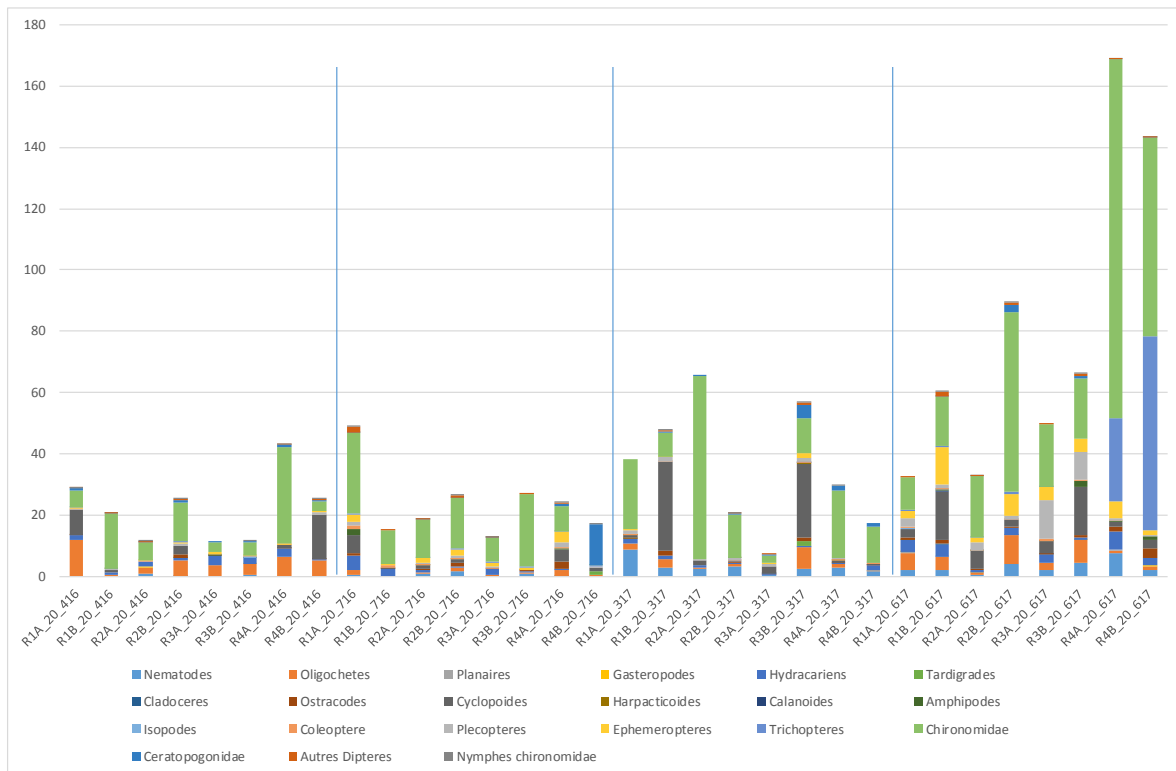


Figure 55. Valeurs de densités mesurées sur les prélèvements de faune hyporhénique effectués à 20 cm de profondeur au cours des différentes campagnes sur les 4 stations (R1-R4) en amont (A) et en aval (B) des radiers. Les valeurs sont exprimées en individus/L.

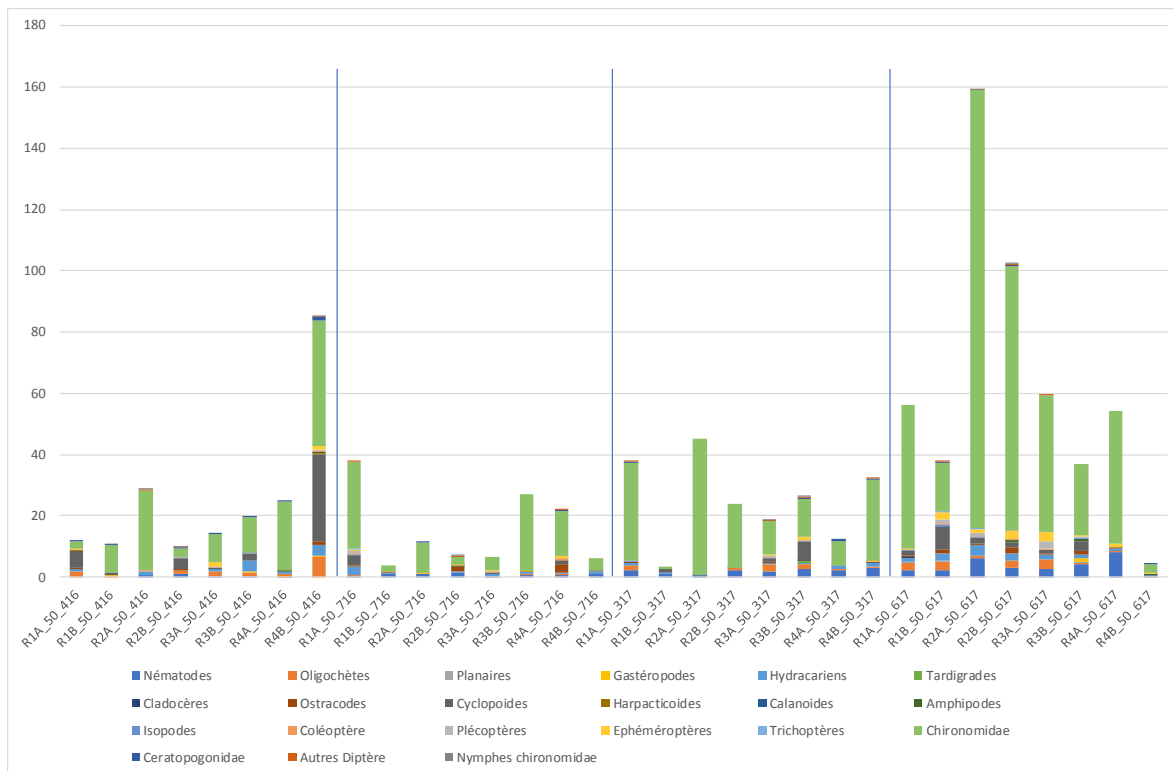


Figure 56. Valeurs de densités mesurées sur les prélèvements de faune hyporhéique effectués à 50 cm de profondeur au cours des différentes campagnes sur les 4 stations (R1-R4) en amont (A) et en aval (B) des radiers. Les valeurs sont exprimées en individus/L.

Lorsque l'on analyse les valeurs de diversité (Indice de Shannon) entre l'amont et l'aval de chaque radier, on constate une très grande variabilité des valeurs entre les années, entre les stations et entre l'amont et l'aval de chaque radier étudié. Aucune tendance générale n'est observée.

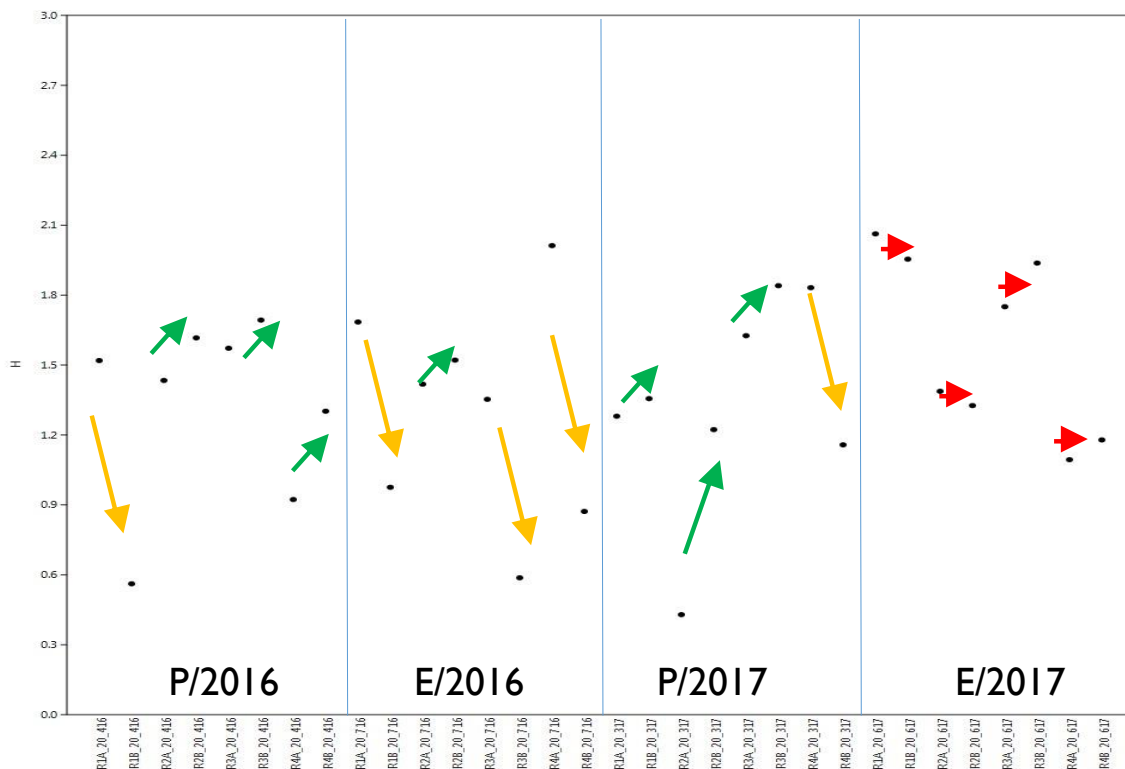


Figure 57. Variations des valeurs de l'indice de diversité de Shannon sur les prélèvements effectués à - 20 cm.

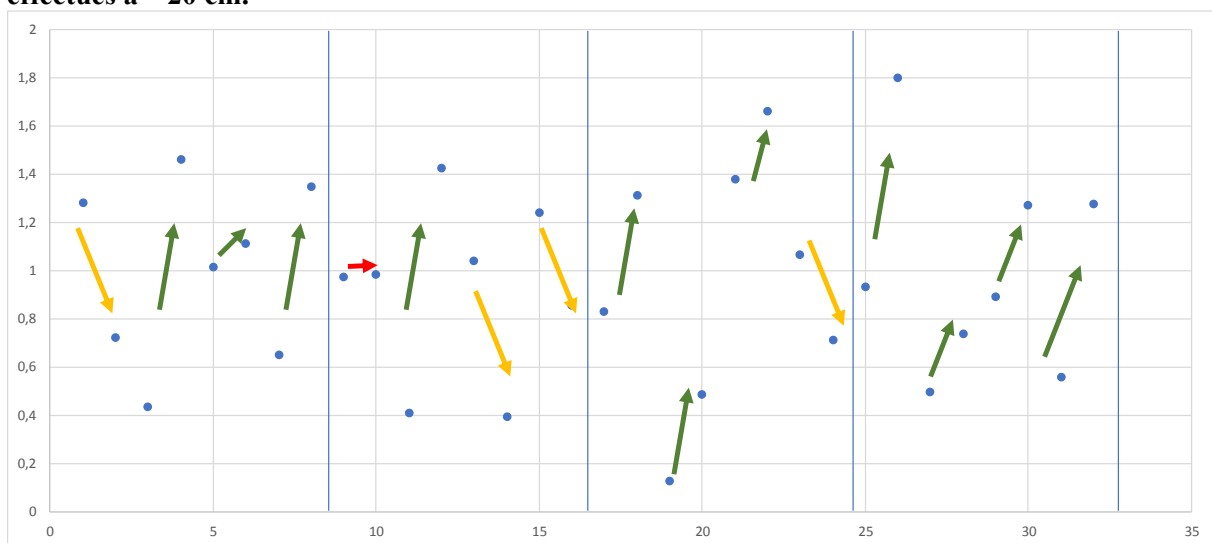


Figure 58. Variations des valeurs de l'indice de diversité de Shannon sur les prélèvements effectués à - 50 cm.

Les fréquences des Ephémères/Plécoptères/Trichoptères dans l'échantillon total ont été calculé. Les valeurs d'EPT sont plus élevées en été en comparaison des campagnes de printemps ; ces valeurs sont plus élevées en été 2017 qu'en été 2016. A une profondeur de 50 cm, la fréquence des EPT est beaucoup plus faible car les échanges avec les invertébrés benthiques sont plus

réduits. Les valeurs les plus élevées sont observées sur les stations R3 et R4 au cours de l'été 2017. La station R4B présente des valeurs très différentes entre l'été 2016 et l'été 2017.

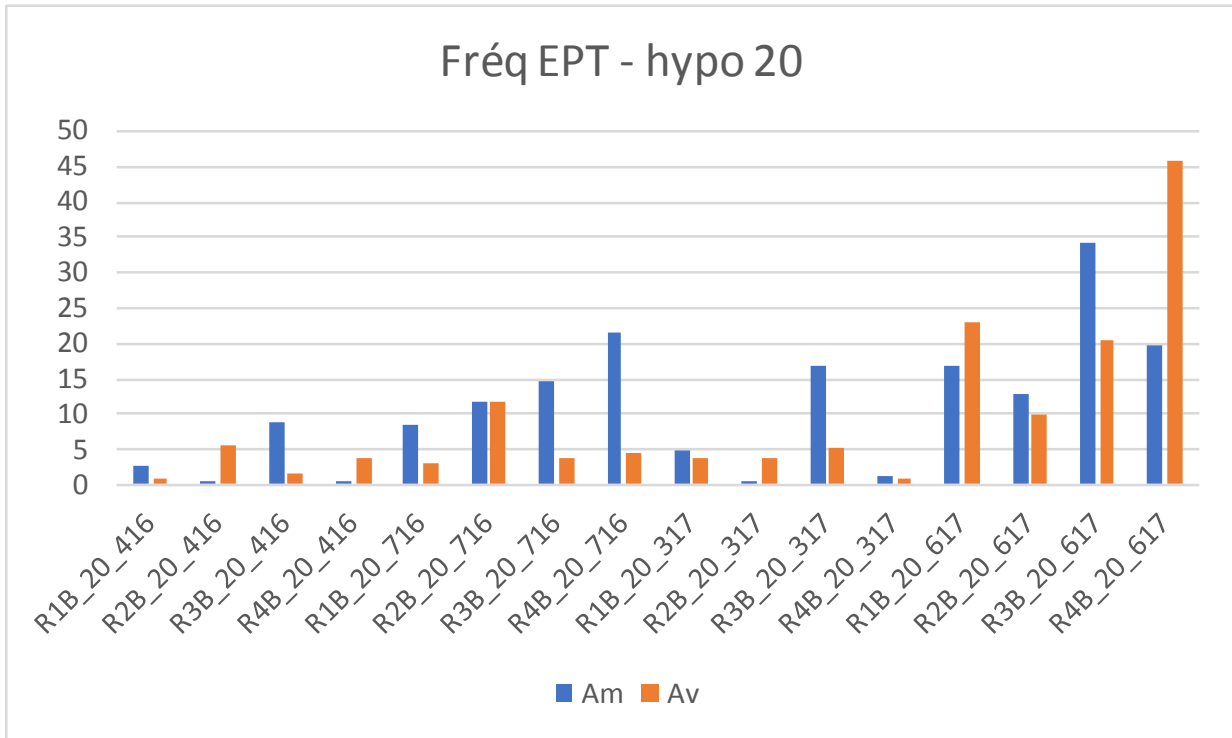


Figure 59. Faune hyporhéique à 20 cm - fréquence des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères dans les différentes stations. Comparaison amont (Am) – aval (Av) radiers.

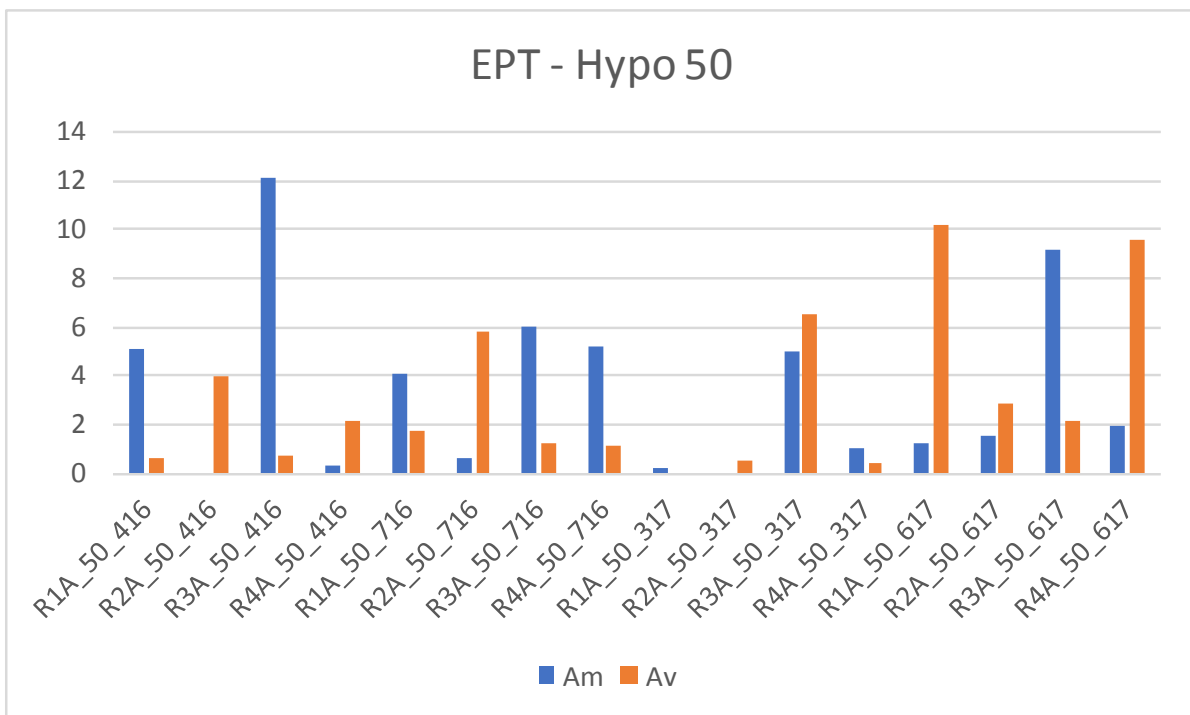


Figure 60. Faune hyporhéique à 50 cm - fréquence des Ephéméroptères-Plécoptères-Trichoptères dans les différentes stations. Comparaison amont (Am) – aval (Av) radiers.

La station R3 amont se caractérise par des valeurs particulières de GHV et des épaisseurs de sédiments élevées. Sur cette station, on constate que les valeurs de densité ne sont pas plus élevées que sur les autres stations mais on constate que la fréquence des EPT est plus élevée en R3A par rapport à R3B

La plupart du temps, les valeurs sont plus élevées en amont (les espèces épigées, appartenant à la faune benthique de la rivière, sont plus abondantes dans les têtes de bancs de galets car c'est ici qu'elles trouvent des eaux interstitielles bien oxygénées et riches en MOP. C'est aussi à cet endroit que l'on échantillonne les plus fortes abondances d'organismes benthiques exigeants, appartenant au groupe des EPT (Ephémère-Plécoptères-Trichoptères).

Indice de similitude

Le calcul d'un indice de similitude entre les prélèvements permet de mettre en évidence une similitude plus faible entre les stations en été 2016 qu'en été 2017. On observe plus de similarité sur les radiers 1 et 2 entre été 2016 et été 2017 qu'entre les radiers 3 et 4 au cours de la même période ; on observe plus de changements sur les stations R3 et R4 que sur les stations amont (R1, R2) entre l'été 2016 et l'été 2017.

	R1AC2	R1BC2	R2AC2	R2BC2	R3AC2	R3BC2	R4AC2	R4BC2	R1AC4	R1BC4	R2AC4	R2BC4	R3AC4	R3BC4	R4AC4	R4BC4
R1AC2																
R1BC2	18,37															
R2AC2	18,45	17,43														
R2BC2	18,4	18,37	18,56													
R3AC2	18,4	17,49	18,49	18,47												
R3BC2	18,3	14,42	17,42	18,39	19,4											
R4AC2	19,32	19,08	19,25	19,3	16,15	19,08										
R4BC2	18,8	16,67	18,75	18,77	15,05	17,67	19,79									
R1AC4	22,3	19,16	21,29	22,29	21,31	19,1	22,34	20,77								
R1BC4	22,3	22,05	22,22	22,21	22,16	22,03	22,41	22,77	24,31							
R2AC4	20,46	19,34	19,46	20,44	19,05	19,34	21,32	20,75	22,27	24,25						
R2BC4	19,37	18,38	19,53	19,52	19,16	18,42	19,26	18,76	21,29	22,19	21,41					
R3AC4	19,34	17,147	18,35	19,33	18,11	17,17	20,32	19,77	21,39	22,26	20,34	20,31				
R3BC4	19,25	18,01	19,18	19,23	18,16	19,05	20,38	19,78	22,38	23,4	20,31	20,24	20,35			
R4AC4	19,3	18,42	18,46	19,41	18,01	18,45	19,09	19,69	21,13	22,06	20,37	19,44	19,2	20,07		
R4BC4	19,2	18,14	18,22	19,22	16,98	18,17	20,1	18,71	21,08	23,03	19,19	20,19	19,15	19,03	19,33	

Tableau 6. Indice de similitude (Whitaker-Fairbanks) entre les différents prélèvements hyporhéiques effectués à une profondeur de 20 cm (2 années x 1 saison x 2 campagnes x 8 stations). Comparaisons entre les campagnes d'été 2016 (C2 – Campagne 2) et d'été 2017 (C4 – Campagne 4).

Analyse canonique des correspondances

Faune benthique

Afin de chercher une corrélation entre les invertébrés benthiques et les paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (pente, épaisseur de sédiments, largeur de la bande active), une analyse canonique des correspondances a été effectuée. Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été retenus.

Les résultats mettent en évidence une différence nette entre les années et entre les saisons. Il n'est pas possible de mettre en évidence des différences entre les stations ; seule la station R4 (R4 amont/ R4 aval) se démarque des autres stations montrant ainsi un fonctionnement différent.

Lorsque l'on prend en compte seulement les invertébrés benthiques et les paramètres physico-chimiques, on constate qu'en été 2017, les stations R1A, R1B, R2A, R2B, R3A se distinguent des stations R3B, R4A et R4B.

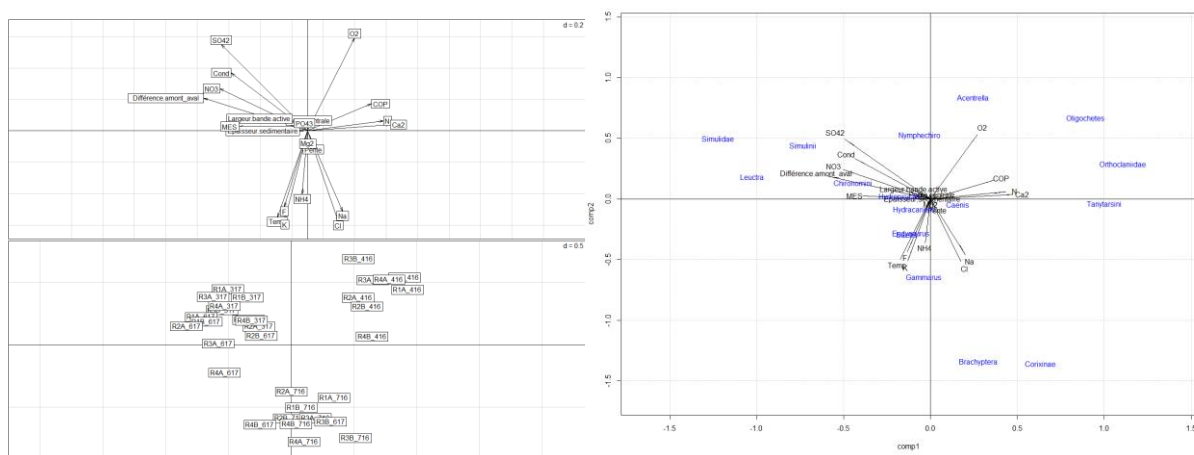


Figure 61. Analyse canonique des correspondances entre invertébrés benthiques et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).

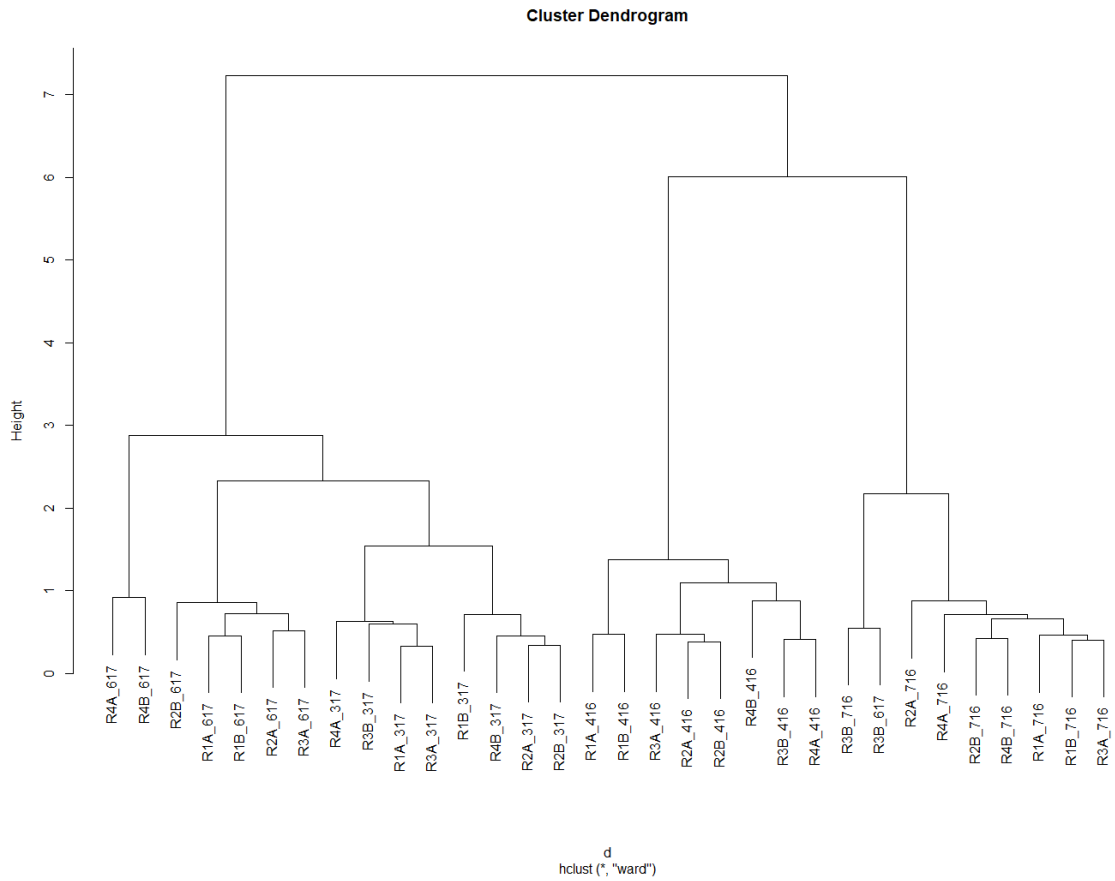


Figure 62. Classification ascendante -analyse canonique des correspondances entre invertébrés benthiques et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).

Faune hyporhéique

Une analyse canonique des correspondances a été effectuée entre les résultats de la faune hyporhéique (prélèvements à -20 cm et à -50 cm) et les paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (pente, largeur de la bande active, épaisseur de sédiments).

Sur la faune hyporhéique à -20 cm, l'analyse canonique des correspondances ne permet pas distinguer nettement ni l'effet saison, ni l'effet année. On constate que la station R4 en été 2017 et en été 2016 se démarque des autres stations mettant en évidence un fonctionnement différent.

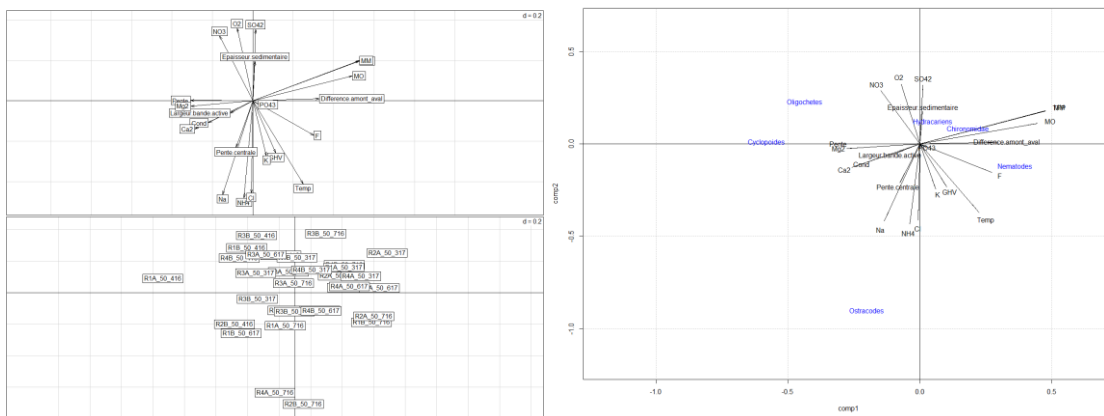


Figure 63 Analyse canonique des correspondances entre invertébrés hyporhéiques (p=20 cm) et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).

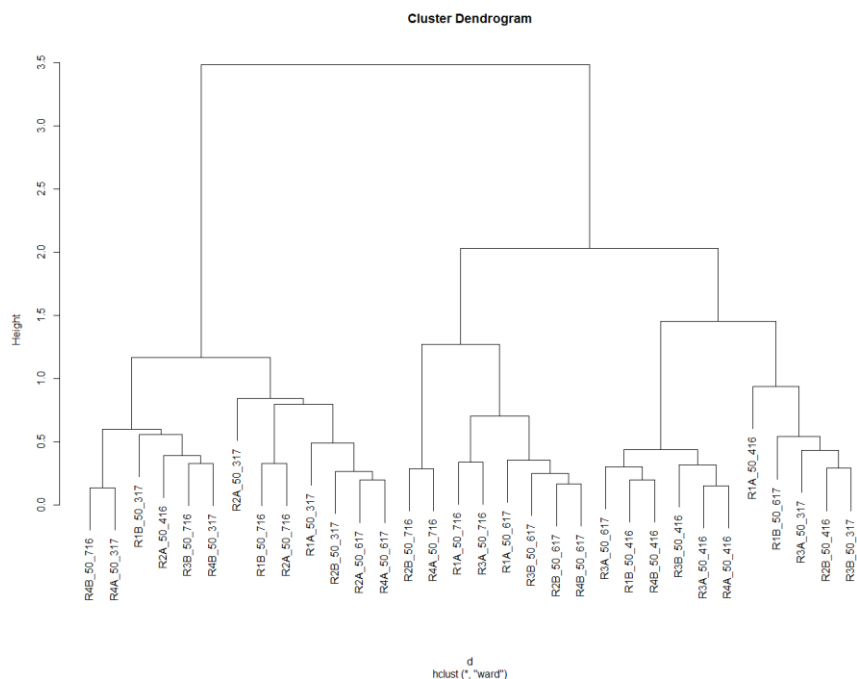


Figure 64. Classification ascendante - analyse canonique des correspondances entre invertébrés hyporhéiques ($p=20$ cm) et paramètres physico-chimiques et géomorphologiques (Seuls les taxons dont la fréquence est supérieure à 10 % ont été pris en compte).

Sur la faune hyporhéique à -50 cm, il n'est pas possible de mettre en évidence d'effets saison ou année. Il n'est pas possible de définir une tendance générale. On constate qu'à cette profondeur, la structure des communautés est plus homogène. On constate à cette profondeur une variabilité plus faible des valeurs entre les saisons et les années. Ce compartiment semble moins variable dans l'espace et dans le temps.

Discussion :

Ce projet avait pour objectif d'évaluer les interactions entre charge solide et assemblages d'invertébrés et plus généralement entre dynamique sédimentaire et services écosystémiques assurés par cette faune.

La mise en place d'un piège à sédiments sur le Buech aval constitue une opportunité pour mieux caractériser le transit sédimentaire sur ce cours d'eau et donc les relations pouvant exister entre dynamique de la charge solide et communautés biologiques.

Au cours de cette étude, nous avons acquis des connaissances sur :

- le transit sédimentaire sur le Buëch, la variabilité spatiale et temporelle des caractéristiques morphodynamiques du cours d'eau
- la structure des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques et le rôle des sédiments comme refuge pour les communautés biologiques
- les interactions entre variations des caractéristiques de la charge sédimentaire et communautés d'invertébrés (faune hyporhéique + faune benthique).

Qualité de l'eau

Même si la méthodologie employée pour les prélèvements d'invertébrés benthiques, ne nous permet pas le calcul d'une note IBGN, nous avons constaté la présence de taxons pollu-sensibles dans les échantillons. Les plécoptères sont présents principalement en 2017, avec des densités plus élevées en été 2017 sur les stations R2 (A et B) et R3 A. Les données disponibles sur la base de données « Eau France » (<http://sierm.eaurmc.fr>) mettent en évidence une amélioration de la qualité physico-chimique de l'eau au niveau de la commune de Ribiers à partir de 2014, avec une eau classée en bon état au niveau chimique et en mauvais état au niveau écologique en raison de la dégradation de la qualité par les valeurs de l'indice poisson.

État des eaux de la station
Évaluation de l'état des eaux douces de surface
Informations disponibles pour la station

Attention les résultats présentés sont obtenus conformément à l'arrêté du 27 juillet 2015
(méthode appliquée sur l'ensemble des données disponibles, y compris antérieures à 2015)

État des eaux de la station

État des eaux de la station

Années (1)	Bilan de l'oxygène	Température	Intrants		Acidification	Polluants spécifiques	Invertébrés benthiques	Diatomées	Macrophytes	Poissons	Hydromorphologie	Pressions hydromorphologiques	ÉTAT ÉCOLOGIQUE	POTENTIEL ÉCOLOGIQUE	ÉTAT Climatologie
			Nutriments N	Nutriments P											
2018	TBE	TBE	TBE	TBE	BE	BE	TBE	TBE	BE	MAUV			MAUV		BE
2017	TBE	TBE	TBE	BE	BE	BE	TBE	TBE	BE	MOY			MOY		BE
2016	TBE	TBE	TBE	TBE	BE	BE	TBE	TBE	BE	MED			MED		BE
2015	TBE	TBE	TBE	TBE	BE	BE	BE	TBE	BE	MED			MED		BE
2014	TBE	TBE	TBE	TBE	BE	BE	BE	TBE	BE	MED			MED		BE
2013	TBE	TBE	TBE	BE	BE	BE	BE	TBE	BE	MED			MED		MAUV ⚠
2012	TBE	BE	TBE	BE	BE	BE	BE	TBE	BE	MED			MED		MAUV ⚠
2011	BE	TBE	TBE	BE	BE	BE	TBE	TBE	BE	MAUV			MAUV		MAUV ⚠
2010	BE	TBE	BE	TBE	BE	BE	TBE	TBE	BE	MED			MED		MAUV ⚠
2009	BE	TBE	TBE	TBE	BE	BE	TBE	TBE		MOY			MOY		MAUV ⚠
2008	BE	TBE	BE	TBE	BE	BE	TBE	TBE		MOY			MOY		MAUV ⚠

Figure 65. Données « Eau France » (<http://sierm.eaurmc.fr>) – qualité de l'eau au niveau de la commune de Ribiers (05).

Conditions de l'étude

Nous avons fait le choix d'étudier la charge sédimentaire, les communautés d'invertébrés benthiques et la faune hyporhéique sur 4 stations proches les unes des autres (distance de 1,8 km entre les 4 radiers étudiés (R1 à R4)). Pour les invertébrés benthiques, les prélèvements ont été effectués sur des substrats similaires (galets, 4 à 6 cm de diamètre), à une profondeur comprise entre 30 et 50 cm et dans une gamme de vitesse comprise entre 40 et 60 cm.s⁻¹ afin que les différences dans la composition des communautés biologiques ne reflètent pas des différences d'habitat (substrat/vitesse) mais des différences dans les événements vécus par chaque station et par des différences à l'échelle de la station (épaisseur de sédiments, processus d'infiltration/exfiltration, quantité de particules fines, ...). Nous avons choisi d'échantillonner sur des zones spécifiques en positionnant nos stations en amont et en aval d'un radier afin de pouvoir prendre en considération des phénomènes d'infiltration et d'exfiltration sur les communautés hyporhéiques.

Sur les invertébrés de la faune benthique, on constate un effet année et un effet saison très marqué. Les résultats mettent en évidence des différences marquées entre les 4 campagnes de prélèvements. Les invertébrés benthiques sont composés de taxons dont le cycle biologique se fait entièrement dans l'eau (Crustacés Gammaridés) et d'autres dont une partie seulement du

cycle biologique se fait dans l'eau (Ephéméroptères, Trichoptères, Diptères, ...). Il existe donc au cours de l'année, une variabilité dans la composition des peuplements. On observe de fortes différences entre les années et entre les saisons. Ces observations sont en lien direct avec le cycle biologique des espèces.

Chaque campagne de prélèvement se caractérise par des valeurs différentes des paramètres physico-chimiques en lien avec les événements hydrologiques précédant la campagne d'échantillonnage. On observe des effets saison et année très marqués sur les paramètres physico-chimiques de l'eau de surface. La campagne hivernale de 2016 se caractérise par des valeurs élevées de COP sans doute en lien avec un épisode de pluie les jours précédents, événement uniforme pour les 4 stations.

Mais, on constate également une variation de certains paramètres entre les stations pour une même campagne. Les valeurs de conductivité, d'oxygène dissous, de quantité de particules fines sont très variables entre les stations, signe d'une variabilité des conditions hydrologiques et plus généralement de fonctionnement différent entre les 4 stations bien que très proches géographiquement. La station R3A se distingue des autres stations par l'absence de variabilité des valeurs de température, conductivité, pH entre les mesures faites au fond de la rivière et dans la zone hyporhéique à une profondeur de 20 ou de 50 cm. Cette différence est le marqueur d'un fonctionnement différent de cette station.

Des fonctionnements différents pour les quatre radiers étudiés

Au cours des deux années de suivi effectués sur le Buech, un événement majeur, la crue de novembre 2016, a eu un impact sur la dynamique des communautés biologiques et sur les différents paramètres suivis dans l'approche géomorphologique. Le pic de débit instantané de cette crue a été supérieur à $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et correspond à un événement de période de retour 5 ans. Les métriques que nous avons choisi de caractériser dans notre approche géomorphologique (largeur de bande active, épaisseur de sédiment, pente, ...) permettent d'identifier des différences majeures de fonctionnement entre les 4 zones d'étude suivies, zones qui se situent immédiatement en amont (A) et en aval d'un radier (B).

Radiers 1 et 2 :

Le radier 1 se caractérise par une importante migration lors de la crue de novembre 2016 et par une certaine stabilité de son épaisseur de sédiment. Ce radier présente une épaisseur de sédiments faible mais constante dans sa partie amont et qui diminue entre 2016 et 2017 sur sa

partie aval. Les pentes (amont, aval, radier) tendent à augmenter entre les différentes campagnes.

Le radier 2 se caractérise également par une stabilité de l'épaisseur sédimentaire et des valeurs faibles. Les pentes (amont, aval, radier) varient peu entre les différentes campagnes.

On constate globalement, peu de changements des caractéristiques de ces deux radiers au cours du temps. Ce sont sur ces deux radiers que les similitudes entre les peuplements d'invertébrés des deux années sont les plus élevées.

Radier 3 :

Sur ce radier, on constate entre 2016 et 2017 une augmentation des valeurs de pente. Ces augmentations sont les marqueurs d'un dépôt sédimentaire. Ce dépôt semble plus important à l'amont du radier (R3A) car on observe sur le secteur amont du radier, des valeurs de pente positives (1%) qui caractérisent des contre-pentes et donc des zones d'accumulation sédimentaire. Les épaisseurs sédimentaires sont maximales sur ce secteur : 1.2 m en amont du radier en 2017 et 1m en aval. Dans ce secteur, on constate également que les berges en rives droite et gauche sont relativement basses et ne représentent pas une source d'apports en sédiments fins en cas d'effondrement.

Ces observations sont cohérentes avec les mesures physico-chimiques effectuées sur ce secteur. En effet, sur la partie amont du radier 3, les mesures de température, oxygène, conductivité, et les valeurs du gradient hydraulique vertical montrent des phénomènes d'infiltration marqués dans cette zone.

Cette zone se caractérise par des peuplements d'invertébrés différents, différents entre 2016 et 2017 et différents des autres radiers. En 2017, la station R3 A(amont) se différencie des autres stations par une forte présence de Plécoptères, qui sont des taxons très polluo-sensibles, à la fois dans les prélèvements benthiques et dans les prélèvements hyporhéiques (- 20 cm). Le phénomène d'infiltration permet la présence d'un habitat caractérisé par une granulométrie assez grossière, une circulation d'eau entre les éléments minéraux et une absence de colmatage par des sédiments fins. Cet habitat semble constituer une zone bien oxygénée, favorable pour des taxons polluo-sensibles comme les Plécoptères (g. Leuctra).

On constate donc dans cette zone que les processus de dynamique sédimentaire en lien avec la crue de novembre 2016 qui se sont produits au cours de la phase d'étude, ont conduit à la mise en place sur le radier 3 d'un habitat favorable à des Plécopères, taxons polluo-sensibles. Ces organismes sont sensibles aux variations des conditions environnementales et sont caractéristiques d'un bon fonctionnement du cours. La présence en plus forte abondance de ce

taxon dans cette zone est le marqueur de processus fonctionnels différents. Cette zone semble offrir des conditions d'habitat et d'oxygénation favorables et ainsi favoriser des processus de dégradation de la matière organique efficaces.

La plupart du temps, les valeurs de densité de faune sont plus élevées en amont des radiers (les espèces épigées, appartenant à la faune benthique de la rivière, sont plus abondantes dans les têtes de bancs de galets car c'est ici qu'elles trouvent des eaux interstitielles bien oxygénées et riches en matière organique particulaire). C'est aussi à cet endroit que l'on échantillonne les plus fortes abondances d'organismes benthiques exigeants, appartenant au groupe des EPT (Ephémère-Plécoptères-Trichoptères) comme observé dans d'autres rivières (Datry et al., 2007). C'est également ce que nous avons observé sur le radier 3 avec des fréquences EPT (Ephémères, Plécoptères, Trichoptères) plus élevées que sur les autres stations et plus élevées en amont du radier qu'en aval pour la campagne de juillet 2017 pour la faune benthique et la faune hyporhéique à 20 cm.

Le radier 4 se distingue également des autres radiers étudiés. Ce radier situé en aval et très proche du piège à sédiments se caractérise par :

- une proximité de la berge en rive gauche qui peut être une source de sédiments fins en cas d'effondrement et une source de matière organique (débris de feuilles),
- une bande active relativement large (mais un écoulement assez concentré)
- une faible épaisseur de sédiments (en particulier dans la partie aval) et la présence du substratum sous forme de bancs transversaux affleurants
- des valeurs de pente élevées (en particulier dans la partie aval) induisant des vitesses de courant plus importantes (augmentation des valeurs entre 2016 et 2017).

La station R4 se distingue des autres stations par la présence de Crustacés Gammaridés en 2017. Ces invertébrés sont typiques des petits cours d'eau lents. On peut se demander si la présence des Crustacés est plus liée au type de nourriture présent, aux caractéristiques de l'habitat de cette station ou à la présence d'une zone d'eaux calmes immédiatement en aval.

Les Gammares sont des organismes déchetteurs qui se nourrissent à partir des débris végétaux. Sur la station R4, on constate l'érosion marquée de la ripisylve en rive gauche. Cette érosion pourrait conduire à une quantité plus importante de débris végétaux dans la rivière et pourrait être une explication à la densité forte de crustacés Amphipodes. Toutefois, les éléments

dont nous disposons permettent de mettre en évidence des différences nettes de fréquence des Gammareux au niveau de la station 4 mais seules des hypothèses peuvent être faites pour expliquer leur présence.

Sur le radier 4, on observe des valeurs de densités d'invertébrés élevées dans les prélèvements effectués en zone hyporhéique à une profondeur de 20 cm. On peut se demander les causes de cette densité élevée. Ce sont les larves de Dipères et de Trichoptères qui contribuent le plus à ces valeurs élevées. Il est difficile d'expliquer ces valeurs élevées compte tenu des fortes contraintes d'habitat dans cette zone. Peut-être que la présence de bancs de substratum dans cette zone réduit la superficie des habitats disponibles et concentre les individus dans des zones favorables. Nos prélèvements hyporhéiques ne pouvant se faire que dans des zones de dépôts, ne sont peut-être pas représentatifs, en terme de densité, de l'ensemble de ce secteur.

Communautés hyporhéiques et fonctionnement : relations organismes milieu

La zone hyporhéique est une zone de grande importance pour le fonctionnement des cours d'eau (Boulton et al., 1998 ; Marmonier et al., 2009), mais différentes activités anthropiques ont altéré les échanges entre écoulements de surface et hyporhéos (Brunke & Gonser, 1997 ; Hancock, 2002). Les barrages et la régulation des débits ont conduit à des phénomènes d'incision dans de nombreuses rivières européennes (Bravard et al., 1997) ce qui a eu des conséquences sur la distribution des sédiments, sur les connexions hydrauliques entre la surface et les compartiments de sub-surface (augmentation des infiltrations). Ces changements physiques ont eu des conséquences sur la composition des communautés (taxonomique et fonctionnelle) et sur la distribution des assemblages d'invertébrés benthiques.

Les zones hyporhéiques sont des zones d'interaction entre les flux souterrains et de surface. Les communautés hyporhéiques sont impactées par les caractéristiques de l'habitat (Fraser & Williams, 1998), par les échanges surface-hyporhéos qui conditionnent la distribution des concentrations en oxygène et d'autres ressources (Boulton & Foster, 1998; Brunke & Gonser, 1999). Les processus biogéochimiques dans la zone hyporhéique sont contrôlés par les échanges hydrologiques entre eau de surface et hyporhéos (Boulton et al., 1998; Boano et al., 2014), échanges qui déterminent les transferts de différents éléments (nutriments, carbone and accepteurs d'électrons) vers les communautés microbiennes (Findlay, 1995).

Les résultats obtenus sur la station R3A semblent mettre en évidence un phénomène marqué d'infiltration et de circulation d'eau entre les sédiments. Ce phénomène se matérialise par des valeurs d'oxygène et de conductivité très homogène aux trois profondeurs (compartiments benthique et hyporhéique à -20 cm, -50 cm), par les valeurs du gradient hydraulique vertical. Sur cette station, en particulier en juillet 2017, on constate des valeurs de particules fines très faibles dans les prélèvements effectués dans la zone hyporhéique (P=20 cm ; P=50 cm).

Descloux et al. (2013) ont montré que les zones d'infiltration ou d'exfiltration influencent différemment les processus de sédimentation à l'intérieur de la zone hyporhéique. Les exfiltrations généralement limitent les intrusions de particules fines et alimentent les organismes en nutriments, tandis que les infiltrations apportent des sédiments fins, de l'oxygène dissous et de la matière organique dans la zone hyporhéique (Schälchli 1993; Boulton et al. 1998) favorisant les processus de colmatage.

Généralement ce sont des processus d'exfiltration qui conduisent à une diminution du colmatage. Dans le cas de la station R3A, il semblerait que ce soit l'inverse. L'infiltration semble créer une circulation importante d'eau de la surface vers les zones profondes, circulation qui limite le colmatage. Cela est sans doute également lié à l'accumulation de sédiments grossiers dans cette zone.

Des phénomènes globaux comme l'augmentation de l'infiltration des sédiments fins, les prélèvements d'eau, ou l'altération géomorphologique (Elosegi et al., 2010; Nogaro et al., 2010) altèrent les facteurs modulant les flux hyporhéiques et donc compromettent les processus biogéochimiques (Nogaro et al., 2010 ; Datry et al., 2017), mais aussi d'autres fonctions de la zone hyporhéique (e.g. Bo et al., 2007; Soulsby et al., 2001). Par exemple, l'infiltration de sédiments fins réduit la conductivité hydraulique de la zone hyporhéique ce qui décroît le transfert d'oxygène et donc les processus aérobies et potentiellement la respiration des juvéniles de poissons (Nogaro et al., 2010; Wood and Armitage, 1997). Le colmatage conduit à une diminution de l'habitat disponible pour la faune, de la surface d'échange, et modifie les échanges interstitiels depuis des processus biogéochimiques aérobies vers des processus anaérobies (Lemly 1982; Wood and Armitage 1997; Ryan and Packman 2006).

Contrairement aux assemblages benthiques, il existe peu d'études sur les effets du colmatage sur la faune hyporhéique. La densité et la diversité des invertébrés hyporhéiques tendent à diminuer avec la profondeur (Williams and Hynes 1974). Certains auteurs ont démontré une diminution lors d'une augmentation du % de sédiments fins (Maridet et al. 1995; Boulton et al. 1998; Olsen et al. 2010). Par exemple, la densité d'organismes hyporhéiques, Gammaridae,

Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Chironomidés, Sialidés semble négativement corrélée avec une augmentation du % de sédiments fins dans une étude sur une rivière conduite par Weigelhofer and Waringer (2003). En utilisant des substrats artificiels, Richards and Bacon (1994) et Bo et al. (2007) ont observé que le % de sédiments fins affecte négativement la colonisation du substrat par les macro-invertébrés, divisant par 1.25 la diversité et par 2 l'abondance totale de l'assemblage d'invertébrés hyporhéiques. Cette décroissance pourrait être due à la diminution de l'espace hyporhéique. Cela pourrait limiter les possibilités de pénétration de la plupart des insectes et réduire l'abondance des taxons sensibles à cause d'une augmentation de l'occurrence des substances toxiques ou de conditions locales anoxiques dans les sédiments (Minshall 1984; Gayraud and Philippe 2003). La diminution de l'habitabilité limite également la densité des macro-invertébrés vivants sur des substrats grossiers (Dole-Olivier et al. 1997; Hakenkamp and Morin 2000), mais a peu d'effet sur la méiofaune (Boulton 2007).

Le radier R3, en lien avec son fonctionnement géomorphologique au cours de la période d'étude, représente une zone de dépôt de matériaux grossiers avec très peu de particules fines. Les conditions de milieu observées sur ce radier et induites par la dynamique sédimentaire dans cette zone conduisent à un peuplement d'invertébrés différent, signe d'un fonctionnement différent des autres radiers étudiés. Ce radier, en particulier en juillet 2017, se caractérise par une épaisseur importante de sédiments ; il offre ainsi des conditions favorables à des taxons polluo-sensibles, signe de conditions aérobies. Ce site est, sans doute, une zone favorable aux processus biogéochimiques aérobies. Dans ce secteur, un certain nombre de services sont assurés plus efficacement par la rivière, en particulier les processus de dégradation de la matière organique et d'auto-épuration de l'eau.

Relation dynamique sédimentaire – communautés biologiques

Au cours de cette étude, nous avons mis en évidence une variabilité spatiale et temporelle des caractéristiques géomorphologiques des sites étudiés, ainsi que de la composition et de la structure des communautés biologiques de ces sites. Ces communautés sont des marqueurs du fonctionnement de la rivière et des services écosystémiques.

Nous avons mis en évidence une relation entre caractéristiques géomorphologiques et communautés. Il existe un lien entre évènement hydrologique, transit sédimentaire et communautés biologiques. Les changements les plus importants observés l'ont été sur les stations R3 et R4, c'est-à-dire les stations d'étude les plus en aval de la zone d'étude et les plus

proches du piège à graviers. Cette zone se caractérisait par une variabilité du profil en long plus importante que la zone amont (radiers R1 et R2). Le Buech s'est incisé rapidement sur une période de deux ans précédant le chantier du piège et sa mise en service. Toutefois, depuis 2012 le lit montre une incision plus faible et une stabilité locale où l'incision est empêchée par des affleurements rocheux ; on remarque bien une tendance à l'incision jusqu'en avril 2012 puis une stabilisation entre 2012 et 2017 (Coutaz & Tal, 2018). La crue de novembre 2016 a induit des modifications notamment de l'épaisseur de sédiments dans les zones étudiés et de la pente des radiers. Les modifications d'habitat induites par cet évènement se répercutent sur la composition et la structure des communautés d'invertébrés et les services écosystémiques associés.

Il est clair que les variations de plancher alluvial jouent un rôle majeur sur les communautés benthiques et hyporhéïques. La pente et la forme du radier, son épaisseur sédimentaire joue un rôle majeur dans les gradients hydrauliques et les échanges. La partie amont du tronçon (radiers 1, 2, 3) a connu de fortes évolutions entre 2016 et 2017 alors que le radier 4 est resté quant à lui peu mobile. La nappe sédimentaire y est très peu épaisse à l'amont du radier alors que le substratum est affleurant à l'aval. La granularité semble très grossière et la pente globale très forte. Le suivi de tronçon en amont immédiat du piège à gravier doit faire l'objet d'attention permanente face aux risques de diminution des épaisseurs sédimentaire et de répercussion en amont de l'entaille d'érosion par érosion régressive. La barre calcaire du substratum affleurant au niveau de la rampe du piège empêche pour l'instant toute remontée de l'entaille d'érosion. Cette zone doit faire l'objet d'une attention particulière, mais il est clair que c'est l'ensemble de la charge de fond et sa mobilité qui doit continuer à être suivie compte tenu de son impact sur les communautés.

Nos résultats montrent la relation entre dynamique sédimentaire et communautés biologiques. Ces résultats peuvent être utiles aux gestionnaires pour mettre en évidence le lien entre impacts sur la dynamique sédimentaire et effets sur les communautés. Les facteurs d'infiltration, d'épaisseur de sédiments, de largeur de la bande active, de pente des radiers, de colmatage peuvent être utilisés par les gestionnaires comme des métriques de caractérisation de la dynamique sédimentaire, sachant que ces facteurs peuvent avoir un effet sur les communautés biologiques.

[A une échelle plus large](#)

Les travaux engagés par le CEREGE dans le cadre de la thèse de Jonathan Coutaz intitulée, « Dynamique d'une rivière alpine en tresses à forte influence anthropique, le Buech : impacts

d'aménagements sur l'équilibre fluvial » ont pour objectif de mieux comprendre les caractéristiques et les moteurs de la dynamique sédimentaire de cette rivière. Ce travail doit permettre de mieux apprécier les caractéristiques géomorphologiques de la rivière et leur dynamique temporelle et ainsi d'appréhender à une échelle plus large la dynamique sédimentaire et les facteurs qui l'influencent.

Nos résultats ont mis en évidence une variation de la composition des communautés en réponse à des changements de caractéristiques des radiers étudiés sur les invertébrés benthiques et hyporhéiques. Plus largement, on peut considérer que la dynamique sédimentaire a également un effet sur les communautés de poissons. L'apron, *Zingel asper*, espèce inscrite sur la liste rouge des espèces menacées et présente sur le Buech est, comme les communautés d'invertébrés, directement affectée par les caractéristiques de l'habitat. L'apron est une espèce qui présente des préférences en terme d'habitat au cours de son cycle biologique, pour sa nutrition et sa reproduction. La dynamique sédimentaire peut avoir une action sur l'épaisseur de sédiments, la pente, le colmatage, autant de facteurs influençant la présence de cette espèce de poissons (Labonne et al., 2003).

Nous avons mis en évidence une relation entre caractéristiques des habitats et communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques. La variabilité des conditions d'habitat induites par la dynamique spatiale et temporelle du transit sédimentaire peut également avoir des effets sur les peuplements de poissons mais également sur les services écosystémiques assurés par la rivière, en particulier les processus d'auto-épuration.

Il serait intéressant, pour une prochaine étude, de faire le lien à une échelle plus large entre dynamique sédimentaire et caractéristiques de l'habitat pour mieux apprécier les potentialités d'accueil de la rivière.

Conclusion

L'événement hydrologique de novembre 2016 a joué un rôle majeur dans la modification des morphologies, générant notamment un élargissement de la bande active à l'exception de la bande active au niveau du radier 2.

Le radier 3 se distingue de tous les autres radiers par sa forte épaisseur sédimentaire, la présence d'une contre pente dans la partie amont et une augmentation générale de sa pente au cours du temps et même durant l'année 2017 alors qu'aucun événement hydrologique majeur ne survient. Le radier 1 présente lui aussi une contre pente mais cette fois à l'aval. L'année 2017

malgré l'absence d'évènement majeur n'est pas dénuée de tout mouvement bien au contraire. Le radier 4 par exemple se caractérise par une forte variation de la surface mobile en dehors de la crue de novembre 2016. Ces divers indices de variation sont à mettre en relation avec le seuil de mobilité de $45\text{m}^3/\text{s}$ atteint au moins trois fois au cours de l'année 2017. Enfin, outre l'apport d'une approche statistique croisée des indices morphologiques et des indices géochimiques et biologiques il ne faut pas négliger dans l'interprétation la lecture géomorphologique des radiers afin d'éviter les biais générés par des facteurs secondaires ou indirects comme la création d'habitats refuges entre les irrégularités du substrat favorisant les concentrations des individus dans des environnements restreints comme cela pourrait être le cas au niveau de l'aval du radier 4.

Perspectives

Pour affiner cette étude et mieux évaluer les interactions entre la morphologie de la rivière et les populations d'invertébrés, on pourrait se concentrer sur un nombre plus restreint de radiers afin d'effectuer un meilleur suivi voire une instrumentation des radiers (mesure de pression interstitielle par capteur de pression à 20 et 50 cm). La caractérisation granulométrique des radiers, la mesure de porosité entre les galets ou la qualification et quantification de la matrice sous le pavage, la position du substratum peuvent-être des éléments importants à caractériser. Les radiers 2, 3 et 4 semblent les mieux indiqués. D'abord, d'un point de vue de mise en œuvre. Les mesures sur le radier 2 d'un accès rapide au Buëch et sur les radiers 3 et 4 proches l'un de l'autre seront plus aisées. Ensuite, leurs caractéristiques morphologiques présentent un panel représentatif des morphotypes (stable à couverture sédimentaire mince, dynamique à couverture sédimentaire épaisse et mobile, 4 à diminution importante de la couverture sédimentaire et présence du substratum). Le radier 2 est jusqu'à présent le plus stable, le radier 3 présente une importante épaisseur de sédiment et le radier 4 permettrait d'étudier l'évolution et les effets de la dénudation du substrat. Les campagnes de prélèvement biologique doivent être effectuées simultanément avec les campagnes de mesure topographique et photogrammétrique. Cela permettrait d'avoir la même zone en eau lors des mesures et de mesurer au GPS RTK la position précise des emplacements des prélèvements biologiques. Ces positions permettraient de mesurer des métriques sur des zones plus restreintes et plus représentatives des conditions morphologiques. On pourrait ainsi distinguer si les invertébrés sont davantage impactés par des variations à l'échelle du radier ou à l'échelle du point de prélèvement.

Il faudrait aussi réaliser des sondages pour mieux contraindre l'altitude du substrat au niveau des radiers, en particulier le radier 3 où nous n'avons pas de point de mesure.

Les mesures de gradient hydraulique vertical semblent pouvoir amener une bonne estimation des échanges entre la nappe et la rivière, il faudrait donc approfondir cette mesure peut être par de l'instrumentation (cf supra) et mesurer les variations de cette valeur le long de profils transversaux de la rivière car d'importants changements d'écoulement ont été observés au sein d'un même profil dans d'autres études (Storey et al., 2003).

Ce travail a permis d'améliorer notre méthode de création des MNS que ce soit au moment de l'acquisition, du traitement photogrammétrique ou du post-traitement. On fournit ici quelques remarques pour chacune de ces étapes qui permettent de faciliter le traitement et améliorer la qualité des modèles :

- Acquisition sur le terrain :

Il est important de répartir de façon homogène les GCP sur l'ensemble de la zone de mesure en particulier aux extrémités de la surface photographiée. Ceci afin d'éviter au maximum les effets de basculement des MNS et les déformations à leurs extrémités. Il faut aussi veiller à ce que les cibles ne soient pas cachées par des arbres, ce qui les rendraient inutiles lors du traitement. Pour la prise des photos comme cela a été observé dans d'autres études avoir deux altitudes de vol différentes pour améliorer la qualité de l'orientation des photos lors du traitement (Woodget et al., 2014; Dietrich, 2016). De la même façon une légère inclinaison du capteur de l'ordre de 15 à 30° par rapport au nadir est susceptible d'améliorer le modèle, mais cela complexifie l'effet de la réfraction en faisant varier l'angle d'incidence.

Pour mieux contraindre l'incertitude sur les surfaces d'eau modélisée avec IBER il serait utile d'effectuer plus de mesures de profondeur d'eau sur le terrain.

- Traitement photogrammétrique :

Un contrôle visuel de l'ensemble des photos est essentiel pour pouvoir supprimer les images qui seraient clairement floues, prises à la même position (en vol stationnaire) ou couvertes en totalité par une haute végétation, de telles images n'apporteraient que du bruit au modèle. L'utilisation de Micmac est à favoriser autant que possible pour la meilleure complétude et qualité des modèles qu'il peut fournir.

- Postraitement :

Pour la correction bathymétrique l'utilisation de la modélisation hydraulique pour obtenir la surface d'eau présente l'avantage d'être rapide, simple et surtout d'éviter une mesure systématique de la position de la ligne d'eau au GPS RTK. Cela représente un gain de temps de plusieurs jours de travail, à la fois sur le terrain et durant le post-traitement.

La correction appliquée, d'un facteur de 1.34, fonctionne assez bien mais elle n'est pas optimale, la profondeur reste en moyenne légèrement sous-estimée. Il serait possible pour améliorer la précision bathymétrique d'utiliser une méthode statistique (Jack Knife) pour déterminer un coefficient de correction optimal entre les GTP et le MNS. En effet ce n'est pas un phénomène de réfraction simple mais une combinaison de plusieurs phénomènes : la réfraction avec un angle d'incidence non nul et variable, l'effet de lentille (Chirayath & Earle, 2016), la turbidité ainsi que les remous et les reflets rajoutent du bruit. Certains paramètres comme l'effet de lentille peuvent être corrigés avec des méthodes très poussées (Chirayath & Earle, 2016). On peut aussi réaliser correction de la réfraction en prenant en comptes les angles de prise de vue (Dietrich, 2017). Cependant, aucun modèle physique ne peut rendre compte de tous ces phénomènes c'est pourquoi on peut utiliser des ajustements par les moindres carrés à partir des GTP pour optimiser notre coefficient de correction. Cette correction doit être recalibrée lors de chaque campagne pour rendre compte des différentes conditions de turbidité et de luminosité. Il est aussi possible d'utiliser des méthodes de validation croisée (e.g. Jack Knife) lorsque que le jeu de données est insuffisant pour être séparé en un jeu d'entraînement et un jeu de validation.

Bibliographie

- Angradi TR. (1999). Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: a field experiment with biomonitoring applications. *J N Am Benthol Soc* 18:49–66.
- Astrade, L., Jacob-Rousseau, N., Bravard, J.-P., Allignol, F., & Simac, L. (2011). Detailed chronology of mid-altitude fluvial system response to changing climate and societies at the end of the Little Ice Age (Southwestern Alps and Cévennes, France). *Geomorphology*, 133, 100–116. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.028>
- Belletti, B., Dufour, S., & Piégay, H. (2013). Regional variability of aquatic pattern in braided reaches (example of the French Rhône basin). *Hydrobiologia*, 712, 25–41. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1279-6>
- Bertoldi W., Zanoni L., Tubino M., (2009). Planform dynamics of braided streams. *Earth surf. Process. Landforms* 34, 547-557.
- Bjornn TC., Brusven MA., Molnau MP., Milligan JH., Chacho E., Schaye C. (1977). Transport of granitic sediment in streams and its effects on insects and fish. Rapport B-036-IDA, College of forestry, wildlife and range sciences.
- Bladé, E., Cea, L., Corestein, G., Escolano, E., Puertas, J., Vázquez-Cendón, E., ... & Coll, A. (2014). Iber: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 30(1), 1-10.
- Bo T, Fenoglio S, Malacarne G, Pessino M, Sgariboldi F. (2007). Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologica Ecol Manage Inland Waters* 37:186–192.
- Boano F. Harvey J. W., Marion A., Packman A. I., Revelli R., Ridolfi L. and Wörman A. (2014). Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Rev. Geophys.*, 52, 603–679.
- Bou, C., Rouch, R., (1967). Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. *C.R. Académie Sciences Paris*. 265 : 369-370.
- Boulton, A.J. (2001). River Ecosystem Health Down Under: Assessing Ecological Condition in Riverine Groundwater Zones in Australia. *Ecosystem Health* 6(2):108 - 118
- Boulton A.J. & Foster J.G. (1998). Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales, Australia. *Freshwater Biology*, 40, 229–243.
- Boulton AJ, Findlay S, Marmonier P, Stanley EH, Valett HM (1998). The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annu Rev Ecol Evol S* 29:59–81
- Boulton AJ. 2007. Hyporheic rehabilitation in rivers: restoring vertical connectivity. *Freshw Biol*; 52 : 632–50.
- Bravard, J.-P., Amoros, C., Pautou, G., Bornette, G., Bournaud, M., Creuzé Des Châtelliers, M. Tachet, H. (1997). River incision in South-East France: Morphological phenomena and ecological effects. *Regulated Rivers: Research and Management*, 13, 1–16.
- Beschta R.L. and Jackson W.L., (1979). The intrusion of fine sediment into a stable gravel bed. *J. Fish. Res. Board*. 36: 204-210.
- Brunke M. & Gonser T. (1999). Hyporheic invertebrates –the clinal nature of interstitial communities structured by hydrological exchange and environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society*, 18, 344–362.
- Brunke M., Gonser T. (1997). The ecological significance of exchange-processes between rivers and groundwater. *Freshw Biol* 37:1–33.
- Buffington J. M., & Tonina D. (2009). Hyporheic exchange in mountain rivers II: effects of channel morphology on mechanics, scales, and rates of exchange. *Geography Compass*, 3(3), 1038-1062.

- Capderrey C., Datry T., Foulquier A., Claret C. and Malard F. (2013). Invertebrate distribution across nested geomorphic features in braided-river landscapes. *Freshwater Science* Vol. 32, No. 4 (December 2013), pp. 1188-1204
- Chapuis M., (2012). Mobilité des sédiments fluviaux grossiers dans les systèmes fortement anthropisés : éléments pour la gestion de la basse vallée de la Durance. *Géographie*. Université d'Aix-Marseille.
- Chapuis M., Collom, D., (2012). La cicatrization des rivières méditerranéennes françaises après les grandes perturbations de la seconde moitié du xxe siècle : réponses des systèmes fluviaux et stratégies de gestion. Exemples de la Durance, du Var, de la Cèze. *Méditerranée*. 118: 65-74
- Chirayath V., & Earle S.A. (2016). Drones that see through waves—preliminary results from airborne fluid lensing for centimetre-scale aquatic conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 237-250.
- Claret C. & Boulton A.J. (2009). Integrating complex field hydraulic conductivity with biogeochemical gradients and microbial activity along river-groundwater exchange zones in a subtropical stream. *Hydrogeology Journal*, 17 : 151-160.
- Claret C., Lienhardt G., Cartier V., Franquet E., Miralles, G., (2007). Composition et distribution des assemblages d'invertébrés dans la zone hyporhéique d'une plaine alluviale de la Moyenne-Durance. *Mediterranean Journal of Ecology*. 33 : 5-13.
- Claret C., Marmonier P., (2009). Impact of incision on invertebrate assemblages of the hyporheic zone: assessment from taxonomic and functional classifications. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 30 : 1091-1095
- Coutaz J., Tal M., (2018). Suivi Morphologique du Buëch aval, Rapport d'activité 2016-2017, Aix-Marseille Université, Comité de suivi environnemental, 30 p.
- Coutaz J., Tal M., Fleury J., Dussouillez P., (2017). Fermeture du budget sédimentaire d'une rivière en tresse par suivi photogrammétrique SFM haute résolution. Colloque Transport solide et Morphodynamique des rivières (TSMR), Villeurbanne 8-9 novembre 2017, Poster session.
- Creuzé Des Châtelliers M., (1991). Geomorphological processes and discontinuities in the macrodistribution of the interstitial fauna. A working hypothesis, *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* , n° 24, p. 1609-1612.
- Creuzé des Châtelliers M., Poinart D. & Bravard J.-P. (1994). Geomorphology of groundwater ecosystems. *Groundwater Ecology* (Eds. Gibert J., Danielopol D.L & Stanford J.A.), pp. 158-185. Academic Press, San Diego.
- Cunningham A.B., Anderson C.A. and Bouwer H., (1987). Effects of sediment-laden flow on channel bed clogging. - *J. Irrigation Drainage Engineering* 113: 106-118.
- Datry T., Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Claret C., Perrin J.F. (2008). La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries - E A T*, IRSTEA édition 2008, p. 3 - 18.
- Descloux S., Datry T., Marmonier P., (2013). Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment. *Aquat Sci.*, 75:493–507.
- Dietrich J.T., (2017). Bathymetric Structure-from-Motion: extracting shallow stream bathymetry from multi-view stereo photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(2), 355-364.
- Dole-Olivier M-J, Marmonier P, Befly J-L. (1997). Response of invertebrates to lotic disturbance: is the hyporheic zone a patchy refugium? *Freshw Biol* 37:257–276.
- Dole-Olivier, M.J. & Marmonier, P., (1992). Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. *Freshwater Biology*. 27, 2: 177-91
- Elosegi A & Sabater S., (2013). Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem

- functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia* (2013) 712:129–143.
- Findlay S., (1995). Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone. *Limnology and Oceanography* Volume 40, Issue 1, 159-164
- Fouché O., Plumelle C. & Jun Cui Y.. (2013). *Hydraulique des sols*. 571-632. *Théorie et pratique de la géotechnique*, Le Moniteur, pp.569-630.
- Fraser B.G & Williams D.D., (1998). Seasonal boundary dynamics of a groundwater/surface-water ecotone. *Ecology*, 79, 2019–2031.
- Gayraud S, Philippe M., (2003). Influence of bed-sediment features on the interstitial habitat available for macroinvertebrates in 15 French streams. *Int Rev Hydrobiol* ;88:77–93.
- Gibert J., Dole-Olivier M-J, Marmonier P., Vervier P., (1990). Surface water-groundwater ecotones. In: Naiman RJ, Décamps H (eds) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. UNESCO/Parthenon Publishing, London, 199–225.
- Hakenkamp C, Morin A., (2000). The importance of meiofauna to lotic ecosystem functioning. *Freshw Biol* 44:165–175.
- Hancock P., (2002). Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environ Manage* 29:761–781.
- Harrison E., (2010) *Fine sediment in rivers: scale of ecological outcomes*. Ph.D. thesis in applied Science. Institute for Applied Ecology, University of Canberra.
- Hynes H.B.N., (1970). *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- Hynes H.B.N., (1975). *The stream and its valley*. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19: 1–15.
- Labonne, J., Allouche, S. & Gaudin, P., (2003). Use of a generalized linear model to test habitat preferences: the example of *Zingel asper*, an endemic endangered percid of the Rhône River. *Freshwater Biology* 48, 687–697.
- Lemly AD., (1982). Modification of benthic insect communities in streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 87:229–245.
- Lenat DR., Penrose DL., Eagleson KW., (1979). *Biological evaluation of non-point source pollutants in North Carolina streams and rivers*, biological series no 102. North Carolina Department of Natural Resources and Community Development, Division of Environmental Management, Raleigh.
- Liébault F., Gomez B., Page M., Marden M., Peacock D., Richard D. and Trotter C.M., (2005). Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River research and Applications*. Volume 21, Issue 7. Special Issue: *Sediment Management in River Systems: A Need to Assess Changing Processes in the Long Term and at a Large Scale*.
- Liébault F., & Piégay H., (2002). Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of Southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, 425–444. <https://doi.org/10.1002/esp.328>
- Liébault F., Lallias-Tacon S., Cassel M., & Talaska N., (2013). Long profile responses of Alpine braided rivers in SE France. *River Research and Applications*, 29, 1253–1266. <https://doi.org/10.1002/rra.2615>
- Lowe D.G., (2004). Distinctive image features from scale-invariant keypoints. *International journal of computer vision*, 60(2), 91-110.
- Maison régionale de l'eau, (2005). *Étude pour la définition d'un plan de gestion des milieux aquatiques du Buëch*. <http://www.documentation.eaufrance.fr/entrepotsOAI/AERMC/R213/53.pdf>
- Maridet L, Philippe M., (1995). Influence of substrate characteristics on the vertical distribution of stream macroinvertebrates in the hyporheic zone, 91. *Folia Faculty of Science Natural University of Masarykianae Brunensis*, 101–5.

- Marmonier P., Luczyszyn H., Creuzé des Châtelliers M., Landon N., Claret C., Dole-Olivier M.-J., (2010). Hyporheic flowpaths and interstitial invertebrates associated with stable and eroded river sections: interactions between micro- and meso-scales. *Fundamental and Applied Limnology*. 176: 303-317.
- Minshall GW., (1984). Aquatic insect-substratum relationships. In: Resh VM, Rosenberg DM (eds) *Ecology of aquatic insects*. Praeger, New York, pp 358–400.
- Miramont C., Jorda M. et Pichard G., (1998). Évolution historique de la morphogénèse et de la dynamique fluviale d'une rivière méditerranéenne : l'exemple de la moyenne Durance (France du sud-est), *Géographie physique et Quaternaire*, 52, n°3, p. 381-392
- MRE. Maison régionale de l'eau, 2005. Étude pour la définition d'un plan de gestion des milieux aquatiques du Buëch. <http://www.documentation.eaufrance.fr/entrepotsOAI/AERMC/R213/53.pdf>
- Nogaro G., Datry T., Mermillod-Blondin F., Descloux S., Montuelle B., (2010). Influence of streambed sediment clogging on microbial processes in the hyporheic zone. *Freshw Biol* 55:1288–1302.
- Olsen DA., Matthaei CD., Townsend CR., (2010). Effects of a depositional flood event on the hyporheos of a New Zealand stream. *Fundam Appl Limnol Arch Hydrobiol* 176:337–348.
- Parsons M. & Thoms M.C., (2007). Hierarchical patterns of physical-biological associations in river ecosystems. *Geomorphology* 89: 127–146.
- Piégay H. & Belletti B., (2010). Typologie de rivières en tresses du bassin RMCAction n° 21 du Programme 2010 au titre de l'accord cadre Agence de l'Eau ZABR. Rapport Zabr, 81p.
- Piégay H., Alber A., Slater L., Bourdin L., (2009). Census and typology of braided rivers in the French Alps. *Aquatic Sciences*, 71(3), 371–388. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9220-4>.
- Pothin V., Fleury J., Dussouillez P., Vella C., Vassas C., Tal M., (2015). Suivi topobathymétrique et photogrammétrique du Buëch aval, en amont d'un piège à graviers (PAG).
- Relyea CD., Minshall GW., Danehy RJ., (2000). Stream insects as bioindicators of fine sediment, 24. *Proceedings of the Water Environment Federation, Watershed*; p. 663–86.
- Richards C, Bacon KL., (1994). Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. *Great Basin Nat*;54:106–13.
- Rosgen, D.L., (1996). *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology, Pagosa Springs, Colorado (USA).
- Rupnik E., Daakir M., & Deseilligny M. P., (2017). MicMac—a free, open-source solution for photogrammetry. *Open Geospatial Data, Software and Standards*, 2(1), 14.
- Ryan RJ., Packman AI., (2006). Changes in streambed sediment characteristics and solute transport in the headwaters of Valley Creek, an urbanizing watershed. *J. Hydrol* 323:74–91.
- Schälchli U., (1992). The clogging of coarse gravel river beds by fine sediment. *Hydrobiologia* 235/236: 189-197.
- Schälchli U., (1993). Berechnungsgrundlagen der inneren Kolmation von Fließgewässersohlen. *Wasser Energie Luft* 85:321–331
- SMIGIBA, (2006). Contrat de rivière Buëch et ses affluents : étude pour la définition d'un plan de gestion des milieux aquatiques du Buëch (05). http://www.gesteau.eaufrance.fr/sites/default/files/doc_R138-1172828704.pdf
- SMIGIBA, (2015). Contrat de rivière Buëch vivant, Buëch à vivre. Bilan de fin de contrat de rivière, 2008-2015.
- Soulsby C., Youngson A.F., Moir H.J., Malcolm I.A., (2001). Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream. A preliminary assessment. 265 (1–3):295–307. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00672-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00672-0).
- Storey R.G., Howard K.W., & Williams D.D., (2003). Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: A three-dimensional groundwater flow model. *Water Resources Research*, 39(2).

- Surian N. & Rinaldi M., (2003). Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, 50, 307–326. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00219-2](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00219-2)
- Tockner K., Paetzold A., Karaus U., Claret C., Zettel J., (2006). Ecology of braided rivers. IAS Special Publication <https://doi.org/10.1002/9781444304374.ch17>
- Vannote L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. and Cushing C.E., (1980), The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- Vervier P., Gibert J., Marmonier P. and Dole-Olivier M-J., (1992) A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*, 11: 93-102.
- Waters TF., (1995). Sediment in streams: sources, biological effects and control. Bethesda: American Fisheries Society. pp 1–251
- Weigelhofer G., Waringer J., (2003). Vertical distribution of benthic macroinvertebrates in riffles versus deep runs with differing contents of fine sediments. *Int Rev Hydrobiol* ;88:304–13.
- Westaway R.M., Lane S.N. & Hicks D.M., (2001). Remote sensing of clear-water, shallow, gravel-bed rivers using digital photogrammetry. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67(11), 1271-1282.
- Wheaton J.M., Brasington J., Darby S.E., & Sear D.A., (2010). Accounting for uncertainty in DEMs from repeat topographic surveys: improved sediment budgets. *Earth surface processes and landforms: the journal of the British Geomorphological Research Group*, 35(2), 136-156.
- Williams DD., Hynes HBN., (1974). The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. *Freshwater Biology* 4:233–256
- Wood P., Armitage PD., (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ Manage* 21:203–217.
- Woodget A., Maddock I., Habit E., & Visser F., (2013). High Resolution Remote Sensing from a UAV for Quantifying Fluvial Topography. In: *Ecohydrology/Hydroecology Meeting of the BHS*, 17th April 2013, Birmingham.
- Zweig LD, Rabeni CF., (2001). Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *J N Am Benthol Soc*; 20:643–57.

