



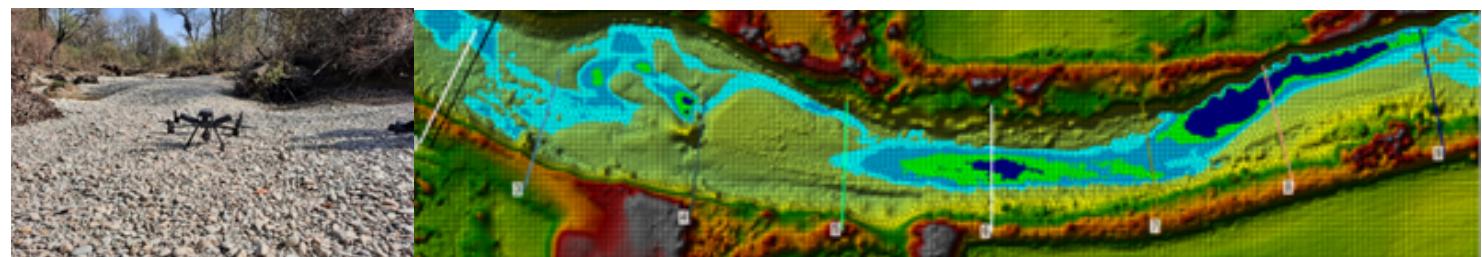
GUIDE / PORTFOLIO

RIVERSIDE : Restitution du fractionnement des méso-habitats des rivières intErmittenteS par Imagerie DronE : le cas de l'Albarine.

Equipes de recherche « ZABR » concernées :

UMR 5600 EVS : J. Lejot, L. Rey, F. Perret, G. W. Tshitoko,
D. Le Gal, H. Mathian

INRAE Riverly : H. Capra, H. Pella



Préambule

La structuration morpho-écologique des cours d'eau est un des facteurs clefs de la répartition des habitats et implicitement de la qualité des milieux aquatiques fluviaux. La présence d'espèces faunistiques et floristiques endémiques à ces milieux imbriquées dans une variété de faciès rivulaires tels qu'une végétation riparienne, un chenal, des annexes fluviales font de ce système complexe un milieu sensible. Dans un contexte de réchauffement climatique global, certaines portions des cours d'eau pérennes vont être de plus en plus concernées par des phénomènes d'assèchement partiel ou intégral de leur lit. Les rivières intermittentes sont donc appelées à devenir plus fréquentes, y compris dans les zones jusqu'alors caractérisées par des écoulements pérennes.

Ces assèchements provoquent des conséquences importantes à la fois sur les communautés aquatiques, sur la végétation rivulaire et sur l'équilibre global des hydro systèmes. Le besoin d'outils opérationnels est donc primordial pour étudier ces habitats, leurs répartitions et leurs suivis afin d'évaluer leur qualité. Cette évolution soulève de nouveaux défis scientifiques et de gestion, notamment en matière de continuité écologique, de qualité de l'eau, et de recharge des nappes (Fovet *et al.*, 2021). Les travaux récents sur les dynamiques spatio-temporelles des cours d'eau, et en particulier sur leurs impacts sur les habitats piscicoles et les communautés de macroinvertébrés, ouvrent aujourd'hui de nouvelles perspectives pour comprendre les liens entre les caractéristiques physiques des rivières et la stabilité des métacommunautés (Datry *et al.*, 2017a).

C'est dans ce contexte que s'inscrit le projet RIVERSIDE (Restitution du fractionnement des méso-habitats des rivières intErmittenteS par Imagerie DronE : le cas de l'Albarine).

Cette étude s'appuie sur les avancées récentes en matière de drones et de capteurs embarqués pour survoler le chenal de l'Albarine. L'imagerie à très haute résolution et les données LiDAR acquises par drones, associées à l'analyse spatiale et à des modèles hydrauliques, permettent désormais d'explorer avec une grande précision les liens entre l'hydromorphologie des cours d'eau intermittents et la distribution des refuges piscicoles. La combinaison des données issues des drones avec des relevés d'inventaire piscicole permet d'analyser les relations entre les habitats aquatiques, la morphologie du chenal et la végétation riparienne.

Ce rapport s'organise autour d'un guide/portfolio structuré sous la forme de fiches-poster listant tous les points qui ont été traités au cours de ce projet.

FICHE 1. Intégration des drones et des techniques par photogrammétrie & LiDAR pour l'études des rivières intermittentes et leurs habitats

FICHE 2. Matériels déployés & données acquises

FICHE 3. Méthodes de production des modèles numériques

FICHE 4. Caractérisation des refuges piscicoles : Géotraitement et modélisation hydraulique

FICHE 5. Extraction des variables physiques et environnementales

FICHE 6. Résultats

Discussion & préconisation

FICHE 1. Intégration des drones et des techniques par photogrammétrie & LiDAR pour l'étude des rivières intermittentes et leurs habitats

Cette première fiche "état de l'art" vise à mettre en évidence le potentiel de l'utilisation conjointe des drones, de la photogrammétrie et du LiDAR, pour la génération de modèles numériques de terrain (MNT) ou de surface (MNS) à très haute résolution. Ces outils permettent de restituer avec précision les formes fluviales, en particulier la micro-topographie des chenaux à sec ainsi que les faciès fluviaux et de simuler des conditions hydrauliques résiduelles en période de faibles débits.

Depuis quelques années, les avancées technologiques des outils de télédétection ont profondément transformé les modalités de collecte de données pour l'étude des cours d'eau (Carboneau *et al.*, 2012). Malgré tout, l'intégration des drones et des techniques de restitution demeurent encore peu utilisés pour la caractérisation des habitats aquatiques dans les cours d'eau intermittents. Ces milieux jouent pourtant un rôle écologique fondamental, notamment pour la biodiversité aquatique, en abritant des espèces sensibles aux assecs telles que les poissons et les macro-invertébrés. Leur étude demeure complexe en raison de la variabilité hydrologique qui conduit successivement à l'assèchement et au remplissage de leur lit. Les moulles, véritables zones refuges temporaires pour la faune aquatique, sont parfois difficiles à localiser en raison de leur faible profondeur, de leur taille réduite et de leur localisation (Lejot *et al.*, 2023). Les méthodes de terrain traditionnelles, bien qu'elles offrent une précision élevée à l'échelle locale, ne permettent pas une cartographie exhaustive et systématique de ces habitats à l'échelle du cours d'eau.

Articulé autour des deux principales techniques mobilisées dans le cadre du projet RIVERSIDE, cette revue bibliographie (volontairement synthétique) examine les études scientifiques les plus récentes du domaine. Elle met en perspective les avantages et limites de ces techniques au regard des méthodes plus traditionnelles. Pour chacune des deux techniques, un tableau de synthèse présente les principaux enseignements issus de la littérature, en soulignant les éléments clefs à prendre en compte pour éclairer les réflexions menées sur les cours d'eau intermittents et leurs habitats.

• Caractérisation de la topographie et des habitats fluviaux par photogrammétrie

Dans le domaine fluvial, de nombreuses études ont démontré l'efficacité des développements photogrammétiques associés aux drones ou UAV (Ultra Aerial Vehicule) pour générer, en autre, des MNT ou MNS précis. La SfM (Structure from Motion), méthode d'analyse issue du champ de la photogrammétrie numérique, a largement participé à la démocratisation de ces approches méthodologiques.

En Inde, l'utilisation de drones équipés de capteurs à très haute résolution, basés sur la photogrammétrie par SfM, a permis d'analyser avec précision la topographie et la géomorphologie de petites rivières alimentées par la mousson, en l'occurrence la rivière Sakri en Inde centrale. Ces études, menées par Sarkar and Sinha (2024), se sont focalisées sur l'identification des facteurs anthropiques responsables de la dégradation du cours d'eau, en mettant particulièrement l'accent sur les processus d'envasement. Dans le même ordre d'idée, l'étude de Faisal and Hayakawa (2024) a mis en évidence l'intérêt des approches SfM-drone pour la détection des dynamiques topographiques à l'échelle des plaines inondables. Ces auteurs ont analysé deux portions de la rivière transfrontalière Teesta, au Bangladesh, et ont généré des MNT à haute résolution à partir d'images drone, qu'ils ont comparés à un MNT global. Cette méthodologie a permis de détecter des variations d'altitude significatives, principalement liées à des processus érosifs actifs sur la rive gauche de la rivière étudiée.

Dans le calcul du débit de crue des rivières intermittentes, l'utilisation de la photogrammétrie SfM, couplée à l'analyse de transport de charge de fond, dans des régions arides dépourvues de dispositifs de mesure, a permis d'estimer les débits de crue dans le nord-ouest de la Chine, à partir de deux campagnes de terrain réalisées durant les saisons sèches de 2017 et 2018 (Yang *et al.*, 2020). Par ailleurs, Zinke and Flener (2012) ont antérieurement utilisé des images drones (SfM) pour extraire la bathymétrie sous-marine d'une rivière norvégienne en appliquant un algorithme reliant la profondeur de l'eau à son rayonnement lumineux. De même, Perks *et al.* (2016) ont déployé des drones lors d'un épisode de crue en Écosse afin de capturer des vidéos en temps réel et d'estimer la vitesse de surface en suivant le mouvement d'objets dans l'eau. D'autres études (Leitão *et al.*, 2016 ; Mourato *et al.*, 2017 ; Šerban *et al.*, 2016 ; Hashemi-Beni *et al.*, 2018 ; Schumann *et al.*, 2019 ; cités par Mazzoleni *et al.* (2020)) ont démontré l'efficacité des approches par SfM pour la production de MNT précis. Ces approches se sont révélées pertinentes pour la modélisation des écoulements de surface en milieu urbain, la cartographie des zones à risque d'inondation, ainsi que l'évaluation quasi temps réel d'événements hydrologiques extrêmes.

Dans une approche complémentaire, Woodget (2014) a exploité par SfM des images drones à haute résolution afin de quantifier plusieurs paramètres physiques clés pour caractériser des habitats fluviaux. Ces paramètres incluent notamment la topographie, la profondeur d'écoulement, la granulométrie du substrat, ainsi que les types d'écoulement de surface, reconnus comme de précieux indicateurs de l'hétérogénéité hydraulique. Parmi les applications récentes visant à améliorer la précision de la bathymétrie des cours d'eau peu profonds, Kopecki *et al.* (2025) ont proposé une méthode qui combine la photogrammétrie SfM et la modélisation hydrodynamique. Leur méthode, testée dans des rivières à morphologie "naturelle", permet de produire une bathymétrie haute résolution (décimétrique), utile pour des études environnementales fines comme l'évaluation des habitats aquatiques, les impacts des débits réservés ou bien les régimes d'écoulement très irrégulier. Le tableau page suivante (fig. 1) synthétise les éléments clefs de toutes ces références bibliographiques.

FICHE 1. Intégration des drones et des techniques par photogrammétrie & LiDAR pour l'étude des rivières intermittentes et leurs habitats

Auteur(s) & Année	Rivière intermittente ?	Localisation ou cours d'eau	Cadre d'étude et/ou Type d'habitat étudié	Plateforme	Capteur utilisé	Technique de traitement	Résolution spatiale	Objectif principal de l'étude	Données de validation	Remarques
Faisal and Hayakawa 2024	Non	Rivière transfrontalière Teesta, Bangladesh	Analyse des changements topographiques fluviales	Drone	Caméra RGB	SfM + comparaison avec DEM globaux	Centimétrique	Suivre les changements topographiques pour analyser l'évolution fluviale	Comparaison croisée entre SfM et DEM globaux	Soulignement du potentiel des UAV-SfM pour une résolution fine dans les zones transfrontalières
Kopecki et al., 2024	Non	Rivière alpine, Autriche	Bathymétrie fine en conditions de faibles débits – cours d'eau à substrat grossier	Drone	Caméra RGB	SfM + correction de réfraction + modélisation hydrodynamique	5–10 cm	Produire une bathymétrie haute résolution pour modélisation 2D des habitats et écoulement	Études précédentes en labo + références croisées avec surfaces corrigées	Propose une méthode combinée avec mesures de hauteur d'eau précises pour améliorer les modèles 2D
Martinez-Caricando et al., 2018	Non	Espagne (site d'expérimentation)	Cartographie photogrammétrique UAV	Drone	Caméra RGB	SfM + Test GCPs variables	1–10 cm	Mesurer l'influence du nombre et position des GCPs sur la précision des modèles photogrammétiques UAV	Référencement GNSS + GCPs multiples	Recommandations pour implantation optimale des GCPs
Mazzoleni et al., 2020	Non	Environnement tropical (Mozambique)	Topographie UAV pour modélisation hydraulique	Drone	Caméra RGB	Génération MNT + intégration HEC-RAS	5–15 cm	Tester l'applicabilité des topographies UAV en simulation hydraulique tropicale	Comparaison crue modélisée vs observée	Cible zones inondables en contexte tropical
Marteau et al., 2017	Non	Nord -Ouest Angleterre	Suivi de projet de restauration fluviale, analyse de la dynamique du lit	Drone	Caméra RGB	SfM + cartes de rugosité	Centimétrique	Déetecter et quantifier les changements géomorphologiques post-restauration	Comparaison temporelle via MNT ; seuil minimal de détection pour réduire incertitude	Intérêt pour la cartographie des faciès, importance du nombre de GCPs et du seuil de détection dans le suivi des projets de restauration fluviale
Refat and Hayakawa 2024	Non	Teesta River, Bangladesh (affluent du Brahmapoutre)	Étude de la dynamique topographique d'une plaine inondable sujette à l'érosion	Drone	Caméra RGB	Photogrammétrie SfM	Centimétrique	DéTECTER les changements topographiques	Comparaison avec NASADEM (1999)	Étude préliminaire ; grands écarts d'altitude détectés (jusqu'à -84 m) dus à l'érosion ; absence d'archives locales de terrain
Vlatkovic and Deal, 2024	Non	Zones inondables (Royaume-Uni)	Morphologie de lit de rivière et rugosité	Drone	Caméra RGB	SfM + extraction de rugosité + modélisation hydrodynamique 2D	10 cm	Développement d'un workflow pour caractériser la rugosité de lit et paramétriser les équations de résistance à l'écoulement	Données terrain (morpho, granulométrie) + modélisation hydraulique comparativ	Analyse quantitative de la rugosité et de la morphologie sur plusieurs sites ; workflow automatisé ; application à la modélisation hydraulique 2D
Ventura et al., 2018	Non	Milieux marins sensibles (îles de Giglio et Côte du Latium)	Habitats marins écologiquement sensibles	Drone	Caméra RGB	SfM + OBIA	2-50cm	Cartographier et classifier les habitats marins sensibles à partir d'images UAV	Échantillonnages marins + validation terrain	Méthode adaptée aux environnements littoraux
Woodget et al., 2014	Non	Divers cours d'eau (cas d'étude multiples)	Bathymétrie et topographie fluviale à l'échelle des mésohabitats	Drone	Caméra RGB	SfM avec correction de réfraction	< 5 cm	Cartographier à haute résolution la topographie submergée et émergée à l'échelle méso	Relevés bathymétriques + GCPs	Montre l'efficacité de SfM-drone pour des levés bathymétriques de rivières claires sans recourir à des méthodes coûteuses comme le LiDAR bathymétrique.
Yang et al., 2020	Oui	Évêchvenues arides (Chine)	Débit de crue et dynamique de charge de fond	Drone	Caméra RGB	Détection incipient motion + SfM	10–20 cm	Calculer le pic de débit de crue combiné au mouvement de pierres mobiles dans rivières éphémères	Observations terrain + vidéo haute vitesse	Apport méthodologique pour régions arides non jaugées
Zinke and Flener, 2012	Non	Fjords & rivières côtières (Norvège)	Bathymétrie fluviale via UAV	Drone	Caméra RGB	SfM pour bathymétrie	10–30 cm	Présenter l'usage des UAV pour la modélisation bathymétrique des rivières côtières	GCPs + sondages bathymétriques	Application pionnière en contexte nordique
Zhou et al., 2025	Non	Xuanhan, ville fluviale montagneuse, Chine SW	Modélisation des crues	Drone	Caméra RGB	SfM + modélisation hydrodynamique 2D HEC RAS	6 cm - 30 m	Évaluer l'effet de la résolution des MNT sur la précision de la modélisation des crues		Seuil critique identifié : <10 m pour géométrie d'inondation, <5 m pour profondeur ; base théorique solide sur attributs topographiques

Figure 1. Synthèse des références bibliographiques portant sur la technologie SfM par drone

FICHE 1. Intégration des drones et des techniques par photogrammétrie & LiDAR pour l'étude des rivières intermittentes et leurs habitats

• Caractérisation de la topographie et des habitats fluviaux par LiDAR

L'usage des drones et du LiDAR aéroporté représente aujourd'hui une avancée majeure dans l'analyse et la gestion des milieux aquatiques. Cette technologie offre non seulement une grande précision, mais également une efficacité redoutable pour l'étude des cours d'eau et leurs habitats. Dans de nombreux cas, les relevés LiDAR sont combinés à la photogrammétrie SfM afin de bénéficier de la complémentarité entre ces deux approches.

De nombreuses études ont comparé les performances respectives du LiDAR et de la photogrammétrie par SfM révélant globalement une forte similarité entre ces deux approches. Les travaux de Rowley et al., (2020) ont notamment montré que les différences entre les relevés LiDAR terrestres et les résultats obtenus par SfM sont minimes pour la caractérisation de structures géomorphologiques, qu'elles soient terrestres ou aquatiques. L'analyse de tendance effectuée dans cette étude confirme une performance quasi identique des deux méthodes pour la détection des variations de surface. Dans une autre étude, (Liao et al., 2021) ont comparé les MNS générés par LiDAR aéroporté et par SfM drone sur trois types de couvert (forêt, friche, sol nu) dans le nord-est de la Chine. Ils ont constaté que les écarts les plus importants apparaissent en milieux forestier, avec une sous-estimation moyenne de 0,4 m pour le MNS SfM par rapport au MNS LiDAR, pouvant atteindre jusqu'à 3,62 m au 95e percentile. En revanche, dans les zones de friche et de sol nu, les écarts restent faibles (inférieurs à 0,5 m en moyenne). Ces résultats soulignent la bonne concordance des deux technologies en terrain dégagé, tout en soulignant la supériorité du LiDAR dans les environnements à végétation dense.

Qu'il soit aéroporté ou terrestre, le LiDAR constitue un outil puissant pour caractériser la géométrie complexe des habitats fluviaux. Traditionnellement utilisé pour restituer les formes terrestres (LiDAR rouge/proche infra-rouge), dans sa version bathymétrique, le LiDAR vert permet également de détecter les formes exondées du chenal notamment à partir d'un drone (Mandlburger et al., 2020). Marshall et al. (2024) ont testé l'usage d'un LiDAR mobile sur Iphone pour mesurer les volumes, la porosité et la rugosité d'embâcles dans les vallées des rocheuses aux USA. Wawrzyniak et al. (2017) ont quant à eux exploité les données LiDAR pour modéliser les effets d'ombre portée de la végétation rivulaire sur les tronçons de la rivière d'Ain afin d'évaluer l'influence du couvert végétal sur la régulation thermique des cours d'eau. Plus récemment, Godfroy et al. (2023) ont exploité ces données pour évaluer l'état sanitaire de la végétation riparienne le long d'un corridor de 20 km sur cette même rivière.

Bien que la photogrammétrie SfM et LiDAR aient déjà démontré leur efficacité pour la reconstitution des formes terrestres et aquatiques, leurs applications à l'étude des rivières intermittentes et en particulier à la détection des refuges aquatiques restent encore peu développée jusqu'aux travaux de Lejot et al. (2023). Cette avancée est d'autant plus importante que les rivières intermittentes, malgré leur forte valeur écologique et leur vulnérabilité face aux changements globaux, demeurent encore insuffisamment étudiées dans la littérature scientifique (Datry et al., 2017b ; Acuña et al., 2015; Belemtougri et al., 2021). La figure 2, page suivante, présente une synthèse des éléments clefs issus des références bibliographiques abordées dans cette fiche.

FICHE 1. Intégration des drones et des techniques par photogrammétrie & LiDAR pour l'étude des rivières intermittentes et leurs habitats

Auteur(s) & Année	Rivière intermittente ?	Localisation ou cours d'eau	Cadre d'étude et/ou Type d'habitat étudié	Plateforme	Capteur utilisé	Technique de traitement	Résolution spatiale	Objectif principal de l'étude	Données de validation	Remarques
Godfroy et al., 2023	Non	Ain, France	Incision chenal et stress hydrique forêt alluviale	Avion / drone	LiDAR & caméra hyperspectrale	Classification par random forest	5-10 cm	Caractérisation des hauteurs d'arbres et de la teneur en eau de la canopée en condition d'incision	Relevés forestiers	Couplage de données hyperspectrales pour prédire des indicateurs de connectivité forestière
Lejot et al., 2023	Oui	Albarine, France	Habitats piscicoles d'une rivière intermittente	Drone	Caméra RGB & LiDAR	Orthomosaïque + classification	5-10 cm	Détailler méthodologie de caractérisation des habitats piscicoles sur rivière intermittente	GCPs + relevés ichtyologiques	UAV+geotraitement
Liao et al., 2021	Non	Trois types de couvert terrestre, Chine	Comparaison des MNT LiDAR vs SfM	Drone / Satellite	LiDAR & Caméra RGB	Comparaison avec SfM	10-50 cm	Évaluer la précision des MNT selon la méthode et le type de couverture	GCPs + comparaison statistique	Impact du type de sol/végétation sur la qualité des MNT
Mandlburger et al., 2020	Non	Etangs et rivière Pielaich, Autriche	Evaluation d'un laser topo-bathymétrique léger	Drone	LiDAR	Traitement des formes d'onde	Centimétrique	Tester un nouveau LiDAR léger sur plan d'eau et eau vive.	GCPs terrestres et bathymétriques	Précision absolue sur berge de 2 à 3 cm et déviation maximale sous l'eau de 7,8 cm
Marshall et al., 2024	Non	Corridors fluviaux riches en bois, US Rocky Mountains	Caractérisation des accumulations de bois en rivière	Mobile (iPad Pro)	LiDAR intégré à un iPad Pro	Scan 3D avec LiDAR mobile + traitement manuel des volumes	Haute (limite < 5 m, dépend des conditions de scan)	Tester l'usage du LiDAR mobile pour mesurer volume, porosité, complexité et rugosité des accumulations de bois	Comparaison avec mesures de terrain	Faible portée (< 5 m), sensible à la végétation/à l'eau, pas de géoréférencement automatique ; utile pour des suivis morpho-hydrauliques locaux
Perks et al., 2024	Non	Royaume-Uni	Analyse du changement géomorphologique d'un cours d'eau en ajustement (érosion, retrait de berge).	Station terrestre	LiDAR terrestre	Détection de changement 3D (SfM-MVS vs TLS)	Centimétrique	Évaluer la pertinence de capteurs LiDAR terrestres low-cost pour le suivi temporel de la géomorphologie fluviale	Riegl VZ-4000 comme référence (comparaison directe)	Test sur 3 mois ; détection fine du changement ; potentiel de surveillance continue quasi en temps réel avec technologies peu coûteuses
Rowley et al., 2020	Non	Sites subaériens & subaquatiques, USA	Analyses géomorphologiques sous/sur eau	Drone/Terrestre	LiDAR & Caméra RGB & MBES	Comparaison résolution et précision	2-20 cm	Comparer capacité de LiDAR, SfM et MBES pour analyses géomorphologiques en conditions mixtes	Données MBES + GCPs + relevés terrain	Recommandations méthodologiques pour systèmes mixtes UAV/MBES
Rusnák et al., 2024	Non	Rivière Belá, Carpates occidentales Slovaquie	Analyse de l'incision multidéccade du lit d'une rivière à substrat graveux	Drone à substrat graveux	Caméra RGB + LiDAR	SfM topo-bathymétrie + LiDAR + analyse de DoD + approche BACI	Centimétrique	Quantifier l'incision fluviale depuis 1949 via LiDAR, photos historiques et SfM ; distinguer causes locales vs. effets globaux via l'approche BACI	Données LiDAR et photographies aériennes historiques	Profondeur d'incision atteignant 4 m ; propagation amont du point de rupture ; 573 303 m³ de sédiments déplacés (1949-2020) ; méthode BACI pour distinguer les effets anthropiques
Wawrzyniak et al., 2017	non	Ain, France	Modélisation des effets de l'ombrage de la végétation rivulaire sur la température estivale de la rivière	Avion	LiDAR, caméra thermique infrarouge	Modélisation unidimensionnelle déterministe (HEAT) couplée à des données LiDAR et thermiques	10 cm	Prédire la température de l'eau pendant les périodes estivales et simuler des ombres	Températures mesurées in situ sur plusieurs stations	Approche intégrée pour comprendre les mécanismes thermiques en rivière. Données haute résolution

Figure 2. Synthèse des références bibliographiques portant sur la technologie LiDAR

FICHE 2. Matériaux déployés & données acquises

2.1. Principes généraux

La méthode globale du projet RIVERSIDE repose sur l'acquisition de données par drone en périodes d'étiage, permettant de produire des orthophotos et des modèles 3D de haute précision (par photogrammétrie SfM & LiDAR). Une méthode par géotraitement SIG permet ensuite d'identifier et de cartographier les zones de mouilles théoriques et une modélisation hydraulique 2D pour affiner la compréhension du fonctionnement hydrologique du lit mineur.

2.2. Quadcopter RTK et multicapteurs

Le choix s'est porté sur des drones à décollage vertical adaptés aux espaces contraints des paysages fluviaux. Deux matériaux ont été déployés (fig. 3), i) le Phantom 4 RTK (DJI) équipé d'un capteur CMOS de 20 millions de pixel dédiés aux applications photogrammétriques, ii) le M300 RTK (DJI) plateforme polyvalente équipée pour l'étude d'un LiDAR Zenmuse L1 (3 échos) et d'une caméra thermique H20T. Ce dernier matériel a été acquis en cours de projet.



Figure 3. a) Panthom 4 RTK (DJI), b) Matrice 300 RTK (DJI) avec capteur LiDAR Zenmuse L1 et caméra thermique H20T (DJI)

Les drones utilisés pour la cartographie de précision embarquent aujourd'hui des récepteurs GNSS multibandes compatibles avec les technologies de positionnement différentiel de haute précision telles que le RTK (Real-Time Kinematic), le RNTK (Network RTK) et le PPK (Post-Processing Kinematic). Ces technologies permettent d'atteindre une précision centimétrique (Taddia et al., 2020). Un plan de vol est établi afin de garantir que l'intégralité de la zone d'étude est couverte par les acquisitions. Deux opérateurs sont mobilisés : un pilote (pilotage et contrôle des paramètres de vol) et un assistant (surveillance du vol). Une station fixe, un ordinateur au sol et des balises complètent le dispositif.

L'ensemble de ce dispositif permet la collecte des données GNSS nécessaires pour le géoréférencement et la synchronisation avec les données prises pendant le vol. Cela inclut la configuration du récepteur GNSS sur le drone et le contrôle de la qualité des données de positionnement. Lorsque les tronçons survolés sont couverts par un opérateur téléphonique, la station fixe est supplantée par une liaison GSM vers une station du réseau Centipède.

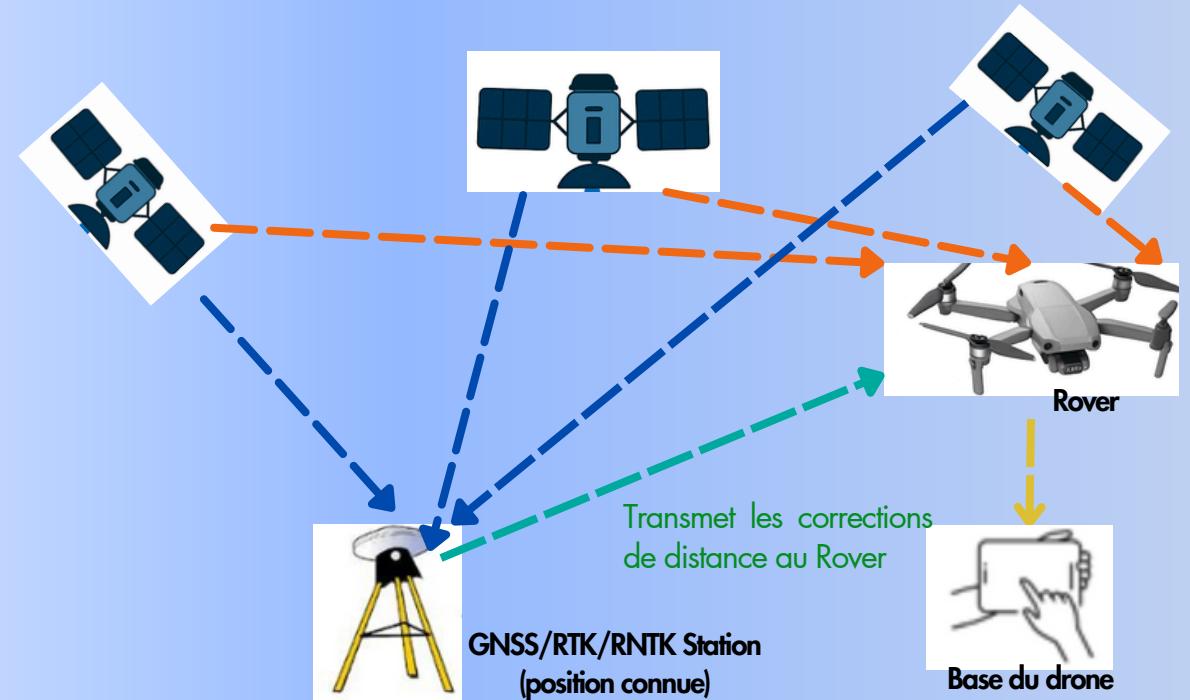


Figure 4 : Architecture d'un positionnement GNSS différentiel pour la géolocalisation centimétrique des données aériennes, relation fonctionnelle entre le récepteur mobile RTK (rover) embarqué sur le drone et la station de référence fixe au sol.

2.3. Déploiement du matériel sur 3 sites expérimentaux de la basse vallée de l'Albarine

L'Albarine, un des principaux affluents de l'Ain, prend sa source dans le massif du Bugey. Cette rivière a pour particularisme d'avoir un fonctionnement hydrologique intermittent contraint par la structuration géologique de son bassin versant. Cette intermittence naturelle a conditionné l'ensemble des compartiments biologiques du cours d'eau à s'adapter à l'occurrence de ses assecs. Cela constitue un laboratoire à taille réelle permettant d'étudier l'impact des dérèglements climatiques qui vont accentuer les phénomènes d'assèchement des rivières. Ainsi, plusieurs études ont évalué les conditions hydrologiques des assecs de l'Albarine (Capra et al., 2019) et leur impacts sur les communautés (Datry et al. 2011, Datry 2012, Capra et al., 2015). Le caractère intermittent de l'Albarine s'affirme vers la partie aval depuis la confluence de l'Ain jusqu'à la commune de Bettant proche d'Ambérieu en Bugey. En moyenne, l'emprise maximale de l'assec atteint environ 15 km de linéaire, généralement observé en août ou septembre. Le phénomène débute au milieu de printemps et peut se prolonger jusqu'à la fin de l'automne (Capra et al., 2019).

FICHE 2. Matériaux déployés & données acquises

Dans le cadre du projet RIVERSIDE, trois sites expérimentaux ont été identifiés et positionnées le long des 15 derniers km de l'Albarine (fig. 5). Leur choix répond à différents critères :

- Le Site 1, sous l'influence de l'Ain de part sa proximité à la confluence, représente un linéaire de 500 m constitué d'habitats très hétérogènes comportant une grande variété de faciès (mouille, seuil, végétation alluviale et riparienne, atterrissement de galets, embâcles et débris ligneux dans le chenal) (fig 6a).
- Le site 2, délimité par les ponts amont et aval de Saint Maurice de Remens, présente un tronçon plus rectiligne que le précédent avec une végétation mature, des habitats plus homogènes et la présence de mouilles (fig 6b).
- Le site 3, localisé sur la commune de Bettant, se trouve proche du front d'assècement et donc très influencé par l'intermittence. Le tronçon fait 2 km de linéaire et présente des habitats et une végétation assez homogène (fig 6c).

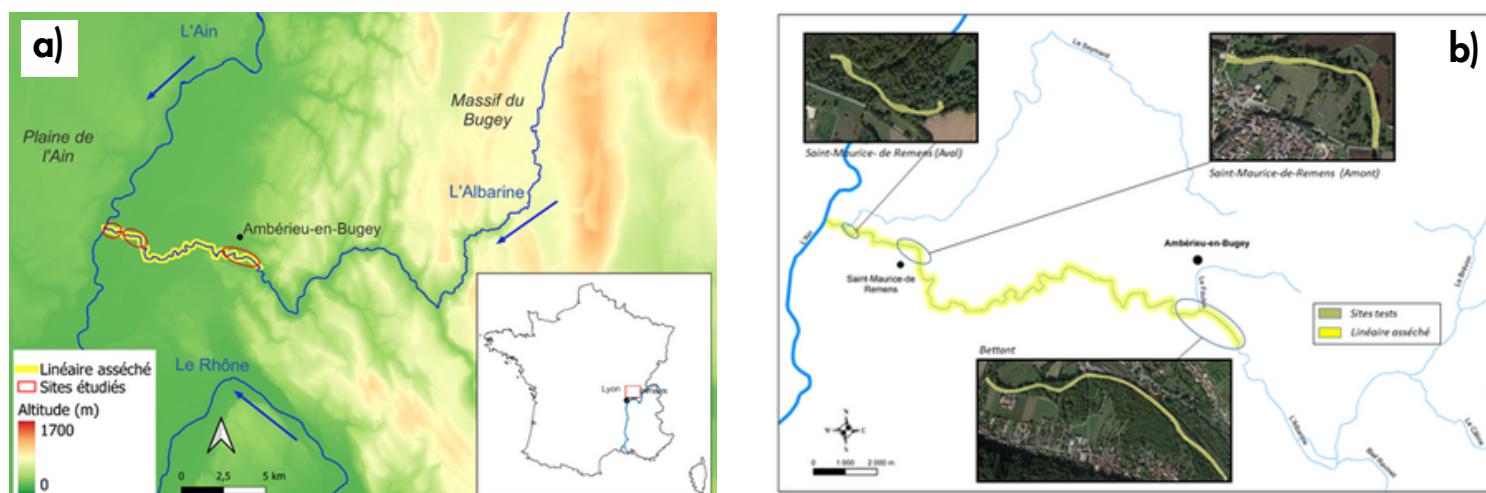


Figure 5. a) Contextualisation du tracé de l'Albarine, b) localisation des 3 sites expérimentaux le long du linéaire asséché.



Figure 6. Photographies des habitats dominants des 3 sites expérimentaux, a) site 1, b) site 2, c) site 3

2.4. Typologie des données acquises par drone

Le tableau (fig. 7) reprend l'ensemble des missions réalisées dans le cadre du projet. Les dates d'acquisition répondent aux contraintes hydrauliques (chenal à sec ou en eau), saisonnières (avec ou sans végétation) et thermiques (en lien avec les températures de surface). Les hydrogrammes des périodes des missions permettent de contextualiser les conditions hydrologiques mais également la durée des assecs avant missions et leurs éventuels impacts sur l'abondance des communautés observées (fig. 8).

Site	Date	Type et nombre de données
1	25/05/2022	367 images
	01/03/2023	334 images
	25/03/2022	128 719 764 points
	11/07/2023	71 017 167 points
	13/07/2023	257 982 098 points
	24/05/2022	571 images
2	01/03/2023	599 images
	25/03/2022	102 096 990 points
	11/07/2023	618 112 160 points
	13/07/2023	356 405 367 points
3	27/06/2024	1118 images
	13/07/2022	1755 images
	18/07/2023	1 081 828 552 points
	05-10/07/2024	3390 images

Figure 7. Tableau de synthèse de l'ensemble des missions réalisées dans le cadre du projet

Les résultats présentés dans ce rapport correspondent aux missions de 2023 et 2024 (uniquement pour la thermie). Les données de 2022 ont servi à mettre en place le protocole méthodologique.

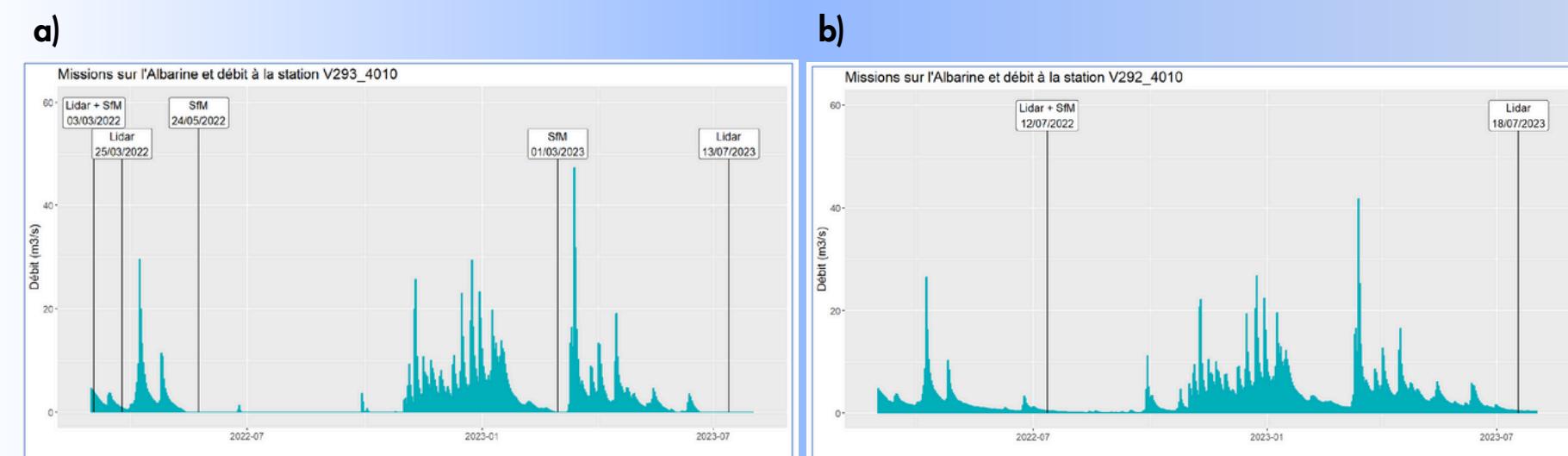


Figure 8. Hydrogramme des débits à l'échelle du projet et positionnement des dates des différentes missions, a) site 1 et site 2 (station Saint Denis en Bugey - V293_4010), b) site 3 (station Saint Rambert en Bugey - V292_4010)

2.5. Relevés piscicoles

Les données des missions drone ont été croisées avec des relevés piscicoles. La méthode mobilisée par les membres de l'équipe Riverly - EcoFlows (INRAE) pour réaliser cet inventaire repose sur un protocole de terrain léger, basé sur une prospection en plongée libre (Plichard *et al.*, 2017) (fig. 9a). L'exploration s'est faite en surface avec masque, palmes et tuba (lorsque le contexte le permettait) ou bien par observation directe depuis la surface (lorsque l'eau était très turbide).

FICHE 2. Matériaux déployés & données acquises

Deux campagnes de terrain ont été réalisées en juin/juillet 2022 et 2023, durant les phases d'assèchement consécutives à la fracturation du chenal. Seules les données de la campagne 2023 ont été retenues pour l'élaboration de la "fiche Résultat" car proches des dates des modèles numériques qui ont été produits (cf. Fiche 3). Pour chacun des habitats aquatiques, une description a été réalisée comprenant, i) le dénombrement des espèces présentes, ii) leur description ainsi que leur abondance (estimée visuellement lorsque les conditions le permettaient). Chaque relevé a été photographié (fig. 9b) et géolocalisé à l'aide d'un récepteur GNSS. La figure 10, présente sous forme de tableau, une synthèse des observations. Cet inventaire piscicole a été réalisé sur l'ensemble des 15 km du linéaire asséché de l'Albarine au cours de trois journées de prospection : les 2, 7 juin et 27 juillet 2023 (fig. 11). Les trois jours de terrain s'expliquent par l'étendu du linéaire à couvrir, ainsi que par les contraintes météorologiques et hydrologiques rencontrées lors des campagnes (orages, précipitations).

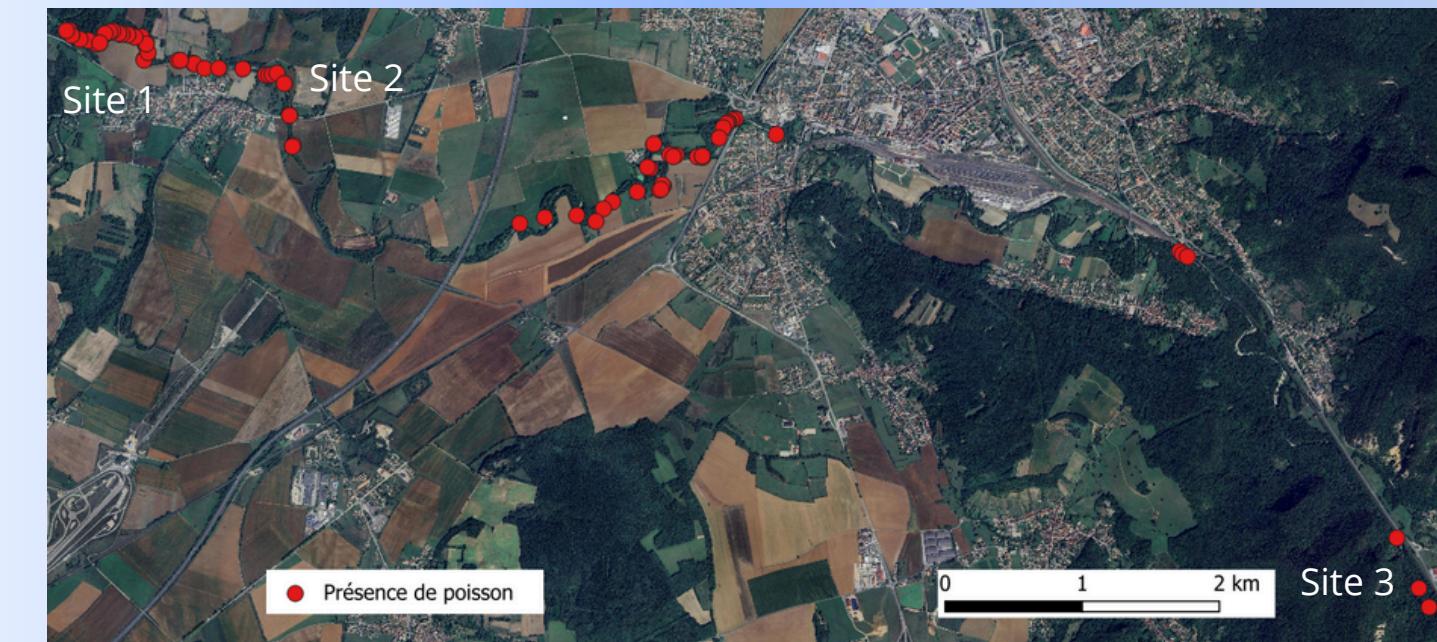


Figure 10. localisation des secteurs en eau échantillonnés au cours de la fragmentation du chenal le 2 juin 2023

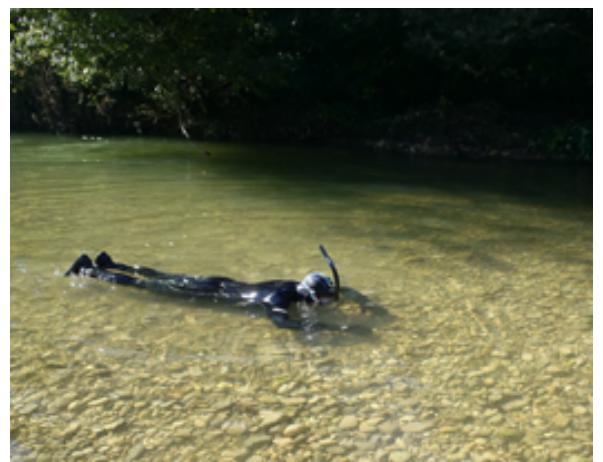


Figure 9. a) technique d'exploration des moulles par plongée masque tuba (snorkeling), b) photo d'un banc de juvéniles pris au pièges dans l'une des moulles prospectées

Nombre de moulles	Mouilles avec poisson	Typologie des espèces trouvées	Abondance des espèces
83	55	BAF	2
		CHE	3
		GAR	50
		LOF	123
		OBR	339
		TRF	6
		VAI	38545

Figure 11. Synthèse des observations lors des relevés piscicoles de 2023.

A la suite de la fracturation du chenal et durant les phases d'assèchement, 83 secteurs en eau ont été recensés. Parmi ces 83 zones en eau, 55 présentaient une présence de poissons. Sept espèces ont pu être identifiées avec une prédominance marquée de vairons (VAI), suivis dans une moindre mesure, par des ombres (OBR) et des loches franches (LOF). La grande majorité des individus observés étaient à un stade juvénile.

Cet inventaire piscicole présente plusieurs facteurs limitants qui doivent être précisés à ce stade de l'analyse.

- Aux contraintes déjà mentionnées telles que liées à la longueur du linéaire à parcourir (15 km) et aux conditions météorologiques, s'ajoute la difficulté d'intervenir au moment opportun, c'est à dire lorsque le chenal s'est déjà fracturé en plusieurs tronçons sans que le niveau d'eau ne soit trop bas pour garantir la survie des poissons.
- Les poissons observés au cours des campagnes ne sont donc pas nécessairement représentatifs de l'abondance réelle, de la diversité des espèces ni de leur stade de développement. En effet, plusieurs facteurs peuvent biaiser les observations : les pêches de sauvegarde menées en début d'été par la fédération de pêche de l'Albarine, les prélèvements naturels (par des prédateurs tels que le héron, etc.) ou anthropiques, ainsi que les conditions de visibilité parfois défavorables (présence d'algues, de débris ligneux, d'eau turbide, etc.) rendent ce travail d'inventaire complexe.
- Par ailleurs, le matériel GNSS utilisé lors des campagnes ne permet pas une localisation précise des relevés. Il en résulte que certains points d'observation apparaissent faussement positionnés en pied de berge, voire sur le haut de berge, ce qui peut entraîner des erreurs d'interprétation lorsqu'ils sont croisés avec les variables issues des modèles numériques.

FICHE 3. Méthodes de production des modèles numériques

3.1. Quels objectifs ?

L'objectif principal des images géolocalisées acquises par drone est de produire des couches d'information à très haute résolution, en l'occurrence des Modèles Numériques de Terrain (MNT), des Modèles Numériques de Surface (MNS) et des orthomosaïques afin d'identifier et de restituer la morphologie des formes fluviales intermédiaires, dans le but de mieux comprendre la fonctionnalité et la distribution des méso-habitats. La figure 12 illustre une typologie des méso-formes fluviales.

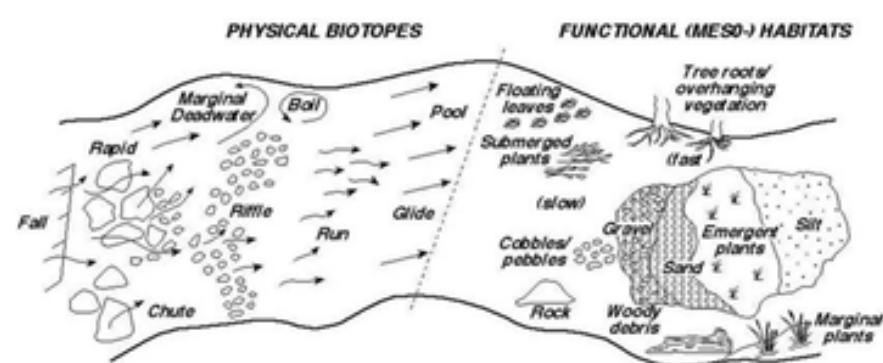


Figure 12. Typologie et fonctionnalités des habitats (Newson & Newson, 2002)

Les **MNT** représentent la surface terrestre en trois dimensions, en excluant les éléments de subsurface tels que les bâtiments, la végétation ou autres structures. À l'inverse, les **MNS** incluent à la fois la topographie du terrain et les objets qui y sont présents, comme les bâtiments, la végétation ou les infrastructures. Les **orthomosaïques** quant à elles sont des images composites qui sont corrigées géométriquement grâce aux MNT/MNS pour éliminer les distorsions liées à l'angle de prise de vue et à la topographie du terrain. Elles sont des supports complémentaires pour observer l'état des faciès des MNT et MNS.

3.1. Par photogrammétrie SfM

La photogrammétrie est une technique de mesure qui permet de reconstituer en trois dimensions la forme, les dimensions et la position d'un objet à partir de photographies acquises sous différents angles (Martínez-Carricando *et al.*, 2018). Issue de cette discipline, la méthode Structure from Motion (SfM) repose sur des algorithmes de vision par ordinateur pour reconstruire automatiquement la géométrie d'une scène et estimer la position des caméras à partir d'images 2D (Carrivick *et al.*, 2016).

Seules des résolutions centimétriques (voire décimétriques) des MNT/MNS permettent d'extraire des variables physiques (comme la pente ou la rugosité) et environnementales (telles que l'ombrage ou la température de surface) utiles à la caractérisation des habitats. Ces informations sont indispensables, notamment pour identifier des zones refuges pour les poissons (mouilles) et évaluer leur fonctionnalité.

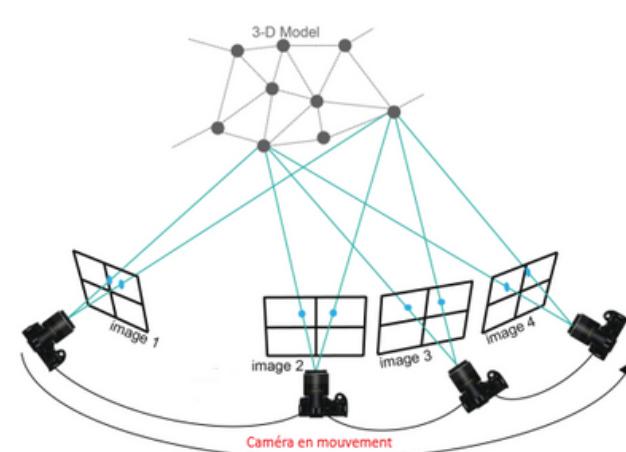


Figure 13: Principe de la SfM (Figure modifiée d'après Chris Sweeney, UCSB)

Cette approche est particulièrement adaptée aux relevés effectués par drones ou acquisitions numériques au sol sous condition que les objets à restituer soient survolés sous différents angles (fig. 13). A l'aide de points de contrôle au sol (GCPs), les données produites, sous forme de nuages de points tridimensionnels, sont transformées en modèle numérique d'élévation.

• Etapes principales

Au préalable, un plan de vol détaillé est établi afin de garantir que l'intégralité de la zone d'étude est couverte par les images en respectant un pourcentage de recouvrement suffisant entre acquisition.

1

Calibration et alignement des caméras

La première étape dans tout processus d'acquisition de données par drone consiste à effectuer une calibration précise des caméras. Cette opération permet d'assurer une correspondance cohérente entre la résolution spatiale des images et l'altitude de vol, ce qui est essentiel pour garantir la qualité géométrique des produits dérivés (Woodget *et al.*, 2014). Ainsi, l'objectif est de vérifier et ajuster les paramètres de la caméra (distorsion, focale, etc.) pour garantir des images de haute qualité et une précision optimale lors de la reconstruction 3D.

Une fois la calibration effectuée, il est nécessaire de déterminer l'orientation des images, c'est-à-dire leur position et leur inclinaison dans l'espace. Si les systèmes de caméras embarquées sur des plateformes aéroportées classiques atteignent aujourd'hui des niveaux de performance élevés, l'orientation des images issues de drones demeure plus complexe. Cette complexité résulte de la diversité des capteurs utilisés, des conditions de vol variables et de la précision souvent limitée des systèmes GNSS embarqués. Une méthode efficace pour résoudre ce problème consiste à recourir à une orientation intégrée des capteurs, qui combine plusieurs sources d'information : l'orientation directe issue des centrales inertielles et les points de contrôle au sol (GCPs) (Honkavaara *et al.*, 2012). Cette phase repose sur la détection de points homologues entre les images, c'est-à-dire de caractéristiques visuelles identiques observées depuis des positions différentes. Ces correspondances permettent d'estimer la position et l'orientation relatives des caméras, donnant naissance à un nuage de points plus ou moins clairsemé qui représente la scène tridimensionnelle (fig 14.).

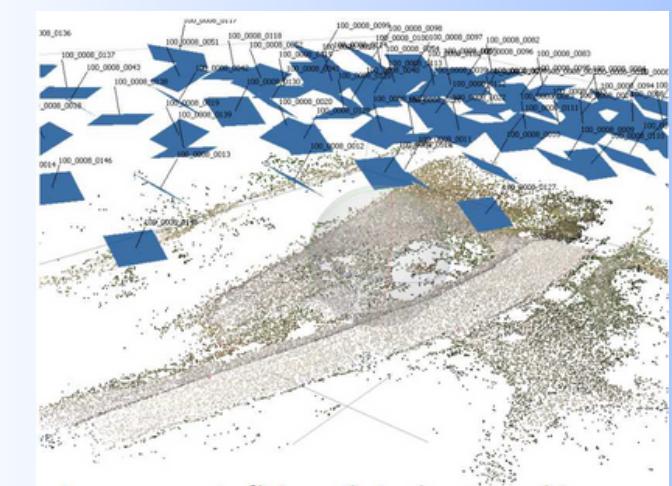


Figure 14: Alignement des photographies dans le logiciel Metashape et distribution spatiale des prises de vues et leur correspondance dans l'espace 3D (Metashape ©)

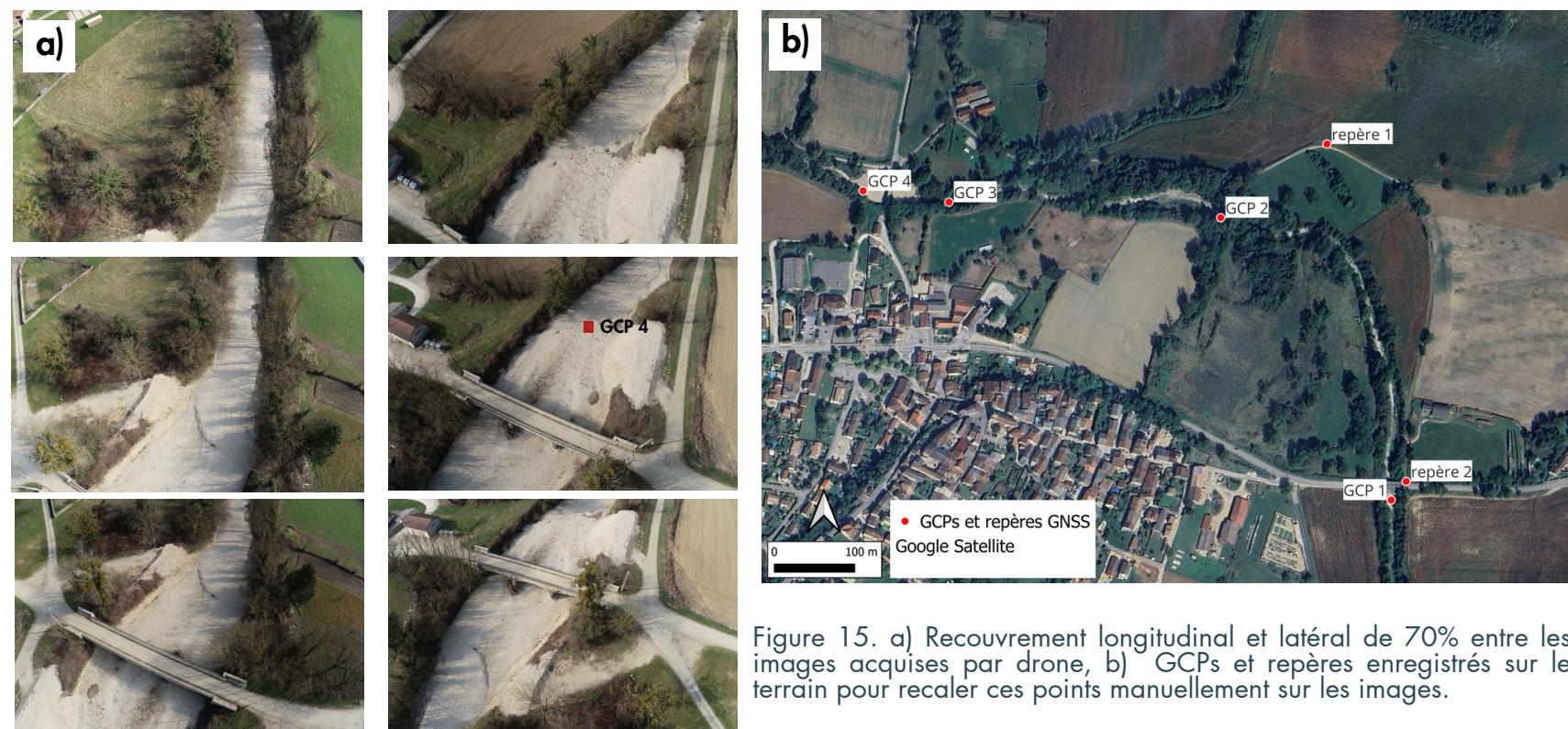
FICHE 3. Méthodes de production des modèles numériques

2

Matérialisation des GCPs (Points de Contrôle au Sol)

Des cibles (GCP) ont été positionnées physiquement sur le terrain. Leur localisation a été enregistrée à l'aide d'un système GNSS différentiel permettant une mesure précise de leurs coordonnées (fig.15). Ces points de contrôle serviront à replacer les modèles dans un référentiel absolu (type IGN).

Ces derniers jouent un rôle fondamental. Ils servent de points d'ancrage spatiaux et permettent de corriger les imprécisions associées au positionnement des capteurs embarqués, notamment lorsque ceux-ci reposent uniquement sur un GNSS de faible précision. La planification et l'implantation des GCPs sur la zone d'étude constituent donc une étape prépondérante avant toute mission de vol. En leur absence, le géoréférencement dépend uniquement des mesures GNSS embarquées, ce qui peut entraîner des décalages importantes avec d'autres couches d'informations telles que les données IGN. Il est généralement recommandé d'utiliser au minimum trois GCPs pour contraindre correctement la géométrie du modèle. Toutefois, plusieurs études, notamment celles de Tahar (2013) et Agüera-Vega et al. (2018) ont montré que l'augmentation du nombre de GCPs permet d'améliorer significativement la précision des résultats photogrammétriques. Ces travaux ont mis en évidence un gain notable de précision lorsque le nombre de GCPs est augmenté de quatre à vingt, soulignant la nécessité de trouver un équilibre entre précision souhaitée et faisabilité opérationnelle sur le terrain. Le développement des GNSS RTK (précision centimétrique) embarqué sur drone rendra de moins en moins nécessaire cette étape de balisage du terrain à survoler.



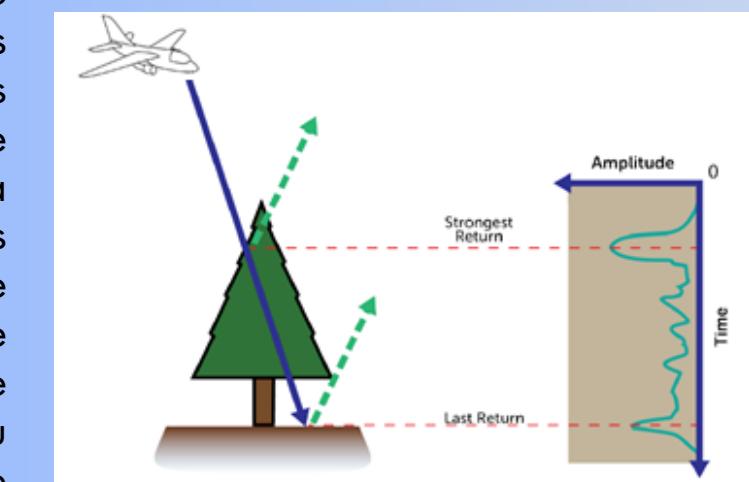
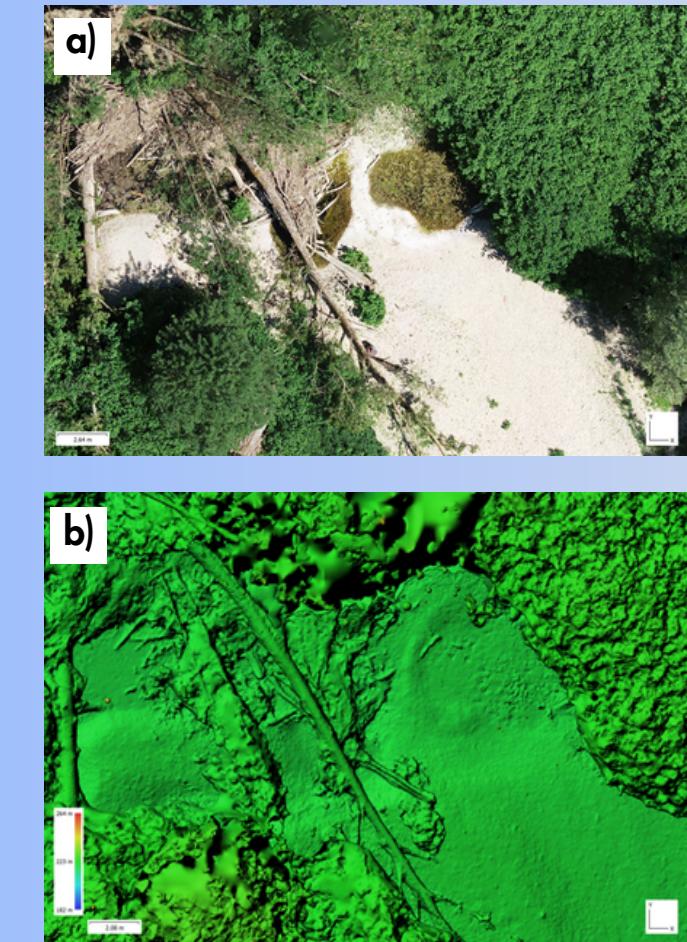
3

Traitement des données

Une fois les GCPs intégrés, une phase d'optimisation est conduite : elle vise à recalculer les paramètres internes et externes de chaque caméra en minimisant l'erreur globale via un ajustement par faisceaux (bundle adjustment). Cette étape est déterminante, car elle conditionne la qualité géométrique de la reconstruction 3D et l'alignement des différents produits dérivés (MNT, MNS). Un nuage de points dense peut alors être généré. Celui-ci résulte d'un processus de corrélation stéréoscopique entre les images appariées, et offre une représentation détaillée de la surface observée, avec une densité bien plus élevée que le nuage clairsemé initial. Cette densité permet ensuite une classification automatique des points, selon qu'ils correspondent au sol, à la végétation, à des bâtiments ou à d'autres objets. Cette classification est essentielle pour la production spécifique des modèles entre MNT et MNS (fig. 16b). L'orthophoto peut ainsi être produite en projetant les images corrigées sur le MNT. Elle est exempte de distorsions malgré le relief et l'orientation des caméras (16a).

3.2. Par LiDAR

Le LiDAR (Light Detection and Ranging) une technique de télédétection active qui repose sur l'émission d'impulsions lumineuses en direction du sol, suivie de la mesure du temps que met le signal réfléchi à revenir vers le capteur, afin de déterminer la distance. Son fonctionnement est similaire à celui du radar (Radio Detection and Ranging), bien que les deux se distinguent par la fréquence électromagnétique utilisée : le radar exploite les ondes radio, alors que le système laser opère principalement dans le rouge / proche infrarouge (pour le terrestre) et dans les longueurs d'ondes du vert pour la bathymétrie. Intégré au drone, il permet une acquisition rapide et précise de données topographiques, y compris en milieu forestier dense (Diara and Roggero, 2022). En fonction du nombre d'échos enregistrés (3 pour le modèle utilisé), le laser mesure le signal des objets traversés (fig 17).



FICHE 3. Méthodes de production des modèles numériques

Comme pour la photogrammétrie par SfM, le levé LiDAR débute par une planification rigoureuse du vol, tenant compte du relief et des spécificités du capteur, ainsi que l'installation d'une station fixe GNSS au sol pour assurer la précision du positionnement. Lors du vol, le capteur LiDAR embarqué enregistre des impulsions laser, dont les retours sont combinés aux données GNSS et de la centrale inertie (INS) pour produire un nuage de points géoréférencés. Les données brutes sont corrigées et ajustées à l'aide d'algorithmes de compensation des effets de mouvements.

Les données sont ensuite filtrées, nettoyées et classées (sol, végétation, structure anthropique) (fig. 18a), afin de structurer l'information spatiale sous la forme de modèles numériques (fig. 20). Le capteur LiDAR utilisé étant couplé à une caméra numérique RVB, les images produites peuvent colorer les nuages de points du laser (fig. 19). Comme pour la SfM une orthomosaïque être produite (fig. 18b & 20).

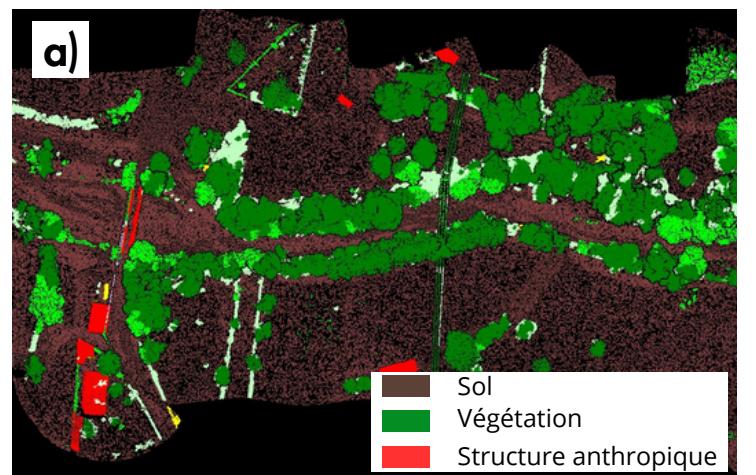


Figure 18 . a) Nuage de points classé et b) orthophoto correspondante (Lejot J. et al., 2023)



Figure 19 : Deux exemples de nuages de points colorés - site 2 (Lejot J. et al., 2023).

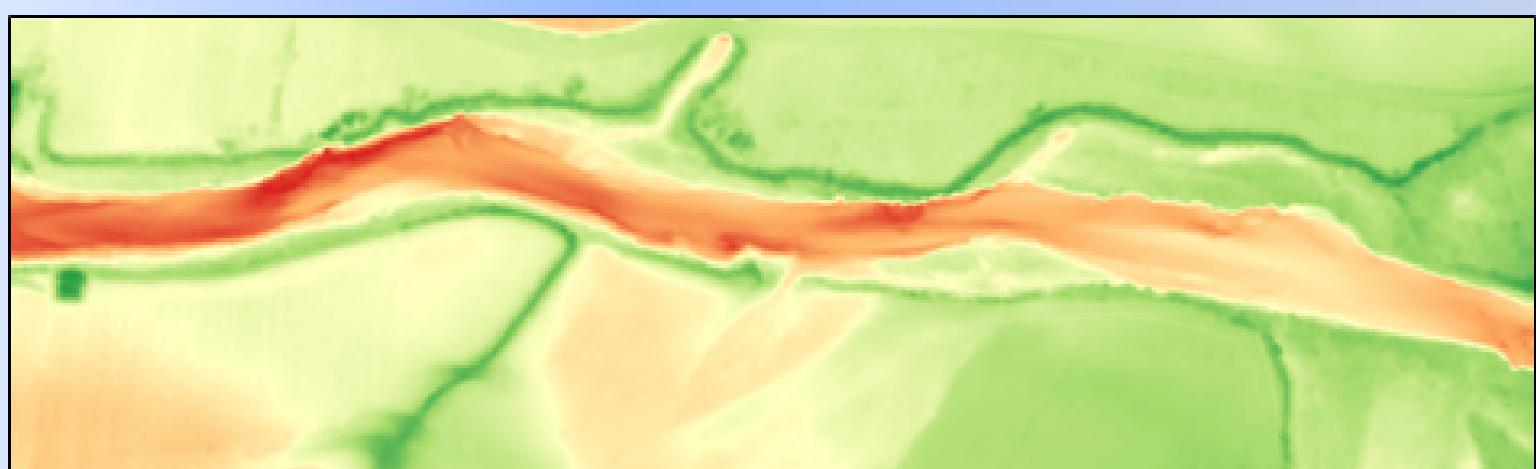
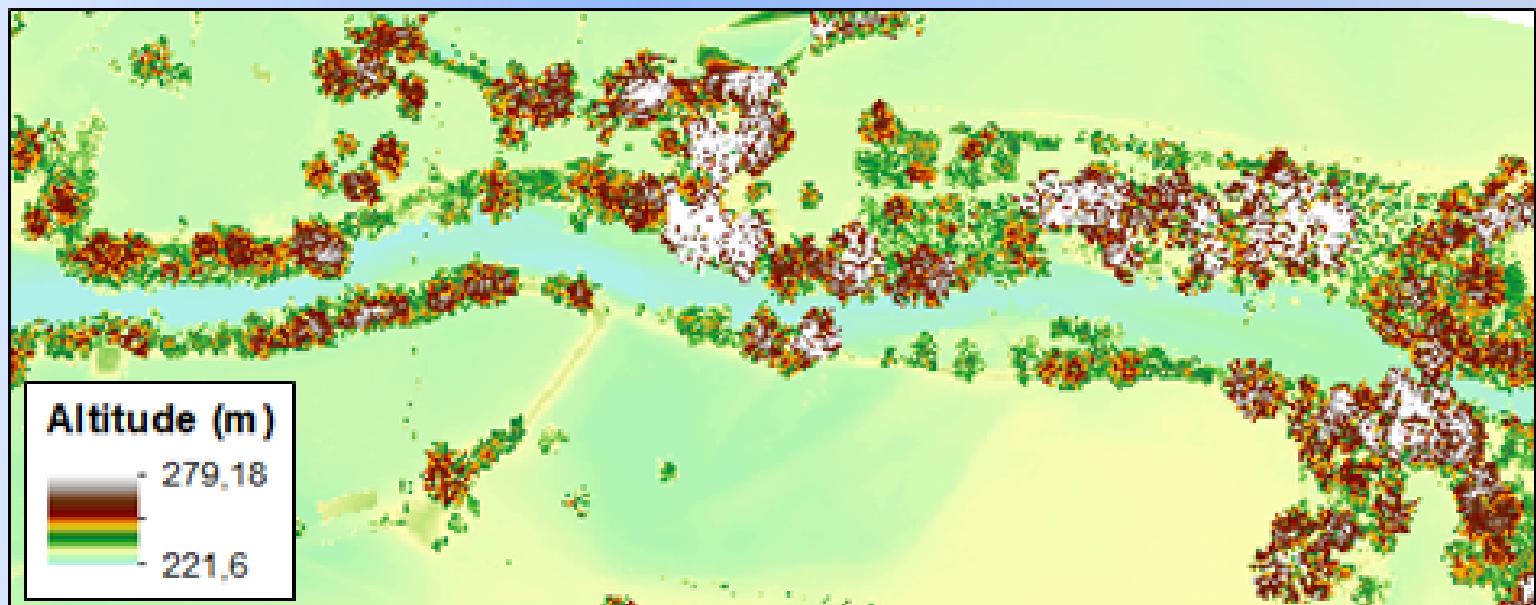


Figure 20. a) Modèle Numérique de surface (MNS), b) Modèle Numérique de Terrain (MNT), c) Orthomosaïque - extrait du site 2 (Lejot J. et al., 2023)

FICHE 3. Méthodes de production des modèles numériques

3.3. Précisions et incertitudes des modèles numériques créés

L'échelles des formes qui doivent être retranscrite par les modèles numériques (MNT & MNS) imposent des précisions élevées. L'analyse de la géométrie des chenaux (largeur, pente, rugosité, etc.) ou bien leurs composantes environnementales sur des petits systèmes tels que celui de l'Albarine nécessite de pouvoir travailler à des échelles micro (décimétriques / centimétriques) proches de celles des relevés de terrain classiques. Le tableau (fig. 21) présente différents indicateurs de la qualité des modèles numériques créés.

Site	LiDAR	SfM	Surface (m ²)	Points totaux	Points "sol"	Densité pts totaux (pts/m ²)	Densité pts sol (pts/m ²)	Résolution saptiale (x,y) en cm	Incertitude z à 50 mètres de vol (en cm)
1	13/07/2023		85682	258 054 010	1 237 219	3 012	14,44	5	5
2	13/07/2023		127823	356 405 073	7 679 595	2 788	60,08	5	5
3	18/07/2023		284738	1081828552	16007057	3 799	56,22	5	5
1		01/03/2023	169819	83185721,00	39447082,00	490	232,29	5	5
2		01/03/2023	288632	207790721,00	148195317,00	720	513,44	5	5
3		13/07/2022	542337	468973451,00	149817575,00	865	276,24	5	5

Figure 21. tableau de synthèse de la précision des modèles numériques créés et utilisés dans la partie résultat

Par comparaison avec la BD HD LiDAR, le nombre de points sol obtenu, quelle que soit la technique (SfM/LIDAR), est largement supérieur à 10 pts/m² avec une forte variabilité entre les sites (dépendant d'un terrain avec plus ou moins de végétation). La résolution natives des images acquises étant égale ou inférieure à 5 cm le pixel, celle-ci s'est imposée comme résolution planimétrique et altimétrique à tous les modèles créés (LiDAR & SfM).

Afin d'évaluer la qualité altimétrique des modèles produits, des relevés de terrain (profil en long et points de contrôle in-situ) ont été réalisés pour éprouver les deux méthodes SfM et LiDAR. En mettant de côté les artefacts retrouvés sur les modèles (présence d'eau, débris ligneux, feillages, ombres portées), les figures 22a & 23b révèlent des précisions absolues centimétriques en Z (17cm pour la SfM et 14 cm pour le LiDAR).

De même, des comparaisons ont été réalisées entre l'altitude des modèles produits et des points fixes *in-situ* (pont, antenne DGNSS, balise, etc) (fig. 22a & 23b). Là encore, les résultats révèlent des précisions très élevées quels que soient les modèles comparés, respectivement 3,7cm pour le modèle SfM et 8,5cm pour le modèle LiDAR.

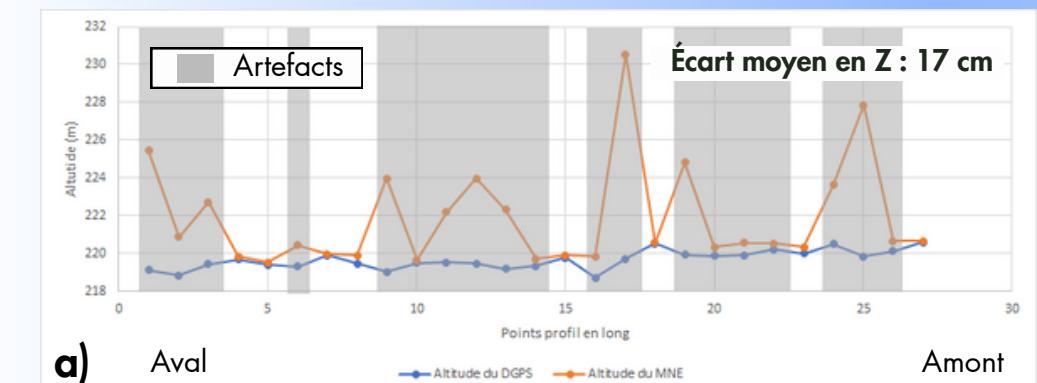


Figure 22. a) Comparaison entre profil en long altimétrie SfM et altimétrie DGNSS, b) Écart entre altimétrie SfM et point de contrôle in-situ DGNSS, site 1 - mission du 25/03/2022



Pont de Gévrieroux
Écart moyen en Z : 3,7 cm

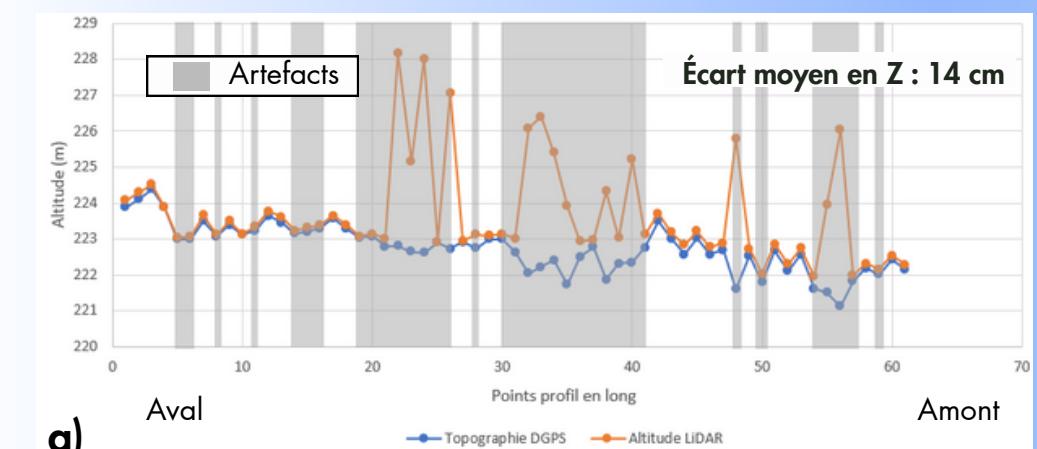
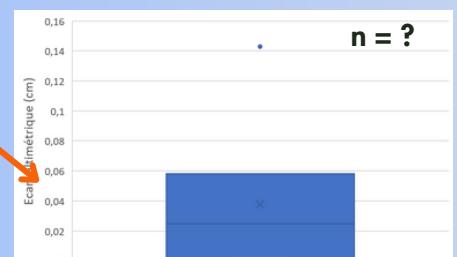
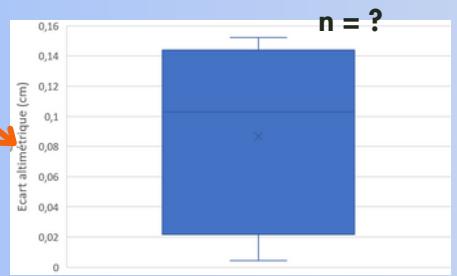


Figure 23. a) Comparaison entre profil en long altimétrie LiDAR et altimétrie DGNSS, b) Écart entre altimétrie LiDAR et point de contrôle in-situ DGNSS, site 2 - mission du 25/03/2022



Pont Saint-Maurice-de-Remens
Écart moyen en Z : 8,5 cm



FICHE 4. Caractérisation des refuges piscicoles : géotraitement et modélisation hydraulique.

Deux techniques ont été développées pour identifier les zones du chenal qui présentent encore des surfaces en eau lorsque l'écoulement se fragmente au cours de la phase d'assèchement : par **géotraitement** et par **modélisation hydraulique**. Ces zones en eau qui demeurent temporairement pérennes avant un assèchement total, représentent des secteurs critiques pour la survie des poissons et autre faune aquatique. Leur localisation spatiale et leur nombre constituent un des indicateurs potentiels de la qualité écologique d'un milieu fluvial en contexte de pénurie d'eau.

4.1. Méthode par géotraitement

La méthode est présentée de façon analytique en indiquant les données nécessaires à son bon fonctionnement et en expliquant de façon synthétique les grandes étapes qui se structurent sous la forme d'une chaîne de traitement développée sous logiciel SIG.

1 Données en entrée

- MNT/MNS
- Couche vectorielle linéaire correspondant au tracé du chenal

2 Identification de "fond de vallée"

La corridor Fluvial Toolbox (FCT, Roux et al., 2015) a été utilisée pour générer un modèle numérique détendancé (altitude relative au dessus du talweg) afin d'extraire automatiquement par approche topologique les délimitations des berge hautes du chenal (fig. 24).

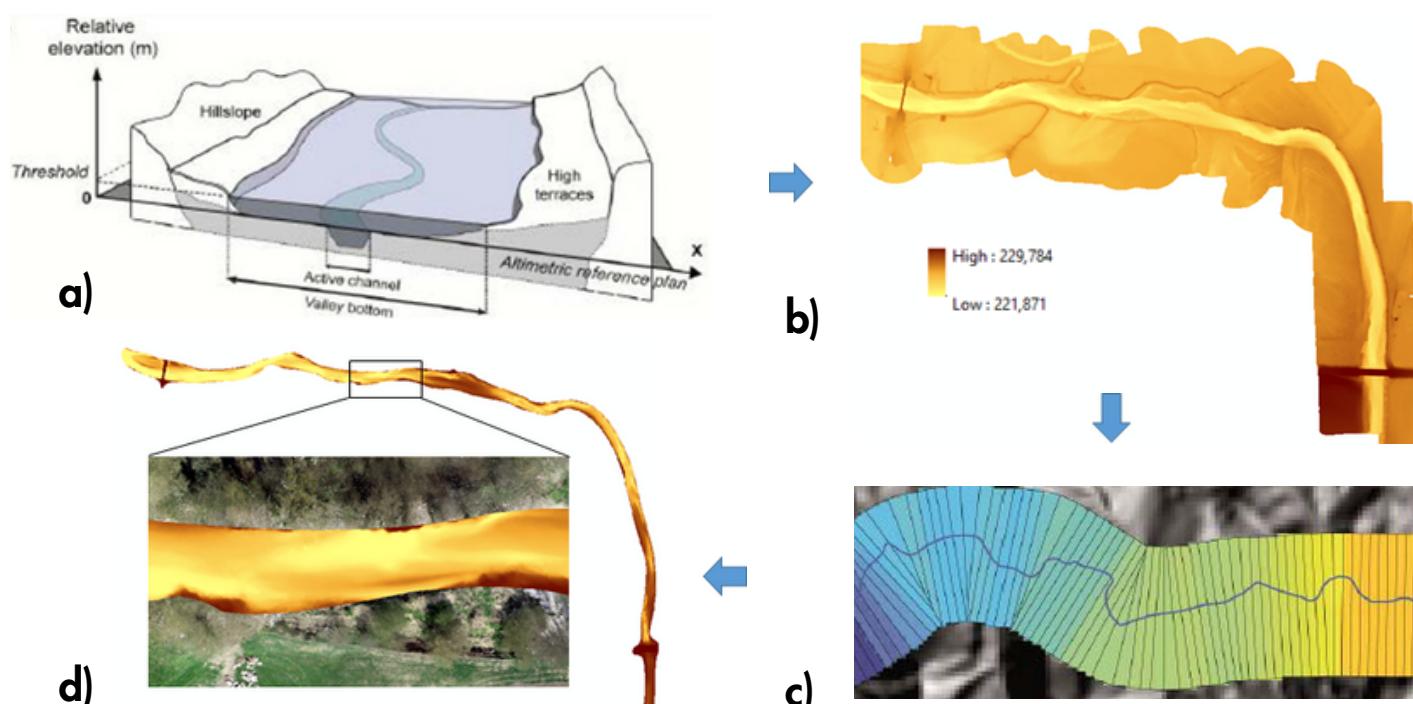


Figure 24. a) Métriques de fond de vallée pris en compte dans la FCT, b) MNT, c) méthode topologique de l'algorithme de segmentation, d) résultat de la délimitation du chenal correspondant à un débit de plein bord

3

Création d'un écoulement théorique et identification de bassins versants unitaires intra-chenal pour l'identification de mouilles théoriques.

A l'intérieur du modèle numérique du chenal est créé à partir d'une grille d'accumulation et de direction un écoulement théorique (fig. 25a) basé sur les altitudes des modèles afin d'identifier des micros bassin-versants unitaires notés "BVU" (fig. 25b). Chaque BVU est considéré comme une dépression locale. A cette échelle de précision des modèles numériques de terrain (centimétrique), plusieurs points bas identiques sont identifiés par BVU. Ils sont alors agrégés pour ne former qu'une seule et même surface homogène (fig. 25c). Elles sont notés mouilles théoriques.

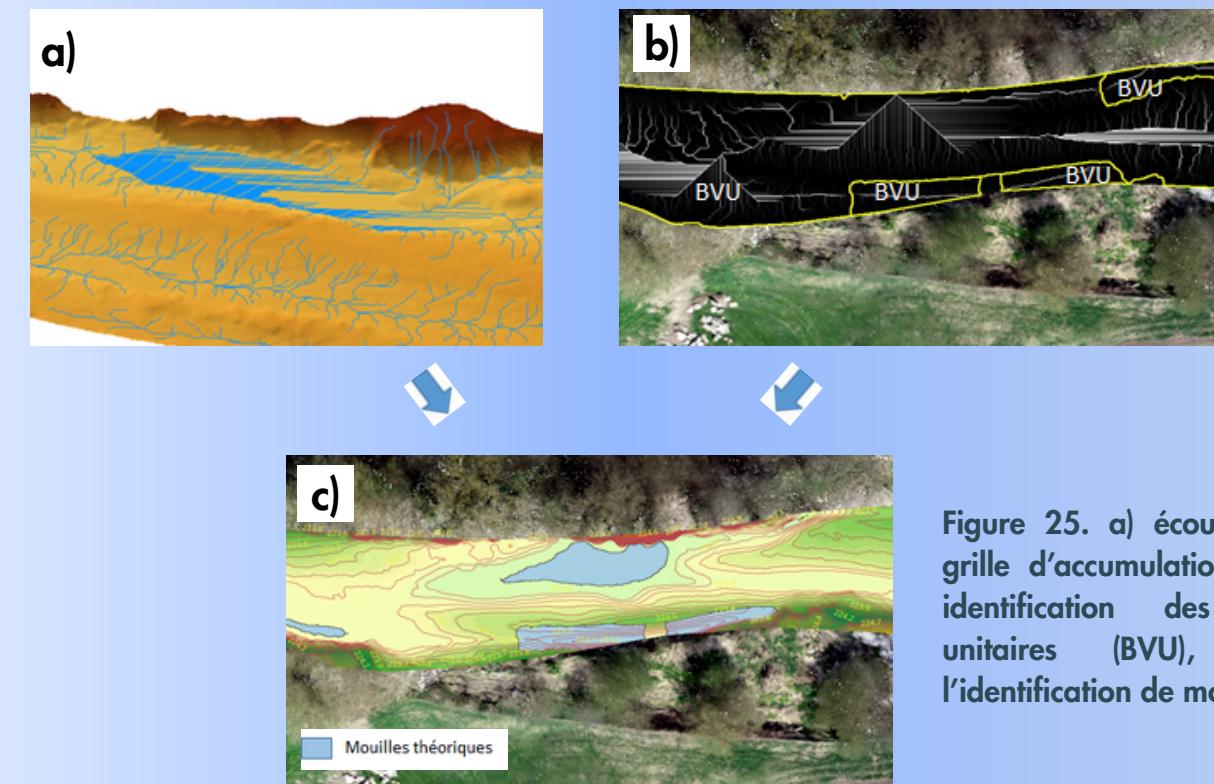


Figure 25. a) écoulement théorique par grille d'accumulation et de direction, b) identification des bassins versants unitaires (BVU), c) Résultat de l'identification de mouilles théoriques.

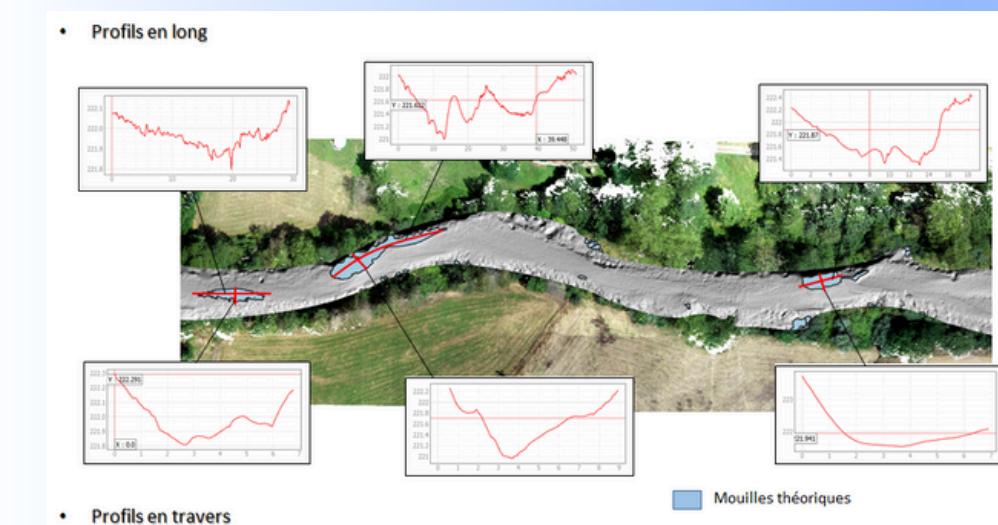
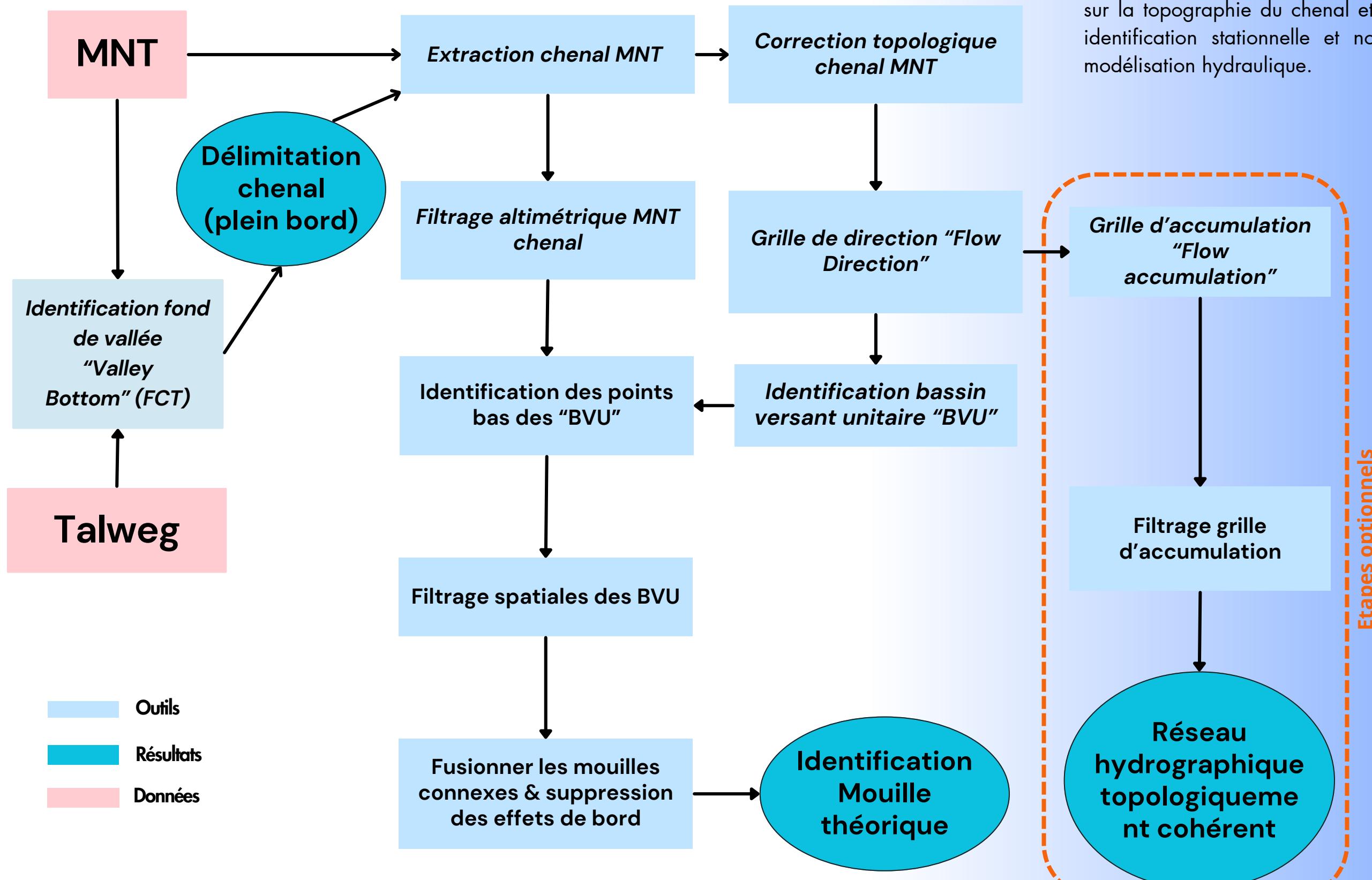


Figure 26. Profils en long et en travers de plusieurs mouilles théoriques.

Ces mouilles théoriques correspondent à l'ensemble des dépressions topographiques locales situées à l'intérieur du chenal, comme l'illustre un segment du tronçon étudié sur le site 2 (fig. 26). Leur surface et leur nombre varient naturellement en fonction du débit. L'organigramme (fig. 27 page suivante) présente l'ensemble des étapes de la méthode de géotraitement utilisée pour identifier et caractériser ces mouilles théoriques.

FICHE 4. Caractérisation des refuges piscicoles : géotraitement et modélisation hydraulique.



A ce stade méthodologique, cette approche présente l'avantage principal de ne pas nécessiter de mesures de jaugeage. Dans une perspective de reproductibilité des méthodes sur n'importe quel type de cours d'eau, cet aspect constitue un atout non négligeable. En revanche, l'identification de mouilles théoriques est uniquement fondée sur la topographie du chenal et non sur des conditions hydrologiques. C'est donc une identification stationnelle et non dynamique comme peut l'être une approche par modélisation hydraulique.

Figure 27. Organigramme des principales étapes de la chaîne de géotraitements

FICHE 4. Caractérisation des refuges piscicoles : géotraitements et modélisation hydraulique.

4.2. Modélisation hydraulique

Comme pour la méthode précédente, l'objectif est d'identifier les zones du chenal qui présentent encore des surfaces en eau lorsque l'écoulement se fragmente au cours de la phase d'assèchement. En revanche cette approche nécessite comme pour toute modélisation hydraulique des données de jaugeage. La modélisation hydraulique permet de rendre dynamique l'identification de mouilles potentielles selon un débit donnée. HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center's River Analysis System) est le système qui a été utilisé dans le cadre du projet.

La modélisation des écoulements permanents dans HEC-RAS repose sur la résolution des équations de Saint-Venant, aussi connues sous le nom d'équations des eaux peu profondes. Développées par Barré de Saint-Venant (Shi, 2006), ces équations sont fondées sur les principes de conservation de la masse et de la quantité de mouvement appliqués à un petit volume de contrôle de fluide (Brunner, 2016).

- $A(x, t)$: aire de la section mouillée (m^2),
- $Q(x, t)$: débit (m^3/s),
- g : accélération gravitationnelle (9.81 m/s^2),
- B : largeur de la surface libre (m),
- S_0 : pente du fond du lit,
- S_f : pente de perte de charge (frottement),
- x : position spatiale (m),
- $q(x, y, t)$ représente les apports ou pertes latéraux (m/s),
- t : temps (s)

1 Données en entrée

Les tests ont été menés à partir des MNT produits par LiDAR. Ces derniers permettent de définir la topographie du lit de la rivière en situation d'assec, en intégrant le fond du chenal, les pentes des berges, le haut de berges correspondant au débit de plein bord ainsi que le replat pour y inclure les zones de débordement. Ils constituent la base géométrique sur laquelle seront construits les maillages hydrauliques. Seule les résultats de la modélisation hydraulique du site 2 sera présentée dans ce rapport.

Dans le cadre d'un précédent projet (Capra *et al.*, 2019) des jaugeages ont été réalisées entre la station hydrométrique de Saint-Rambert-en-Bugey et la confluence de l'Albarine avec l'Ain. Deux d'entre eux sont localisés sur le site 2 (un à l'amont et un à l'aval) et ont été utilisés pour cette modélisation.

2

Définition de la géométrie

Un maillage 2D est généré afin de discréteriser la zone d'étude en cellules de forme quadrilatère, au sein desquelles les équations hydrodynamiques sont résolues. La densité du maillage a été calée sur une maille de 50 cm. Ce choix est justifié par l'adéquation entre cette dimension et la résolution centimétrique des modèles numériques. Il va de soi que la densité ainsi que la structure du maillage influencent directement la précision des résultats du modèle. Bien que cette modélisation en 2D ne soit pas strictement nécessaire pour la simple simulation du tarissement d'un système, telle que prévue dans le cadre du projet, elle prend tout son sens dans une perspective de couplage avec des modèles d'habitats piscicoles. En effet, la distribution spatiale fine du champ de vitesses obtenue grâce à ce type de modélisation constitue une donnée précieuse pour l'analyse des préférences ou contraintes liées aux espèces ciblées.

3

Détermination du coefficient de Manning

Dans HEC-RAS, le coefficient de Manning (n) est un paramètre clé pour la simulation des écoulements en régime permanent ou transitoire. Il contrôle la perte d'énergie due à la rugosité du lit et des berges, et influence directement la hauteur d'eau et la vitesse de l'écoulement. En modélisation 2D, ce coefficient est attribué individuellement à chaque cellule du maillage. La caractérisation de la rugosité peut être réalisée à partir de couches SIG, permettant une spatialisation fine du paramètre en fonction des types de surface. Dans notre cas, un coefficient uniforme a été appliqué sur l'ensemble du site 2 avec une valeur fixée à $n = 0,06$ (fig. 28 tableau des types de surface et leur coefficient associé). Ce choix se justifie par l'objectif principal de cette simulation, qui est de modéliser uniquement la variation altimétrique de la surface en eau du chenal sans prise en compte de la dynamique sédimentaire. Dans ce contexte, la sensibilité des résultats au coefficient de rugosité est relativement faible.

Type de surface	Coefficient de Manning (n)
Canal bétonné lisse	0,012 – 0,015
Lit sableux ou gravillonneux	0,020 – 0,035
Végétation moyenne (prairie, herbes)	0,030 – 0,050
Lit rocheux ou embâcles	0,045 – 0,080
Rivière forestière naturelle	0,070 – 0,150

Figure 28. Valeurs types de Manning (ordre de grandeur)

4

Définition des conditions aux limites

Les conditions aux limites permettent d'intégrer au modèle des données hydrologiques réelles. L'hydrogramme de débit, qui décrit l'évolution du débit en fonction du temps, constitue la condition amont obligatoire utilisée. Figure 29a, page suivante, l'inflow correspond aux apports d'eau entrant dans le chenal (affluents, précipitations, sources), modélisé par un hydrogramme (fig. 29b). Une partie de la courbe de l'hydrogramme a été interpolée faute de données. L'outflow représente la sortie de l'eau hors du système fluvial modélisé.

FICHE 4. Caractérisation des refuges piscicoles : géotraitement et modélisation hydraulique.

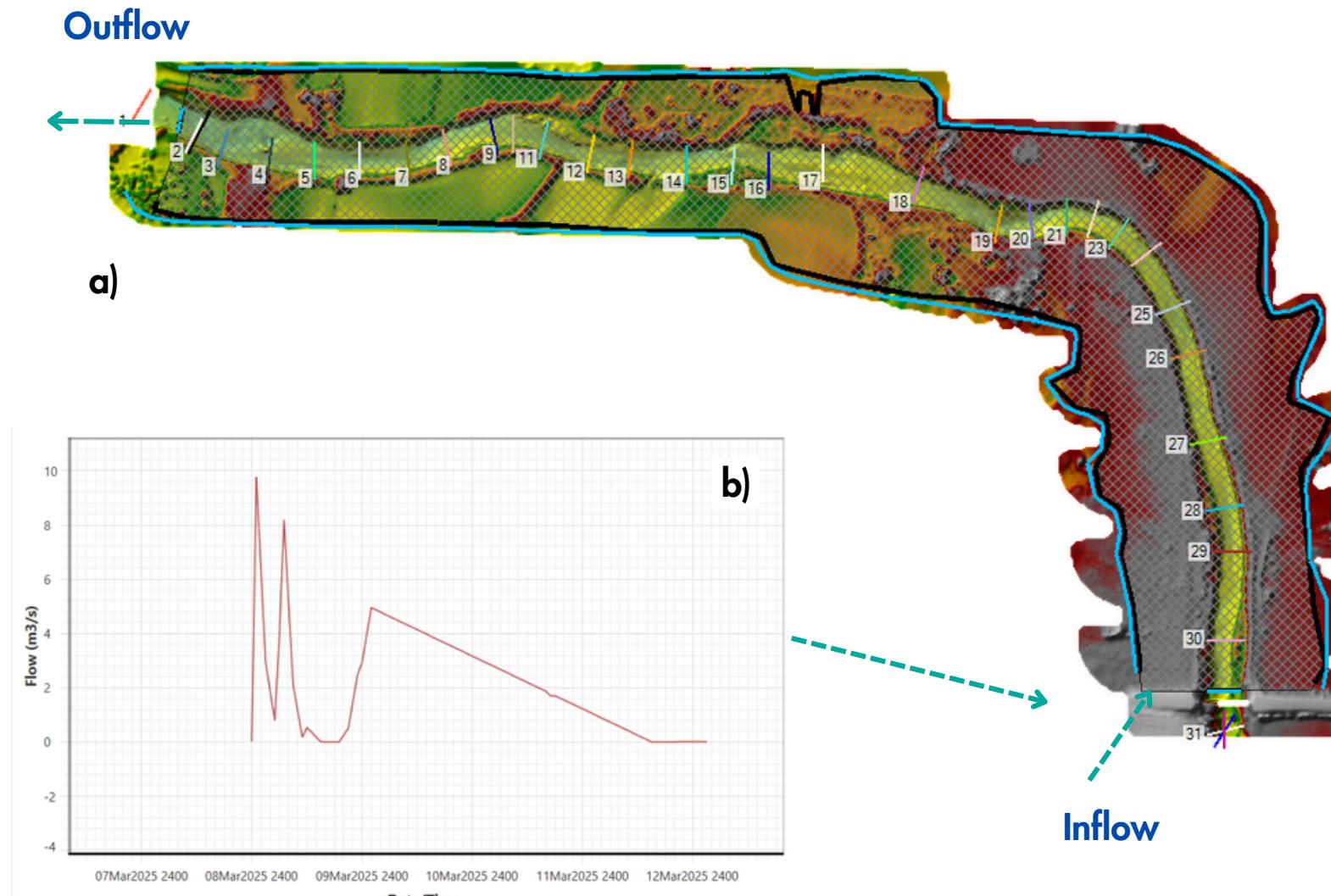


Figure 29. a) localisation des transects, b) Hydrogramme utilisé comme condition aux limites amont

L'organigramme (fig. 30) représente la synthèse des différentes étapes de la chaîne de traitement de modélisation hydraulique pour la détermination des zones de refuge.

Workflow pour la modélisation hydraulique

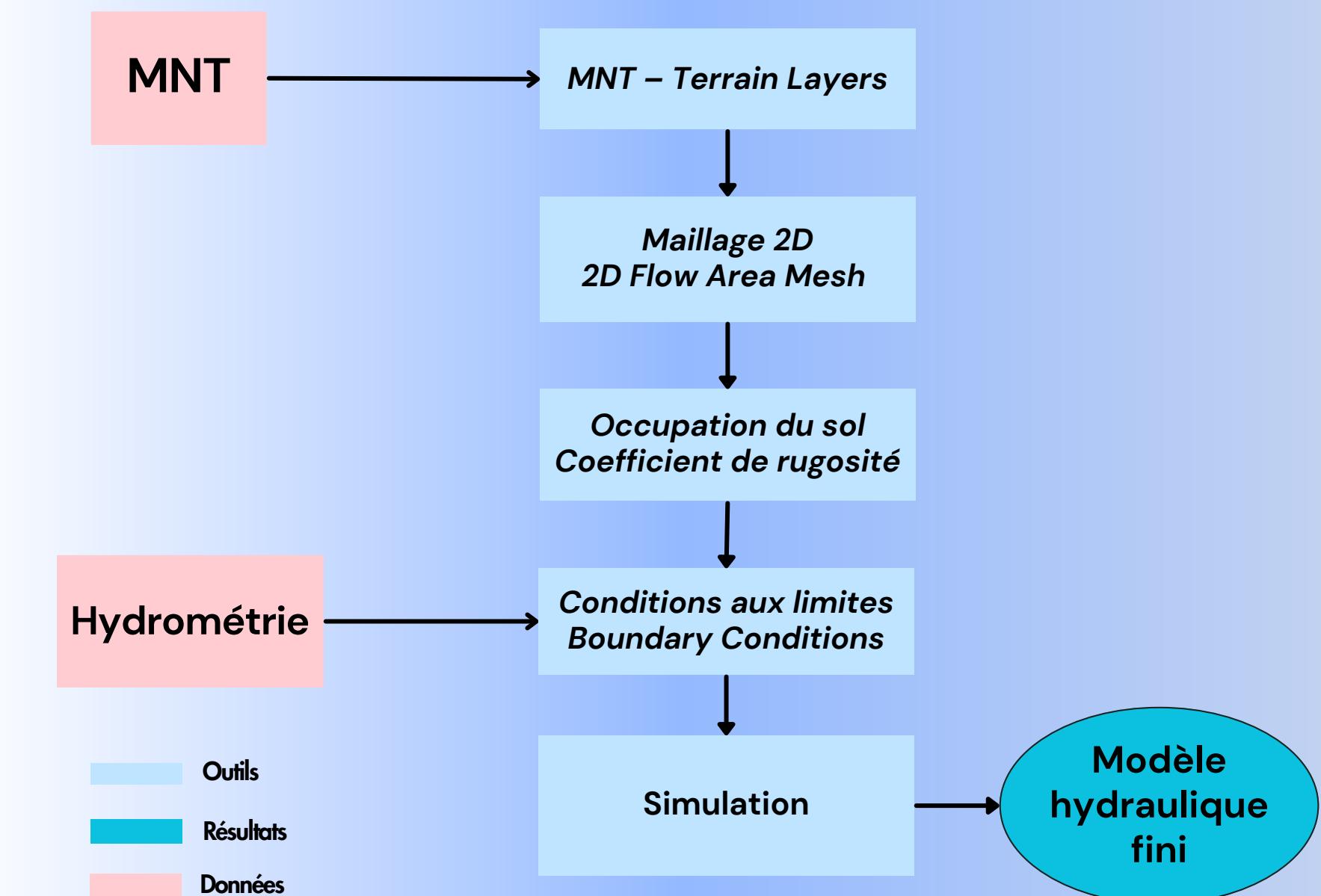
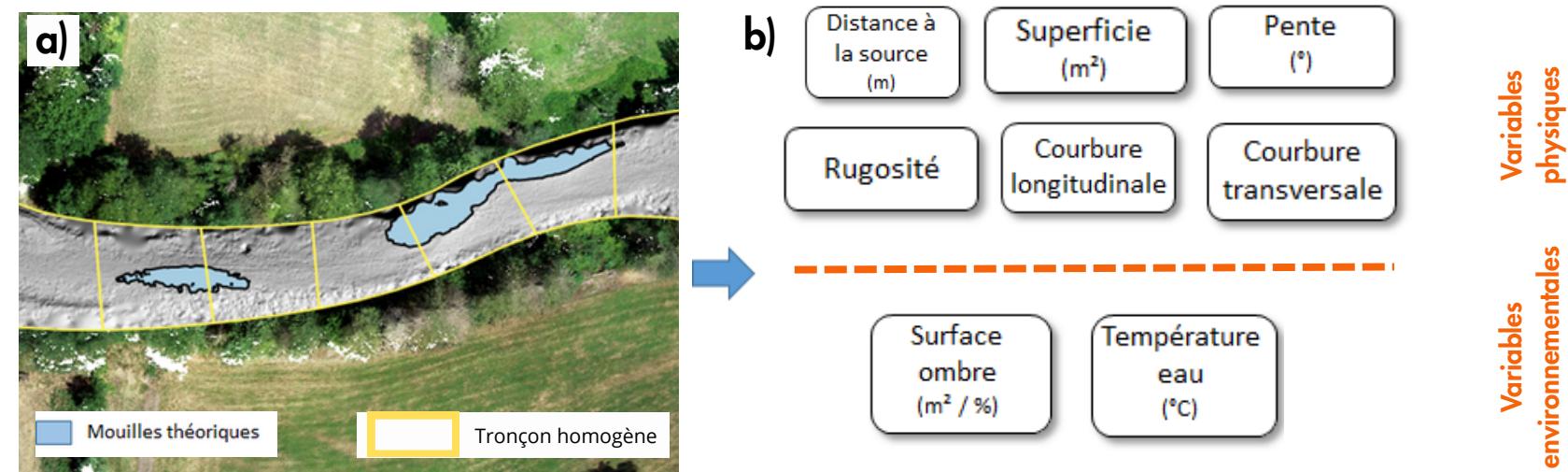


Figure 30 : Organigramme de la chaîne de traitement par méthode hydraulique

FICHE 5. Extraction des variables physiques et environnementales

5.1. Variables physiques du chenal

En phase d'assèchement, le chenal se fragmente en secteurs distincts (mouilles théoriques) identifiables par géotraitement et modélisations hydrauliques présentés dans la fiche 4. Ces secteurs, où l'eau perdure plus longtemps, jouent le rôle de refuges pour les poissons en attente de retour de conditions hydrologiques favorables à leur survie. Afin de caractériser ces zones de refuges, autre que par la présence d'eau, des variables physiques liées à la géomorphologie du chenal ainsi que des variables environnementales ont été identifiées et extraites pour évaluer leur influence sur la présence des poissons. Deux échelles d'analyse ont été retenues pour le calcul et l'extraction de ces variables, i) à l'échelle de chaque mouille théorique et ii) à l'échelle de tronçons homogènes (fig 31a). Ces tronçons homogènes ont été définis selon un pas de 20m, correspondant à deux fois la largeur moyenne du chenal de l'Albarine à l'échelle des trois sites explorés.

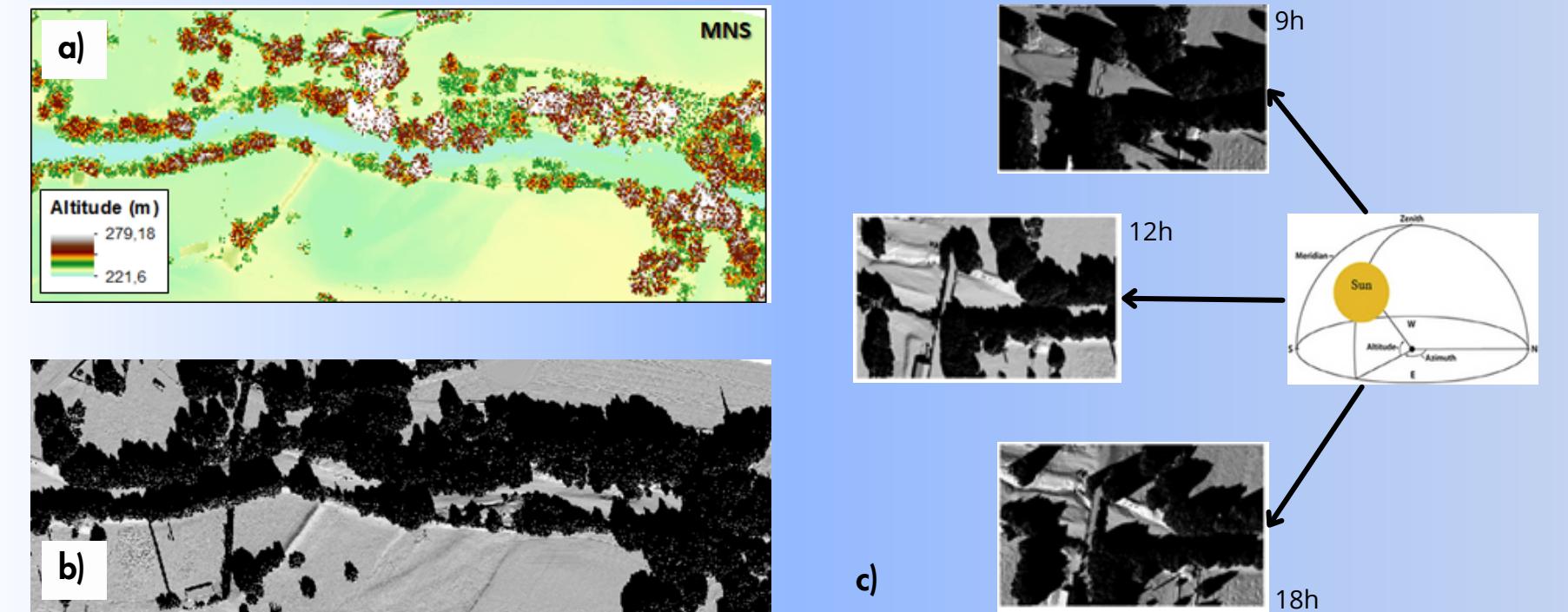


L'analyse spatiale des altitudes des MNT du chenal a permis d'extraire plusieurs variables, telles que la **"distances à la source du site"** (en mètre), la **"superficie"** (en m²), la **"pente moyenne"** (%), la **"rugosité moyenne"** (adimensionnelle), ainsi que les **"courbures longitudinales"** et **"transversales"** (adimensionnelle) (fig. 31b). Ces variables ont ensuite été croisées avec les données piscicoles. Tous ces calculs sont générés automatiquement par des algorithmes python implémentés dans QGIS ©.

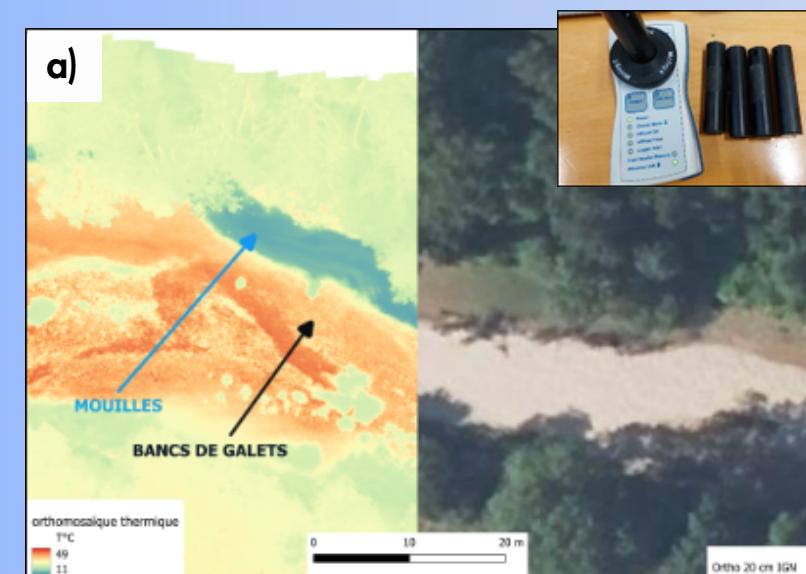
5.2. Variables environnementales

Aux mêmes échelles que les variables physiques mais cette fois-ci extraites à partir des MNS, deux variables dites environnementales ont également été calculées par analyse spatiale (fig 31b) : les **surfaces ombragées** (m² & %) et les **températures de l'eau** (°c). Les zones d'ombre sont considérées comme des zones de refuges piscicoles, car elles influencent les températures de surface. Ainsi l'ombrage et la température de l'eau constituent des indicateurs majeurs de la qualité des habitats aquatiques.

A partir des modèles numériques intégrant la végétation (MNS), des simulations d'ensoleillement peuvent être réalisées par géotraitement afin de produire des cartes détaillées de l'ensoleillement correspondant aux journées des vols drone (fig. 32). Trois pas horaires ont été définis pour représenter la course du soleil au cours d'une journée : 9h, 12H et 18H. Ces horaires ont été choisis en fonction des conditions d'ensoleillement estivale observées lors des missions.



Les images des campagnes thermiques nécessitent un étalonnage à partir de mesures de terrain effectuées à l'aide de thermomètres disposés dans l'eau à différents endroits, afin de restituer la variabilité réelle des températures des faciès étudiés. Pour caractériser la température des surfaces en eau, 12 thermomètres ont été installés à 10 cm de profondeur couvrant divers contextes (zones ombragées, ensoleillées, eaux stagnantes ou courantes). Seuls les sites 2 et 3 ont été survolés lors de la campagne 2024 (les conditions météorologique et hydrologique n'ont pas permis de couvrir le site 1). Un modèle de calibration a ensuite été établi entre les températures issues des images thermiques et les températures mesurées in-situ. Ce modèle est appliqué à l'ensemble des pixels des images afin de produire des cartes de températures absolus dont un extrait est présenté sur la figure 33).



FICHE 6. Résultats

L'ensemble des variables calculées dans cette fiche portent sur les données acquises au cours de l'année 2023 (SfM & LiDAR) et 2024 (thermique).

6.1. Identification et spatialisation des zones de refuges

Les développements réalisés par géotraitements et modélisation hydraulique ont démontré leur capacité à identifier des zones topographiquement basses propices au maintien d'une lame d'eau. Ces zones, ont été désignées sous le terme de "**mouilles théoriques**". Elle retranscrivent des zones refuges pour les poissons. Le tableau (fig. 34) présente l'ensemble des résultats obtenus à l'échelle des trois sites étudiés (ici par la méthode de géotraitement). Par ailleurs, les cartes (fig. 35) illustrent le dénombrement et la répartition de ces mouilles théoriques.

Site	Mouilles observées	Mouilles Modélisées	Localisation commune	Taux de localisation concordante (%)	Taux de reconnaissance (observées / modélisées) (%)
1	8	54	8	100	15
2	18	19	18	100	95
3	3	3	0	0	0
Total	29	76	26	90	34

Figure 34. Inventaires des mouilles observées et modélisées à l'échelle des 3 sites

Par comparaison avec les observations de terrain, les résultats obtenus montrent un bon taux de concordance géographique entre les mouilles observées et celles prédites par les modèles avec des taux de concordance de 100% pour les sites 1 et 2. En revanche, les résultats du site 3 ne présentent pas de corrélation spatiale, bien que le nombre total de mouilles observées soit identique à celui des mouilles modélisées. Cette absence de recouvrement se traduit par un taux de concordance nul pour ce site. Le taux de reconnaissance (mouilles totales observées / mouilles totales modélisées) s'avère faible pour les sites 1 et à nouveau pour le site 3. Ces faibles pourcentages peuvent s'expliquer par i) l'incertitude liée à la précision des coordonnées GNSS utilisé lors de l'inventaire poisson, entraînant un positionnement incohérent de certaines zones en eau (imprécision sub-métrique), ii) les mouilles théoriques issues des modèles numériques retracent uniquement des dépressions topographiques, sans prise en compte d'un débit associé. A l'inverse, les zones en eau identifiées lors des inventaires poissons sont conditionnées par la présence effective d'eau au moment du relevé.

Au total, 76 mouilles ont été identifiées pour un linéaire de 3,75 km soit 20 mouilles/km. On observe également que plus les secteurs sont proches de la confluence, plus le nombre de mouilles théoriques augmentent par secteur avec respectivement 54 pour le site 1, 19 pour le site 2, 3 pour le site 3.

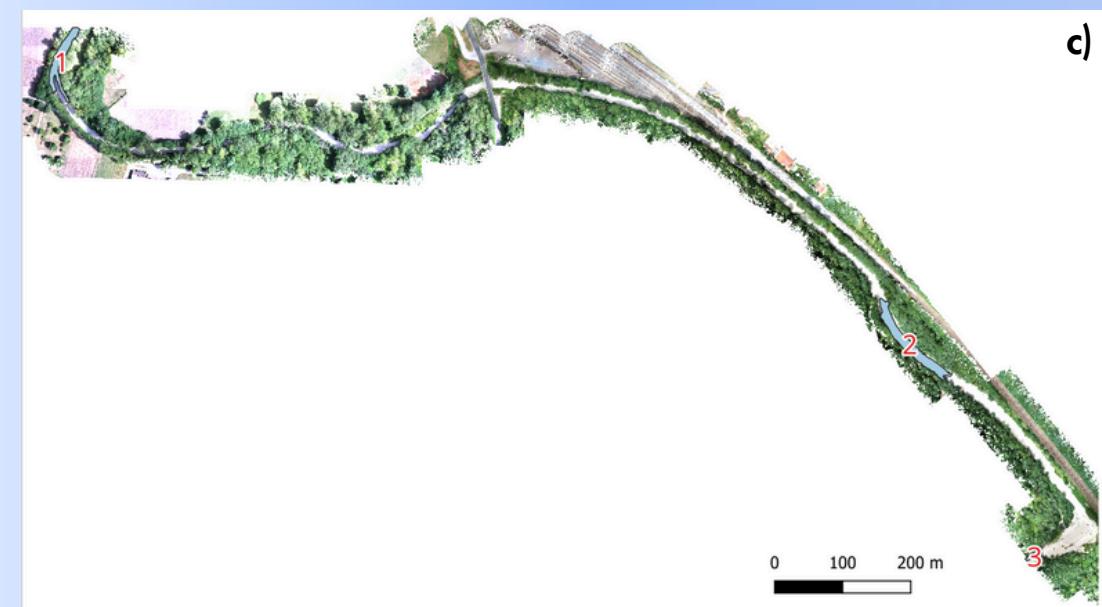
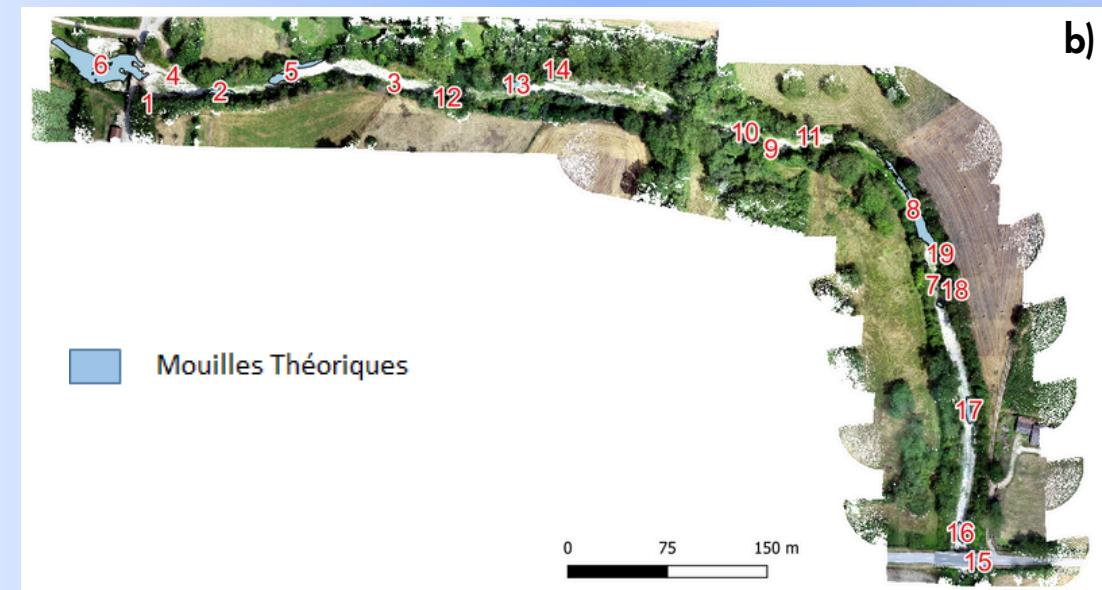


Figure 35. Répartition des mouilles théoriques obtenues par géotraitement pour les site, a) 1, b) 2, c) 3

FICHE 6. Résultats

Comme explicité "Fiche 5", deux échelles d'analyse ont été retenues pour le calcul et l'extraction des variables physiques et environnementales, i) à l'échelle de chaque mouille théorique autrement appelée zone de refuge et ii) à l'échelle de tronçons homogènes d'un pas de 20m. Pour aider la lecture graphique des analyses statistiques, la figure 36 (ci-dessous) liste l'ensemble des variables analysées et leur définition.

Variable	Définition
Variables physiques	Distance_cumul Distance du tronçon par rapport à l'amont (m)
	Area Surface (m ²)
	Rug_mean Rugosité moyenne (valeur adimensionnelle)
	TRI_mean Indice de rugosité moyen (valeur adimensionnelle)
	Slope_mean Pente moyenne (%)
	Cross_curv Moyenne des courbures tangentielles (valeur adimensionnelle)
	Long_curv moyenne des courbures du profil (valeur adimensionnelle)
Mouille_P	Présence d'une mouille théorique
Variables environnementales	Ombre_9H Ombre portée à 9H (%)
	Ombre_12H Ombre portée à 12H (%)
	Ombre_18H Ombre portée à 18H (%)
Thermie	Température de surface (°c)
Presence_P	Présence de poisson

Figure 36. Liste des variables calculées et analysées

6.2. Analyse factorielle des variables par zone refuge

L'objectif des analyses factorielles décrites dans cette fiche est d'identifier si des associations de proxys physiques ou environnementaux peuvent donner un sens à la présence de poissons piégés à la suite de la fracturation du chenal lorsque le niveau d'eau baisse. Afin d'analyser le type et le sens d'associations des variables entre elles, la figure 37 présente une matrice de corrélation. En premier lieu, la lecture de celle-ci démontre que la présence de poisson n'est conditionnée par aucune des variables physiques extraites à l'échelle des mouilles théoriques, qu'elles soient physiques ou environnementales. On observe logiquement que plusieurs variables thématiquement proches se corrèlent telles que les paramètres géomorphologiques comme la pente, la rugosité et les courbures géomorphologiques. Il est à noter qu'une corrélation émerge entre température de surface de l'eau et superficie des moulles, ainsi que pour les surfaces ombragée 9H et 12H.

La position de la variable « présence de poissons » au centre de l'ACP (fig. 38) indique que les variables qui discriminent le mieux les mouilles théoriques ne permettent pas d'expliquer la présence de poissons dans ces zones refuges.

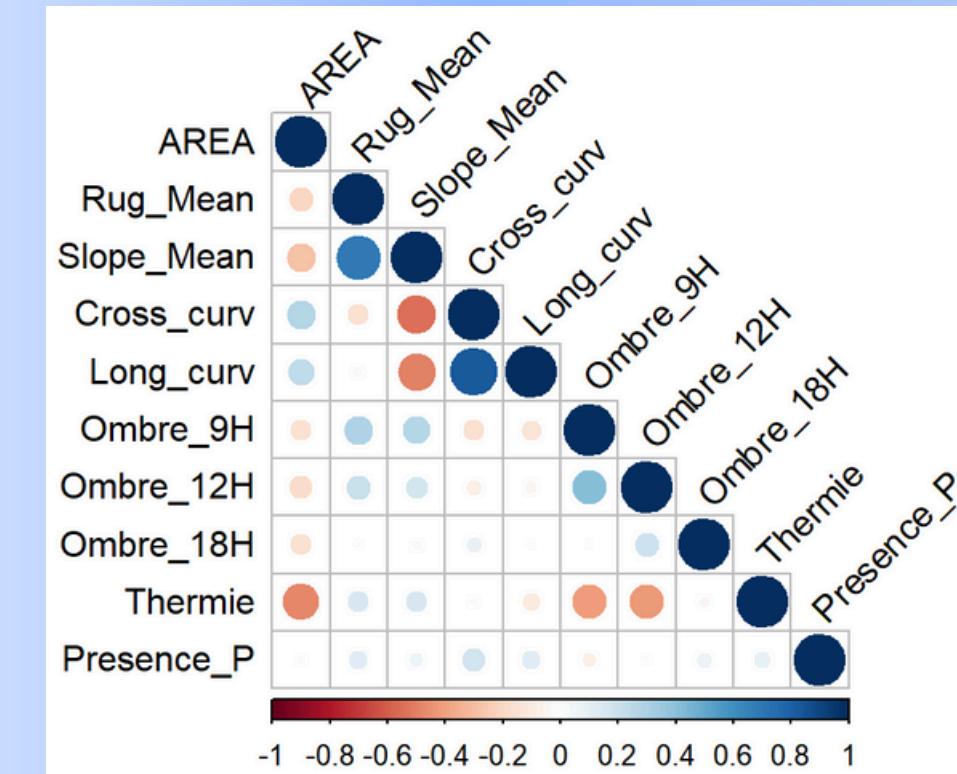


Figure 37. Matrice de corrélation des variables physiques, environnementales et inventaire poisson

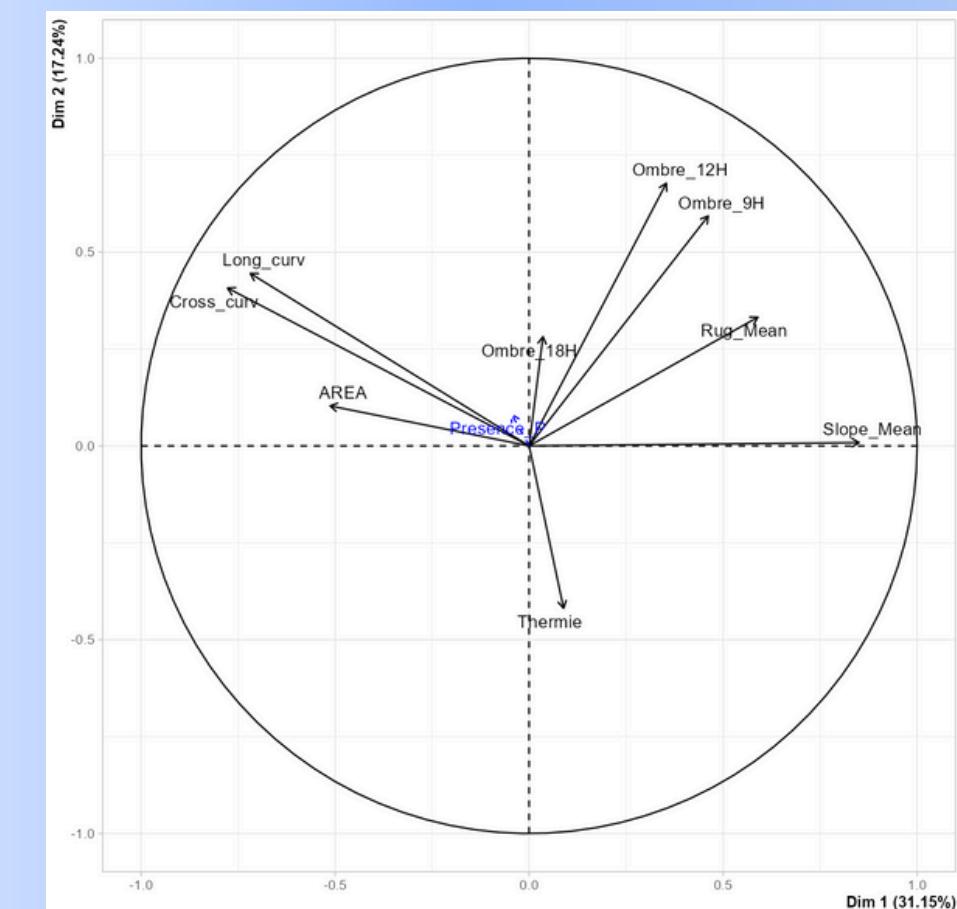


Figure 38. Test du poids des variables physiques et environnementales sur la présence de poisson dans les zones de refuges.

FICHE 6. Résultats

6.3. Analyse factorielle des variables par tronçon homogène

Le lien entre présence de poissons et mouilles théoriques ne pouvant se faire directement avec les variables dont on dispose, un changement d'échelle s'impose, celle du tronçon. L'approche par tronçon homogène (découpage du chenal selon un pas de 20m) a pour objectif de prendre le problème différemment en explorant s'il existe ou non des variables physiques et environnementales qui pourraient être associées à la présence de mouilles et par extension, selon d'autres critères qui reste à définir, la présence de poissons.

Ainsi, comme pour les mouilles théoriques, une matrice de corrélation a été produite pour tester le comportement des variables physiques et environnementales à l'échelle des tronçons homogènes (fig. 39). La variable "Présence de poisson" est ici remplacée par la variable "Présence de mouille". Une nouvelle variable "Distance cumulée" a été ajoutée pour tester l'impact de la position géographique des tronçons par rapport à leur distance au point amont. L'analyse de la matrice démontre une corrélation entre la présence de mouilles et trois variables physiques qui sont "la distance cumulée", "la pente" et la "rugosité". Les autres variables ont peu de corrélation entre elles (hormis une corrélation entre ombre portée de 9H et celle de 12H).

L'ACP (fig. 40) confirme que l'ensemble des variables permet de décrire une structure de différenciations significative avec respectivement 33% pour l'axe principal et 26 % pour l'axe secondaire. Confirmé par la matrice de corrélation, une structuration se dessine entre la présence de mouilles et les variables "distances cumulées", "pente" et "rugosité".

Sur la base de cette dernière observation, la figure 41 ci-dessous démontre qu'il y a bien une relation qui s'exprime entre la présence de mouille (1 = présence, 0 = absence) et les 3 variables identifiées. Comme déjà mis en avant, il y a accroissement du nombre de mouilles en direction de l'aval de l'Albarine à l'échelle des 15 km d'assec. La rugosité du chenal semble plus forte en présence de mouilles. Et il en va de même pour les pentes.

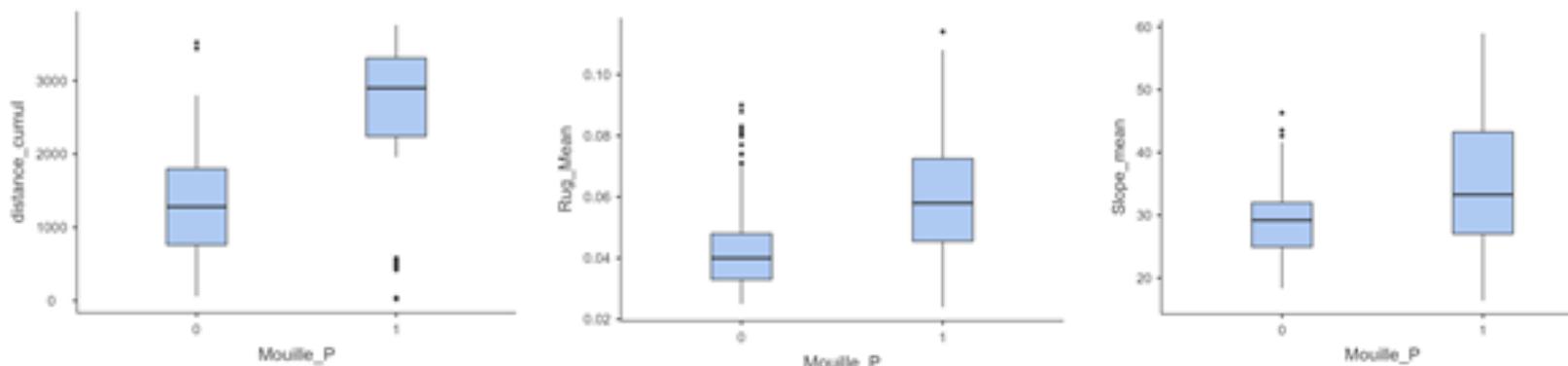


Figure 41. Relation entre présence (1) et absence (0) de mouille pour les 3 variables testées, a) distance cumulée, b), rugosité, c) pente

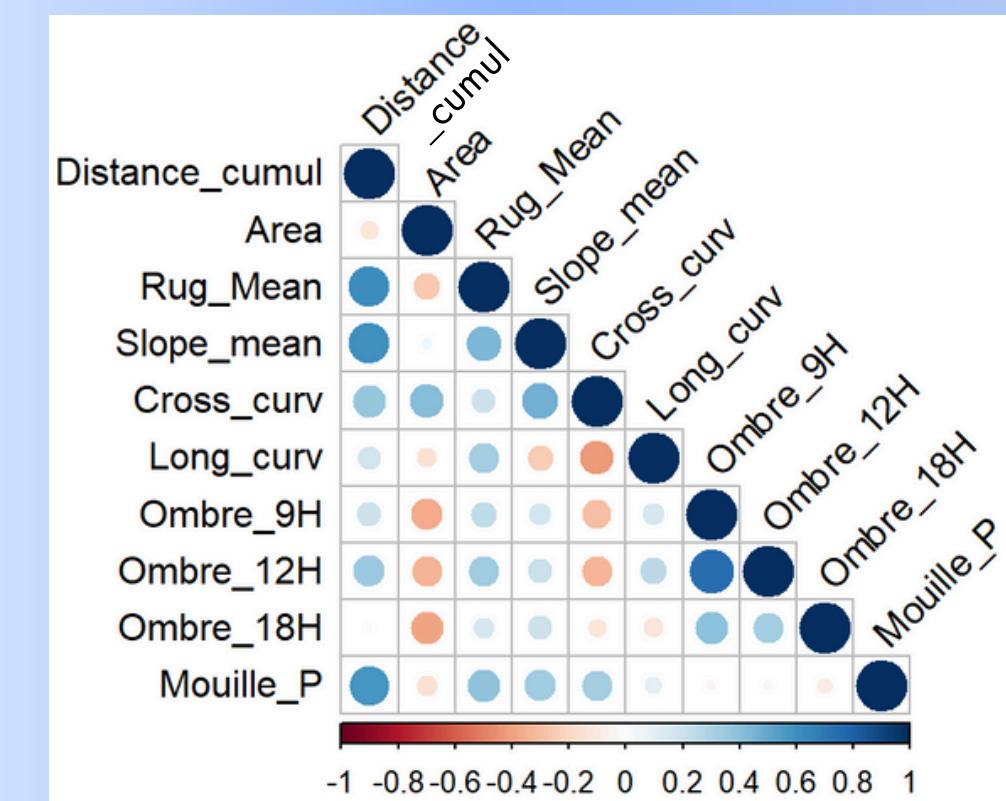


Figure 39. Matrice de corrélation des variables physiques, environnementales et inventaire poisson

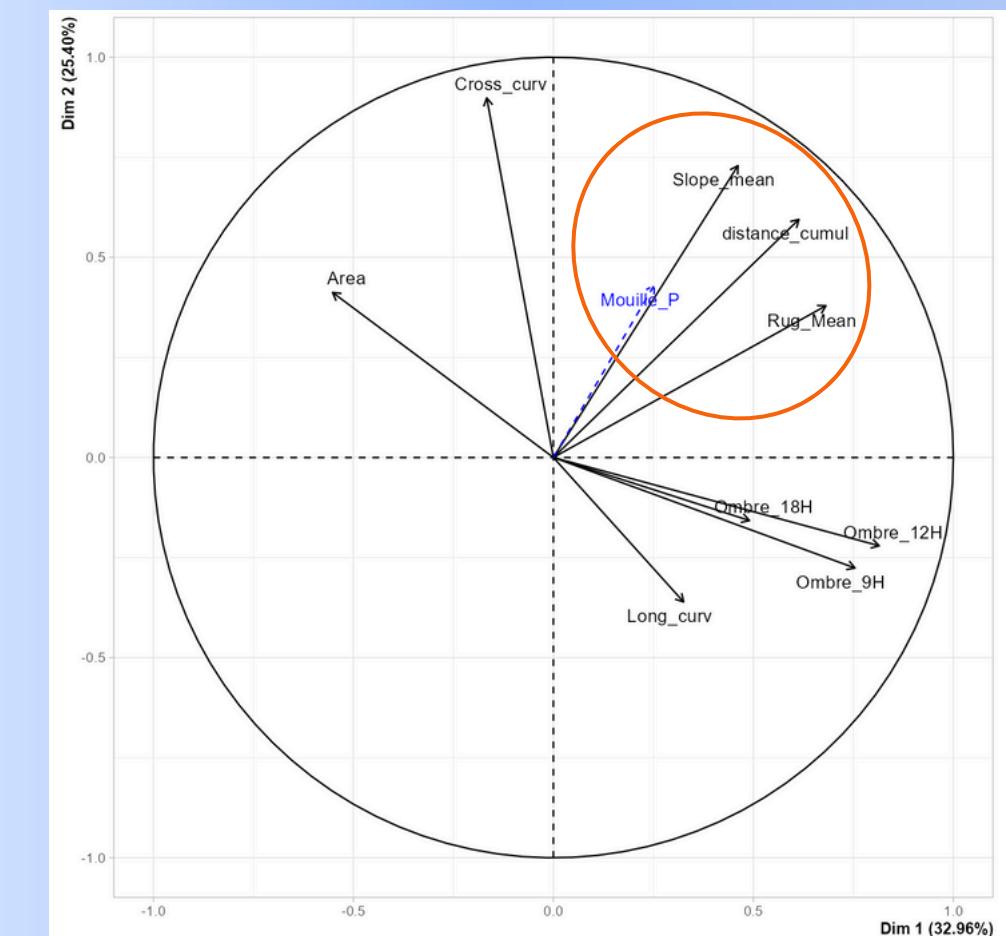


Figure 40. Test du poids des variables physiques et environnementales sur la présence de poisson dans les zones de refuges.

FICHE 6. Résultats

6.3. Comportement des surfaces en eau lors des phases d'assèchement

Plusieurs simulations ont été effectuées à différents débits à partir de la méthode par modélisation hydraulique dans le but de spatialiser les surfaces en eau durant une phase d'assèchement (cf. Fiche 4). Cette approche permet d'analyser la fragmentation du chenal et d'identifier les secteurs présentant une capacité à maintenir une lame d'eau résiduelle plus longtemps. Deux éléments clefs sont à considérer dans l'analyse des résultats, i) les processus de fragmentation qui génèrent une discontinuité des écoulements et permettent de localiser les zones de refuge, ii) la capacité de ces zones de refuge à conserver une masse d'eau, qui peut être un indicateur de leur résilience hydraulique lors des épisodes de bas débit.

- Les processus de fragmentation

Plusieurs modélisations ont été réalisées à différents débits afin d'identifier les seuils de fractionnement de la surface mouillée du chenal : du stade de remplissage avec débordement correspondant au module jusqu'au stade avancée d'assèchement (fig. 42).

a) Pour un débit de $6 \text{ m}^3/\text{s}$, l'écoulement est continu sur tous les transects, sans rupture de la lame d'eau. Le système reste totalement connecté, propice au maintien de la connectivité longitudinale des habitats aquatiques.

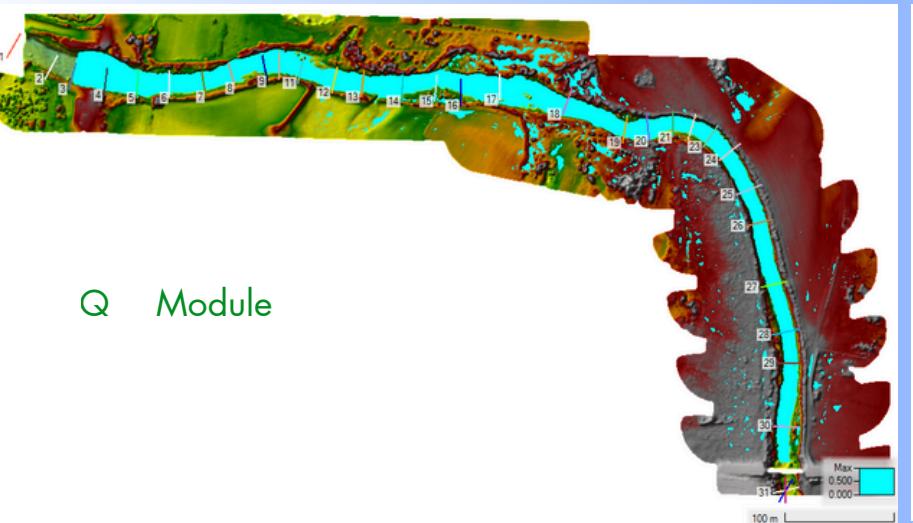
b) A $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$, on observe une réduction localisée des largeurs mouillées, notamment aux transects 17, 9, et autres transects. Certaines zones commencent à s'assécher partiellement, témoignant du début d'une perte de connectivité. Le seuil de vulnérabilité est atteint localement, bien qu'aucune rupture totale ne soit encore visible.

c) A $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ (soit 10 l/s), la baisse de débit induit une réduction de la largeur des surfaces mouillées. Si certains transects conservent une surface en eau significative, d'autres présentent déjà des ruptures partielles, en particulier dans les zones peu profondes ou surélevées du chenal. Ce stade marque l'atteinte du débit critique (débit seuil), en dessous duquel le fractionnement longitudinal devient inévitable sans nouvel apport hydrique.

d) En l'absence d'écoulement et donc de débit, le seuil critique est franchi. Ce dernier entraîne un fractionnement net du chenal. Plusieurs portions du lit sont désormais déconnectées, sans écoulement continu. L'eau résiduelle se concentre dans les mouilles, alors que le courant de surface disparaît. Le système bascule vers un régime stagnant, typique des phases avancées d'étiage.

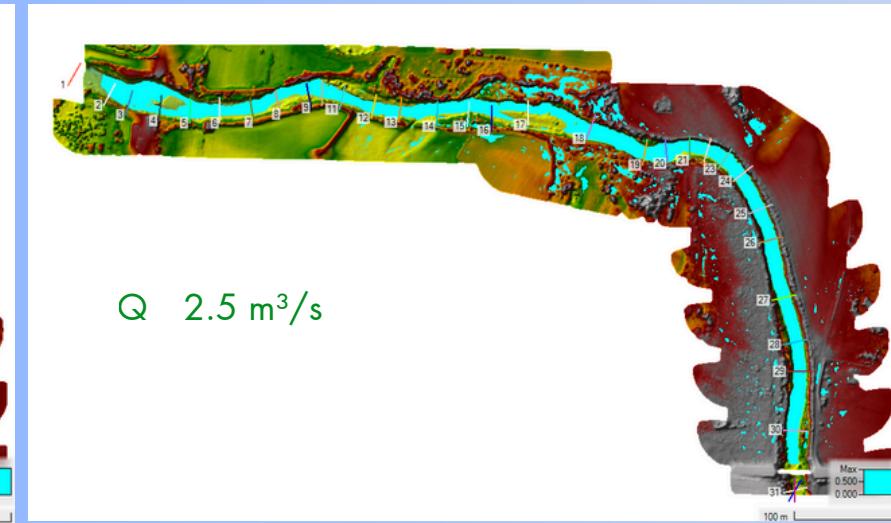
e) Les deux derniers stades correspondent à une phase de déclin hydrique, dominée par l'évaporation et l'infiltration. Ces processus réduisent encore la surface en eau. En l'absence de recharge externe, le fractionnement s'intensifie, suivant une dynamique inversement proportionnelle à l'eau restante : moins il en reste, plus les mouilles se fragmentent et s'isolent, jusqu'au stade avancé d'assèchement, marqué par des pertes hydriques importantes (zones en rouge), dues à l'évaporation et à l'infiltration. L'eau résiduelle est confinée dans quelques mouilles profondes, de plus en plus isolées.

a) Écoulement connecté à un débit de $6.2 \text{ m}^3/\text{s}$



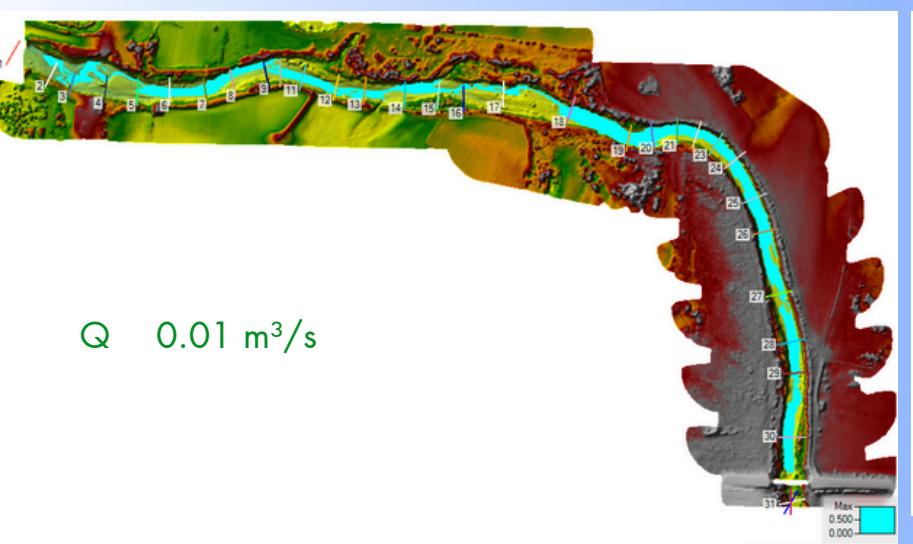
Q Module

b) Premiers signes de réduction de largeur mouillée



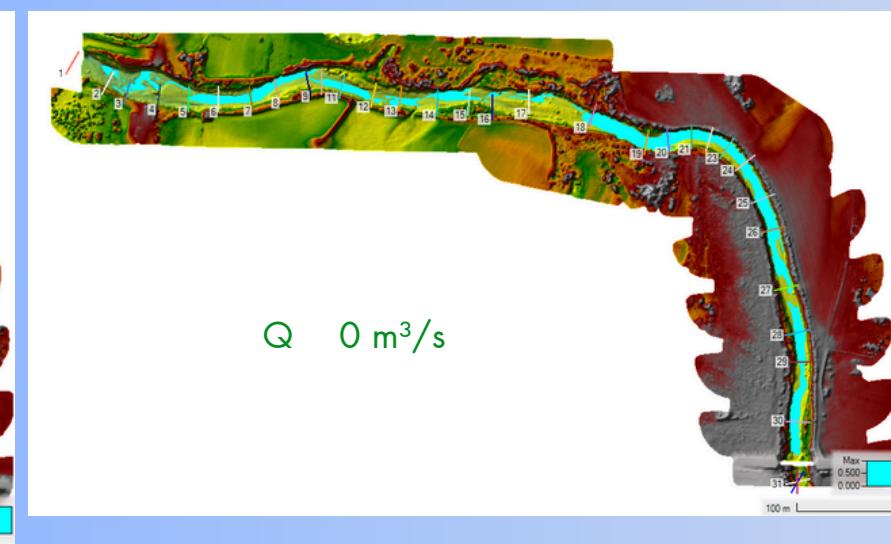
Q $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$

c) Approche du seuil critique de fractionnement



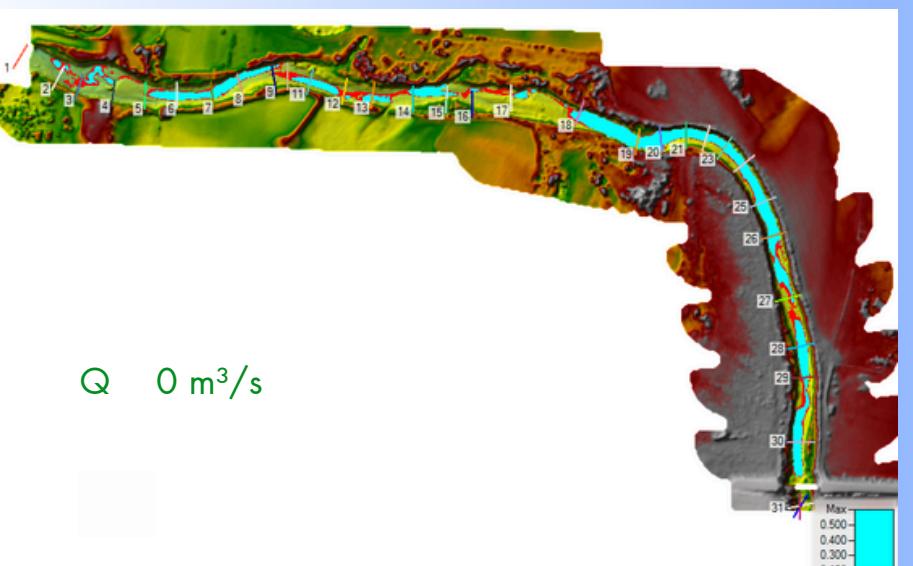
Q $0.01 \text{ m}^3/\text{s}$

d) Seuil critique dépassé : fractionnement établi



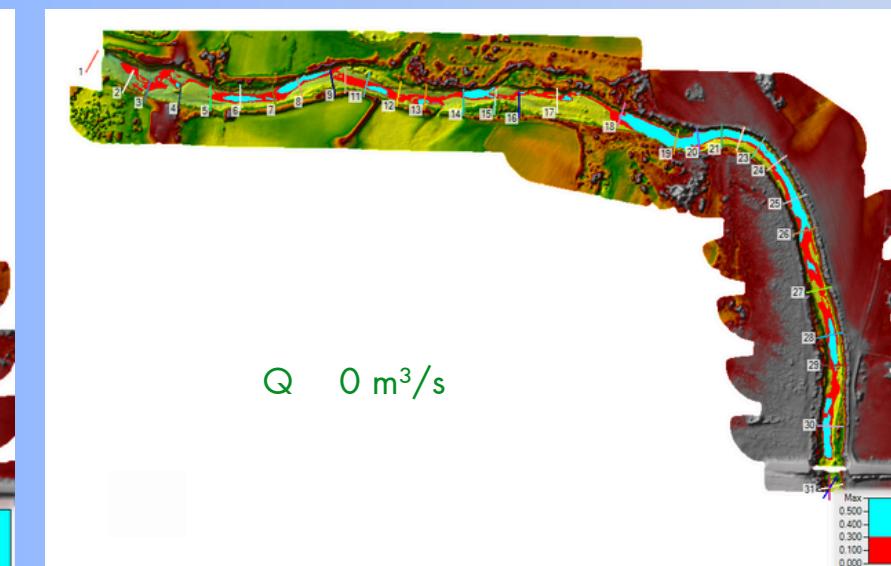
Q $0 \text{ m}^3/\text{s}$

e) Phase de perte hydrique : évaporation et infiltration



Q $0 \text{ m}^3/\text{s}$

f) Assèchement avancé : présence résiduelle de mouilles



Q $0 \text{ m}^3/\text{s}$

Figure 42. Simulation hydrologique du site 2 sur la base de différents scénarii hydrologiques

FICHE 6. Résultats

A partir de ces simulations hydrauliques, il est possible de définir pour un débit donné, le nombre de mouilles profondes (une extension du concept de mouille théorique utilisée jusqu'à présent) à l'échelle du chenal.

La figure 43 illustre la relation entre le débit et le nombre de mouilles profondes qui se déconnectent. À mesure que le débit diminue, on observe une réduction progressive de la connectivité de la surface en eau, tandis que le nombre de mouilles profondes isolées augmentent. Un seuil marqué apparaît autour de $3 \text{ m}^3/\text{s}$, où l'on constate un décrochage du nombre de ces mouilles. Ce phénomène est naturellement conditionné par la topographie locale du chenal, ce qui limite la généralisation de cette valeur seuil à d'autres contextes hydro-morphologiques.

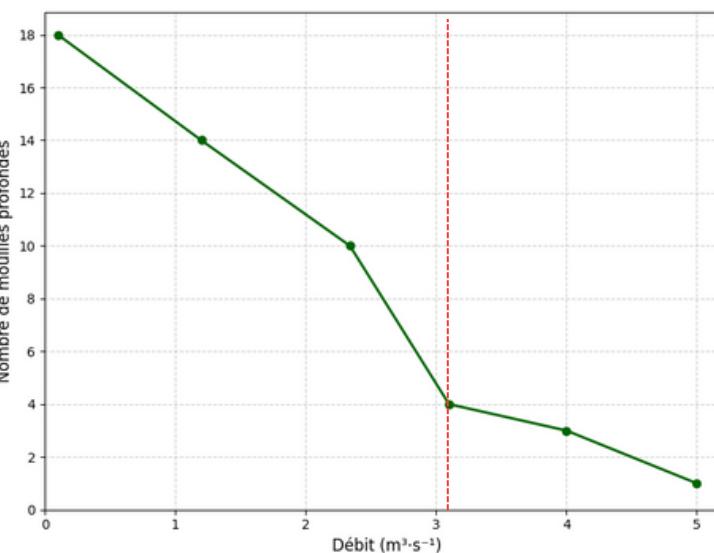


Figure 43 : Relation entre les débits et les mouilles profondes

Néanmoins, l'identification d'une rupture de pente, si elle s'avère statistiquement représentative sur un ensemble plus large de cours d'eau, pourrait servir de base au développement d'un indicateur. Celui-ci consisterait à rapporter le nombre de mouilles profondes à un quantile du module (pour cet exemple, la moitié du module annuel à $6 \text{ m}^3/\text{s}$). La valeur obtenue constituerait alors un **indicateur pertinent d'un taux de fragmentation longitudinale** de l'habitat piscicole.

- **Identification des secteurs qui ont une capacité à conserver une lame d'eau plus longtemps.**

La modélisation hydraulique a également permis d'estimer les conditions critiques de la fragmentation du chenal. En complément, ces simulations offrent la possibilité de quantifier les volumes disponibles dans les mouilles ce qui permet d'évaluer leur "durée de vie" ou leur pouvoir attractif en période de basses eaux. A titre illustratif, une cartographie exploratoire a été réalisée pour représenter cette notion de durabilité des mouilles, autrement dit leur capacité à conserver une lame d'eau dans le temps (fig. 44). Cette capacité est estimée à partir du volume d'eau calculé lorsque le débit seuil de $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ a été atteint (valeur minimale pour assurer la continuité de l'écoulement de surface). La classification en légende se base sur les travaux de Reiser & Bjornn (1979) qui propose une typologie des habitats en fonction de leur fonctionnalité hydrologique. Ainsi la capacité de ces zones refuges à maintenir une masse d'eau pourrait constituer **un indicateur de leur résilience hydraulique** face aux épisodes de débits très faibles.

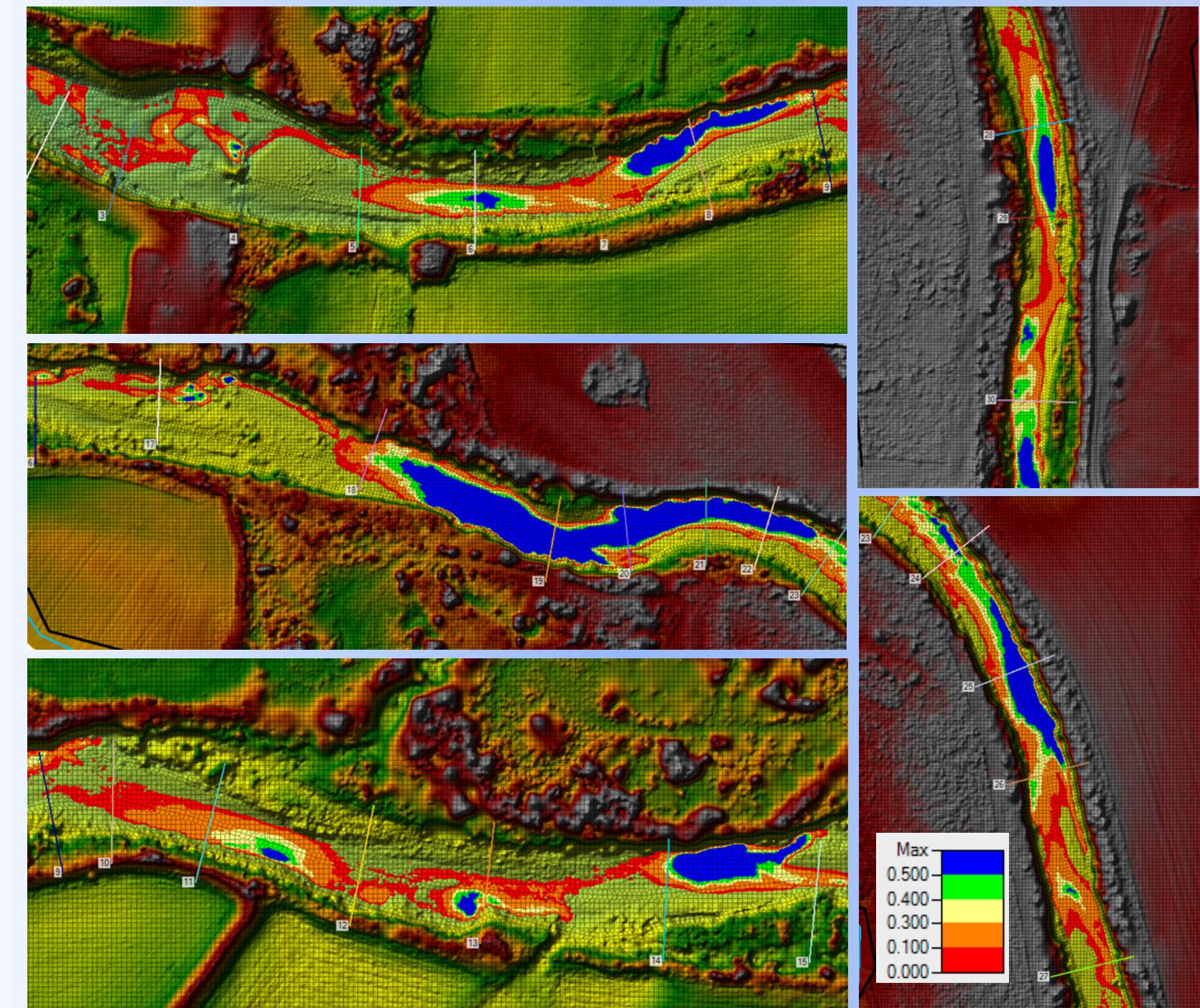


Figure 44. Fractionnement de la rivière et identification des mouilles : symbologie selon le code d'état écologique

Profondeur (cm)	Classe écologique	Couleur	Signification
0 - 10	Non habitable	● Mauvais	Trop faible, zone sèche ou très superficielle
10 - 30	Marginalement utilisable	● Médiocre	Faible profondeur, utilisable par alevins
30 - 40	Habitat favorable	● Moyen	Bon pour la plupart des espèces
40 - 50	Très favorable / Refuge	● Bon	Bonne profondeur pour adultes
> 50	Refuge profond	● Très bon	Zone refuge en cas d'étiage ou de forte température

Discussions & préconisations

Plusieurs biais sont à considérer pour bien évaluer les incertitudes associées aux méthodes développées ainsi qu'aux résultats obtenus. Il est également essentiel d'examiner la générnicité de ces méthodes afin d'évaluer leur capacité à pouvoir être transposées à d'autres cours d'eau intermittents.

• SFM vs LiDAR, quelle méthode choisir ?

Dans le cadre du projet RIVERSIDE, deux types de drone/capteur, ainsi que leurs protocoles associées, ont été testés. Cette dernière partie du guide vise à dresser un bilan synthétique des avantages et inconvénients des techniques déployées lors des différentes missions programmées à l'échelle des 3 sites survolés. Les recommandations qui suivent portent sur trois relations clefs qui peuvent influencer le choix des praticiens : "**surface à couvrir / temps de vol**", "**poids des fichiers / temps de calcul**" et "**types de modèle numérique / qualité altimétrique des données**".

"surface à couvrir / temps de vol"

Cette relation détermine l'impact des deux techniques de restitution sur l'emprise à couvrir par les drones pour un même linéaire de cours d'eau. Naturellement la durée d'un vol affecte directement l'autonomie des drones pour couvrir une surface avec un même jeu de batteries. Par défaut, plusieurs jeu de batteries doivent être mobilisés, d'autant plus lorsque les sites à survoler ont une grande emprise. En théorie, il n'y a donc pas de limite dans l'emprise des sites à couvrir.

En pratique, la multiplication des décollages et atterrissages ajoutent une contrainte supplémentaire en termes de temps de vols, sans compter les problèmes de repositionnement ou de blocage du drone entre deux vols. Dans ce contexte, le LiDAR offre un meilleur rapport "surface à couvrir / temps de vol". En effet, le LiDAR est une méthode de mesure direct qui ne nécessite pas d'angle de visée particulier pour l'acquisition des données. A l'inverse, la photogrammétrie par SfM doit contourner les objets à mesurer ce qui implique une emprise au sol plus importante pour obtenir un résultat équivalent à celui du LiDAR. La figure 45, illustre ce rapport montrant que la surface à couvrir est environ deux fois plus grande pour la SfM que pour le LiDAR.

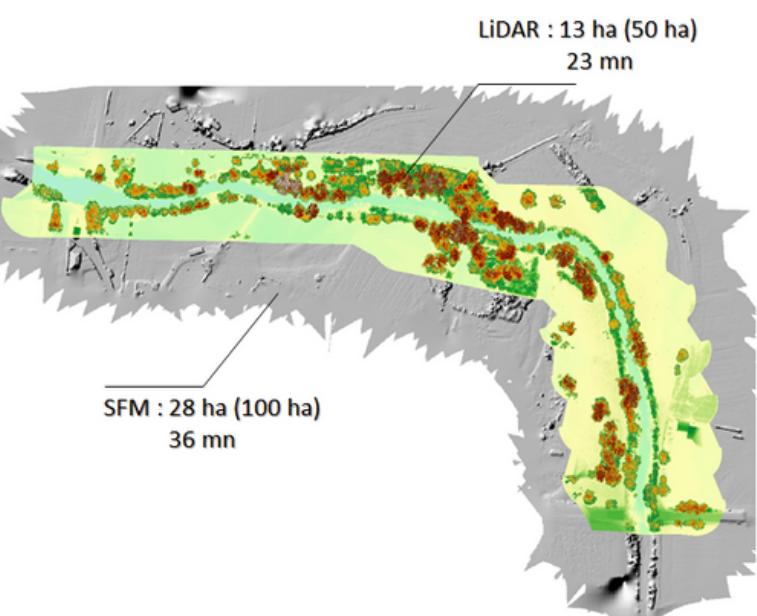


Figure 45. Surfaces couvertes par la SfM et le LiDAR pour un même linéaire, exemple du site 2.

"poids des fichiers / temps de calcul"

La seconde relation clef entre LiDAR & SfM, est la quantité de données à traiter que génèrent les deux méthodes et le temps de calcul nécessaire à l'obtention d'un modèle numérique de terrain. Afin d'analyser cette relation, des tests ont été réalisés à partir de cinq missions couvrant les trois sites étudiés (fig. 46). Chacune des étapes des deux chaînes de traitement a été chronométrée, puis cumulée. A l'issue des différentes étapes, un poids total des modèles numériques créés a été calculé.

Ce test a révélé que l'approche LiDAR est nettement moins chronophage en termes de temps de calcul que la SfM (sauf à l'étape une). Un peu moins de quatre heures de traitement pour le premier contre 10 heures pour le second (fig. 46). En revanche, le poids cumulé des modèles numériques est deux fois plus important pour le LiDAR que la SfM. Les temps de calcul présentés dans ce rapport sont bien évidemment dépendant de la performance du matériel informatique utilisé.

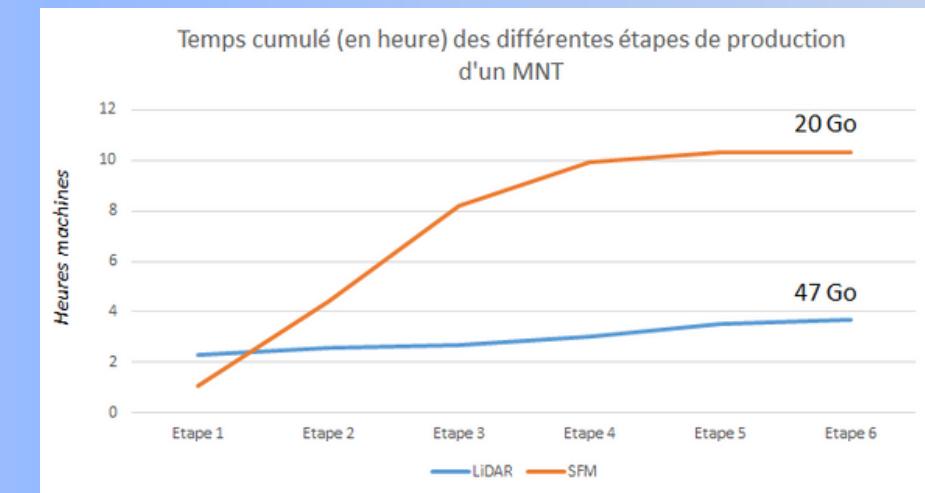


Figure 46. Temps de calcul et poids des fichiers pour 5 missions à l'échelle des 3 sites

"types de modèle numérique / qualité altimétrique des données".

La dernière relation testée entre les deux méthodes concerne la précision altimétrique des données que ce soit pour les modèles numériques de terrain ou bien de surface. L'analyse des résultats retranscrit à l'échelle de tous les modèles numériques créés dans le cadre du projet n'ont pas permis de véritablement départager quelle méthode est la plus performante toutefois confondu.

En revanche, il a pu être observé que les modèles numériques issus du LiDAR enregistrent naturellement de meilleures performances à l'échelle des surfaces couvertes par la végétation. La figure 47 illustre cette comparaison à travers un transect (en noir) qui retranscrit la coupe altimétrique de différents faciès (berge, chenal et végétation arborée). La surface bleue retranscrit mieux la variabilité de la canopée et lorsque c'est possible retranscrit mieux le sol couvert par la végétation.

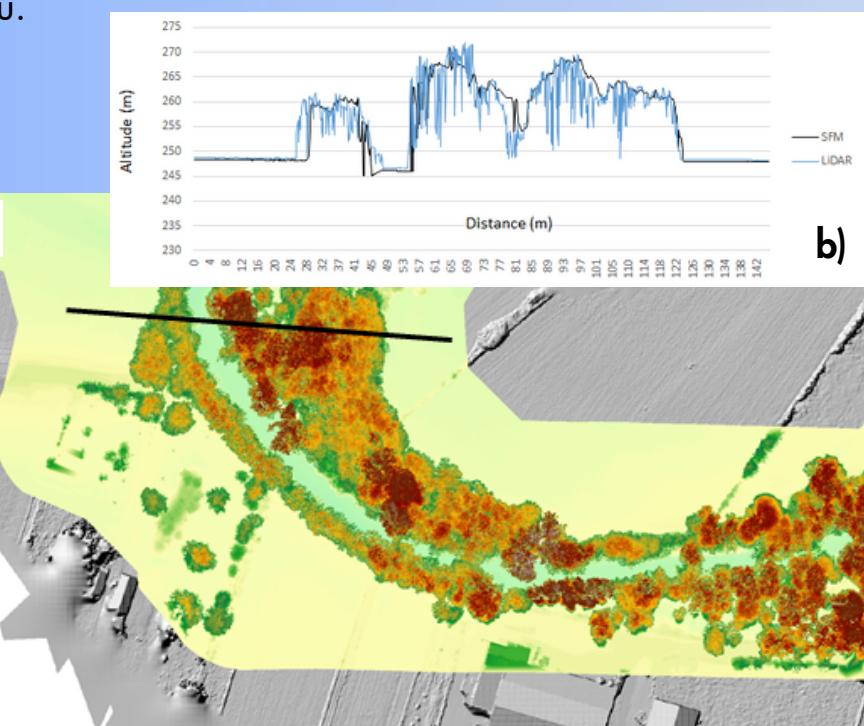


Figure 47. a) Extrait d'un MNS par méthode SfM & LiDAR, b) transect de comparaison entre les deux méthodes.

Discussions & préconisations

• Méthodes de production des modèles numériques.

En premier lieu, le matériel déployé ainsi que l'approche méthodologique utilisée (LiDAR/SfM) ont démontré leur capacité à produire **des surfaces numériques à très hautes résolutions**. En effet, chaque MNT/MNS présente des résolutions centimétriques sur les 3 axes (x, y, z) ce qui est conforme aux standards décrits dans la littérature pour des données acquises par UAV (cf. tableaux, figure 1 et 2). La comparaison des modèles de surface avec des relevés topographiques de terrain confirme la précision des données avec des écarts généralement centimétriques. Ces modèles peuvent donc être parfaitement intégrés dans des référentiels altimétriques absolu tels que ceux fournis par les bases de données de l'IGN.

• Les variables physiques et environnementales calculées.

Plusieurs variables physiques (surface, localisation amont, pente, rugosité, courbures) et environnementales (ombre portée, température de surface de l'eau) ont été extraites à partir des modèles numériques (MNT/MNS) en considérant deux échelles spatiales : celle des mouilles théoriques et celle de tronçons homogènes de 20m. Ces variables ont ensuite été croisées avec les données de terrain issues des inventaires poisson.

A l'échelle des mouilles, les analyses statistiques réalisées (matrice de corrélation et analyse multifactorielle) n'ont pas permis d'identifier de variable significative pouvant expliquer la présence et donc le piégeage des poissons. Malgré ce constat, plusieurs éléments méritent d'être soulignés concernant la nature des données testées à l'échelle des mouilles.

i) Les variables physiques sont calculés à l'aide d'algorithme Python implémentés dans le logiciel QGIS ©. Pour certaines d'entre elles, telles que la rugosité et la pente, les calculs reposent sur une fenêtre de convolution de taille fixée, au sein de laquelle les valeurs des pixels environnants sont utilisées pour estimer la valeur associée au pixel central. Cependant, la taille de cette fenêtre est imposée et n'est pas forcément adaptée aux contextes morphologiques de l'objet étudié. Par ailleurs, les valeurs obtenues (par pixel) sont ensuite moyennées à l'échelle de la mouille théorique, ce qui peut lisser certaines variations locales. Bien que ces valeurs calculées traduisent une réalité topographique du MNT, elles ne représentent qu'une tendance générale, assortie d'un certain nombre d'incertitudes. Ce constat s'applique également aux variables telles que les courbures longitudinales et transversales.

ii) Les données de température de surface (acquises uniquement pour les sites 2 et 3) proviennent de campagnes réalisées en juillet 2024, soit un an après les acquisitions LiDAR et SfM menées en juin/juillet 2023. Entre ces deux périodes, certains tronçons ont subi des changements morphologiques notables, entraînant une réorganisation du nombre et de la distribution spatiale de certaines mouilles. Ainsi, sur les 22 mouilles théoriques identifiées en 2023, seules 12 ont pu être mises en correspondance avec les mesures de températures de 2024. En conséquence, le nombre de mouilles pour lesquelles il a été possible de croiser les données de température et les données poisson reste limité, rendant toute interprétation statistiquement peu significative.

iii) La qualité des données poisson a déjà été discutée dans la Fiche 2. Face aux difficultés rencontrées pour réaliser ces relevés piscicoles (longueur du linéaire à parcourir, conditions météorologiques et hydrologiques complexes à anticiper, complexité de l'observation en milieu aquatique ou encore prélèvements liés aux pêches de sauvegarde ou pêche sauvage, etc) s'ajoute un facteur influençant directement la présence et l'abondance des poissons : le régime hydrologique précédent les campagnes de terrain. En effet, les vitesses d'assèchement avant relevés piscicoles peuvent conditionner la densité piscicole observable, et par conséquent, affecter la représentativité des données dans les analyses statistiques.

L'ensemble des éléments évoqués constitue autant de facteurs limitants pour analyser objectivement la présence de poissons à l'échelle des mouilles théoriques à partir des seules variables physiques et environnementales testées. La complexité de la question est ainsi soulignée par l'absence de résultats statistiques significatifs. Toutefois, ce manque de corrélation peut lui même faire émerger une hypothèse. En effet, la fracturation du chenal durant les phases d'assèchement crée un effet de piégeage des poissons, mais la répétition de ces assèchements, entre le printemps et jusqu'à la fin de l'automne (Capra et al., 2019), altère probablement l'habitabilité du milieu durablement. Autrement dit, ces dynamiques saisonnières influencerait négativement la capacité du système à maintenir des faciès (méso-habitats) favorables aux poissons (et probablement aux macro-invertébrés).

Les analyses statistiques menées à l'échelle des tronçons homogènes de 20m, ne tiennent pas compte des données poisson, celles-ci étant exclusivement associées aux mouilles. En revanche, la présence ou l'absence de mouilles dans ces tronçons a été considérée comme une variable d'intérêt. Elle ne permet pas de renseigner directement sur la présence ou l'absence de poissons, mais peut être interprétée comme **un indicateur de l'habitabilité du tronçon**, en lien avec la disponibilité potentielle de méso-habitats favorables.

Sans pouvoir les rattacher à un indicateur potentiel, **la rugosité, la pente et la distance cumulée** ont été mis en avant par l'analyse factorielle des variables physiques et environnementales comme favorable à la présence de mouilles. C'est un élément à ne pas négliger pour de futures études.

Discussions & préconisations

• Identification des zones refuges.

Grace à la précision des modèles numériques produits, des géotraitements ont permis, par analyse spatiale, d'identifier des secteurs dont les caractéristiques géomorphologiques sont propices au maintien d'une colonne d'eau lorsque le chenal s'assèche progressivement. Cette identification stationnelle, c'est à dire fondée uniquement sur la topographie et non sur des conditions hydrologiques ponctuelles, a permis de localiser 76 mouilles théoriques sur les 3 sites tests, représentant un linéaire total de 3,75 km. Une campagne de terrain visant à inventorier les poissons piégés dans ces mouilles a permis d'identifier 29 mouilles sur ce même linéaire. Cet écart entre le nombre de mouilles observées et celles modélisées s'explique par plusieurs facteurs justifiés (fiches 2 & 6), mais il souligne surtout que le dénombrement des mouilles potentielles ne doit pas être conditionné par la présence d'eau au moment du relevé.

Des modélisations hydrauliques ont également été mobilisées afin d'identifier les secteurs topographiquement favorables au maintien d'une colonne d'eau. Contrairement à l'approche par géotraitement, dite "statique", qui repose uniquement sur la topographie, ces modélisations nécessitent des données de jaugeages pour simuler un écoulement ce qui lui confère un caractère "dynamique". La comparaison entre ces deux approches montre une très bonne corrélation des résultats. Cependant, des incohérences ponctuelles peuvent apparaître entre les deux méthodes. Par exemple, la figure 48 illustre un cas où la modélisation dynamique produit une surface en eau homogène et étendue, tandis que l'approche statique identifie des petits plan d'eau distincts.

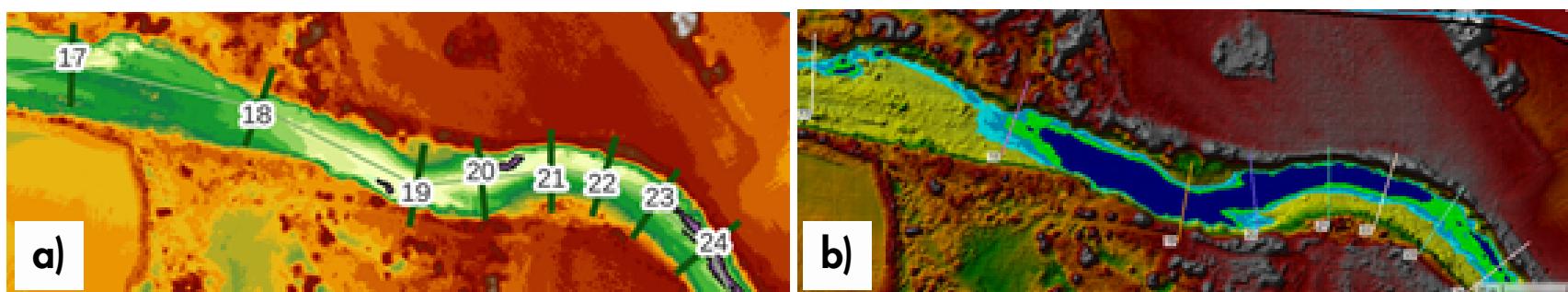


Figure 48 : Identification des mouilles théoriques par a) géotraitement, b) modélisation hydraulique

Le débit seuil estimé à $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$, en dessous duquel le fractionnement longitudinal devient inévitable sans nouvel apport hydrique, a été identifié comme valeur minimale pour assurer la continuité de l'écoulement de surface. Cependant, ce seuil correspond à la limite en-dessous de laquelle le modèle ne calcule plus d'écoulement hydraulique continu, introduisant naturellement un biais.

L'estimation repose sur une hypothèse de simulation qui est : i) la non prise en compte d'infiltration et de pertes par évaporation, qui peut être significative en période estivale ou lors d'étiages prolongés, ii) l'absence d'alimentation latérale ou souterraine (pas de recharge de nappe ou de tributaire). Par conséquent, le seuil critique de débit réel permettant de maintenir un écoulement visible et continu à l'échelle du terrain est nécessairement supérieur à la valeur modélisée de $0,01 \text{ m}^3/\text{s}$. En effet, dès lors que des pertes hydriques sont prises en compte, un débit minimal plus élevé sera requis pour compenser ces pertes et assurer la continuité hydraulique.

Cette distinction est fondamentale pour l'interprétation des résultats du modèle et leur utilisation dans l'évaluation écologique, notamment pour la gestion des habitats piscicoles en période d'étiage. Le seuil modélisé doit donc être considéré comme une limite théorique minimale, à affiner selon les caractéristiques spécifiques du site et les mesures de terrain relatives aux pertes par infiltration et évaporation.

Il est possible de simuler des variations de la ligne d'eau à l'aide de méthode de géotraitement. Des tests ont été menés dans ce sens. Bien que les résultats soient similaires à ceux obtenus par l'approche hydraulique, la méthode par géotraitement n'a pas été retenue, car elle est moins simple à mettre en œuvre et offre moins de possibilités d'exploitation par la suite. Toutefois, **en l'absence de données de jaugeage suffisantes pour réaliser une modélisation hydraulique, elle peut constituer une alternative pertinente.**

Discussions & préconisations

• Proposition d'indicateurs

A l'issue de ces discussions et malgré les limitations qui ont été soulevées, il est possible de dégager à partir des résultats obtenus plusieurs indicateurs qui permettraient d'évaluer la qualité des habitats piscicoles d'une rivière intermittente. Trois indicateurs sont proposés dans le cadre du projet RIVERSIDE :

Nombre de mouille par linéaire : La présence de mouilles joue un rôle clé dans le maintien de surfaces en eau, en particulier lorsque le chenal atteint un seuil critique de fractionnement. Ces zones plus profondes constituent des refuges indispensables pour la faune aquatique, et notamment pour les poissons, en période de basse eaux ou d'intermittence hydrologique. L'inventaire des mouilles, rapporté à des linéaires de tronçon (l'unité kilométrique constituant une base pertinente), peut ainsi devenir un indicateur pertinent pour évaluer le potentiel écologique d'un cours d'eau, notamment lorsque celui-ci est susceptible de ne plus être alimenté en continu à certains moments de l'année.

Taux de fragmentation longitudinal : À mesure que le débit diminue, on observe une réduction progressive de la connectivité de la surface en eau, tandis que le nombre de mouilles profondes isolées augmente. Une valeur seuil de débit a été identifiée, en dessous de laquelle le nombre de mouilles décroît brutalement. Cette valeur seuil, pouvant correspondre à un quantile du module (à confirmer par des études complémentaires), peut être rapportée au nombre de mouilles. La relation ainsi obtenue peut être interprétée comme un taux de fractionnement longitudinal des habitats aquatiques. Un tel indicateur pourrait enrichir les outils de diagnostic de la qualité des habitats piscicoles, en particulier dans le contexte spécifique des cours d'eau intermittents, où les ruptures de connectivité hydraulique ont un impact fort sur la biodiversité.

Résilience hydraulique des mouilles profondes : Plus une mouille aura une capacité volumétrique à retenir l'eau (jusqu'à infiltration/évaporation totale), plus elle peut constituer une zone de refuge potentielle pour les poissons, en attendant le retour de conditions hydrologiques favorables. L'analyse croisée des couches d'information spatiale issues des MNT du chenal, et des résultats des simulations hydrauliques, permet d'estimer le volume d'eau disponible pour chaque mouille. Ce volume est calculé à partir d'un débit seuil de déconnexion. La quantification de ces volumes permettrait ainsi d'introduire un indicateur de résilience hydraulique des mouilles profondes. Cet indicateur reflèterait leur capacité à maintenir une lame d'eau résiduelle dans des contextes de bas débit ou de sécheresse prolongée.

L'ensemble des données et résultats ayant permis la formalisation de ces indicateurs, qui restent à ce stade prévisionnels, devra être consolidé par des mesures complémentaires sur d'autres cours d'eau intermittents. Ce n'est que dans cette perspective de validation croisée que ces indicateurs pourront être considérés comme pleinement opérationnels pour le diagnostic écologique des habitats piscicoles dans un contexte intermittent.

Bibliographie

- Acuña, V., Casellas, M., Corcoll, N., Timoner, X., and Sabater, S. (2015). Increasing extent of periods of no flow in intermittent waterways promotes heterotrophy. *Freshwater Biology*, 60(9):1909–1921
- Agüera-Vega, F., Carvajal-Ramírez, F., Martínez-Carricundo, P., Sánchez-Hermosilla López, J., Mesas-Carrascosa, F. J., García-Ferrer, A., and Pérez-Porras, F. J. (2018). Reconstruction of extreme topography from uav structure from motion photogrammetry. *Measurement*, 121:127–138
- Belemtougri, A. P., Ducharne, A., Tazen, F., Oudin, L., Karambiri, H. (2021). Understanding key factors controlling the duration of river flow intermittency: Case of burkina faso in west africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 37:100908.
- Brunner, G. W. (2016). HEC-RAS River Analysis System, User's Manual. U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center (HEC), Davis, California, version 5.0 edition
- Capra H., Lamouroux N., Plichard L. & Datry T. (2015). Connectivités des tronçons de cours d'eau et structuration des communautés piscicoles à leurs voisinages. Rapport – Action 41 – Irstea – Agence de l'Eau RMC. 75 p.
- Capra H., Datry T., Malard F., Sauquet E., Beaufort A., Lejot J., Forcellini M., Konecny-Dupre L., Veyssiére C., Michel K., Perret F., Piégay H. & Douady C. (2019). ALBACOM : Rôle de l'intermittence dans la structuration des communautés aquatiques (Fragmentation dynamique, dispersion et structuration des communautés aquatiques). Rapport de projet ZABR-Agence de l'Eau RMC, 58 p.
- Carboneau, P. E., Piégay, H., Lejot, J., Dunford, R., and Michel, K. (2012). Hyperspatial imagery in riverine environments. In *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*, pages 163–191. John Wiley & Sons, Ltd
- Carrivick, J. L., Smith, M. W., and Quincey, D. J., editors (2016). *Structure from Motion in the geosciences*. Wiley-Blackwell, 1st edition
- Datry T., Corti R., Claret C. & Philippe M. (2011). Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: the "drying memory". *Aquatic Sciences*, 73(4), 471-483
- Datry, T., Snelder, T., Pella, H., Catalogne, C., and Sauquet, E. (2012). Typologie des cours d'eau temporaires en france métropolitaine. Rapport final, Cemagref - ONEMA. 52 p.
- Datry T., Bonada N., Boulton, A. (2017a). *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Academic Press, London
- Datry T., Singer G., Sauquet E., Capdevilla D. J., von Schiller D., et al. (2017b). Science and management of intermittent rivers and ephemeral streams (smires). *Research Ideas and Outcomes*, 3:1–23
- Diara, F. and Roggero, M. (2022). Quality assessment of dji zenmuse l1 and p1 lidar and photogrammetric systems: Metric and statistical analysis with the integration of trimble sx10 data. *Geomatics*, 2(3):254–281
- Faisal B.M., Hayakawa Y.M. (2024). Topographical dynamics based on global and UAV-SfM derived DEM products: a case study of transboundary Teesta River, Bangladesh. *Geografiska Annaler Series A Physical Geography*. 105(2-3):143-165
- Fovet, O., Belemtougri, A., Boithias, L., Braud, I., Charlier, J.-B., Cottet, M., Daudin, K., Dramais, G., Ducharne, A., Folton, N., et al. (2021). Intermittent rivers and ephemeral streams: Perspectives for critical zone science and research on socio-ecosystems. *WIREs Water*
- Godfroy J., Lejot J., Demarchi L., Bazzi S., Michel K., Piégay H. (2023). Combining Hyperspectral, LiDAR, and Forestry Data to Characterize Riparian Forests along Age and Hydrological Gradients, *Remote Sens.* 2023, 15(1), 17
- Honkavaara, E., Hakala, T., Markelin, L., Rosnell, T., Saari, H., and Mäkinen, J. (2012). A process for radiometric correction of uav image blocks. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation*, (2):115–127
- Kopecki K., Thumser P., Roth M. (2024). A method for high resolution underwater bathymetry using coupled SfM and hydrodynamic modelling, chapter *River flow*, ed. CRC Press
- Lejot J., Perret F., Rey L., Le Gal D., Michel K., Capra H., Pella H. (2023) Caractérisation des habitats piscicoles d'une rivière intermittente par imagerie drone. *Drones & Cap' 2023*, COPIL Drones & Cap', Nov 2023, Mur de Bretagne, France
- Li, X., Huang, J., Li, X., Li X., Shen Z., Han J., Li L., Wang B. (2022). Review of ppp-rtk: achievements, challenges, and opportunities. *Satellite Navigation*, 3:28
- Mandlburger G., Pfennigbauer M., Schwarz R., Flöry S., Nussbaumer L. (2020). Concept and Performance Evaluation of a Novel UAV-Borne Topo-Bathymetric LiDAR Sensor. *Remote Sens.* 2020, 12(6), 986
- Marshall A., Morrison R.R., Jones B., Triantafillou S., Wohl E. (2024). Handheld lidar as a tool for characterizing wood-rich river corridors. *River Research and Applications*, Volume40, Issue3, 353-364
- Marteau B., Vericat D., Gibbins G., Batalla R.J., Green D.R. (2017). Application of Structure-from-Motion photogrammetry to river restoration, Volume42, Issue3, 15, *Earth Surface Processes and Landforms*, 503-515
- Martínez-Carricundo, P., Agüera-Vega, F., Carvajal-Ramírez, F., Mesas-Carrascosa, F.-J., García-Ferrer, A., and Pérez-Porras, F.-J. (2018). Assessment of uav-photogrammetric mapping accuracy based on variation of ground control points. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 72:1–10
- Mazzoleni, M., Paron, P., Reali, A., Juizo, D., Manane, J., and Brandimarte, L. (2020). Testing uav-derived topography for hydraulic modelling in a tropical environment. *Natural Hazards*, 104:1753–1777
- Newson, M. D., & Newson, C. L. (2000). Geomorphology, ecology and river channel habitat: Mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 24(2), 195-217

Bibliographie

- Perks, M. T., Russell, A. J., and Large, A. R. G. (2016). Technical note: Advances in flash flood monitoring using unmanned aerial vehicles (uavs). *Hydrology and Earth System Sciences*, 20:4005–4015
- Plichard L., Capra H., Mons R., Pella H., Lamouroux N. (2017). Comparing electrofishing and snorkelling for characterizing fish assemblages over time and space, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Volume 74, Number 1, January 2017
- Reiser, D. W., & Bjornn, T. C. (1979). Habitat Requirements of Anadromous Salmonids. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. General Technical Report PNW-GTR-96
- Roux C., Alber A., Bertrand M., Vaudir L., Piégay H. "FluvialCorridor": A new ArcGIS toolbox package for multiscale riverscape exploration, *Geomorphology*, Volume 242, 1 August 2015, Pages 29-37
- Rowley, T., Ursic, M., Konsoer, K., Langendoen, E., Mutschler, M., Sampey, J., and Pocwiardowski, P. (2020). Comparison of terrestrial lidar, sfm, and mbes resolution and accuracy for geomorphic analyses in physical systems that experience subaerial and subaqueous conditions. *Geomorphology*, 355:107
- Rusnák M., Kaňuk J., Kidová A., Lehotský M., Piégay H., Sládek J., Michaleje L. (2024). Inferring channel incision in gravel-bed rivers: Integrating LiDAR data, historical aerial photographs and drone-based SfM topo-bathymetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, Volume 49, Issue 8, 30 June 2024, 2475-2497
- Sarkar, D. and Sinha, R. (2024). Integrating uav-based topographic and geomorphic analysis for the development of river rehabilitation plans in semi-urban settings
- Shi, Y.-E. (2006). Résolution numérique des équations de Saint-Venant par la technique de projection en utilisant une méthode des volumes finis dans un maillage non structuré. Thèse de doctorat, Université de Caen, France. Sciences de la Terre.
- Taddia, Y., Stecchi, F., and Pellegrinelli, A. (2020). Coastal mapping using dji phantom 4 rtk in post-processing kinematic mode. *Drones*, 4(2):9
- Tahar, K. N. (2013). An evaluation on different number of ground control points in unmanned aerial vehicle photogrammetric block. In *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, volume XL-2/W2, pages 93–98
- Vlatkovic, K. and Deal, E. (2024). Riverbed morphology and flow resistance: integrating UAV-based 3D mapping and flow modeling, EGU General Assembly 2024, Vienna, Austria, 14–19 Apr 2024, EGU24-20340
- Ventura, D., Bonifazi, A., Gravina, M. F., Belluscio, A., and Ardizzone, G. (2018). Mapping and classification of ecologically sensitive marine habitats using unmanned aerial vehicle (uav) imagery and object-based image analysis (obia). *Remote Sens.* 2018, 10(9), 1331
- Wawrzyniak V., Allemand P., Bailly S., Lejot J., Piégay H. (2017), Coupling LiDAR and thermal imagery to model the effects of riparian vegetation shade and groundwater inputs on summer river temperature, *Science of The Total Environment*, Volume 592, 15 August 2017, 616-626
- Woodget, A. S., Carboneau, P. E., Visser, F., and Maddock, I. P. (2014). Quantifying submerged fluvial topography using hyperspatial resolution uas imagery and structure from motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, Volume 40, Issue 1, January 2015, 47-64
- Yang, S., Li, C., Lou, H., Wang, P., Wang, J., and Ren, X. (2020). Performance of an unmanned aerial vehicle (uav) in calculating the flood peak discharge of ephemeral rivers combined with the incipient motion of moving stones in arid ungauged regions. *Remote Sensing*, 12(10):1610
- Zinke, P. and Flener, C. (2012). Experiences from the use of unmanned aerial vehicles (uav) for river bathymetry modelling in norway. In *Technoport – Sharing Possibilities*, Trondheim, Norway. Presented at the Technoport Conference, 16–18 April 2012. Peggy Zinke is Research Scientist at SINTEF Energy Research, Trondheim, Norway. Claude Flener is Researcher at the University of Turku, Department of Geography, Finland