
Etude de l'impact de l'occupation du sol sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés de la Meuse

Auteur : Vom Berge, Chloé

Promoteur(s) : Caparros Megido, Rudy; Benitez, Jean-Philippe

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2022-2023

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/18339>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

ÉTUDE DE L'IMPACT DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS ET DE MACROINVERTÉBRÉS DE LA MEHAIGNE

CHLOÉ VOM BERGE

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

CO-PROMOTEURS : RUDY CAPARROS MEGIDO & JEAN-PHILIPPE BENITEZ

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech. Le présent document n'engage que son auteur.

ÉTUDE DE L'IMPACT DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS ET DE MACROINVERTÉBRÉS DE LA MEHAIGNE

CHLOÉ VOM BERGE

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

CO-PROMOTEURS : RUDY CAPARROS MEGIDO & JEAN-PHILIPPE BENITEZ

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mes co-promoteurs Rudy Caparros Megido et Jean-Philippe Benitez pour leur écoute, leurs conseils et leur aide tout au long de ce travail. Je remercie par ailleurs aussi monsieur Caparros pour sa grande disponibilité lors de ma campagne de terrain malgré des conditions météo pas toujours des plus agréables.

J'aimerais spécialement remercier Grégoire Noël pour son temps et son aide précieuse qui m'ont permis d'arriver au bout de mes analyses de données. Je remercie également les autres membres du département d'Entomologie de la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech pour leur encadrement et le prêt de matériel de laboratoire et de terrain.

Merci à Monsieur Frédéric Chérot qui m'a transmis les données liées aux inventaires IBGN et aidé dans l'identification de taxons plus complexes.

Merci également à Monsieur Michez et à Monsieur Lejeune d'avoir pris le temps de répondre à mes questions concernant l'occupation du sol.

Merci au Contrat Rivière Meuse Aval et affluents pour les informations transmises à propos des rejets d'eaux usées et des stations d'épuration.

Merci à Monsieur Yves Brostaux pour le temps qu'il m'a consacré pour discuter de mon plan d'échantillonnage afin que les données soient les plus correctes possibles d'un point de vue statistique.

Merci à mes collègues TFistes qui ont égayé ces longues journées de travail et plus particulièrement à Pauline et Xavier pour leur aide lors de l'identification des macroinvertébrés et pour les échanges que nous avons eus sur le sujet.

Merci à mes amies Pauline, Elodie et Emma pour leur soutien mais aussi leur grande aide lors de ma campagne de terrain. Merci également à Chloé pour nos journées de télétravail qui n'auraient pas été aussi productives sans elle.

Merci à mon compagnon Yorick pour son aide et sa disponibilité dans ma campagne de terrain mais également pour son écoute, son soutien et ses encouragements.

Enfin, je remercie ma famille et mes proches qui m'ont soutenue et qui ont cru en moi tout du long de ce travail et particulièrement à mes parents qui ont participé à la relecture orthographique de ce travail.

ABSTRACT

Rivers in the north of the Sambre and Meuse corridor (Belgium), including the Mehaigne, are of poor quality, due in part to a highly anthropised landscape (urbanisation, agriculture, etc.) which brings with it a large number of pressures (wastewater discharges, pesticides, bank erosion, etc.). However, the Mehaigne, located to the north of the town of Huy, shows a difference in quality between upstream and downstream, and is home to interesting species such as the grayling (*Thymalus thymalus* L. 1758), the eel (*Anguilla anguilla* L. 1758) and the thick mullet (*Unio crassus* Philipsson 1788). Understanding how land use affects the biological quality of watercourses can provide guidelines for action to improve land-use management. The aim of the study is therefore to understand how external pressures impact the macroinvertebrate and fish communities of the Mehaigne. Firstly, pre-existing data (land use and biological surveys) on the Mehaigne and its catchment were used to determine its current landscape and biological state. This was followed by a field campaign at 12 sites along the Mehaigne to obtain ecological data (dissolved oxygen, pH, proportion of microhabitats, etc.) and biological data (macroinvertebrate abundance and richness). Finally, these data were analysed (statistical tests, principal coordinate analysis, etc.) and various indices were calculated (alpha and beta diversity, functional richness, etc.). Although the land use of the banks adjacent to the watercourse did not show any impact on macroinvertebrate communities, the land use of the catchment did show trends consistent with the historical assessment. This underlines the importance of the land use in the catchment for the biological quality of the river. Further analysis should be carried out to complete and detail this study.

RÉSUMÉ

Les rivières du nord du sillon Sambre et Meuse (Belgique), dont la Mehaigne, sont de mauvaise qualité à cause, notamment, d'un paysage fortement anthropisé (urbanisation, agriculture, ...) qui amène un nombre important de pressions (rejets d'eaux usées, pesticides, érosion des berges, ...). La Mehaigne, située au nord de la ville de Huy, montre cependant une différence de qualité entre l'amont et l'aval de son cours et présente des espèces intéressantes tels que l'ombre (*Thymalus thymalus* L. 1758), l'anguille (*Anguilla anguilla* L. 1758) ou la mulette épaisse (*Unio crassus* Philipsson 1788). Comprendre comment l'occupation du sol impacte la qualité biologique des cours d'eau peut donner des pistes d'action concernant la gestion de l'aménagement du territoire afin d'améliorer celle-ci. L'étude a ainsi comme objectif de comprendre comment les pressions externes impactent les communautés de macroinvertébrés et de poissons de la Mehaigne. Tout d'abord, des données préexistantes (occupation du sol et relevés biologiques) relatives à la Mehaigne et à son bassin versant ont été utilisées pour connaître son état paysager et biologique actuel. Ensuite, une campagne de terrain, réalisée sur 12 sites le long de la Mehaigne, a permis d'obtenir des données écologiques (oxygène dissout, pH, proportion des microhabitats, ...) et biologiques (abondance et richesse en macroinvertébrés). Finalement, ces données ont été analysées (tests statistiques, analyses en coordonnées principales, ...) et différents indices ont été calculés (diversité alpha et beta, richesse fonctionnelle, ...). Bien que l'occupation du sol des berges adjacentes au cours d'eau n'ait pas montré d'impacts sur les communautés de macroinvertébrés, l'occupation du sol du bassin versant a, quant à elle, montré des tendances concordant avec l'évaluation historique. Cela a donc permis de souligner l'importance de l'occupation du sol du bassin versant sur la qualité biologique de la rivière. De plus amples analyses devraient être réalisées afin de compléter et préciser cette étude.

TABLE DES FIGURES

Figure 1 - Localisation générale de la Mehaigne et division des différents bassins versants wallons.	19
Figure 2 - Localisation des stations de mesure, des obstacles et des centrales hydrauliques présents le long de la Mehaigne.....	20
Figure 3 - Localisation des sites d'échantillonnage le long de la Mehaigne.	24
Figure 4 - Évolution des différents types d'occupation du sol : (à gauche) pour l'ensemble du bassin versant de la Mehaigne de 2006 à 2019 (LifeWatch) ; (à droite) des 7 principales communes constitutives du bassin versant de la Mehaigne de 2006 à 2022 (WALSTAT).	33
Figure 5 - Évolution de la diversité (à gauche) et de l'abondance (à droite) des communautés de poissons de 2006 à 2022 (haut) et des communautés de macroinvertébrés de 2006 à 2019 (bas).....	35
Figure 6 - Évolution des variables physico-chimiques de l'aval (MV03R) vers l'amont (MV31R).	37
Figure 7 - Proportion moyenne de chaque microhabitat pour les différents types d'occupation du sol de la berge	38
Figure 8 - Graphique d'abondance des taxons présents au sein de la Mehaigne.....	39
Figure 9 - Graphique d'abondance des taxons présents au sein des différentes masses d'eau, de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R).	40
Figure 10 - Graphique d'abondance des taxons présents au sein des sites pour différents types d'occupation du sol de la berge.	41
Figure 11 - Test de Dunn sur les différences presque significatives et significatives des sites des différents types d'occupation du sol de la berge (haut) et des différents microhabitats (bas).	41
Figure 12 - Richesse taxonomique des masses d'eau (gauche) et des sites des différents types d'occupation du sol de la berge (droite).....	42
Figure 13 - Test de Tukey sur la richesse taxonomique moyenne des différents microhabitats, avec les microhabitats possédant des différences significatives de richesse taxonomique en rouge et ceux étant significativement similaires en noir. Niveau de confiance de 95%.....	43
Figure 14 - Courbe d'accumulation pour la Mehaigne.	44
Figure 15 - Courbes d'accumulation des différentes masses d'eau de la Mehaigne.	44
Figure 16 - Courbes d'accumulation pour les sites des différents types d'occupation du sol de la berge.....	45
Figure 17 - Test de Dunn sur les indices de Shannon (haut) et de Simpson (bas) des différents microhabitats...	46
Figure 18 - Résultats de la PCoA réalisées sur les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les taxons influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque masse d'eau.	47
Figure 19 - Résultats de la PCoA réalisées sur les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les taxons influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque type d'occupation du sol de la berge.	48
Figure 20 - Evolution de la richesse (haut, gauche), de l'équitabilité (haut, droite) et de la divergence (bas) fonctionnelle de l'aval vers l'amont.	49
Figure 21 - Tests de Tukey HSD sur la richesse fonctionnelle moyenne des différents types d'occupation du sol de la berge (haut) et sur la divergence fonctionnelle moyenne des différentes masses d'eau (bas).	50
Figure 23 - Résultats de la PCoA réalisées sur les affinités par trait pondérées par les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les traits fonctionnels influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque type d'occupation du sol de la berge.	51
Figure 22 - Résultats de la PCoA réalisées sur les affinités par trait pondérées par les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les traits fonctionnels influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque masse d'eau.	51

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Listes des catégories d'occupation du sol retrouvées au sein du bassin versant de la Mehaigne et regroupements effectués pour celles-ci (colonne de gauche).	21
Tableau 2 - Différents types d'occupation du sol de la berge (acronyme) et définition associée.	23
Tableau 3 - Description des types de substrats possibles. Tableau basé sur la norme NF T90-333.....	25
Tableau 4 - Définition des classes de vitesse repris de la norme NF T90-333.	26
Tableau 5 - Liste des traits fonctionnels utilisés, leurs modalités et la définition de chacune de celles-ci.	27
Tableau 6 - Packages et fonctions utilisés pour les différentes analyses et tests statistiques.	28
Tableau 7 - Détermination de la classe de variété. (Archambault, 2010).....	29
Tableau 8 - Groupes faunistiques indicateurs (GFI) suivant la sensibilité des taxons. Si le taxon est en gras, celui-ci doit au minimum être représenté par 10 individus, ce nombre est de 3 pour les autres taxons. (Archambault, 2010).....	30
Tableau 9 - Évolution des superficies (%) de cultures et de prairies dans le bassin versant de la Mehaigne de 2006 à 2022. (Données PAA)	33
Tableau 10 - Évolution des proportions (%) des principaux types d'occupation du sol pour les masses d'eau MV03R (haut), MV06R (milieu) et MV31R (bas) de 2006 à 2019 (données LifeWatch).....	34
Tableau 11 - Évolution de l'effectif en poissons ayant différentes tolérances (du moins tolérant, en haut, au plus tolérant, en bas) à la pollution et du rapport Chabot-Loche pour l'amont (MV03R), l'aval (MV31R) et l'ensemble de 2006 à 2022.	36
Tableau 12 - Évolution du nombre d'Éphéméroptères et de Trichoptères, de leur total ainsi que la valeur de l'IBGN pour l'amont (MV03R) et l'aval (MV31R) de 2006 à 2018.....	36
Tableau 13 - Détail de l'occurrence et du recouvrement total de chaque microhabitat, du nombre total de taxons et d'individus trouvés au sein de chaque microhabitat sur l'ensemble des sites.	38
Tableau 14 - Présentation générale du nombre de sites, de microhabitats, de taxons et d'individus pour la Mehaigne, ses différentes masses d'eau et pour les différents types d'occupation du sol de la berge.....	39
Tableau 15 - Résultats du test de Chao pour la Mehaigne avec le nombre observé réel, le nombre estimé par le test et le nombre manquant de taxons selon Chao.	44
Tableau 16 - Test de Chao pour les différentes masses d'eau de la Mehaigne avec le nombre observé réel, le nombre estimé par le test et le nombre manquant de taxons selon Chao.	45
Tableau 17 - Test de Chao pour les différents types d'occupation du sol des berges avec le nombre observé réel, le nombre estimé par le test et le nombre manquant de taxons selon Chao.	45
Tableau 18 - Indices de Shannon et de Simpson pour les différentes masses d'eau et les différents types d'occupation du sol de la berge.	46
Tableau 19 - Indices de similarité de Sorensen entre les différentes masses d'eau de la Mehaigne.	47
Tableau 20 - Indices de similarité de Sorensen entre les sites des différents types d'occupation du sol.....	47
Tableau 21 - Richesse, équitabilité et divergence fonctionnelle moyenne par masse d'eau de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R) et pour les sites de chaque type d'occupation du sol de la berge.....	49

TABLE DES MATIÈRES

1. État de l'art	11
1.1. Impact du paysage sur la qualité de l'eau	11
1.2. Impact de l'hydromorphologie de la rivière	12
1.3. Impact du changement climatique.....	13
1.4. Qualité de l'eau et bioindicateurs	13
1.5. Macroinvertébrés	14
1.6. Poissons	15
1.7. Approche fonctionnelle	16
1.8. Objectifs de l'étude	18
2. Matériel et méthode	19
2.1. Choix de la rivière et localisation géographique	19
2.2. Données paysagères historiques	20
2.2.1. Données Life Watch	20
2.2.2. Données cadastrales WALSTAT.....	22
2.2.3. Données du Parcellaire Agricole Anonyme (PAA).....	22
2.3. Données biologiques historiques.....	22
2.4. Campagne de terrain	23
2.4.1. Choix des sites à échantillonner	23
2.4.2. Échantillonnage macroinvertébrés	24
2.4.3. Traitement et identification en laboratoire.....	26
2.5. Attribution des traits fonctionnels	27
2.6. Analyse des données et tests statistiques	28
2.6.1. Packages et fonctions	28
2.6.2. Indices et analyses.....	29
2.6.2.1. Indices biologiques.....	29
2.6.2.2. Richesse taxonomique observée et estimée	30
2.6.2.3. Indices de diversité alpha	30
2.6.2.4. Indice de diversité beta.....	31
2.6.2.5. Indices de diversité fonctionnelle (Villéger et al., 2008)	31
2.6.2.6. Analyses statistiques (ANOVA et Kruskal Wallis)	32
2.6.2.7. Analyse en Coordonnées Principales (PCoA).....	32
3. Résultats	33
3.1. État historique de la Meuse.....	33
3.1.1. Évolution de l'occupation du sol du bassin versant de la Meuse.....	33
3.1.2. Évolution des communautés de poissons et de macroinvertébrés de la Meuse	35
3.2. Campagne de terrain	37

3.2.1. Données écologiques.....	37
3.2.1.1. Données physico-chimiques.....	37
3.2.1.2. Microhabitats présents dans la Meuse.....	37
3.2.2. Données biologiques.....	39
3.2.2.1. Informations générales.....	39
3.2.2.2. Abondance et richesse taxonomique.....	39
3.2.2.3. Analyse de l'effort d'échantillonnage.....	44
3.2.2.4. Analyse de la diversité alpha (Shannon et Simpson).....	46
3.2.2.5. Analyse de la diversité beta.....	47
3.2.2.6. Analyse en coordonnées principales (PCoA).....	47
3.2.2.7. Analyse fonctionnelle.....	48
4. Discussion.....	52
4.1. État historique et évolution de la Meuse.....	52
4.2. Campagne de terrain.....	53
4.2.1. Paramètres physico-chimiques.....	53
4.2.2. Composition en microhabitats.....	53
4.2.3. Masses d'eau de la Meuse.....	54
4.2.3.1. Partie amont (MV03R).....	55
4.2.3.2. Partie aval (MV31R).....	55
4.2.3.3. Partie centrale (MV06R).....	56
4.2.4. Impact du type d'occupation du sol des berges.....	56
4.3. Limites et améliorations de l'étude.....	57
4.4. Contribution personnelle.....	57
4.5. Conclusions et perspectives.....	58
Bibliographie.....	59
Annexe 1 – Fiche de terrain utilisée lors de la campagne d'échantillonnage.....	63
Annexe 2 – État écologique des masses d'eau de Wallonie (SPW).....	65
Annexe 3 – Liste des espèces de poissons retrouvées dans la Meuse depuis 2006 (données des inventaires piscicoles IBIP), leur statut indigène, statut IUCN et tolérance (1 très tolérant – 5 intolérant).....	66
Annexe 4 – Carte des rejets d'eaux usées et des stations d'épuration présentes dans le bassin versant de la Meuse (source : Contrat Rivière Meuse aval et affluents).....	67
Annexe 5 – Proportion moyenne de chaque microhabitat pour les différentes masses d'eau de la Meuse.....	68
Annexe 6 – Localisation des sites Natura 2000 dans le bassin versant de la Meuse.....	69

1. État de l'art

La planète Terre est recouverte à ~75% d'eau dont les océans représentent 96,5%. Les quelques pourcentages restant sont complétés par les calottes polaires, les glaciers et la neige permanente (~1,7%) ainsi que par les eaux souterraines, les lacs, les rivières et les ruisseaux (~1,7%) (Graham et al., 2010). Les écosystèmes d'eau douce ne représentent qu'une faible partie de la surface terrestre mais accueillent cependant environ 6% des espèces connues sur Terre (Dudgeon et al., 2006; Perkins et al., 2010). Ces derniers représentent également les écosystèmes les plus sensibles et impactés au monde, particulièrement par les activités humaines (Brognna et al., 2018; Calapez et al., 2021; De Castro-Català et al., 2020; Dudgeon et al., 2006; Jiang et al., 2021; Li et al., 2010; Perkins et al., 2010; Rodrigues et al., 2019). Pollutions diverses, eutrophisation, introduction d'espèces exotiques envahissantes, surpêche, destruction d'habitats et changement climatique sont des dangers auxquels sont confrontés les milieux aquatiques terrestres (Calabrese et al., 2020; Perkins et al., 2010; Zhou et al., 2020). Ces perturbations ont un impact indéniable sur les organismes y vivant avec une diminution globale de leur biodiversité ainsi que sur les biens et les services rendus par ces écosystèmes (Jiang et al., 2021; Perkins et al., 2010; Rodrigues et al., 2019; Zhou et al., 2020).

1.1. Impact du paysage sur la qualité de l'eau

Les rivières, par leur positionnement en fond de vallée pour la majorité, reçoivent sédiments, déchets et polluants par les eaux de ruissellement. Elles sont donc confrontées à de nombreux stress qui engendrent une diminution de leur qualité. Parmi ceux-ci, le type d'occupation du sol retrouvé aux alentours de la rivière joue un rôle important. Cependant, le lien entre l'occupation du sol et la qualité des rivières est rarement étudié malgré une interaction claire entre ces deux composantes (Brognna et al., 2018; Damanik-Ambarita et al., 2018). En effet, les activités anthropiques (urbanisation, zones industrielles), l'agriculture et les zones naturelles (ripisylve, forêt) présentes aux abords de la rivière sont connues pour influencer la qualité de l'eau (Brognna et al., 2018; Damanik-Ambarita et al., 2018; Elosegi et al., 2010). Avec l'intensification de l'agriculture, les milieux aquatiques se sont vu impacter par une augmentation de la sédimentation, par des modifications du régime hydrique (Kovalenko, 2019; L. Wang et al., 2019), par la destruction d'habitats hautement qualitatifs, par l'introduction de pesticides et/ou par l'augmentation de la charge en nutriments (Green et al., 2022; Kovalenko, 2019), principalement en azote et en phosphore (Brognna et al., 2018). De plus, avec la création de barrages et la chenalisation, c'est la connectivité au sein des rivières et avec les plaines fluviales qui s'est vu impactée (Green et al., 2022; Kovalenko, 2019). Ces changements physico-chimiques et hydromorphologiques de la rivière affectent les organismes aquatiques comme les poissons et les macroinvertébrés en diminuant leur richesse, leur abondance (Damanik-Ambarita et al., 2018) et la diversité fonctionnelle globale du milieu (Jiang et al., 2021; Kovalenko, 2019; L. Wang et al., 2019).

La présence d'aires forestières (Brognna et al., 2018) et plus particulièrement de bandes rivulaires ou ripisylves (*i.e.* l'ensemble de la végétation (boisée, arbustive et arborescente) qui pousse sur la berge) au sein du réseau fluvial engendre plutôt un effet positif sur l'écosystème aquatique (Damanik-Ambarita et al., 2018; Huylenbroeck et al., 2020; Mouchet et al., 2004). Au niveau de la Wallonie, par exemple, une étude de Brognna et al. (2018) a démontré que la couverture forestière expliquait un tiers de la variabilité de la qualité de l'eau.

La ripisylve est reconnue pour avoir un effet tampon en retenant divers composés tels que des sédiments, de la matière organique ou des polluants provenant des terres avoisinantes (Broгна et al., 2018; Damanik-Ambarita et al., 2018; Michez et al., 2014; Stutter et al., 2012). Elle permet également de maintenir les berges et donc de diminuer leur érosion (Huylbroeck et al., 2020; Michez et al., 2014). L'efficacité avec laquelle ces services seront rendus dépend du climat régional et des caractéristiques du bassin versant ainsi que des caractéristiques de la bande rivulaire et du type d'occupation du sol en bordure (Damanik-Ambarita et al., 2018). De manière générale, la matrice paysagère du bassin versant ainsi que les perturbations s'y trouvant sont les facteurs influençant le plus la qualité biologique de la rivière (Broгна et al., 2018).

Finalement, la qualité de l'eau et les communautés aquatiques varient aussi en fonction de caractéristiques et de processus naturels tels que les caractéristiques hydromorphologiques, le changement climatique ou les sécheresses et les inondations. De plus, les écosystèmes aquatiques sont complexes et leur compréhension peut être rendue difficile face au nombre important de variables qui peuvent les influencer et les impacter (Damanik-Ambarita et al., 2018).

1.2. Impact de l'hydromorphologie de la rivière

L'agencement naturel de la rivière est l'un des éléments clés dans le façonnement des différents habitats présents en son sein. Cet agencement est dépendant de différents facteurs, dont les plus importants sont la complexité et la connectivité spatiale ainsi que les différents éléments paysagers au sein du bassin versant (Elosegi et al., 2010). Un habitat aquatique peut être écologiquement caractérisé par une homogénéité en termes de profondeur et de débit (Garcia et al., 2012). De plus, il possède généralement des caractéristiques physiques (lithologie, relief, vitesse du courant ou ruissellement, débris) (Wallace & Webster, 1996), chimiques et nutritionnelles qui ne sont accueillantes que pour certaines espèces. Il possède donc des communautés qui lui sont spécifiques (Calapez et al., 2021; Garcia et al., 2012) avec une dynamique nutritionnelle, une distribution en algues, en macrophytes et en matière organique, ainsi que des interactions proies-prédateurs qui lui sont propres (Wallace & Webster, 1996).

Les différents méso- et microhabitats retrouvés au sein du cours d'eau vont ainsi déterminer les communautés d'organismes y vivant. Chez les poissons, par exemple, certaines espèces auront besoin de différents habitats en fonction de leur activité (nutrition, repos, reproduction) ou de leur stade de développement (adulte, juvénile, ...). Au sein de ces habitats, le type de substrat a montré son importance, et il semble qu'une diversité de tailles de sédiments soit en lien direct avec une biodiversité importante. La différence de tailles de grains offrant généralement des microhabitats fonctionnellement différents, la diversité et l'abondance en macroinvertébrés y sont, par exemple, également liés. Il a, de plus, été noté que l'apport de complexité physique (ex. présence de bois mort) jouait un rôle important sur l'abondance et la diversité (Garcia et al., 2012; Kovalenko, 2019; Wallace & Webster, 1996) en poissons et en macroinvertébrés. Les premiers l'utilisant comme refuge ou couvert et les seconds directement comme habitat ou comme source de nourriture (Elosegi et al., 2010). La connectivité et la proximité entre l'ensemble des différents habitats le long du cours d'eau, sont également des facteurs importants permettant à certains poissons de migrer sur des distances plus ou moins grandes, ou encore aux organismes de recoloniser des milieux après perturbation (Garcia et al., 2012; Kovalenko, 2019; Perkins et al., 2010). Les activités humaines et, plus

particulièrement la création de barrages, entravent cette connectivité le long des cours d'eau. Ceux-ci réduisent, voire empêchent, complètement la migration des poissons et d'autres organismes en créant des barrières infranchissables pour les organismes. Une accumulation de barrières au sein du continuum fluvial aura donc, pour conséquence, de diminuer la biodiversité en organismes, principalement des poissons, à l'échelle du bassin versant (Elosegi et al., 2010; Kovalenko, 2019).

1.3. Impact du changement climatique

L'impact du changement climatique sur la biodiversité est reconnu depuis plusieurs années par différents organismes internationaux tel que le GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) et les prédictions à venir pour les prochains siècles restent alarmantes. Les milieux aquatiques et, plus particulièrement, les milieux aquatiques terrestres, ne font pas l'exception et sont largement impactés par différents phénomènes. Tout d'abord, les communautés aquatiques se voient modifiées en termes de taxons et de leur phénologie, mais voient également des changements de répartition de la taille corporelle des individus au sein des réseaux trophiques. Ensuite, presque l'entièreté des organismes d'eau douce sont ectothermes et dépendent donc de la température du milieu environnant. Le réchauffement global de la planète aura un impact sur le métabolisme des espèces et donc sur les communautés. Les espèces qui se retrouveront en dehors de leur zone de tolérance migreront ou disparaîtront du milieu. L'intensification et l'augmentation de périodes de sécheresse engendrées par le changement climatique risquent de fragmenter encore plus fortement le milieu tout en modifiant également les réseaux trophiques (Kovalenko, 2019). Finalement, le réchauffement climatique est lié à une élévation de la concentration en dioxyde de carbone atmosphérique. Celle-ci modifie la qualité, la quantité ainsi que le rythme auquel la litière foliaire sera introduite dans le milieu avec un impact sur la production secondaire dans de nombreux cours d'eau (Perkins et al., 2010).

1.4. Qualité de l'eau et bioindicateurs

Initialement, l'analyse de la qualité de l'eau se basait uniquement sur des paramètres physiques et chimiques mais ceux-ci possèdent une variabilité temporelle importante et demandent un grand nombre de prises de mesures. De plus, pour obtenir des informations sur la qualité biologique d'un cours d'eau, il faut interpréter ces paramètres qui ne la reflètent pas directement (Brognia et al., 2018; Li et al., 2010; Metcalfe, 1989). Depuis le début de ce siècle, les composantes biologiques des cours d'eau ont commencé à être étudiées et prises en compte (Metcalfe, 1989). Les paramètres biologiques s'avèrent être pertinents dans la détermination de la qualité de l'eau pour plusieurs raisons : ils permettent d'estimer les conditions du milieu en fournissant des informations sur la qualité de leur environnement, ils reflètent directement les changements de qualité de l'eau puisque les organismes réagiront rapidement lors de perturbations ou de changements soudain du milieu et permettent ainsi d'avoir une vue générale de l'état de la rivière (Brognia et al., 2018; Li et al., 2010; Metcalfe, 1989). Cette analyse biologique se base donc sur l'utilisation de bioindicateurs, c'est-à-dire certains organismes aquatiques tels que les diatomées, les planctons, les macroinvertébrés et/ou les poissons (Jiang et al., 2021; Li et al., 2010; Metcalfe, 1989). Parmi ceux-ci, les macroinvertébrés possèdent les caractéristiques les plus favorables pour servir de bioindicateurs et sont majoritairement utilisés (Calabrese et al., 2020; Calapez et al., 2021; Jiang et al., 2021; Li et al., 2010; Metcalfe, 1989; Rodrigues

et al., 2019; J. Wang et al., 2023; L. Wang et al., 2019). Ils sont abondants, omniprésents et faciles à récolter (Metcalf, 1989; Rodrigues et al., 2019). En fonction des taxons, ils présentent des sensibilités aux pollutions, une faible mobilité, une réponse rapide aux perturbations (Calapez et al., 2021; Li et al., 2010; Metcalfe, 1989; Rodrigues et al., 2019; Tachet et al., 2010; Wallace & Webster, 1996) et dépendent de l'occupation du sol entourant la rivière (Brognia et al., 2018). Ils possèdent, de plus, un cycle de développement important (Li et al., 2010; Metcalfe, 1989; Rodrigues et al., 2019), des communautés hétérogènes en termes de taxons (Metcalf, 1989) et jouent un rôle clé dans la chaîne alimentaire, reliant matière organique et ressource nutritionnelle avec les niveaux supérieurs du réseau trophique (Jiang et al., 2021; Li et al., 2010).

1.5. Macroinvertébrés

Les macroinvertébrés, qui sont des invertébrés d'au moins 3 à 5 mm au dernier stade de leur développement (Cummins, 1975), possèdent une place importante au sein des écosystèmes aquatiques et des réseaux trophiques (Calapez et al., 2021; Jiang et al., 2021; Tachet et al., 2010). Ils se retrouvent au centre de ces derniers et sont, en conséquence, influencés par des forces ascendantes (bottom-up) et descendantes (top-down). Ils sont, entre autres, la source majeure de nourriture des poissons (Jiang et al., 2021; Rodrigues et al., 2019; Tachet et al., 2010; Wallace & Webster, 1996; L. Wang et al., 2019). Les ordres principaux que l'on peut retrouver au sein des macroinvertébrés sont majoritairement de la classe des Insectes (Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Megaloptera, Odonata, Plecoptera et Trichoptera), mais il est également possible de retrouver des Crustacés (Amphipoda et Isopoda), des Mollusques (Veneroida) et des Annélides (Oligochaeta et Hirudinea). Différents facteurs de l'environnement vont déterminer le type de macroinvertébrés présents, dont les plus importants sont le type de substrat (*i.e.* la taille des sédiments (Elosegi et al., 2010; Rodrigues et al., 2019)) la texture du substrat et la présence de végétation) et les conditions hydrauliques comme la vitesse moyenne et la turbulence (Calapez et al., 2021; Garcia et al., 2012).

La majorité des macroinvertébrés sont omnivores bien que les différents taxons possèdent des caractéristiques morphocomportementales qui les rendent plus adaptés à la consommation de certains éléments et donc dépendants des ressources présentes (Wallace & Webster, 1996). Une technique de classification datant des années 70 se base sur ce principe et plus précisément sur les groupes fonctionnels d'alimentation (Functional Feeding Groups (FFG)) (Merritt et al., 2017) qui font plus particulièrement référence aux méthodes d'acquisition des aliments et non pas au type d'alimentation en lui-même (Wallace & Webster, 1996). La classification peut se découper en cinq groupes principaux. En premier, il y a les broyeurs qui se nourrissent de matière organique à grosses particules (> 1 mm) (Wallace & Webster, 1996). Il est possible de retrouver les broyeurs-détritivores qui se nourrissent principalement à partir de la litière provenant de la ripisylve et de larges débris de bois ainsi que les broyeurs-herbivores qui se nourrissent de macrophytes comme les macroalgues et les plantes vasculaires enracinées ou flottantes. En deuxième, il y a les collecteurs qui se nourrissent de particules organiques fines (entre 0,5 et 1 mm) généralement composées de matières vivantes ou détritiques non attachées et des particules créées par la réduction physique et biologique de la matière organique plus grossière et du microbiote associé. Ils se divisent entre les filtreurs-collecteurs et les ramasseurs-collecteurs (Wallace & Webster, 1996). En troisième, les racleurs, ils mangent le périphyton dont principalement les diatomées ou les algues attachées aux roches et à la surface des

plantes ou le matériel poussant sur différents supports (bois, plantes, roches). En quatrième, il y a les prédateurs qui se nourrissent de petites espèces et de premiers stades d'espèces plus grandes. Finalement, il y a les perceurs-herbivores qui se nourrissent à partir du contenu des cellules des algues du périphyton (Merritt et al., 2017). Il existe un continuum avec la matière organique qui commence avec la végétation riveraine, celle-ci jouant un rôle important de source de matière organique (Perkins et al., 2010; Tachet et al., 2010). En effet, les "broyeurs", en ingérant la matière organique grossière, vont rejeter des particules fines de matière organique, la rendant disponible pour d'autres organismes et facilitant son transport en aval (Wallace & Webster, 1996). Le type de matière organique, et plus spécifiquement le type de litière provenant des feuilles de la bande rivulaire, a montré un effet sur la composition et l'abondance des macroinvertébrés. Le type de végétation en bordure de rivière ainsi que l'occupation du sol vont donc impacter ces communautés aquatiques. En effet, la disparition des bandes arborées au profit de prairies ou de cultures peut, entre autres, modifier le ratio de grosses et de fines particules de matière organique (Cabrini et al., 2013).

1.6. Poissons

Comme précédemment indiqué, les poissons jouent également le rôle de bioindicateurs de la qualité écologique des cours d'eau et représentent des composants majeurs des écosystèmes aquatiques. Ils ont, de plus, des exigences écologiques propres et ils vont ainsi former des communautés caractéristiques différenciées en fonction du type de milieu. Il y a quatre grands types d'espèces en Wallonie :

- ∄ Les espèces amphihalines qui migrent entre mer et eau douce, et inversement, durant leur vie (ex. Saumon (*Salmo salar* L. 1758) et anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758)) ;
- ∄ Les espèces rhéophiles que l'on retrouve dans des eaux à courant rapide et bien oxygénées, déposant leurs œufs dans/sur le fond caillouteux ou galetteux (ex. Truite (*Salmo trutta* L. 1758), barbeau (*Barbus barbus* L. 1758) et chabot (*Cottus gobio* L. 1758)) ;
- ∄ Les espèces limnophiles, retrouvées dans les eaux à faible courant ou stagnantes et qui pondent sur des parties de végétaux ou substrats particuliers (ex. Carpe (*Cyprinus carpio* L. 1758), brochet (*Esox lucius* L. 1758) et loche d'étang (*Misgurnus fossilis* L. 1758)) ;
- ∄ Les espèces ubiquistes, enfin, sont quant à elles indifférentes au type de courant et pondent sur une grande variété de supports (ex. Gardon (*Rutilus rutilus* L. 1758), goujon (*Gobio gobio* L. 1758) et épineche (*Gasterosteus aculeatus* L. 1758)).

Ces espèces vont s'associer pour créer des assemblages ou communautés piscicoles spécifiques de certains milieux. Les trois grands assemblages retrouvés dans les cours d'eau wallons sont : (a – zone à truite et à ombre supérieure) la communauté à salmonidés dominants qui se retrouve en tête de bassins, ruisseaux et petites rivières rapides à fond caillouteux-graveleux et à eau froide (moins de 16°C en été) et bien oxygénée ; (b – zone à ombre inférieure et à barbeau) la communauté à cyprinidés d'eau vive dominants retrouvée dans des cours d'eau à plus faible pente et légèrement plus chaud (jusqu'à 18-22°C en été) ; (c – zone à brème) la communauté à cyprinidés d'eau calme + prédateurs piscivores (brochet et perche) dominants, elle se retrouve en cours d'eau de plaines, comme la Meuse

et la Sambre canalisées ainsi que dans les canaux à courant lent avec une température d'eau pouvant atteindre 20-25°C en été. (Philippart, 2007) Ces communautés ne sont pas toujours observées telles quelles et les différentes espèces peuvent donc se retrouver dans des milieux différents et moins adaptés à leurs besoins.

Ces communautés répondent aux pressions régionales tels que le type d'occupation du sol ou le manque de connectivité fluviale (Cabecinha et al., 2018). Elles sont, de plus, confrontées à de nombreux stress tels que l'altération de la qualité de l'eau par des pollutions, la destruction de leur habitat par des travaux hydrauliques (canalisation, chenalisation, barrages, turbines, ...), mais également par la pêche si les prélèvements sont déséquilibrés ou excessifs (Philippart, 2007; Philippart et al., 2013). Parmi ces pressions, les barrages et turbines peuvent avoir un impact très important en empêchant le déplacement de certaines espèces au sein du continuum fluvial et en engendrant des mortalités lors de la dévalaison entre autres (Philippart, 2007; Philippart et al., 2013; Silva et al., 2018). Ainsi, la qualité de l'eau, la qualité de l'habitat, les interactions biotiques et les modifications hydromorphologiques de la rivière vont avoir une influence importante sur la diversité piscicole au sein du bassin versant. L'association des communautés écologiques de poissons à un type d'habitat peut donc permettre de prédire et de quantifier la réponse qu'auront ces communautés à un changement lié, par exemple, à des activités humaines. (Cabecinha et al., 2018)

Dans le bilan de 2006 réalisé par Philippart (2007) dans le cadre de l'élaboration du rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon, l'ichtyofaune de Wallonie comprenait quarante espèces indigènes appartenant à dix-sept familles. En plus de cela, dix espèces non indigènes appartenant à quatre familles étaient présentes et considérées comme naturalisées, donc capables de se reproduire naturellement. Dans ces espèces exotiques, quatre espèces sont européennes et six non-européennes. Il est donc possible de retrouver un total de cinquante espèces de poissons en Wallonie.

1.7. Approche fonctionnelle

Depuis peu, l'approche taxonomique s'est vue complétée par une approche fonctionnelle pour étudier les assemblages de communautés et leur relation avec des paramètres externes (Cabecinha et al., 2018; Jiang et al., 2021; Li et al., 2010; Matomela et al., 2021; Pavan et al., 2008; L. Wang et al., 2019). L'approche fonctionnelle apporte plusieurs avantages tels que la comparaison entre plusieurs régions géographiques (Cabecinha et al., 2018; Matomela et al., 2021), la meilleure compréhension des mécanismes changeant la structure des communautés (Calabrese et al., 2020), la prédiction de réponses à certains stress et un gain de temps lors de l'identification qui ne nécessite pas d'aller jusqu'à l'espèce (Jiang et al., 2021). Malgré le fait que les traits fonctionnels soient utilisés de manière plus importante pour les organismes terrestres (L. Wang et al., 2019), ils sont également considérés comme utiles (Pavan et al., 2008) et de plus en plus utilisés pour les écosystèmes aquatiques.

Cette approche se base donc sur des traits fonctionnels, divisés le plus souvent en traits biologiques (ex. morphologie, reproduction), en traits physiologiques (ex. respiration, préférence de température ou de pH) et en traits écologiques (ex. distribution). Globalement, elle détermine l'adaptabilité d'un organisme à son environnement et sa résilience face à des changements du milieu (Calabrese et al., 2020; Calapez et al., 2021; Jiang et al., 2021; Matomela et al., 2021). Les principaux traits retrouvés

sont : l'alimentation, le type d'habitat, le voltinisme ou nombre de générations par an, la locomotion et la stratégie de reproduction (Calabrese et al., 2020; Calapez et al., 2021; Matomela et al., 2021; Pavan et al., 2008; Tachet et al., 2010; L. Wang et al., 2019). Ces traits indiquent une certaine tolérance de l'organisme face à différents facteurs externes, dont certains seront plus critiques que d'autres (Calabrese et al., 2020) tout en reflétant les besoins de l'organisme au sein de l'habitat (Cabecinha et al., 2018). Ainsi, lorsque différents stress agissent de pair sur une communauté, un facteur sera considéré comme limitant car le moins disponible ou le plus problématique pour la croissance, la survie ou la reproduction de l'organisme (Calabrese et al., 2020). Les perturbations de l'environnement vont donc pouvoir influencer les communautés présentes (Garcia et al., 2012) avec, souvent, un impact plus fort sur les espèces spécialistes qui tolèrent moins de variations au sein du milieu (Mykrä & Heino, 2017). En conséquence, cela peut engendrer des communautés spatialement homogénéisées et composées, en majorité, d'espèces généralistes (Matomela et al., 2021; Mykrä & Heino, 2017). Cependant, les espèces spécialistes peuvent parfois être avantagées par une dégradation de l'environnement, si celle-ci va dans le sens de leur "spécialisation", et elles ne sont donc pas spécialement plus en déclin que les espèces généralistes (Mykrä & Heino, 2017).

Les interactions entre les différents paramètres de l'environnement (Cabrini et al., 2013; Wilkinson et al., 2018), la disponibilité en ressources, les besoins thermiques et respiratoires des espèces et les interactions biotiques vont donc modeler la structure et la diversité fonctionnelle des écosystèmes aquatiques (Wallace & Webster, 1996). Ainsi, l'écosystème influence les communautés d'organismes mais la diversité fonctionnelle d'organismes, qui rassemble les organismes interagissant ensemble dans un même espace, influence aussi les fonctions de l'écosystème (Wilkinson et al., 2018). Les variations de traits écologiques peuvent donc communiquer des informations sur les attributs de l'écosystème (Jiang et al., 2021; Pavan et al., 2008). Cette diversité est en lien direct avec la stabilité du réseau trophique et une diversité fonctionnelle élevée permet d'augmenter les voies d'échange de nutriments. Une diminution de la diversité en espèces va donc déstabiliser ce réseau. (Kovalenko, 2019) Il existe, par exemple, une interaction trophique importante entre les communautés de poissons et de macroinvertébrés (Elosegi et al., 2010; Kovalenko, 2019; Rodrigues et al., 2019). La présence de poissons peut également induire un changement de comportement chez les macroinvertébrés, qui diminueront leurs mouvements et iront se réfugier dans le substrat (Wallace & Webster, 1996). La disparition d'organismes peut donc avoir des effets en cascade sur les organismes (Elosegi et al., 2010) et impacter tout le fonctionnement de l'écosystème (De Castro-Català et al., 2020; Perkins et al., 2010).

En suivant cette approche, et en visualisant les écosystèmes aquatiques comme des mosaïques d'habitats, eux-mêmes composés d'une mosaïque de microhabitats, il est possible de considérer que les espèces présentes seront celles qui possèdent les caractéristiques biologiques et les stratégies écologiques les plus appropriées à chaque type d'habitat. Des relevés faunistiques d'habitats peuvent donc communiquer des informations sur l'organisation et la diversité fonctionnelle de la communauté, ainsi que des informations sur les propriétés de l'environnement et sur ses possibles modifications (Tachet et al., 2010).

1.8. Objectifs de l'étude

L'impact de facteurs externes tels que l'occupation du sol du bassin versant ou, à plus petite échelle, l'occupation du sol des berges adjacentes à un cours d'eau sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés sera étudié dans ce travail au travers de quatre grandes questions :

1. Quel est l'état historique et l'évolution des communautés de poissons et de macroinvertébrés de la rivière ? Il est d'abord intéressant de connaître l'état biologique historique de la rivière étudiée en prenant connaissance de l'évolution de la diversité et de l'abondance des communautés de poissons et de macroinvertébrés jusqu'à aujourd'hui.
2. Qu'en est-il de l'état historique et de l'évolution de l'occupation du sol du bassin versant de la rivière ? En addition, l'évolution de l'occupation du sol au sein du bassin versant est également déterminée afin de déterminer les pressions paysagères agissant sur ce dernier.
3. Quelle est, actuellement, la composition en microhabitats, la richesse taxonomique et fonctionnelle et l'abondance en macroinvertébrés de la rivière en fonction de l'occupation du sol de la berge ? Une fois l'état historique décrit, des données plus précises et actuelles peuvent être utilisées pour comprendre, à plus fine échelle, le fonctionnement de la rivière via une campagne de terrain. Celle-ci consiste en une série d'échantillonnages de macroinvertébrés sur des localités de la rivière possédant une berge avec un type d'occupation du sol spécifique.
4. Y a-t-il des différences entre les types d'occupation du sol de la berge ou en fonction de la localisation (amont – aval) des sites le long de la rivière ? Ces facteurs pourront être comparés entre sites et entre types de berges et la richesse fonctionnelle de ces derniers pourra être calculée pour comprendre et évaluer l'impact de ces facteurs externes sur le fonctionnement des habitats de la rivière.

2. Matériel et méthode

2.1. Choix de la rivière et localisation géographique

La Mehaigne est un cours d'eau de Belgique affluent de la Meuse, prenant sa source au sud de la commune de La Bruyère et se jetant dans la Meuse au niveau de la ville de Huy (*Figure 1*). Elle possède une longueur totale de 59 km et parcourt un bassin versant de 352 km².

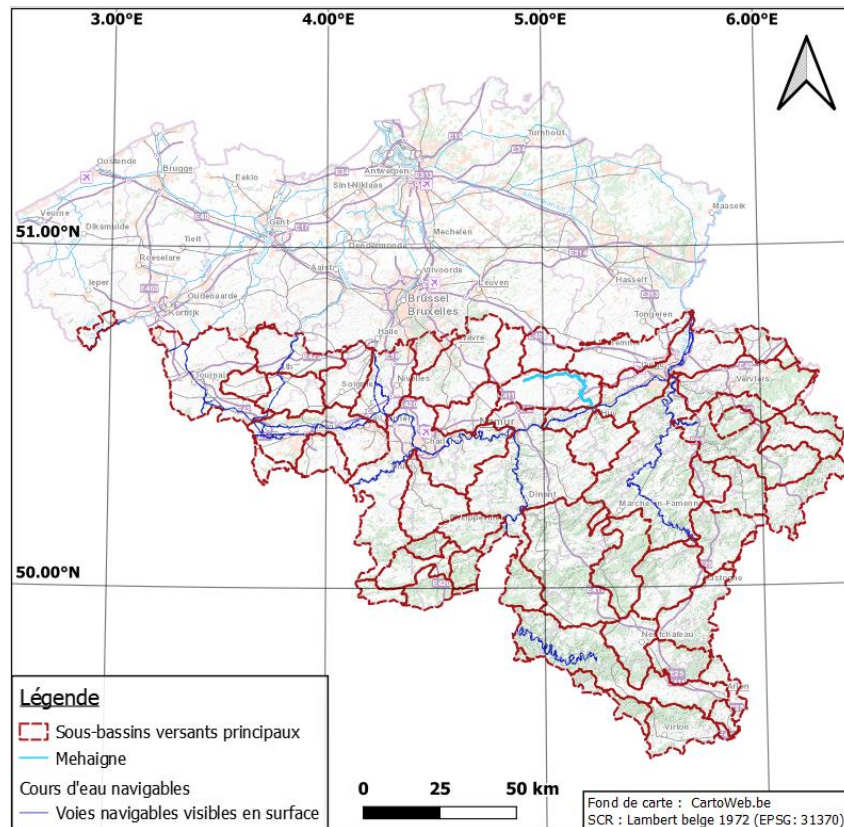


Figure 1 - Localisation générale de la Mehaigne et division des différents bassins versants wallons.

C'est un cours d'eau limoneux (région limoneuse) à pente moyenne (Dierckx et al., 2022; Rimbaud et al., 2014) qui reçoit trois affluents principaux, la Soile à Ambresin, la Burdinale à Huccorgne et le ruisseau de Fosseroule à Moha (Philippart et al., 2013). Il est caractérisé par une composition chimique naturelle de type condruzien ou calcaire riche, ayant une eau très minéralisée, très alcaline et riche en calcaire lui procurant une productivité biologique potentielle importante (Philippart et al., 2013).

La Mehaigne est divisée en trois masses d'eau (MV03R, MV06R et MV31R) hydromorphologiquement (pente, profondeur, vitesse de courant, ...) considérées comme homogènes selon la classification QUALPHY (*Figure 2*). Cette rivière a toujours été fragmentée par de nombreux moulins et petits barrages dont certains sont aujourd'hui associés à de petites centrales hydroélectriques. Certains d'entre eux ont été équipés de passes à poissons mais la connectivité globale au sein de la Mehaigne reste faible, surtout dans certains tronçons qui accumulent plusieurs barrages d'affilée.

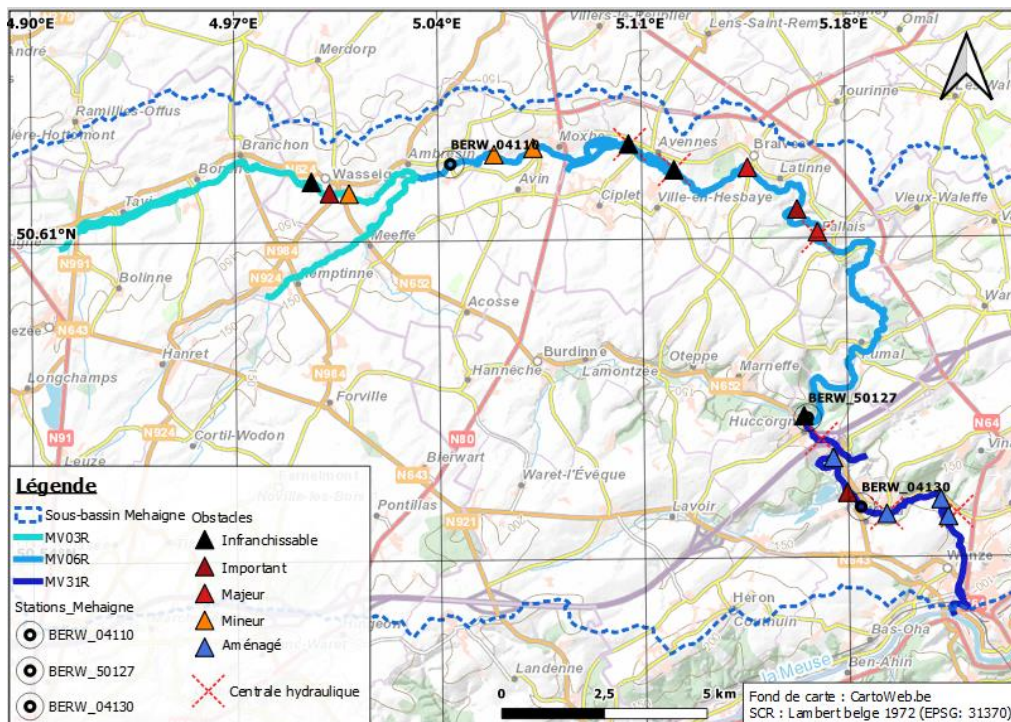


Figure 2 - Localisation des stations de mesure, des obstacles et des centrales hydrauliques présents le long de la Meuse.

La Meuse a été choisie pour deux raisons principales. La première est son intérêt écologique. En effet, la présence de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), de l'ombre commun (*Thymallus thymallus* L. 1758) et de la mulette épaisse (*Unio crassus* Philipsson 1788), est à noter et la rivière présente une diversité importante en poissons. Elle garde, de plus, une qualité biotique globale moyenne. La seconde est sa localisation en région limoneuse de la Belgique qui est l'une des régions les plus anthropisées de Wallonie. Il est donc intéressant d'étudier et de comprendre comment la qualité écologique de la Meuse se maintient malgré les pressions externes qu'elle subit.

2.2. Données paysagères historiques

Afin d'étudier l'évolution de l'occupation du sol du bassin versant, deux jeux de données (données Life Watch et données cadastrales WALSTAT) ont été utilisés et sont décrits ci-dessous. En plus de ceux-ci, des données plus précises sur l'évolution des surfaces de cultures (données PAA) ont été étudiées afin d'expliquer des tendances non concordantes entre les jeux de données précédents.

2.2.1. Données Life Watch

Ces données cartographiques de l'occupation du sol du bassin versant proviennent des données Life Watch 2006, 2015, 2018 et 2019 (Life Watch : Ecotopes/Ecopatches, n.d.) générées dans le cadre d'un projet du Belgian LifeWatch faisant partie de l'European LifeWatch infrastructure. La précision de ces données est, respectivement pour les différentes années, de 93,1%, 92,6%, 94,8% et 93,9%, +/- 1,3%.

Ces cartes comptabilisent 19 classes d'occupation du sol dont 18 (*Tableau 1*) se trouvent au sein du bassin versant de la Meuse. Cette catégorisation se base sur la légende d'occupation du sol du Climate Change Initiative (CCI) de l'Agence Spatiale Européenne (ASE).

Tableau 1 - Listes des catégories d'occupation du sol retrouvées au sein du bassin versant de la Meuse et regroupements effectués pour celles-ci (colonne de gauche).

Légende des cartes LifeWatch		
Cultures	10	Périodiquement herbacées
	30	Cultures mixtes (avec une majorité de cultures)
	40	Cultures mixtes (avec une minorité de cultures)
Forêt	60	Forêts feuillues
	61	Jeunes forêts feuillues (< 3m), comprend également les vergers à basse tige et les vignobles
	70	Forêts résineuses
	71	Jeunes forêts résineuses (< 3m), inclut également les plantations de sapins de Noël
	90	Forêts mélangées
	100	Couverture mixte herbacée et arborée (avec une minorité d'herbacées)
	120	Aires forestières récemment (< 5 ans) perturbées (mises à blanc avec végétation < 1m)
Prairies	110	Couverture mixte herbacée et arborée (avec une majorité d'herbacées)
	130	Prairies permanentes monospécifiques productives
	135	Prairies diversifiées et zones arbustives
Artificialisé	190	Densément artificialisé (> 50% de surfaces artificialisées)
	195	Éparsement artificialisé (> 25% de surfaces artificialisées)
Sol nu	150	Mélange de végétation et de sols nus
	200	Sol nu
Eau	210	Eau

A l'aide du logiciel *QGIS version 3.16.11-Hannover*, les découpes de ces cartes couvrant toute la Wallonie ont été réalisées pour ne garder que les données du bassin versant et des sous-bassins constitutifs de celui-ci.

Les données ont ensuite été exportées dans le logiciel *Excel* pour traiter celles-ci et obtenir des tableaux comparatifs donnant le pourcentage de chaque type d'occupation du sol par sous-bassin en fonction des années. De plus, afin d'avoir une vision plus claire de l'évolution globale, certaines catégories se sont vues regroupées. Ces nouveaux groupes sont : cultures, forêt, prairies, artificialisé, sol nu et eau (*Tableau 1*). Ces données sont ensuite mises sous forme d'une matrice.

2.2.2. Données cadastrales WALSTAT

Afin de corroborer les données LifeWatch et d'avoir des données plus récentes, les informations d'utilisation du sol provenant du portail d'informations statistiques locales sur la Wallonie du SPW (Service Public de Wallonie, 2022) ont été récupérées pour les parts suivantes : de superficie artificialisée, de terres arables et cultures permanentes, de surfaces enherbées et friches agricoles, et de forêts. À la différence des données précédentes, celles-ci sont basées sur des données fiscales et administratives associées aux parcelles cadastrales. Elles présentent également des biais associés au fait, entre autres, que l'utilisation doit être déclarée par le propriétaire ou que la parcelle peut posséder plus d'une utilisation, ce qui n'est pas pris en compte.

Ce sont les données des principales communes constitutives du bassin versant de la Meuhaigne (Eghezée, Fernelmont, Héron, Burdinne, Wanze, Braives, Villers-Le-Bouillet) qui ont été utilisées pour chaque année de 2006 à 2022. Il est à noter qu'elles débordent en partie du bassin et qu'elles ne remplissent pas l'entièreté de ce dernier. Elles donnent donc une idée générale de l'évolution des utilisations du sol dans cette zone.

2.2.3. Données du Parcellaire Agricole Anonyme (PAA)

Afin d'expliquer certaines tendances contraires entre les deux jeux de données précédents, une troisième source de données a été utilisée. Il s'agit du parcellaire agricole anonyme (Service Public de Wallonie, n.d.-b) qui donne des informations sur l'utilisation du sol des zones agricoles gérées dans le cadre de la Politique Agricole Commune par l'Organisme Payeur de Wallonie. Les informations ont été reprises pour le bassin versant de la Meuhaigne et ont été exportées sur le logiciel Excel.

2.3. Données biologiques historiques

Les données des inventaires piscicoles proviennent de recensements scientifiques par pêche électrique, effectués pour calculer l'Indice Biotique d'Intégrité Piscicole (IBIP). Ceux-ci ont été effectués par l'Unité de Gestion des Ressources Aquatiques et Aquaculture (UGERAA) de la faculté de science de l'Université de Liège dans le cadre d'un subventionnement du Département de l'Etude du Milieu Naturel et de l'Agriculture (DEMNA) faisant partie du Service Public de Wallonie (SPW) et suivant une demande de l'évaluation de la qualité des rivières de la part de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE). Les relevés utilisés sont au nombre de 14 et ont été effectués entre 2006 et 2022 (2006, 2007, 2008, 2011, 2014, 2020, 2022). Les inventaires suivent la méthodologie de l'indice IBIP (Didier, 1997) et se déroulent, en résumé, comme suit. Un tronçon d'approximativement 150 mètres (m), représentatif du milieu, est parcouru deux fois de l'aval vers l'amont. Les poissons récoltés lors de ces deux passages sont identifiés jusqu'à l'espèce, pesés et mesurés. Ils sont ensuite remis à l'eau après l'ensemble des actions effectuées.

Les données d'inventaires de macroinvertébrés proviennent d'échantillonnages effectués pour calculer l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) et ont également été réalisés dans le cadre de la DCE par le DEMNA (Département de l'Etude du milieu naturel et agricole). Ces données sont téléchargeables sur le site gbif.org (Darchambeau et al., n.d.). Les relevés ont été sélectionnés entre

l'année 2006 et 2018 (2006, 2007, 2008, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2018) pour la zone d'étude, un total de 19 relevés est utilisé. Les inventaires suivent la méthodologie de l'indice IBGN (Norme AFNOR NF T90-350). Celle-ci est brièvement décrite dans la partie 2.4.2. *Échantillonnage macroinvertébrés* - Matériel et méthode. De plus, les valeurs des IBGN calculés pour ces années ont été fournies par la Direction de la Nature et de l'Eau (DNE) du DEMNA. Plus de détails sont donnés sur cet indice dans la partie 2.6.2.1. *Indices biologiques* – Matériel et méthode.

Quatre stations de prises de mesures se trouvent sur la Meuse, dont les deux principales sont celles d'Ambresin (BERW_04110), la plus en amont, et celle de Moha (BERW_04130), la plus en aval. Les sites de relevés ou stations font ainsi partie du réseau de surveillance des masses d'eau de surface de la DCE et sont identiques pour les poissons et les macroinvertébrés. Elles sont visibles à la *Figure 2*, sous l'intitulé "Stations_Meuse" et ont comme code, respectivement de l'amont vers l'aval : BERW_04110, BERW_50127 et BERW_04130. Les relevés de la station BERW_50127 n'ont pas été utilisés afin d'avoir un même nombre de relevés par station de mesure.

Ces données brutes ont été traitées à l'aide du logiciel *Microsoft Excel* afin de ne garder que les paramètres pertinents à l'analyse et ont été rassemblées dans un tableau pour les poissons et un autre tableau pour les macroinvertébrés. Des matrices de communautés sont ainsi obtenues.

2.4. Campagne de terrain

2.4.1. Choix des sites à échantillonner

Un total de 12 sites a été déterminé, avec un nombre de 4 sites par masse d'eau pour avoir une répartition la plus homogène possible des sites le long de la rivière (*Figure 3*). Les berges de la rivière ont été minutieusement observées à l'aide de la couche 'Google Satellite' sur le logiciel QGIS. Tout d'abord, des sites possibles ont été catégorisés en fonction de l'occupation du sol de la berge adjacente au cours d'eau. Les catégories ainsi que leur définition sont visibles au *Tableau 2, ci-dessous*.

Tableau 2 - Différents types d'occupation du sol de la berge (acronyme) et définition associée.

<i>Type de berges</i>	<i>Définition</i>
Cultures (Cult.)	Tronçon de cours d'eau entourés de cultures ou de prairies.
Cultures avec arbres (Cult.Arb.)	Tronçon de cours d'eau entourés de cultures ou de prairies et ayant une bande arborée tout le long de la berge.
Artificialisé (Art.)	Tronçon de cours d'eau entourés d'aires artificialisées (habitation, zone industrielle, ...).
Artificialisé avec arbres (Art.Arb.)	Tronçon de cours d'eau entourés d'aires artificialisées et ayant une bande arborée tout le long de la berge.

Ensuite, ces sites ont été classés en fonction de leur pertinence et facilité d'accès. Finalement, une validation du site a été réalisée sur le terrain. Si le premier site le plus pertinent n'était pas praticable, le second était alors visité et ainsi de suite. Dans certains cas, aucun site d'un type n'était présent sur la masse d'eau et il a alors été échantillonné dans une autre masse d'eau de manière à répartir les échantillons équitablement.

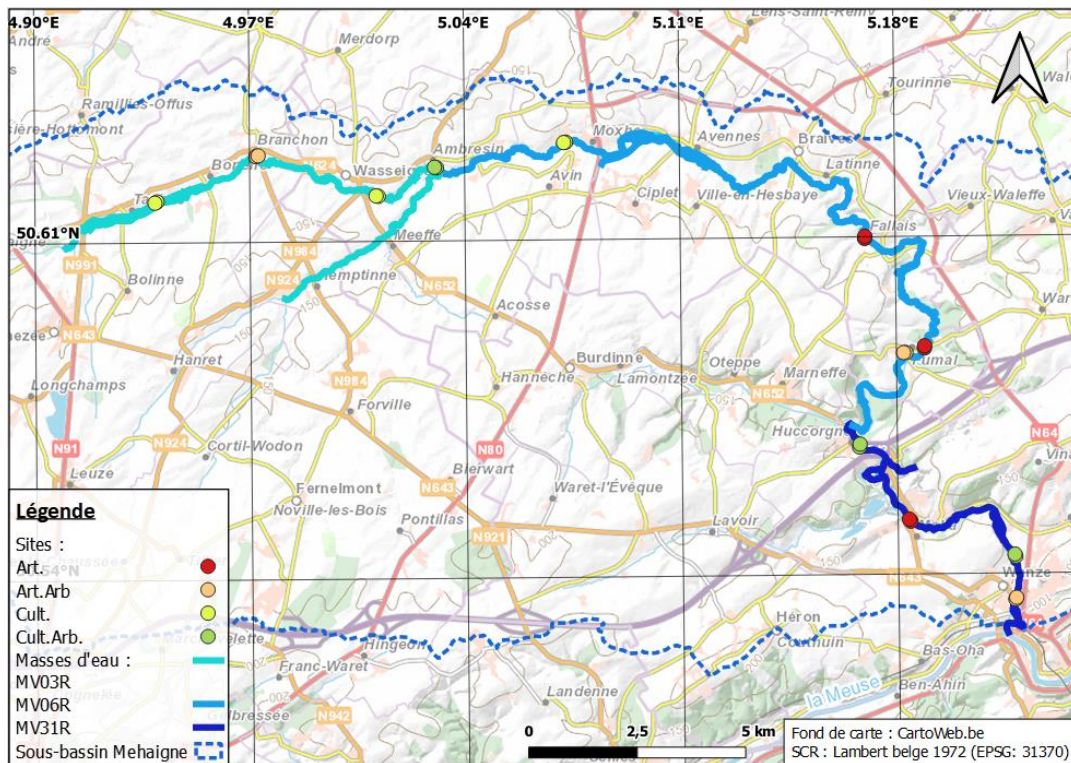


Figure 3 - Localisation des sites d'échantillonnage le long de la Meuse.

Sont retrouvés au sein des différentes masses d'eau (Figure 3) :

- MV03R : 2 Cult., 1 Cult.Arb. et 1 Art.Arb..
- MV06R : 1 Cult., 2 Art. et 1 Art.Arb..
- MV31R : 2 Cult.Arb., 1 Art. et 1 Art.Arb..

2.4.2. Échantillonnage macroinvertébrés

Un site correspond à un tronçon de 50 mètres et l'échantillonnage est réalisé en suivant, en partie, les normes AFNOR NF T90-350, NF T90-733 et NF T90-333. La fiche de terrain utilisée se trouve à l'Annexe 1 de ce document. L'échantillonnage se déroule comme suit :

(1) Caractérisation du tronçon

Le site est parcouru depuis la berge avec un mètre ruban et est délimité à l'aide de piquets à ses extrémités. Les berges du site sont décrites brièvement et différentes données sont prises :

- La largeur plein bord moyenne du site [m] ;
- La largeur au miroir [m] ;
- La vitesse du courant [m/s] à l'aide d'un courantomètre FLO-MATE 2000 portable ;
- Le pH, l'oxygène dissous [mg/L] et la conductivité [μ S/cm] à l'aide d'un multiparamètre HQ40d portable.

Les coordonnées GPS du tronçon sont prises depuis l'aval et depuis l'amont.

(2) Découpage du tronçon

Le tronçon de 50 mètres est divisé en 10 sous-tronçons de 5 mètres à l'aide du mètre ruban afin de faciliter la suite des opérations. Ceux-ci sont également délimités à l'aide de piquets plantés sur la berge.

(3) Identification des types de microhabitats

Pour chaque sous-tronçon, les différents substrats présents sont déterminés à vue ainsi que leur répartition dans les différentes classes de vitesses de courant. Un microhabitat étant décrit comme la combinaison d'un substrat et d'une classe de vitesse de courant selon la norme NF T90-333. Ensuite, le taux de recouvrement de chaque microhabitat est estimé et noté.

Les substrats sont catégorisés selon les normes citées précédemment et sont listés dans le *Tableau 3* ci-dessous.

Tableau 3 - Description des types de substrats possibles. Tableau basé sur la norme NF T90-333.

N°	Type de substrat	Description
11	<i>Bryophytes</i>	Regroupe les mousses, sphaignes et hépatiques.
10	<i>Spermaphytes immergés (hydrophytes)</i>	Inclut les spermaphytes immergés ou à feuilles flottantes.
9	<i>Débris organiques grossiers (litières)</i>	Correspond aux brindilles (diamètre < 5mm) et aux feuilles généralement issues de la végétation ligneuse, tombées au fond de l'eau et s'accumulant sur le fond du lit dans les zones calmes.
8	<i>(a) Chevelus racinaires libres dans l'eau</i>	Reprend les amas denses de racelles et les racines libres d'hélophytes.
	<i>(b) Substrats ligneux</i>	Regroupe les petites branches (diamètre de ~5mm à 2cm) et les grosses branches (diamètre > 2cm).
7	<i>Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets, cailloux)</i>	Sédiment dont la plus grande dimension estimée visuellement est comprise entre 25 et 250mm.
6	<i>Blocs facilement déplaçables</i>	Blocs dont au moins une dimension visuelle est supérieure à 250mm.
5	<i>Graviers</i>	La plus grande dimension visuelle de l'élément est comprise entre 2 et 25mm.
4	<i>Spermaphytes émergents (hélophytes)</i>	Spermaphytes en partie émergents dont le substrat pris en compte est la partie immergée.
3	<i>Vases</i>	Sédiments fins (< 0,1mm) en partie organique. Le substrat est dominé par une matrice fine noirâtre organo-sédimentaire, accompagnée le plus souvent d'une odeur de décomposition caractéristique.
2	<i>(a) Sables</i>	Sédiments minéraux dont la plus grande dimension visuelle est inférieure à 2mm et possèdent un aspect rugueux au toucher.
	<i>(b) Limons</i>	Sédiments fins non rugueux au toucher et non organique.
1	<i>(a) Algues</i>	Reprend toutes les algues macrophytes eucaryotes.
	<i>(b) Bactéries et champignons</i>	Inclut les bactéries filamenteuses et les champignons.
0	<i>Surfaces uniformes dures naturelles ou artificielles</i>	Regroupe les éléments minéraux d'une dimension supérieure à 250mm et non facilement déplaçables.

Les classes de vitesses sont déterminées à vue et sont catégorisées dans le *Tableau 4* ci-dessous.

Tableau 4 - Définition des classes de vitesse repris de la norme NF T90-333.

Classe de vitesse (cm/s)	Vitesse
≥ 75	Rapide
$75 > v \geq 25$	Moyenne
$25 > v \geq 5$	Lente
$v < 5$	Nulle

(4) Détermination de l'effort d'échantillonnage

Une fois tout le tronçon parcouru, les taux de recouvrement estimés sont additionnés pour déterminer le pourcentage total de chaque microhabitat au sein de l'ensemble du tronçon. Le nombre d'échantillons effectués par type de microhabitat est fonction du taux de recouvrement. Chaque microhabitat présent est échantillonné au moins une fois et un maximum de 10 échantillons sont pris. Ce choix permet d'inclure tous les microhabitats présents dans l'échantillonnage tout en limitant le nombre d'échantillons associés aux microhabitats les plus représentés.

(5) Échantillonnage

L'échantillonnage se déroule de l'aval vers l'amont pour éviter de perturber les habitats en attente d'échantillonnage.

La méthode utilisée est la méthode H2 décrite dans les normes citées précédemment et consiste à ramener le substrat sur une longueur d'environ 20 cm vers un filet troubleau, à l'aide du pied. Pour les blocs déplaçables et les surfaces uniformes, un échantillonnage consiste à frotter l'entièreté de trois blocs ou surfaces devant le filet. Pour les végétaux (hydrophytes, litières, chevelus racinaires, héliophytes et algues), ils sont frottés vigoureusement avec les mains et ramenés vers le filet.

(6) Lavage et traitement des échantillons sur le terrain

Un nettoyage sur place des échantillons à l'aide de tamis en inox Prüfsieb DIN 4188 de 22 cm de diamètre et de mailles 6,3 mm, 2 mm et 500 μ m est réalisé. Les pierres et les autres substrats sont rincés, frottés et éliminés. Une fois nettoyés, les échantillons sont conservés dans des piluliers avec de l'éthanol à ~70% jusqu'à identification en laboratoire.

2.4.3. Traitement et identification en laboratoire

Les échantillons encore fortement pollués par du substrat sont étalés individuellement dans une grande boîte de pétri en verre et sont divisés en deux ou en quatre afin de limiter le temps de tri de l'échantillon. Dans ces cas, l'abondance de chaque taxon est multipliée par 2 ou 4 selon la quantité d'échantillon identifiée.

L'identification des macroinvertébrés se réalise avec un binoculaire de grossissement 10X22 et à l'aide du guide d'identification de Tachet et al. (2010) ainsi que de la clé d'identification du Ministère français du Développement Durable PERLA (*PERLA Détermination Des Invertébrés d'eau Douce*, n.d.; Tachet et al., 2010). L'abondance, qui est le nombre d'individus, est également quantifiée pour chaque taxon.

L'ensemble des macroinvertébrés sont identifiés jusqu'au genre sauf les individus de l'Embranchement des Porifera (Spongiaires), de la Classe des Oligochaeta, de l'Ordre des Diptères (familles des Chironomidae, Ceratopogonidae, Empididae, Psychodidae et Tipulidae) et de l'Ordre des Trichoptères (familles des Leptoceridae et des Limnephilidae) en raison de leur difficulté d'identification.

2.5. Attribution des traits fonctionnels

Les traits fonctionnels pris en considération pour les différents genres inventoriés proviennent du site de référence freshwaterecology.info (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Les traits retenus sont visibles au *Tableau 5* et sont ceux comportant le plus de données pour les genres considérés afin d'avoir une matrice la plus complète possible.

Tableau 5 - Liste des traits fonctionnels utilisés, leurs modalités et la définition de chacune de celles-ci.

<i>Trait (Tachet et al., 2010)</i>	<i>Modalité</i>	<i>Définition</i>
<i>Distribution longitudinale</i>	Z_source	Zone de source
	Z_truite	Zone à truite (haute et basse)
	Z_ombre	Zone à ombre
	Z_barbeau	Zone à barbeau
	Z_breme	Zone à brème
	Z_ext	Zone d'eau saumâtre et zone extérieure au système rivière
<i>Saprobicité</i>	Xénosaprobe	Espèces présentes dans la zone xéno-saprobique (cours d'eau parfaitement propres)
	Oligosaprobe	Espèces présentes dans la zone oligo-saprobie (cours d'eau non pollués à faiblement pollués)
	B_mesosaprobe	Espèces présentes dans la zone bêta-méso-saprobie) (cours d'eau modérément pollués)
	A_mesosaprobe	Espèces présentes dans la zone alpha-méso-saprobie (cours d'eau fortement pollués)
	Polysaprobe	Espèces présentes dans la zone polysaprobique (cours d'eau extrêmement pollués)
<i>Statut trophique</i>	Oligotrophe	Faible disponibilité en éléments nutritifs et faible productivité biologique
	Mesotrophe	Faible disponibilité en éléments nutritifs et productivité biologique intermédiaire
	Eutrophe	Haute disponibilité en nutriments et haute productivité biologique

Groupes fonctionnels d'alimentation	FFG_broy	Se nourrit de débris grossiers de matières végétales ou animales
	FFG_coll	Se nourrit de petits débris organiques ou de matières en suspension
	FFG_racl	Se nourrit par pâturage de FPOM, de microphytes et de microinvertébrés du périphyton ou périlithon
	FFG_pred	Se nourrit de proies. Comprend également les parasites, se nourrissant de leur hôte à son détriment
	FFG_perc	Se nourrit à travers des plantes ou des animaux
Nombre potentiel de cycles (voltinisme)	Semivoltine	Le cycle dure au moins deux ans
	Monovoltine	Une génération par an
	Polyvoltine	Plus de deux générations par an
Reproduction	R_ovo	Les œufs restent dans les corps de la mère jusqu'à éclosion
	R_libres	Œufs séparés ou groupes d'œufs déposés librement dans l'eau
	R_fixes	Œufs séparés ou groupes d'œufs déposés et fixés et groupes d'œufs déposés dans la végétation
	R_terrestre	Groupes d'œufs déposés dans la zone rivulaire
	R_asexuee	Reproduction sans fertilisation

2.6. Analyse des données et tests statistiques

Les données ont été traitées avec le logiciel Microsoft Excel ainsi que le logiciel R et RStudio version 4.3.0 (2023-04-21).

2.6.1. Packages et fonctions

Afin de réaliser les analyses sur le logiciel R, plusieurs packages, dont des packages de base tels que « utils », « graphics » ou « base », ont été nécessaires. La description plus détaillée des principales fonctions utilisées dans les différents packages est visible au *Tableau 6*, ci-dessous. Une présentation des indices générés et des analyses statistiques réalisées suit ce tableau.

Tableau 6 - Packages et fonctions utilisés pour les différentes analyses et tests statistiques.

Package	Fonction	Utilisation
<i>dunn.test</i>	<code>dunn.test()</code>	Réalise le test de Dunn avec la somme des rangs.
<i>FD</i>	<code>dbFD()</code>	Se base sur la distance pour calculer des indices de diversité fonctionnelle (FD) multidimensionnels tels que la richesse (FRich), l'équitabilité (FEve) et la divergence (FDiv) fonctionnelle.

stats	aov()	Réalise l'analyse de la variance (ANOVA).
	bartlett.test()	Vérifie l'homogénéité des variances.
	cmdscale()	Réalise une mise à l'échelle multidimensionnelle classique (MDS) d'une matrice de données. Également connue sous le nom d'analyse des coordonnées principales.
	kruskal.test()	Réalise le test de la somme des rangs de Kruskal-Wallis.
	shapiro.test()	Vérifie la normalité des données.
	TukeyHSD()	Génère des intervalles de confiance sur les différences entre moyennes selon la méthode de la "différence significative honnête" de Tukey.
vegan	diversity()	Génère des indices de diversité écologique tels que Shannon et Simpson.
	estimateR()	Se base sur les abondances pour générer l'indice de Chao biais-corrigé et l'ACE.
	specaccum()	Donne les courbes d'accumulation de taxons.
	vegdist()	Génère des indices de dissimilarité tel que Bray-Curtis.

2.6.2. Indices et analyses

2.6.2.1. Indices biologiques

- Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (Archambault, 2010)

$$IBGN = \text{Groupe faunistique} + (\text{classe de variété} - 1)$$

L'indice se calcule en déterminant une « classe de variété taxonomique » qui correspond au nombre de taxons récoltés lors de l'échantillonnage. Il existe 14 classes, visibles au *Tableaux 7*, ci-dessous.

Tableau 7 - Détermination de la classe de variété. (Archambault, 2010)

Nombre de taxons	> 50	49 à 45	44 à 41	40 à 37	36 à 33	32 à 29	28 à 25	24 à 21	20 à 17	16 à 13	12 à 10	9 à 7	6 à 4	3 à 1
Classe de variété	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Il nécessite aussi de déterminer le groupe taxonomique indicateur. Il y a 9 groupes définis par 38 taxons indicateurs et classés du plus polluosensible (GFI=9) au moins polluosensible (GFI=1) (*Tableau 8*).

Tableau 8 - Groupes faunistiques indicateurs (GFI) suivant la sensibilité des taxons. Si le taxon est en gras, celui-ci doit au minimum être représenté par 10 individus, ce nombre est de 3 pour les autres taxons. (Archambault, 2010)

GFI	Taxons
9	Chloroperlidae, Perlidae, Perlodidae, Taeniopterygidae
8	Capniidae, Brachycentridae, Odontoceridae, Philipotamidae
7	Leuctridae, Glossosomatidae, Beraeidae, Goeridae, Leptoplebiidae
6	Nemouridae, Lepidostomatidae, Sericostomatidae, Ephemeridae
5	Hydroptilidae, Heptageniidae, Polymitarcidae, Potamanthidae
4	Leptoceridae, Polycentropodidae, Psychomyidae, Rhyacophilidae
3	Limnephilidae, Hydropsychidae, Ephemerellidae , Aphelocheiridae
2	Baetidae , Caenidae , Elmidae , Gammaridae , Mollusques
1	Chironomidae , Asellidae , Achètes, Oligochètes

Cet indice est borné entre 0 et 20, avec un état « très mauvais » entre 0 et 4, « mauvais » de 5 à 8, « moyen » de 9 à 12, « bon » de 13 à 16 et « très bon » de 17 à 20.

- Rapport chabot/loche

Ce rapport est l'un des indicateurs utilisés dans le calcul de l'Indice d'Intégrité Piscicole (IBIP).

$$\text{Rapport chabot/loche} = \frac{\text{nombre de chabots}}{(\text{nombre de chabots} + \text{nombre de loches})}$$

Il est borné entre 0 (mauvaise qualité de l'écosystème) et 1 (bonne qualité de l'écosystème).

2.6.2.2. Richesse taxonomique observée et estimée

La richesse taxonomique observée représente le nombre total de taxons rencontrés lors de l'échantillonnage. Il est possible d'estimer de manière non-paramétrique la richesse complète d'un site depuis un échantillonnage incomplet avec l'indice de Chao. Le test de Chao utilisé se base sur les abondances (nombres d'individus) de taxons de certaines classes.

- Chao biais-corrigé (S_p)

$$S_p = S_0 + \frac{a_1(a_1 - 1)}{2(a_2 + 1)} \cdot \frac{N - 1}{N}$$

Avec S_0 le nombre observé de taxons, a_1 et a_2 le nombre de taxons présents seulement dans un ou seulement deux sites de la classe, et N le nombre de sites de la classe.

2.6.2.3. Indices de diversité alpha

- Indice de Shannon-Weaver (H)

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i)$$

Avec p_i l'abondance relative du taxon i et S le nombre total de taxons. C'est un indice d'équitabilité borné entre 0 (un seul taxon) et $\ln(S)$ (équitabilité parfaite entre les taxons).

- Indice de Simpson (D)

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Avec p_i l'abondance relative du taxon i et S le nombre total de taxons. Cet indice calcule la probabilité de rencontre interspécifique et est borné entre 0 (un seul taxon) et $1-1/S$ (les taxons ont la même probabilité de rencontre p_i).

2.6.2.4. Indice de diversité beta

L'indice de Sorensen (β_{SOR}) mesure la similarité des données de présences-absences entre échantillons.

$$\beta_{SOR} = \frac{2a}{(2a + b + c)}$$

Avec a le nombre de taxons communs aux deux échantillons, b le nombre de taxons du premier échantillon et c le nombre de taxons du deuxième échantillon.

2.6.2.5. Indices de diversité fonctionnelle (Villéger et al., 2008)

- Richesse fonctionnelle

La richesse fonctionnelle peut être vue comme la quantité d'espace fonctionnel occupé par la communauté étudiée. Cet espace est de dimension égale au nombre de traits et il est donc possible de considérer cette quantité d'espace comme le volume intérieur de la forme générée par cet espace fonctionnel.

- Équitabilité fonctionnelle

Cet indice décrit l'équitabilité de la distribution d'abondance dans l'espace fonctionnel. Il utilise le principe d'arbre à portée minimale (Minimum Spanning Tree – MST) qui relie l'ensemble des points contenus dans l'espace fonctionnel avec la somme minimale de longueurs de branches.

$$FEve = \frac{\sum_{l=1}^{S-1} \min\left(PEW_l, \frac{1}{S-1}\right) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

La formule permet d'obtenir un indice non biaisé par la richesse taxonomique et est borné entre 0 et 1. Où S est le nombre de taxons et PEW_l l'équitabilité pondérée partielle obtenue à partir des équitabilités pondérées des distances euclidiennes de la branche l reliant deux des différents taxons.

- Divergence fonctionnelle

Cet indice est lié à la façon dont l'abondance est répartie dans l'espace fonctionnel. Il se base sur les distances euclidiennes entre les coordonnées des centres de gravités des taxons formant les sommets de la forme engendrée par l'espace fonctionnel.

$$FDiv = \frac{\Delta d + \overline{dG}}{\Delta|d| + \overline{dG}}$$

Avec Δd la somme des écarts pondérés par l'abondance et $\Delta|d|$ des écarts absolus pondérés par l'abondance des distances par rapport au centre de gravité de l'espace fonctionnel, et \overline{dG} la distance moyenne de l'ensemble des taxons au centre de gravité de l'espace fonctionnel. Cet indice est borné entre 0 (taxons très abondants proches du centre de gravité comparé aux taxons relativement rares) et 1 (taxons très abondants distants du centre de gravité comparé aux taxons relativement rares).

2.6.2.6. Analyses statistiques (ANOVA et Kruskal Wallis)

Les analyses statistiques réalisées sur les différentes données générées ont suivi la démarche suivante, avec une significativité fixée à 0,05. Tout d'abord, les conditions d'application de l'ANOVA (normalité des données et homoscedasticité des variances) sont testées et dans le cas où elles sont respectées, le test d'ANOVA est réalisé. Si le test montre des différences significatives, un test post-ANOVA, le test de Tukey HSD, est réalisé afin de mettre en évidence les groupes similaires et dissimilaires. Dans le cas où les conditions d'application de l'ANOVA ne sont pas respectées, un test de Kruskal Wallis est réalisé pour déterminer si des différences significatives existent entre les médianes des différents groupes. Si, c'est le cas, un test *post-hoc*, le test de Dunn, est réalisé pour mettre en évidence les différents groupes semblables ou non.

2.6.2.7. Analyse en Coordonnées Principales (PCoA)

C'est une méthode d'ordination qui se base, dans notre cas, sur les distances de Bray-Curtis pour modéliser celles-ci dans un espace euclidien. C'est une ordination non-contrainte qui est plus générale qu'une Analyse en Composantes Principales (ACP) ou qu'une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC).

3. Résultats

3.1. État historique de la Mehaigne

3.1.1. Évolution de l'occupation du sol du bassin versant de la Mehaigne

L'évolution de l'occupation du sol a été comparée entre les données LifeWatch et les données WALSTAT (Figure 4).

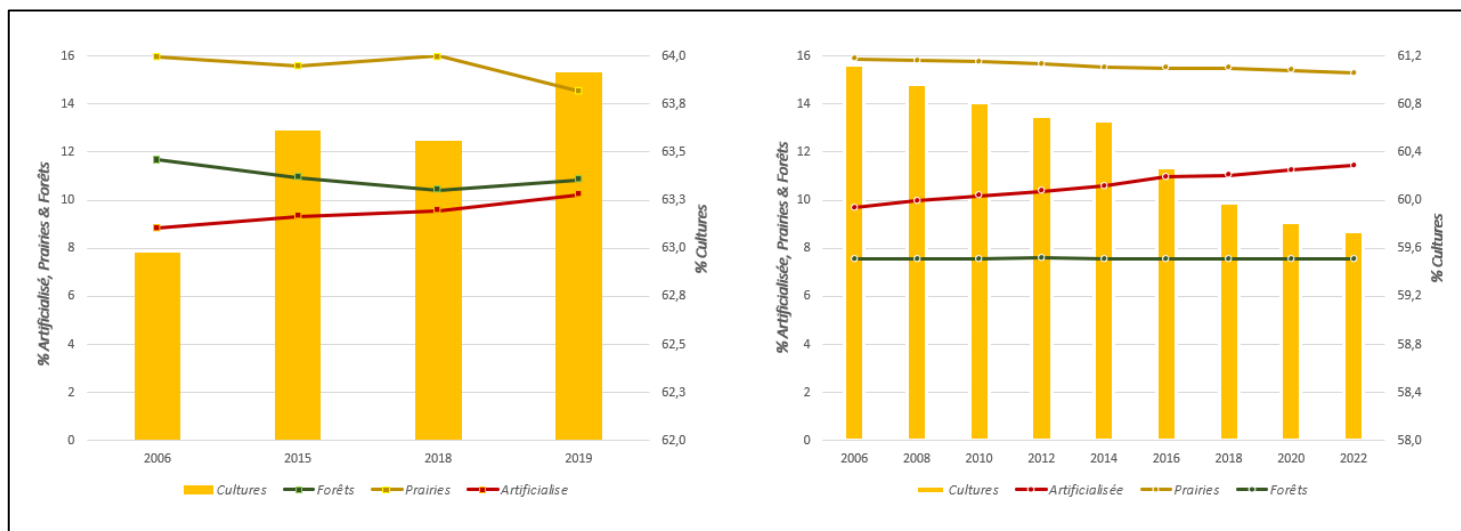


Figure 4 - Évolution des différents types d'occupation du sol : (à gauche) pour l'ensemble du bassin versant de la Mehaigne de 2006 à 2019 (LifeWatch) ; (à droite) des 7 principales communes constitutives du bassin versant de la Mehaigne de 2006 à 2022 (WALSTAT).

Pour les deux jeux de données, la proportion de prairies a diminué, au contraire des zones artificialisées, qui ont vu leur superficie augmenter. Les zones forestières sont, elles, restées stables dans le temps. Pour ce qui est des zones de cultures, elles représentent l'occupation du sol la plus importante au sein du bassin versant avec un recouvrement d'approximativement 60% de la superficie du bassin versant. Cependant, les tendances d'évolution sont contraires entre les deux jeux de données avec une légère augmentation de superficie (+0,93%) entre 2006 et 2019 pour les données LifeWatch et une claire diminution de superficie (-1,4%) jusqu'en 2022 pour les données cadastrales WALSTAT. Les données d'évolution des proportions de cultures et de prairies au sein du bassin versant du Parcellaire Agricole Anonyme indiquent une légère diminution du recouvrement des zones de cultures (-1,2%) (Tableau 9).

Tableau 9 - Évolution des superficies (%) de cultures et de prairies dans le bassin versant de la Mehaigne de 2006 à 2022. (Données PAA)

Année	2006	2007	2008	2009	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Cultures	62,4	61,7	62,1	63,1	61,8	61,9	61,8	61,6	61,1	61,5	61,4	61,2
Prairies	11,6	11,6	11,3	11,0	11,0	10,8	10,7	11,5	11,6	11,6	11,4	11,1

Les trois sous-bassins principaux du bassin versant de la Mehaigne (de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R)) possèdent des compositions paysagères différentes (*Tableau 10*). Les zones artificialisées sont plus présentes en aval du cours d'eau ainsi que les zones forestières et les zones de prairies. Les masses d'eau en amont et centrale, possèdent des proportions de cultures plus importantes (*Tableau 10*).

Tableau 10 - Évolution des proportions (%) des principaux types d'occupation du sol pour les masses d'eau MV03R (haut), MV06R (milieu) et MV31R (bas) de 2006 à 2019 (données LifeWatch).

	<i>Année</i>	<i>Artificialisé</i>	<i>Cultures</i>	<i>Prairies</i>	<i>Forêts</i>
Amont (MV03R)	2006	8,26	67,87	14,10	9,39
	2015	8,70	68,61	13,54	8,76
	2018	8,97	68,51	13,51	8,70
	2019	9,52	69,09	12,33	8,75
	<i>Année</i>	<i>Artificialisé</i>	<i>Cultures</i>	<i>Prairies</i>	<i>Forêts</i>
MV06R	2006	7,21	62,92	17,46	12,32
	2015	7,65	63,04	17,59	11,61
	2018	7,76	62,93	18,66	10,51
	2019	8,33	62,96	17,19	11,39
	<i>Année</i>	<i>Artificialisé</i>	<i>Cultures</i>	<i>Prairies</i>	<i>Forêts</i>
Aval (MV31R)	2006	16,11	41,90	20,97	19,16
	2015	17,33	43,04	19,90	17,58
	2018	17,77	43,01	21,09	16,32
	2019	19,26	42,80	18,04	17,74

3.1.2. Évolution des communautés de poissons et de macroinvertébrés de la Mehaigne

L'aval de la Mehaigne (MV31R) possède une richesse taxonomique significativement plus élevée en macroinvertébrés ($F(1)= 7,2339$; $P= 0,01611$) et en poissons ($F(1)= 23,195$; $P= 0,0004218$) que l'amont (MV03R). L'abondance en poissons est également significativement plus élevée ($H(1)= 4,7288$; $P= 0,02966$) au niveau de l'aval (MV31R). Les macroinvertébrés ne possèdent pas de différences significatives ($H(1)= 1,6394$; $P= 0,2004$) d'abondance entre l'amont et l'aval (Figure 5).

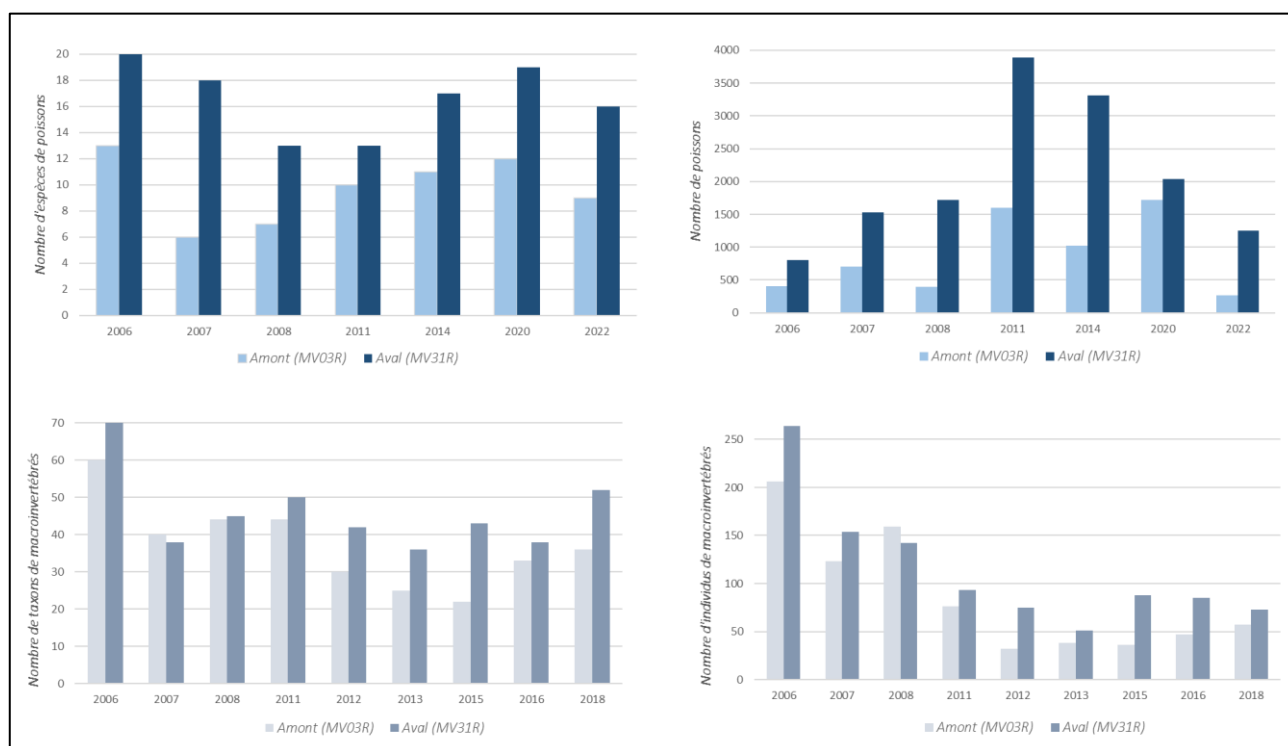


Figure 5 - Évolution de la diversité (à gauche) et de l'abondance (à droite) des communautés de poissons de 2006 à 2022 (haut) et des communautés de macroinvertébrés de 2006 à 2019 (bas).

La masse d'eau la plus en amont (MV03R) possède un nombre moins important de taxons polluosensibles que la masse d'eau la plus en aval (MV31R) (Tableau 11 et 12). L'année de 2011 regroupe un nombre moins important de taxons sensibles à la pollution par rapport aux années précédentes. Ce nombre tend à réaugmenter après 2014. Le rapport chabot-loche, systématiquement nul pour la partie amont dû à l'absence de chabot est plus élevé en aval à partir de 2011 (Tableau 11). Pour ce qui est de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (Tableau 12), celui-ci présente un état moyen pour la masse d'eau aval (MV31R) sauf pour les années 2006 et 2013. La masse d'eau amont MV03R possède le même état, sauf pour les années 2006, 2013 et 2018. L'état des masses d'eau est donc mauvais pour ces autres années.

Tableau 11 - Évolution de l'effectif en poissons ayant différentes tolérances (du moins tolérant, en haut, au plus tolérant, en bas) à la pollution et du rapport Chabot-Loche pour l'amont (MV03R), l'aval (MV31R) et l'ensemble de 2006 à 2022.

Espèce	2006		2008		2011		2014		2020		2022	
	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
Ombre commun	0	71	0	13	0	0	0	21	0	13	0	1
Truite fario	4	68	12	10	4	15	1	51	8	87	1	25
Barbeau	1	15	0	8	0	6	0	11	0	3	0	1
Chabot commun	0	212	0	645	0	2879	0	2708	0	1262	0	953
Loche franche	69	57	256	190	715	81	526	47	467	44	190	100
Rapport chabot/loche	0,00	0,79	0,00	0,77	0,00	0,97	0,00	0,98	0,00	0,97	0,00	0,91
		0,63		0,59		0,78		0,83		0,71		0,77

Tableau 12 - Évolution du nombre d'Éphéméroptères et de Trichoptères, de leur total ainsi que la valeur de l'IBGN pour l'amont (MV03R) et l'aval (MV31R) de 2006 à 2018.

Taxons	2006		2008		2011		2013		2016		2018	
	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
Ephéméroptères	22	20	12	12	5	5	5	5	6	9	6	5
Trichoptères	2	16	11	10	9	13	4	7	11	19	15	22
Total	24	36	23	22	14	18	9	12	17	28	21	27
IBGN	6	8	11	12	10	11	7	8	10	9	7	9

3.2. Campagne de terrain

3.2.1. Données écologiques

3.2.1.1. Données physico-chimiques

Les valeurs des variables physico-chimiques montrent une augmentation des valeurs d'oxygène dissout et de pH de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R). La conductivité suit la tendance inverse et diminue vers l'aval. La masse d'eau MV03R (9 à 12) possède des valeurs d'oxygène dissout comprises entre 8,19 mg/L et 10,6 mg/L, des valeurs de pH entre 7,6 et 8 et des valeurs de conductivité entre 791 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 822 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La masse d'eau MV31R (1 à 4) possède des valeurs d'oxygène dissout comprises entre 10,96 mg/L et 12,61 mg/L, des valeurs de pH entre 8,13 et 8,57 et des valeurs de conductivité entre 746 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 759 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La masse d'eau MV06R (5 à 8) possède des valeurs intermédiaires. (Figure 6)

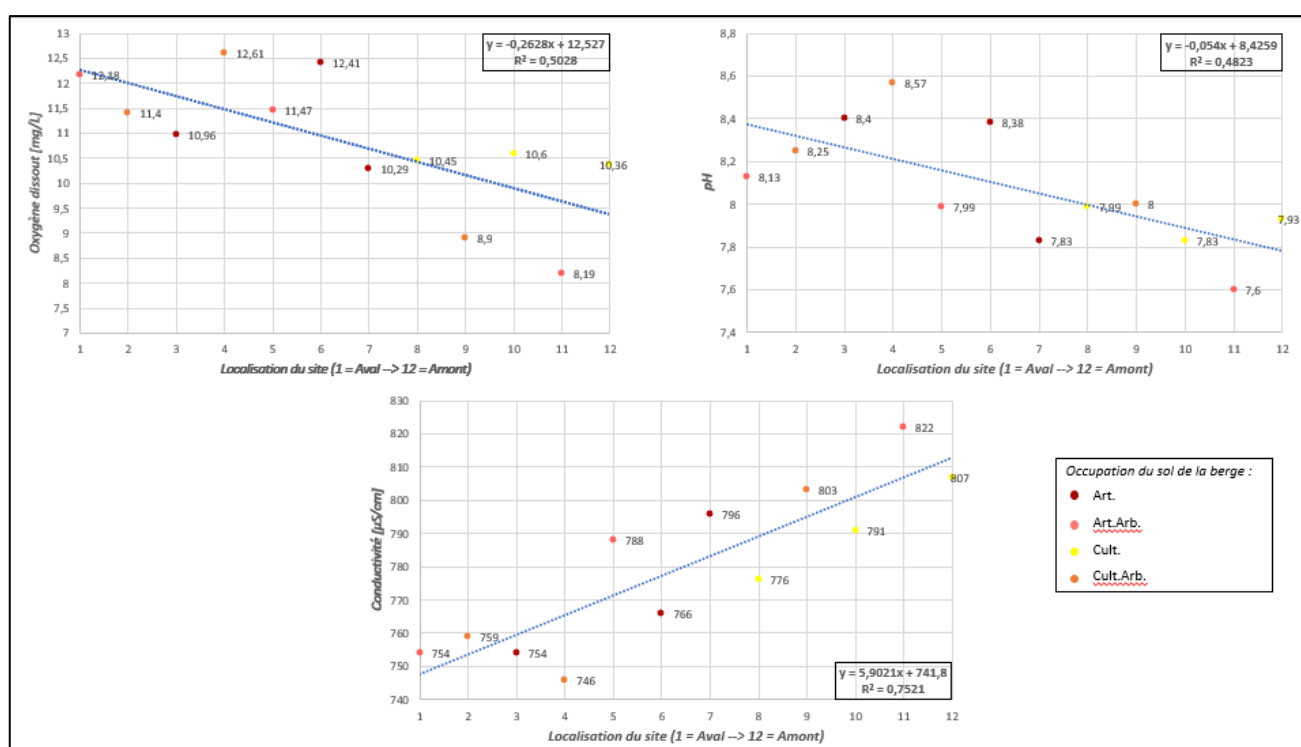


Figure 6 - Évolution des variables physico-chimiques de l'aval (MV03R) vers l'amont (MV31R).

3.2.1.2. Microhabitats présents dans la Mehaigne

Sur l'ensemble des sites échantillonnés, 10 microhabitats différents sont présents (Tableau 13). Parmi ceux-ci, le microhabitat « Litière » a été retrouvé sur tous les sites, viennent ensuite « Sable & Limons », « Blocs déplaçables » et « Pierres, galets & cailloux » qui ont été retrouvés sur 9 des sites. Le microhabitat « Gravier » est le moins présent et représente celui qui possède la richesse taxonomique et l'abondance d'individus la plus faible. Le microhabitat le plus riche en termes de taxons est « Litière », suivi de « Hydrophytes » et, de « Chevelus racinaires » et « Blocs déplaçables ».

Tableau 13 - Détail de l'occurrence et du recouvrement total de chaque microhabitat, du nombre total de taxons et d'individus trouvés au sein de chaque microhabitat sur l'ensemble des sites.

	Occurrence	% de recouvrement	Nbr. taxons	Nbr. individus
Mehaigne	/	/	56	8299
(0) Surfaces uniformes	4	6 %	10	311
(1) Algues	8	4 %	21	188
(2) Sable & Limons	9	28 %	19	1387
(4) Hélophytes	8	3 %	22	402
(5) Gravier	2	0,33 %	4	81
(6) Blocs déplaçables	9	23 %	30	1105
(7) Pierres, galets & cailloux	9	22 %	28	1332
(8) Chevelus racinaires	8	1 %	30	1035
(9) Litière	12	13 %	39	1217
(10) Hydrophytes	6	1 %	35	1241

Les berges de type artificialisé avec ou sans arbre possèdent une proportion plus importante de « Pierres, galets & cailloux » (Art. : 52% ; Art.Arb. : 21%) alors que les berges de type cultures, avec ou sans arbre, possèdent plus de « Sable & Limons » (Cult. : 61% ; Cult.Arb. : 28%) (Figure 7). La dominance du microhabitat est plus marquée pour les types de berges sans arbre. En effet, les berges avec arbres ne possèdent pas un microhabitat qui domine à plus de 40% (« blocs déplaçables » à 37,3% pour Art.Arb. et à 30% pour Cult.Arb.) et possèdent une mosaïque plus homogène.

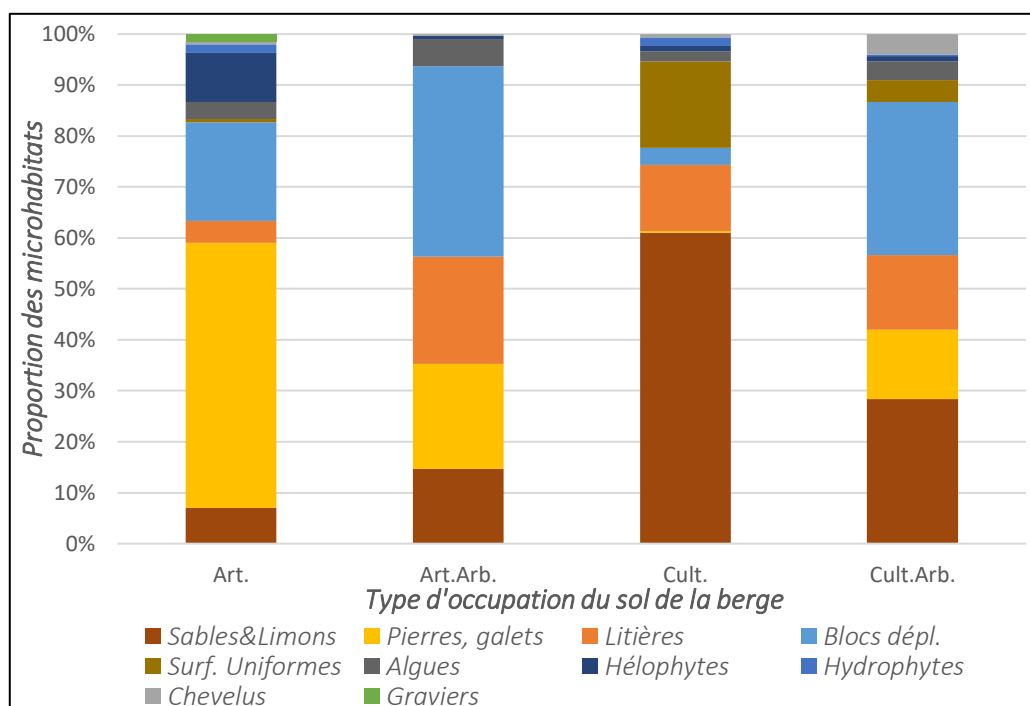


Figure 7 - Proportion moyenne de chaque microhabitat pour les différents types d'occupation du sol de la berge.

3.2.2. Données biologiques

3.2.2.1. Informations générales

La campagne de terrain a permis d'échantillonner 12 sites au sein desquels 10 différents microhabitats, 56 taxons et 8299 individus ont été trouvés (*Tableau 14*).

Tableau 14 - Présentation générale du nombre de sites, de microhabitats, de taxons et d'individus pour la Mehaigne, ses différentes masses d'eau et pour les différents types d'occupation du sol de la berge.

	<i>Nbr. sites</i>	<i>Nbr. microhabitats</i>	<i>Nbr. taxons</i>	<i>Nbr. individus</i>
<i>Mehaigne</i>	12	10	56	8299
<i>MV03R</i>	4	9	29	2578
<i>MV06R</i>	4	10	41	3571
<i>MV31R</i>	4	10	37	2150
<i>Art.</i>	3	9	40	2702
<i>Art.Arb.</i>	3	7	29	967
<i>Cult.</i>	3	9	30	2337
<i>Cult.Arb.</i>	3	8	31	2293

3.2.2.2. Abondance et richesse taxonomique

3.2.2.2.1. Abondance des taxons

Le taxon le plus abondant est la famille des Chironomidae (2597 individus) de l'ordre des Diptères, suivi du genre Hydroptila (1087 individus) de l'ordre des Trichoptères, et de la classe des Oligochètes (869 individus) (*Figure 8*).

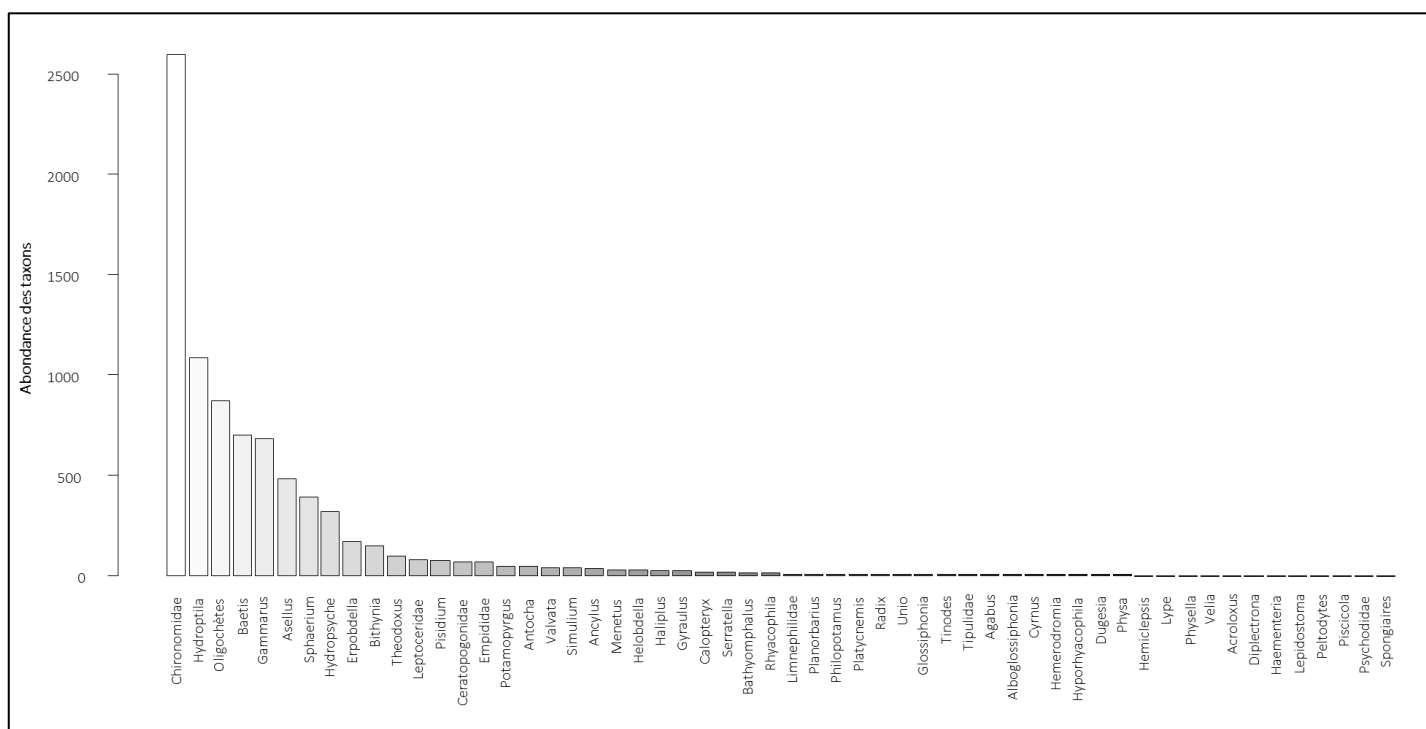


Figure 8 - Graphique d'abondance des taxons présents au sein de la Mehaigne.

Les Chironomidae sont les plus abondants pour toutes les masses d'eau (Figure 9), pour les berges artificialisées avec ou sans arbre et pour les berges de type cultures avec arbres (Figure 10). Le type cultures est principalement composé de la classe des Oligochètes et ensuite des Chironomidae (Figure 9).

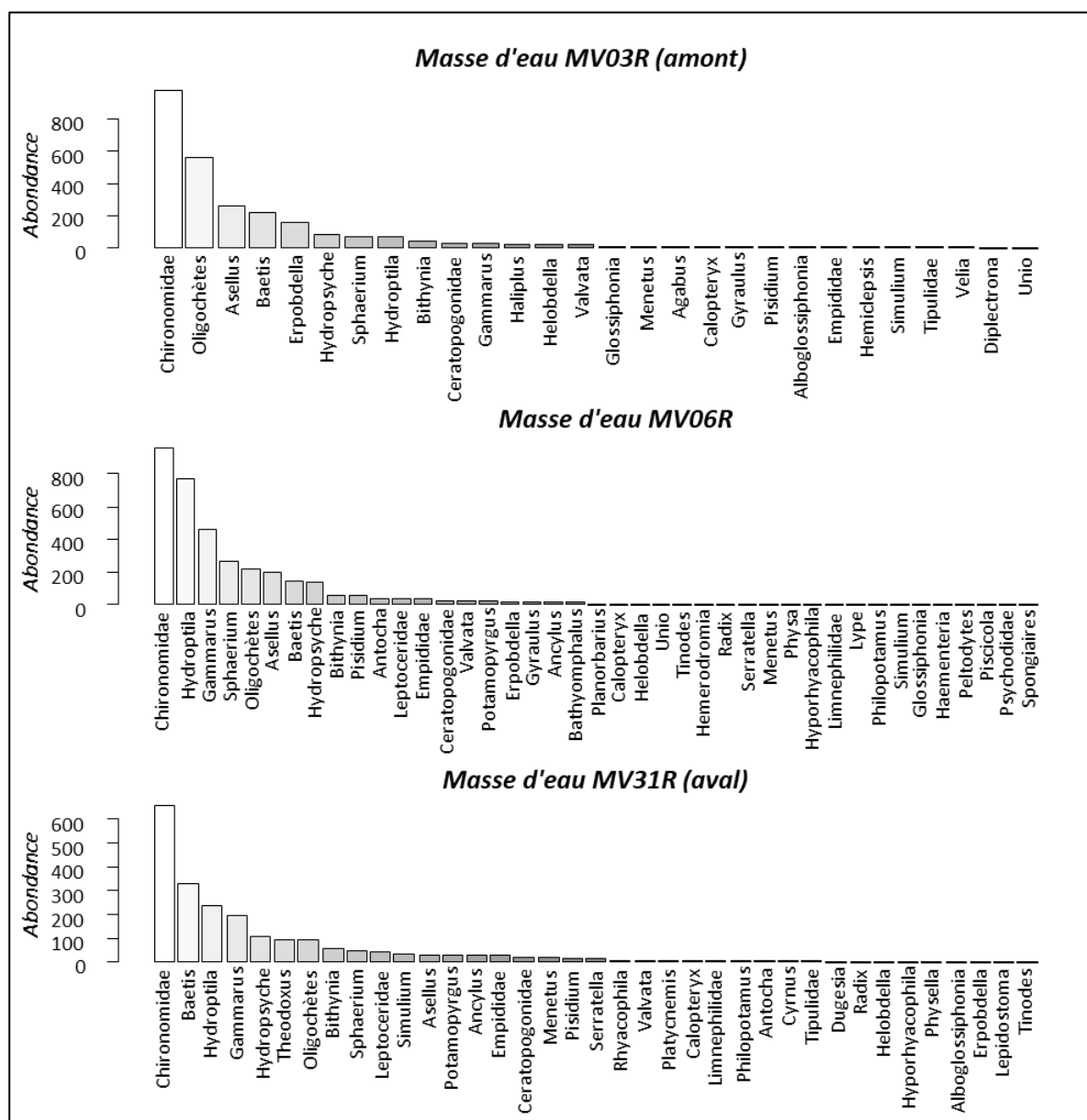


Figure 9 - Graphique d'abondance des taxons présents au sein des différentes masses d'eau, de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R).

La moyenne des abondances par type d'occupation du sol de la berge montre une tendance ($H(3)= 7,2343$; $P= 0,06479$) avec une moyenne d'abondance plus élevée pour le type cultures et identiques entre les types artificialisé et cultures avec arbres (Figure 11). Certains microhabitats possèdent également des différences significatives ($H(9)= 32,414$; $P= 0,0001689$) de moyenne d'abondance tels que entre les « algues » et les « chevelus racinaires » ou entre « hydrophytes » et « litière » (Figure 11). Aucune différence significative n'a été observée pour les différentes masses d'eau ($H(2)=4,3656$; $P= 0,1127$).

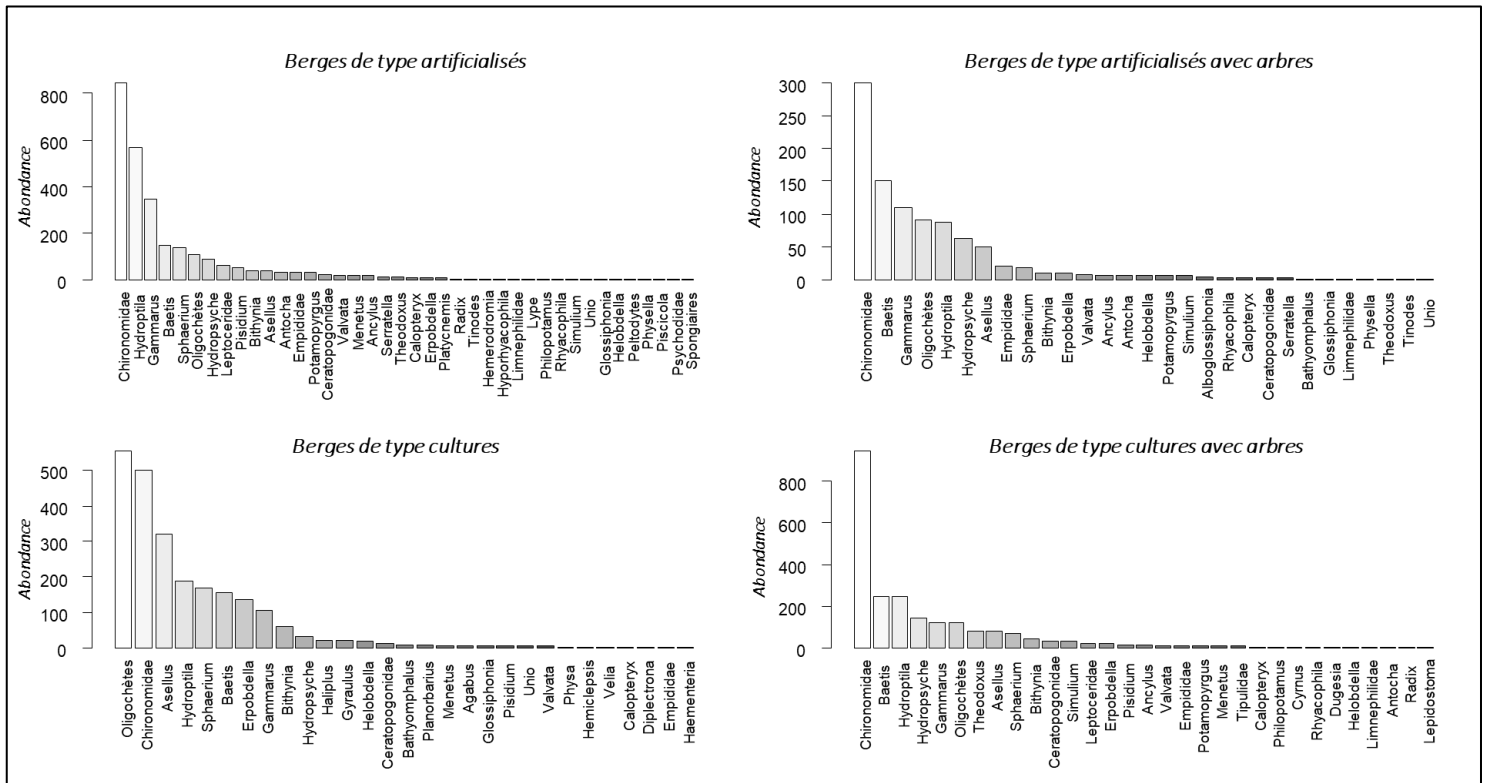


Figure 10 - Graphique d'abondance des taxons présents au sein des sites pour différents types d'occupation du sol de la berge.

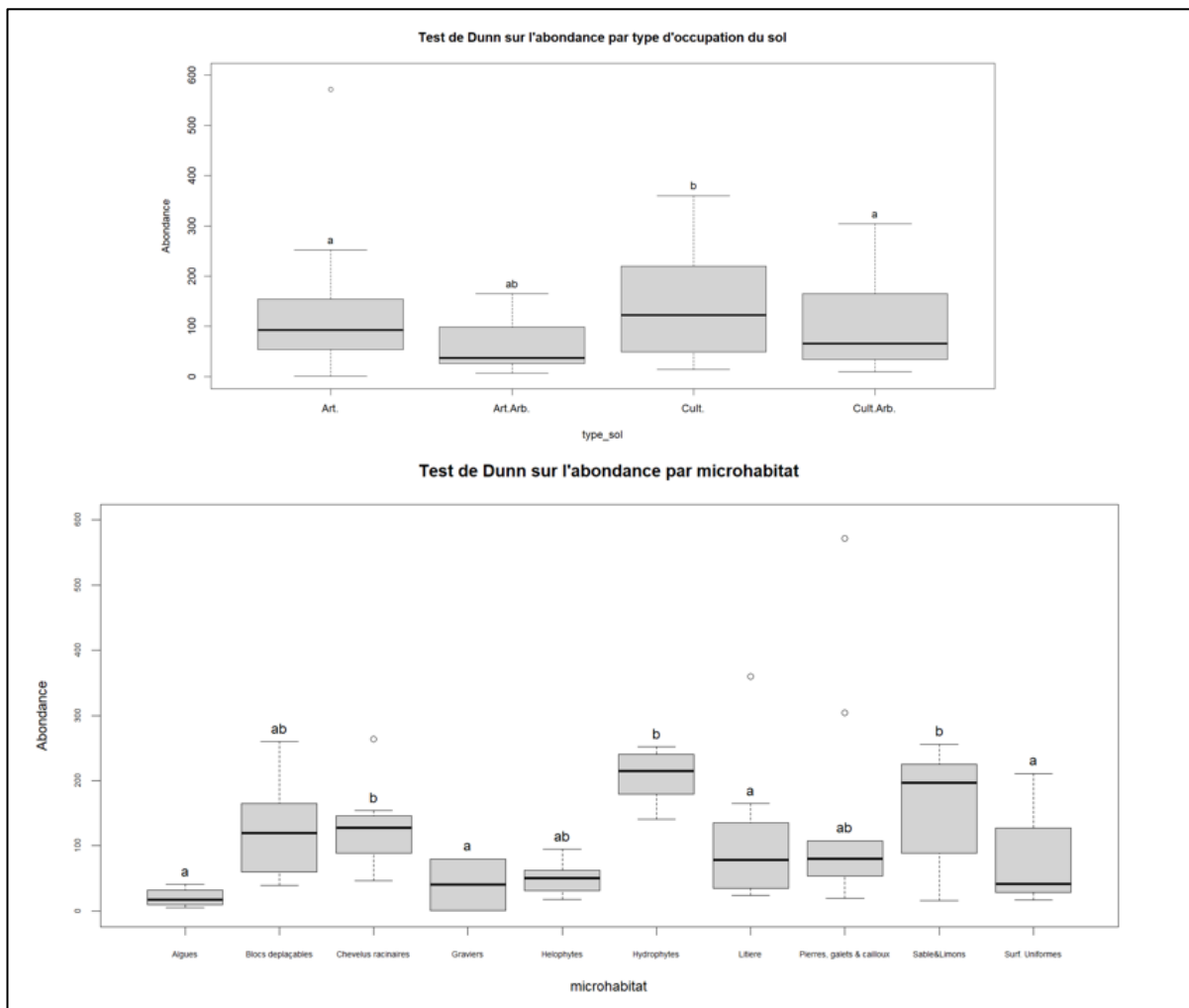


Figure 11 - Test de Dunn sur les différences presque significatives et significatives des sites des différents types d'occupation du sol de la berge (haut) et des différents microhabitats (bas).

3.2.2.2.2. Richesse taxonomique

Les richesses taxonomiques ne sont pas significativement différentes entre les différentes masses d'eau ($F(9) = 5,9937$, $P = 4,256 \cdot 10^{-6}$), ni entre les différents types d'occupation du sol de la berge ($F(3) = 2,6044$; $P = 0,05838$) (Figure 12).

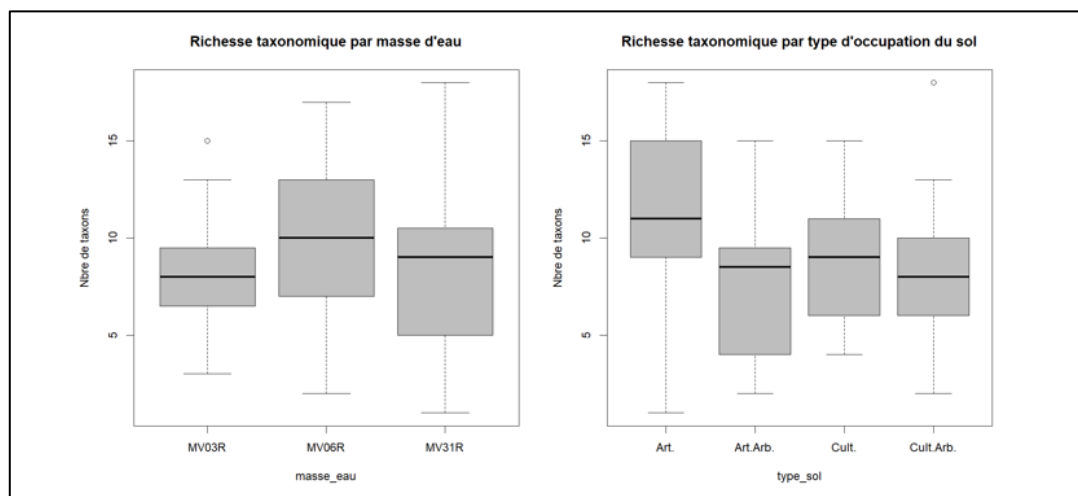


Figure 12 - Richesse taxonomique des masses d'eau (gauche) et des sites des différents types d'occupation du sol de la berge (droite).

Certains microhabitats sont significativement ($F(9) = 5,994$; $P = 4,26 \cdot 10^{-6}$) différents en termes de richesse taxonomique avec, par exemple des différences significatives entre « hydrophytes » et « sable & limons » ou entre « hydrophytes » et « algues » (Figure 13). Ainsi, les « blocs déplaçables » et les « hydrophytes » sont similaires en termes de différences de richesse taxonomique sauf avec les « héliophytes » pour lesquels les « hydrophytes » sont significativement différents (Figure 13).

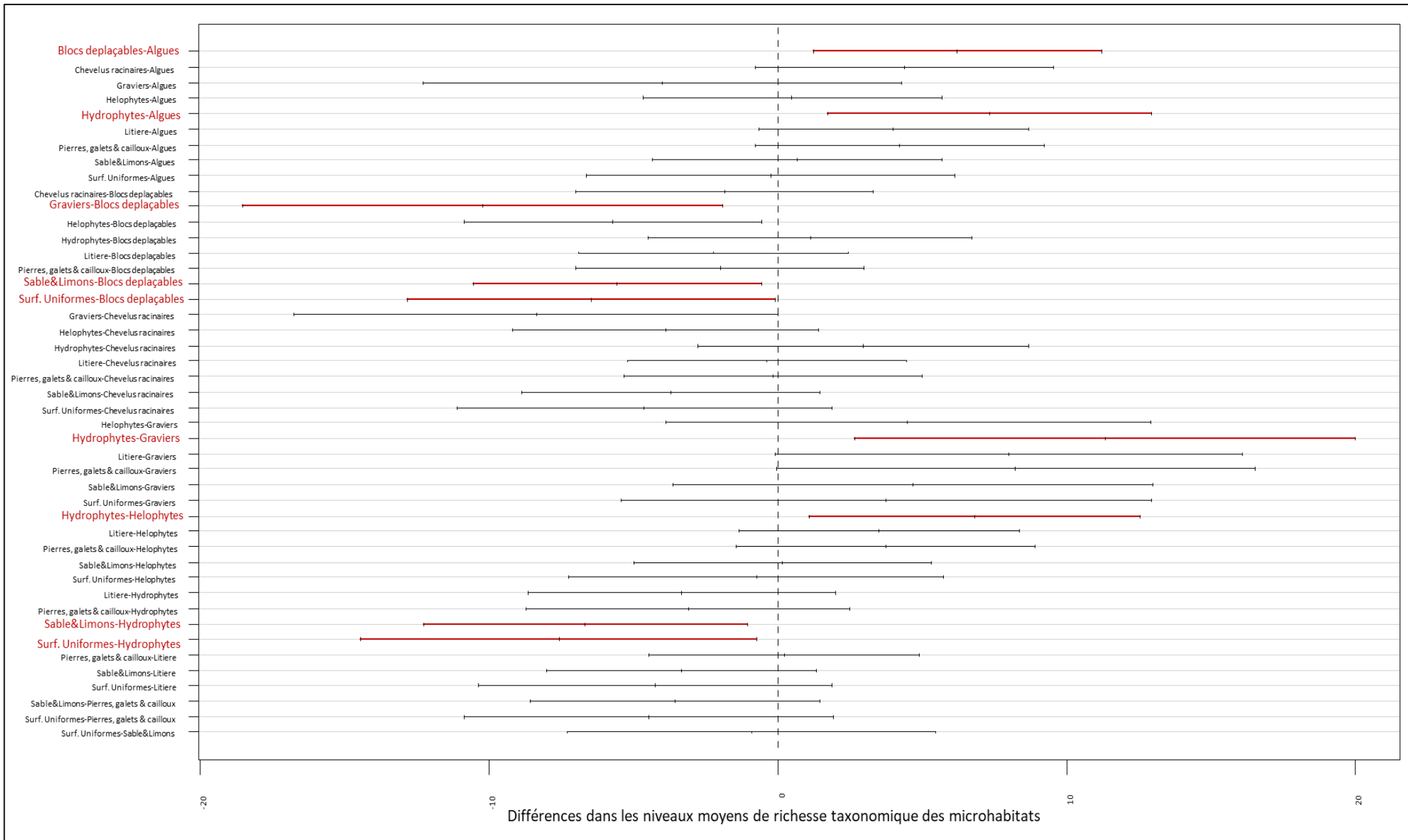


Figure 13 - Test de Tukey sur la richesse taxonomique moyenne des différents microhabitats, avec les microhabitats possédant des différences significatives de richesse taxonomique en rouge et ceux étant significativement similaires en noir. Niveau de confiance de 95%.

3.2.2.3. Analyse de l'effort d'échantillonnage

L'effort d'échantillonnage sur l'ensemble de la Mehaigne semble être suffisant avec une courbe d'accumulation générée proche de l'asymptote (Figure 14). De plus, le test de Chao estime que 61,6 taxons devraient être trouvés et, en pratique, le nombre de taxons observés atteint 90,91% de cette estimation (Tableau 15).

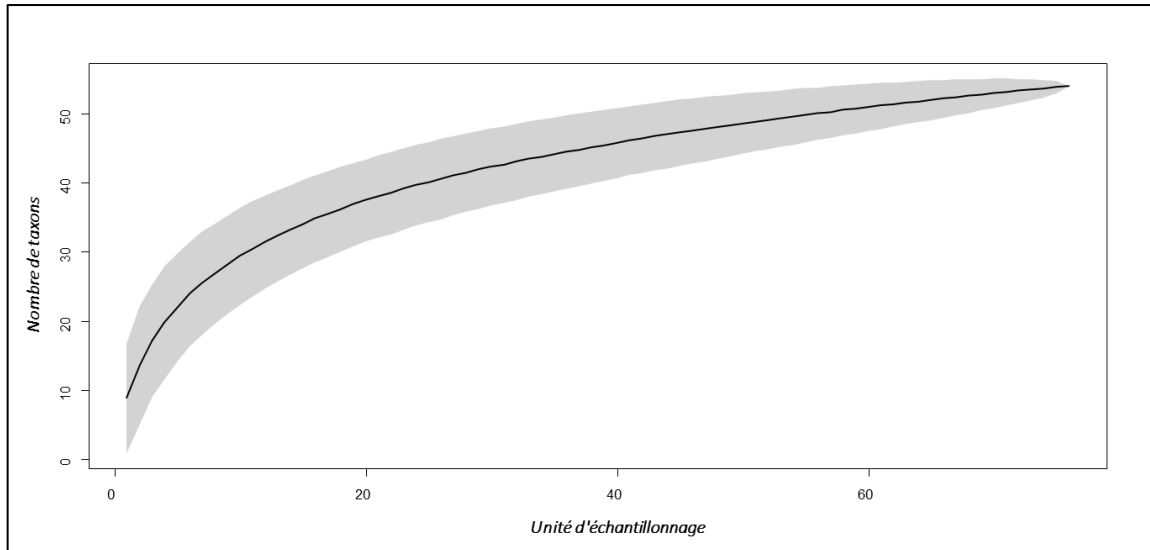


Figure 14 - Courbe d'accumulation pour la Mehaigne.

Tableau 15 - Résultats du test de Chao pour la Mehaigne avec le nombre observé réel, le nombre estimé par le test et le nombre manquant de taxons selon Chao.

Nombre réel	Estimation de Chao	Nombre manquant
56,00	61,60	5,34

Pour ce qui est des masses d'eau, la conclusion est identique avec les trois courbes d'accumulation proches de l'asymptote (Figure 15).

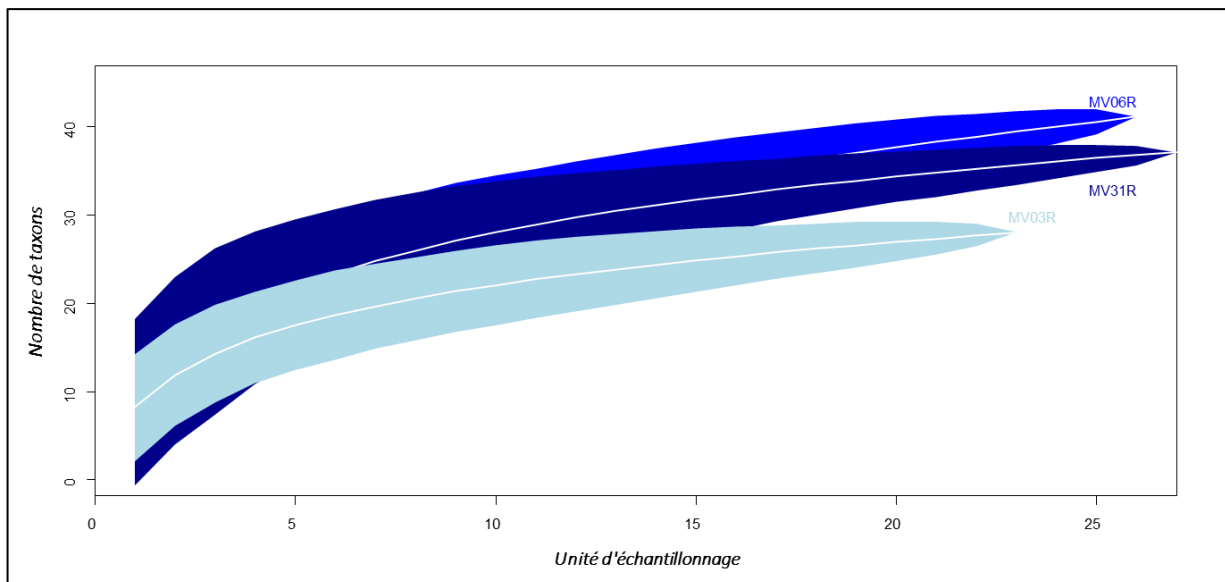


Figure 15 - Courbes d'accumulation des différentes masses d'eau de la Mehaigne.

De plus, le nombre de taxons observés atteint représente, respectivement de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R), 98,31%, 94,25% et 96,10% de l'estimation de Chao (*Tableau 16*).

Tableau 16 - Test de Chao pour les différentes masses d'eau de la Mehaigne avec le nombre observé réel, le nombre estimé par le test et le nombre manquant de taxons selon Chao.

	Nombre réel	Estimation de Chao	Nombre manquant
MV03R	29,00	29,50	1,03
MV06R	41,00	43,50	2,90
MV31R	37,00	38,50	2,23

Finalement, l'échantillonnage des sites pour différents types d'occupation du sol de la berge est globalement suffisant avec des courbes d'accumulation (*Figure 16*) proches de l'asymptote. Cependant, le nombre de taxons observés ne représente que 84,67% de l'estimation de Chao (*Tableau 17*) pour le type artificialisé avec arbres avec 5 taxons manquants. Le nombre de taxons observés pour les autres types représente, 91,95% (Art.), 90,01% (Cult.) et 100% (Cult.Arb.) de l'estimation de Chao.

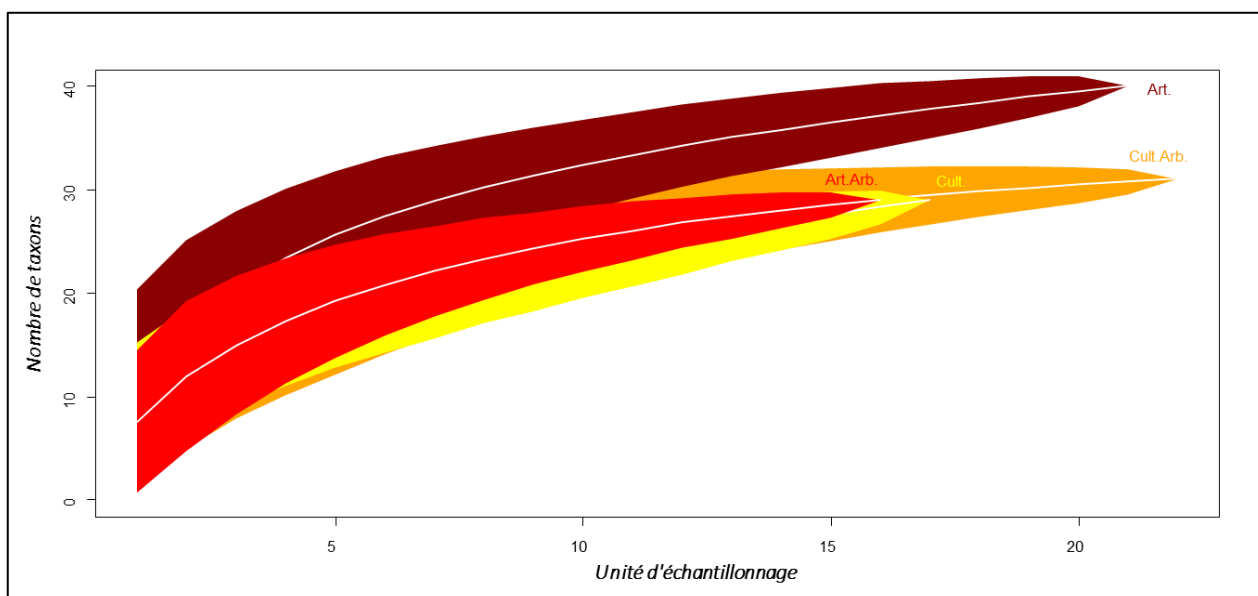


Figure 16 - Courbes d'accumulation pour les sites des différents types d'occupation du sol de la berge.

Tableau 17 - Test de Chao pour les différents types d'occupation du sol des berges avec le nombre observé réel, le nombre estimé par le test et le nombre manquant de taxons selon Chao.

	Nombre réel	Estimation de Chao	Nombre manquant
Art.	40,00	43,50	3,66
Art.Arb.	29,00	34,25	5,36
Cult.	30,00	33,33	4,12
Cult.Arb.	31,00	31,00	0,16

3.2.2.4. Analyse de la diversité alpha (Shannon et Simpson)

Les indices de diversité alpha sont significativement similaires entre masses d'eau (Shannon : $H(2) = 0,37197$; $P = 0,8303$; Simpson : $H(2) = 0,40164$; $P = 0,8181$) et entre les différents types d'occupation du sol (Shannon : $H(3) = 2,3284$; $P = 0,5071$; Simpson : $H(3) = 1,0651$; $P = 0,7855$) (Tableau 18). Seules des différences significatives (Shannon : $H(9) = 29,224$; $P = 0,0005939$; Simpson : $H(9) = 26,599$; $P = 0,001629$) entre certains microhabitats sont observées avec, par exemple, les « chevelus racinaires », « hydrophytes » et « sable & limons qui sont significativement similaires pour les indices de Shannon et Simpson (Figure 17).

Tableau 18 - Indices de Shannon et de Simpson pour les différentes masses d'eau et les différents types d'occupation du sol de la berge.

	MV03R	MV06R	MV31R	Art.	Art.Arb.	Cult.	Cult.Arb.
Shannon	1,47	1,50	1,46	1,53	1,39	1,44	1,51
Simpson	0,68	0,66	0,65	0,64	0,65	0,66	0,69

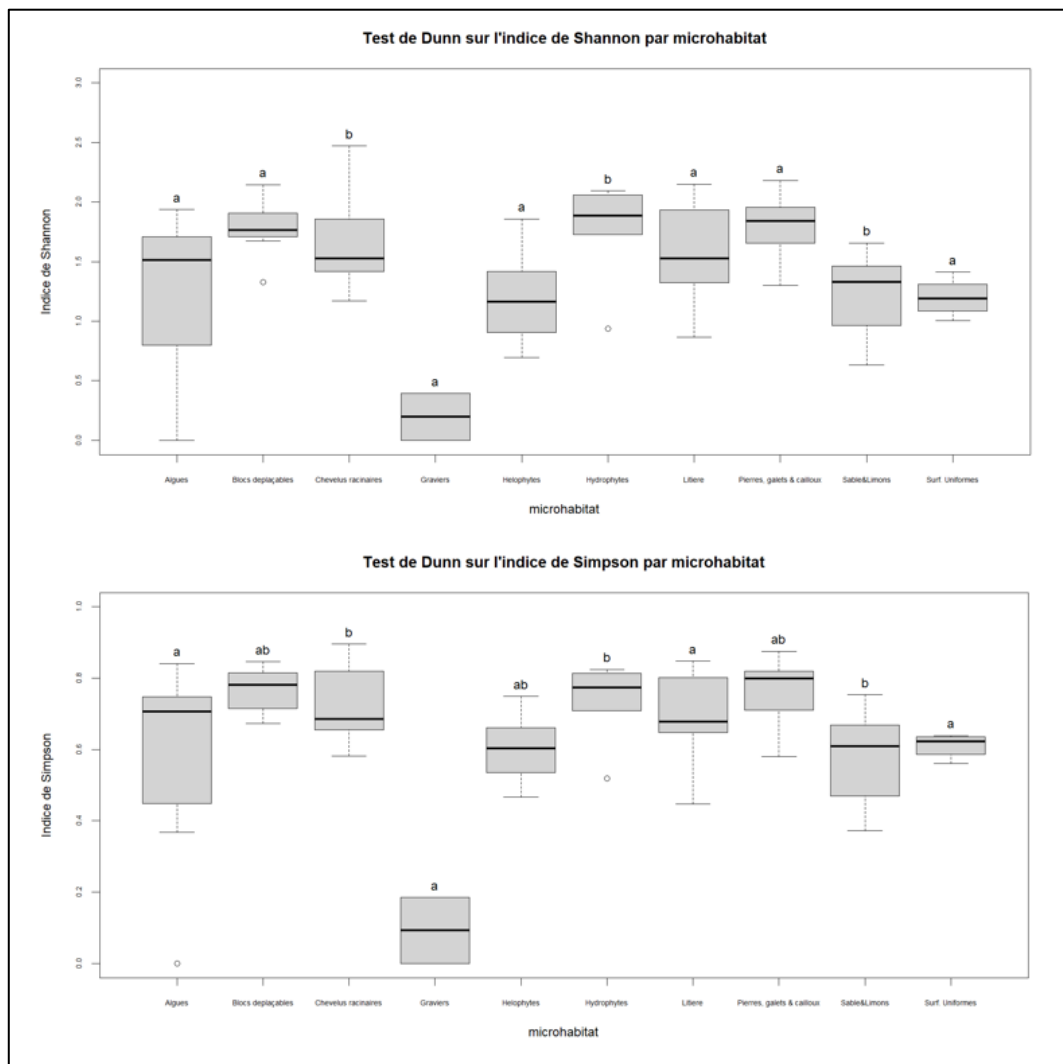


Figure 17 - Test de Dunn sur les indices de Shannon (haut) et de Simpson (bas) des différents microhabitats.

3.2.2.5. Analyse de la diversité beta

Les masses d'eau en amont (MV31R) et centrale (MV06R) sont plus semblables en termes de taxons que la masse d'eau en aval (MV03R), avec un indice de Sorensen similaire pour les deux masses d'eau aval par rapport à l'amont et un indice plus élevé entre l'aval et le centre (Tableau 19).

Tableau 19 - Indices de similarité de Sorensen entre les différentes masses d'eau de la Mehaigne.

	MV31R - MV06R	MV31R - MV03R	MV06R - MV03R
Sorensen	0,42	0,38	0,38

Les sites des berges de type artificialisé, de type artificialisé avec arbres et de type cultures avec arbres sont ceux les plus proches en termes de taxons (Tableau 20). Les sites des berges de type cultures n'ont pas d'association prononcée en termes de taxons avec les autres types.

Tableau 20 - Indices de similarité de Sorensen entre les sites des différents types d'occupation du sol.

	Art. - Art.Arb.	Cult. - Cult.Arb.	Art.Arb. - Cult.Arb.	Art. - Cult.	Art.Arb. - Cult.	Art. - Cult.Arb.
Sorensen	0,44	0,36	0,42	0,35	0,37	0,43

3.2.2.6. Analyse en coordonnées principales (PCoA)

Les axes générés par la PCoA permettent d'expliquer le positionnement des différents sites à 61,53% (Figure 18 et 19). Les différentes masses d'eau restent globalement similaires mais se voient tirées par certains taxons présents de manière plus abondante dans certains sites. Les masses d'eau MV31R (aval) et MV06R (milieu) se superposent plus que la masse d'eau MV03R (amont) (Figure 18).

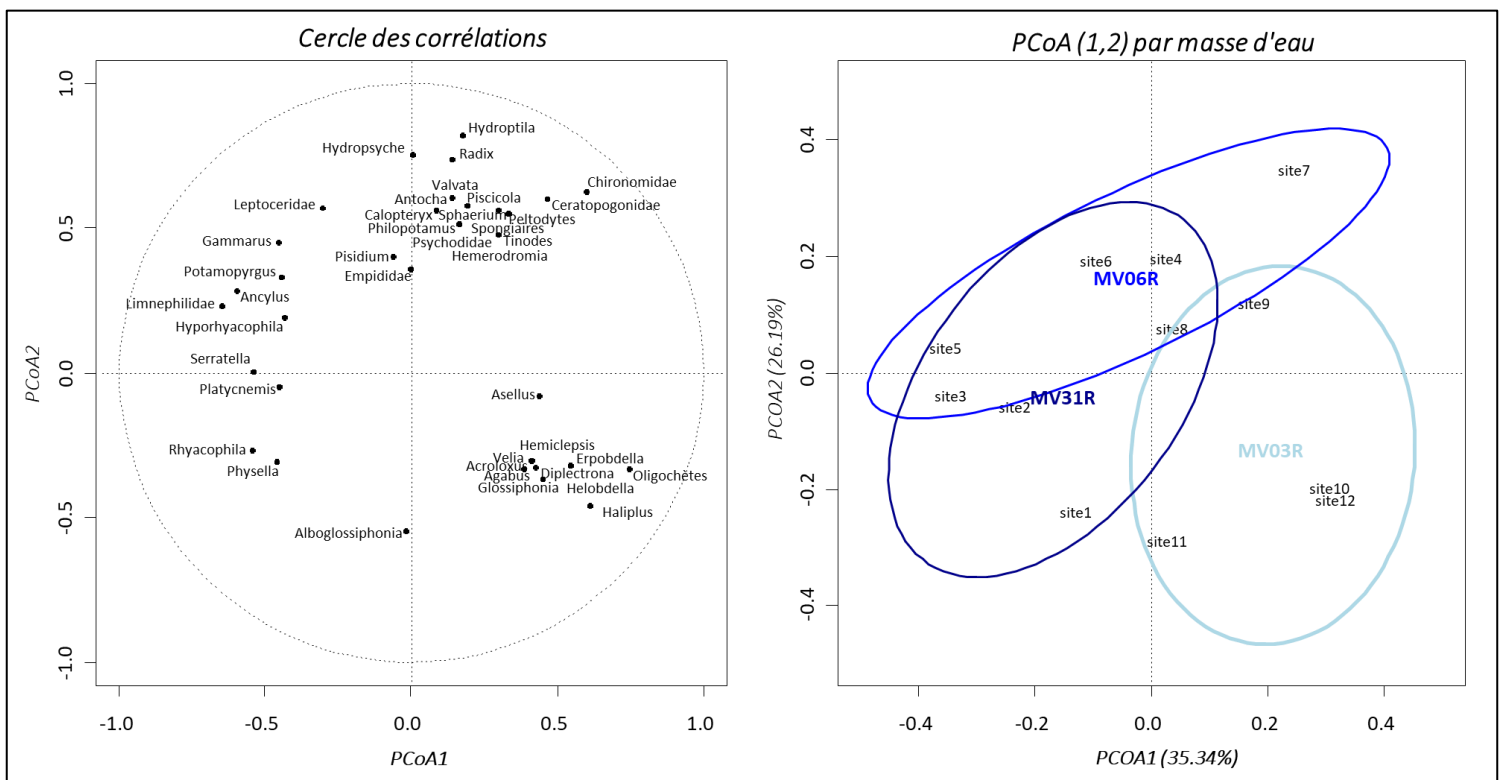


Figure 18 - Résultats de la PCoA réalisées sur les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les taxons influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comportant 80% de l'information) entourant les sites de chaque masse d'eau.

Les différents types d'occupation du sol de la berge ne sont pas tous similaires, avec les types artificialisés avec arbres et cultures clairement séparés (Figure 19). Les types artificialisé et cultures avec arbres sont ceux qui se superposent le plus. Comme pour les masses d'eau, certains types d'occupation du sol de la berge se voient tirés par certains taxons présents de manière plus abondante dans certains sites (Figure 19).

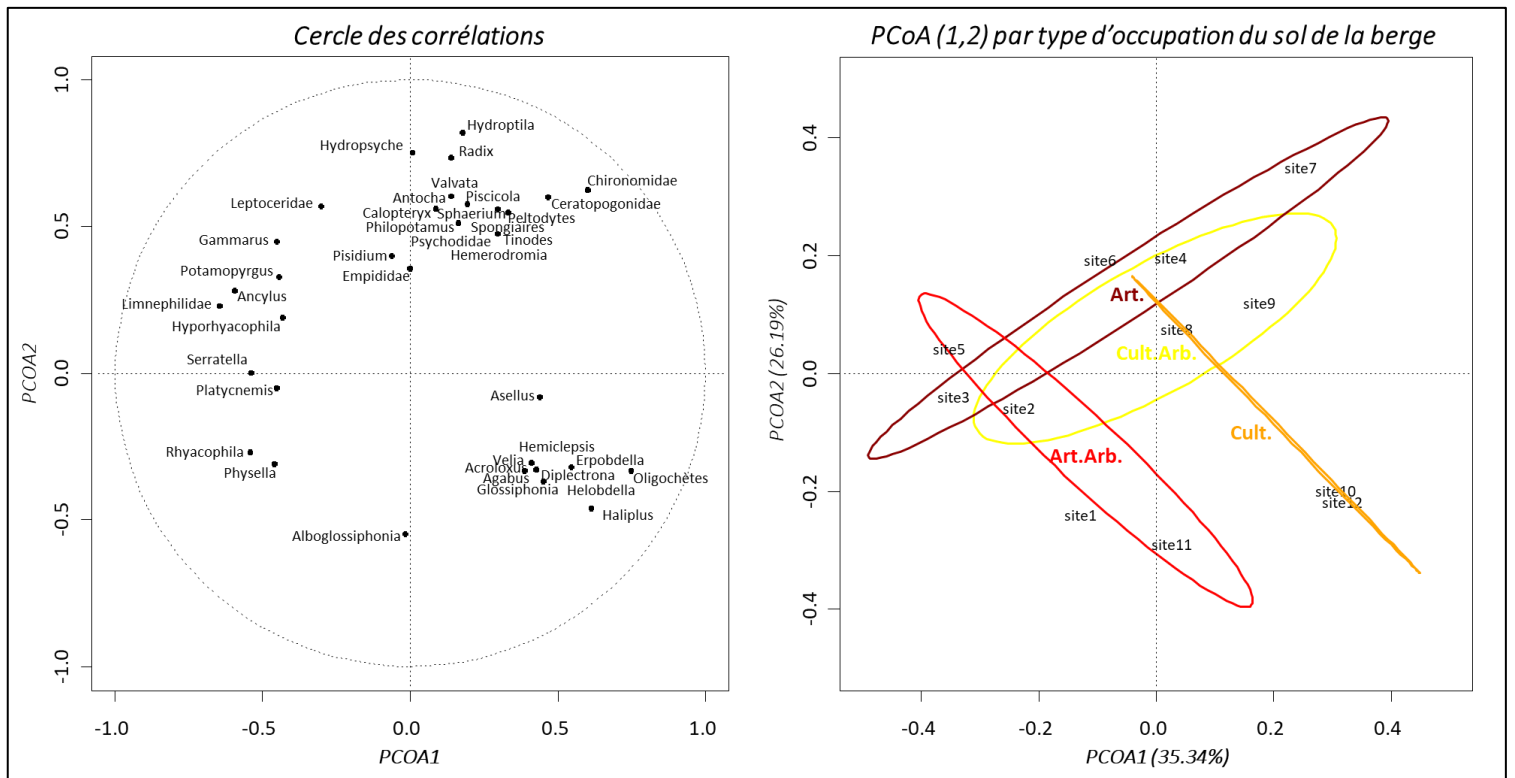


Figure 19 - Résultats de la PCoA réalisées sur les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les taxons influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque type d'occupation du sol de la berge.

3.2.2.7. Analyse fonctionnelle

3.2.2.7.1. Richesse, équitabilité et divergence fonctionnelle

La richesse fonctionnelle fluctue mais diminue globalement de l'aval (MV31R) vers l'amont (MV03R) et ce, de manière non significative ($F(2)= 1,5138$, $P=0,2712$). L'équitabilité ne montre pas de tendances de l'aval vers l'amont. Cependant, la divergence fonctionnelle augmente elle vers l'amont (Figure 20). La masse d'eau MV31R (1 à 4) possède une richesse fonctionnelle se situant entre 56,94 et 113,69, et une divergence fonctionnelle entre 0,61 et 0,72. La masse d'eau MV03R (9 à 12) possède une richesse fonctionnelle entre 26,20 et 89,8, et une divergence fonctionnelle entre 0,71 et 0,95. La masse d'eau centrale (MV06R – 5 à 8) possède des valeurs intermédiaires sauf pour le site 7 qui possède une richesse fonctionnelle de 119,68 et une divergence fonctionnelle de 0,35 (Figure 20).

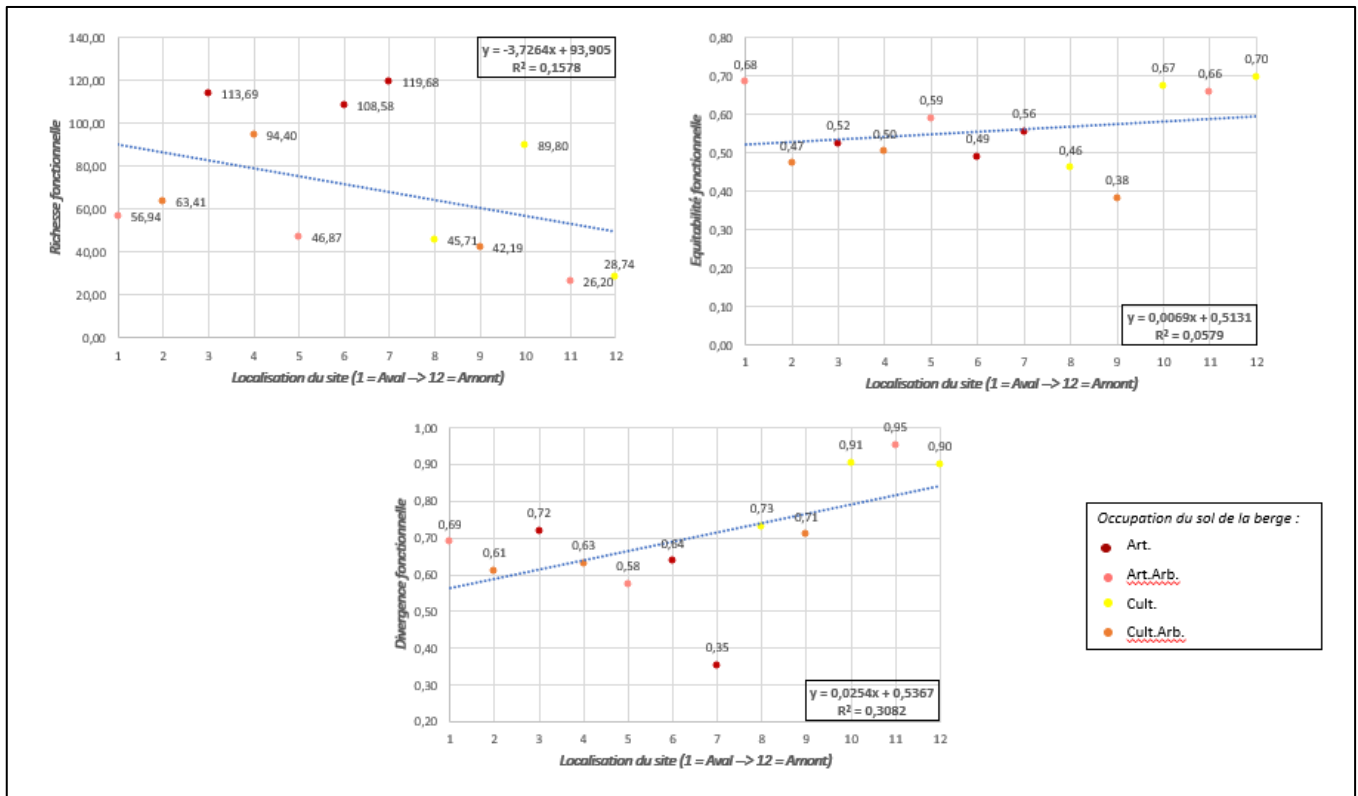


Figure 20 - Evolution de la richesse (haut, gauche), de l'équitabilité (haut, droite) et de la divergence (bas) fonctionnelle de l'aval vers l'amont.

La masse d'eau la plus riche fonctionnellement est celle la plus en aval (MV31R), suivi par celle du milieu (MV06R) et finalement par la plus en amont (MV03R) (Tableau 21). L'équitabilité fonctionnelle reste stable (Figure 20 et Tableau 21), sans différences significatives ni pour les masses d'eau ($F(2) = 0,5875$, $P = 0,5757$), ni pour les différents types de berges ($F(3) = 3,6884$, $P = 0,06211$). Cependant, la divergence est significativement plus grande pour la masse d'eau MV03R (amont) que pour la MV06R (centrale) ($p = 0,0145$, 95% C.I. = $[-0,5197 ; -0,0651]$; Figure 21).

Tableau 21 - Richesse, équitabilité et divergence fonctionnelle moyenne par masse d'eau de l'amont (MV03R) vers l'aval (MV31R) et pour les sites de chaque type d'occupation du sol de la berge.

	MV03R	MV06R	MV31R	Art.	Art.Arb.	Cult.	Cult.Arb.
Richesse	46,73	80,21	82,11	113,98	43,33	54,75	66,67
Équitabilité	0,60	0,52	0,55	0,52	0,64	0,61	0,45
Divergence	0,87	0,57	0,66	0,57	0,74	0,85	0,65

Pour les types d'occupation du sol de la berge, les berges artificialisées sont significativement plus riches que les berges artificialisées avec arbres ($P = 0,0188$, 95% C.I. = $[-128,51 ; -12,78]$) et que les berges de type cultures ($P = 0,0449$, 95% C.I. = $[-117,10 ; -1,37]$) (Figure 21).

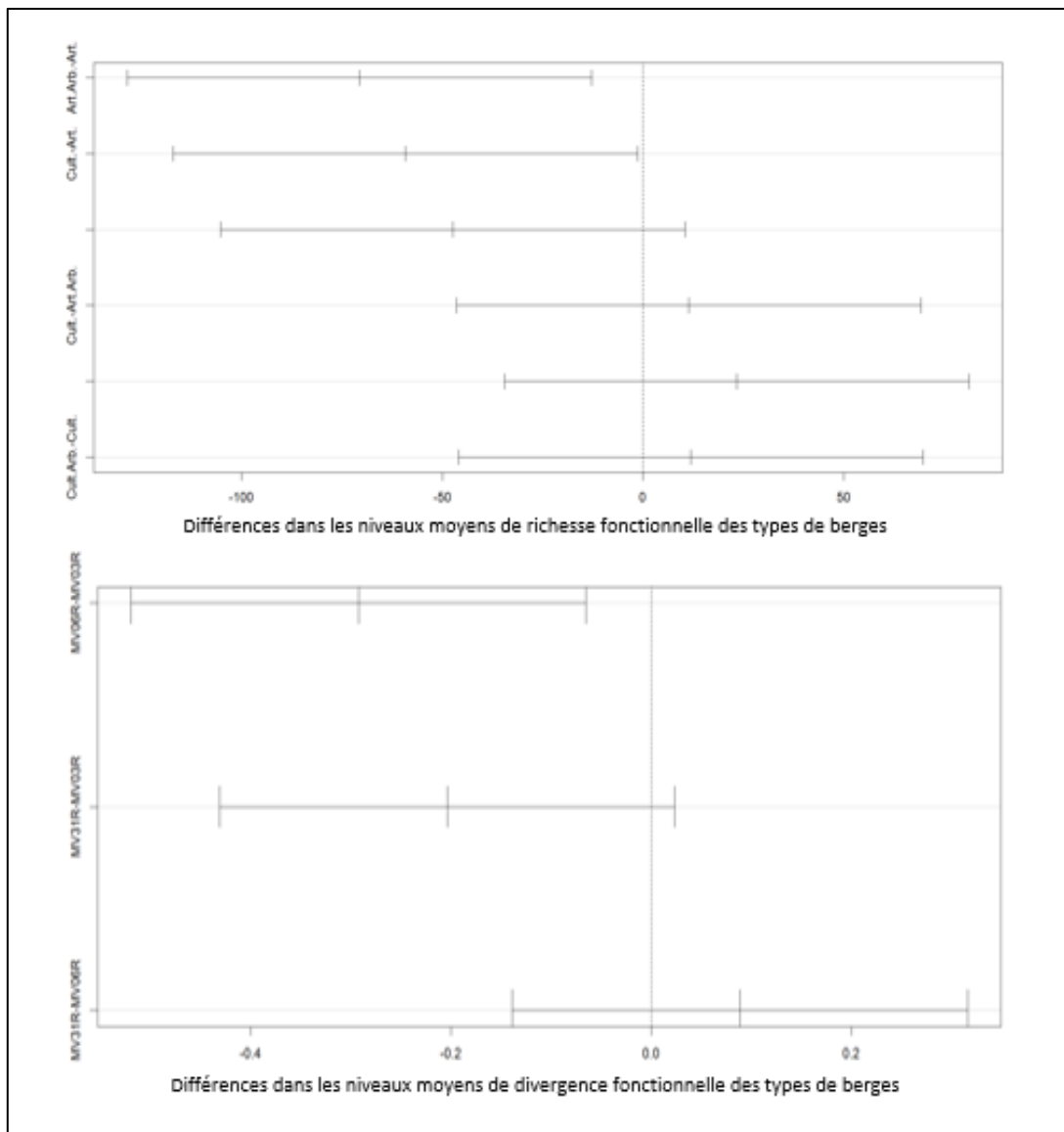


Figure 21 - Tests de Tukey HSD sur la richesse fonctionnelle moyenne des différents types d'occupation du sol de la berge (haut) et sur la divergence fonctionnelle moyenne des différentes masses d'eau (bas).

3.2.2.7.2. Analyse en coordonnées principales (PCoA)

Les axes générés par la PCoA permettent d'expliquer le positionnement des différents sites à 71,45% (Figure 22 et 23). Les masses d'eau MV03R (amont) et MV06R (milieu) ne se superposent pas et la masse d'eau MV31R (aval) se retrouve principalement dans la masse d'eau MV06R. Les masses d'eau se voient tirées par certains traits (groupe fonctionnel alimentaire de type broyeur, poly et mésosaprobicité ou encore les zonations truite et ombre) plus représentés au sein de certains sites (Figure 22).

Les différents types d'occupation du sol de la berge se recouvrent presque tous de manière importante avec le type cultures avec arbres complètement repris au sein du type artificialisé avec arbres et le type artificialisé presque complètement repris au sein du type artificialisé avec arbres (Figure 23). Le

type cultures est celui qui se dégage le plus grâce au site 10 tiré par la zonation à brème et la polysaprobité (Figure 23).

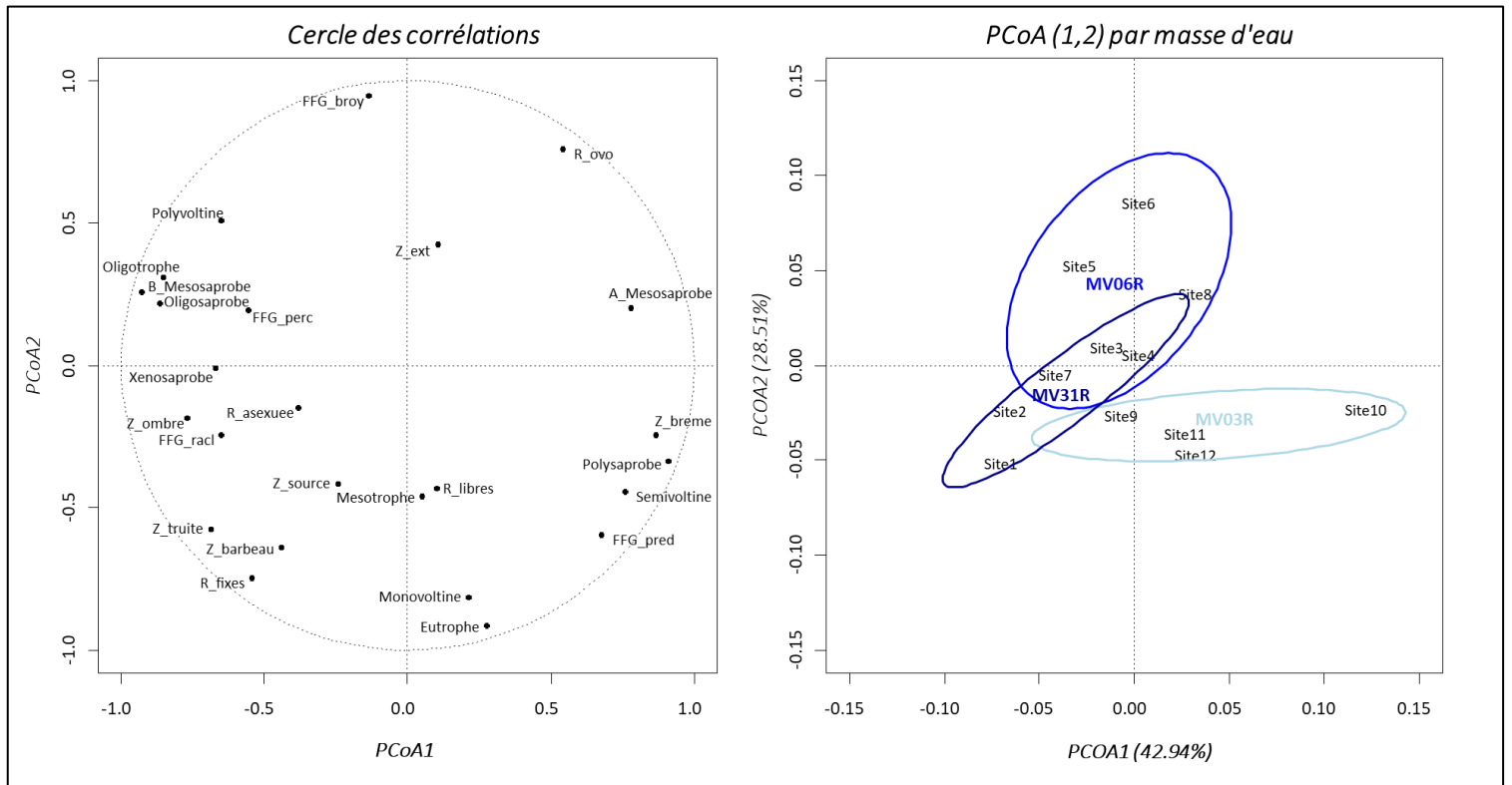


Figure 23 - Résultats de la PCoA réalisées sur les affinités par trait pondérées par les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les traits fonctionnels influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque masse d'eau.

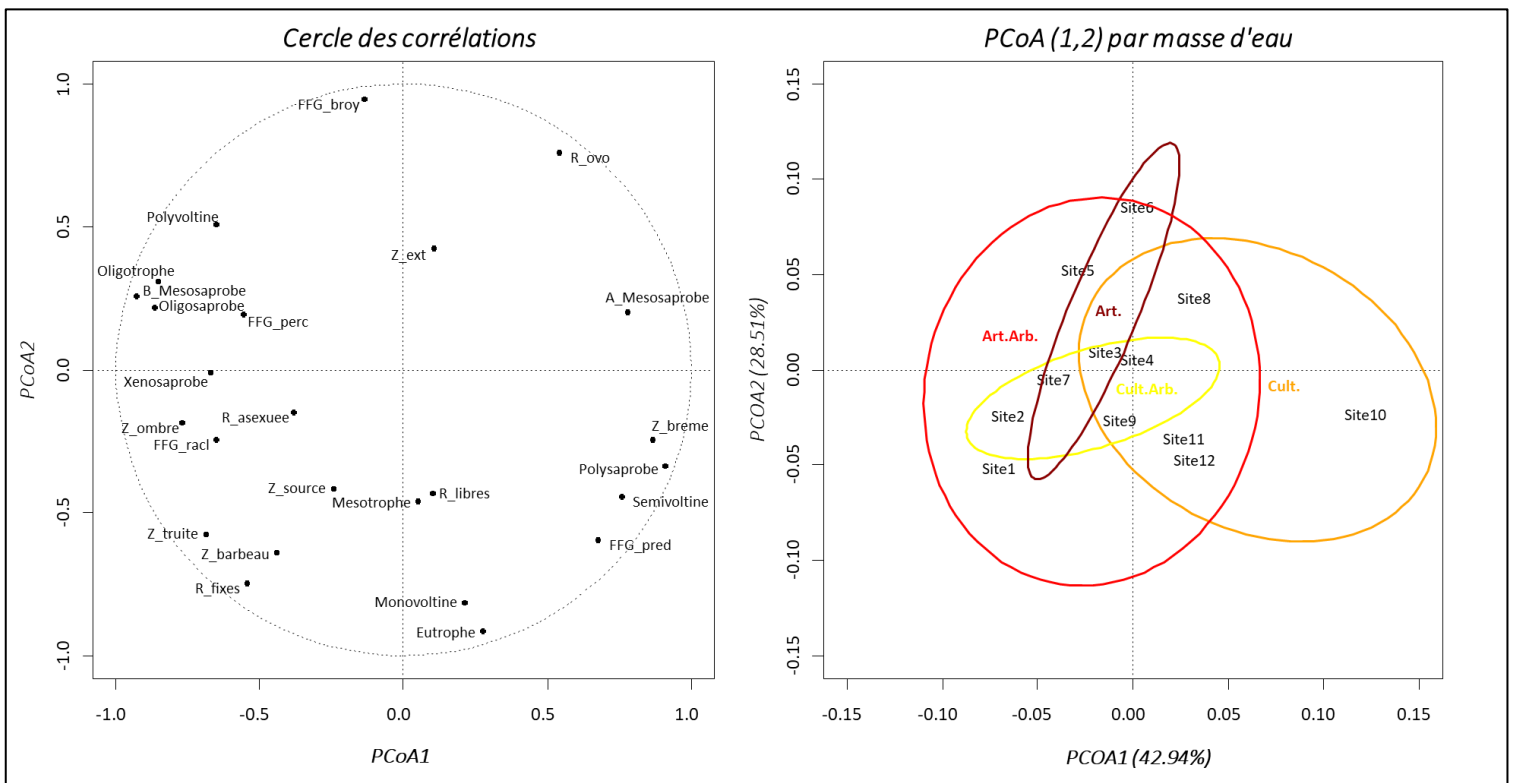


Figure 22 - Résultats de la PCoA réalisées sur les affinités par trait pondérées par les abondances des différents taxons des sites. A gauche : cercle de corrélation montrant comment les traits fonctionnels influencent chaque axe ; A droite : Positionnement des sites et des ellipses (comprenant 80% de l'information) entourant les sites de chaque type d'occupation du sol de la berge.

4. Discussion

4.1. État historique et évolution de la Mehaigne

La majorité des rivières du nord du sillon Sambre et Meuse dont la Mehaigne, possèdent une qualité écologique moyenne à mauvaise (*Annexe 2*). De 2006 à aujourd'hui, la Mehaigne n'a en effet pas vu sa qualité biologique évoluer. Cependant, ce cours d'eau de type principalement cyprinicole, comprend 23 espèces de poissons indigènes (*Annexes 3*) sur les quarante présentes en Wallonie, dont 32 non éteintes à l'état naturel (Philippart et al., 2013). Ainsi, l'ombre, le chabot, la truite ou encore l'ablette spirilin (*Alburnoides bipunctatus* Bloch 1782), des espèces non tolérantes à la pollution, y sont observées. De plus, on y retrouve une population reproductrice de moule épaisse, un petit bivalve peu commun dans cette partie de la Wallonie et qui fait face à un risque d'extinction élevé malgré une relative pollutolérance et un degré de trophie mésotrophe. Il possède une durée de vie élevée (10 à 30 ans avec une maturité sexuelle après 6 à 12 ans) et une de ses particularités, en tant que moule d'eau douce, est qu'une de ses phases de développement se réalise sur un poisson (plusieurs espèces hôtes comme le vairon (*Phoxinus phoxinus* L. 1758) ou le chevaine (*Squalius cephalus* L. 1758) (Taeubert et al., 2012)), ce qui lui permet d'être dispersé au sein du continuum fluvial (Tachet et al., 2010; Vaessen et al., 2021). La présence de ces différentes espèces pas ou légèrement tolérantes à une mauvaise qualité de l'eau indique que la Mehaigne possède un bon potentiel biologique. Ce potentiel ne semble cependant pas constant le long de la Mehaigne avec une différence de qualité entre l'amont (masse d'eau MV03R) de mauvaise qualité et l'aval (masse d'eau MV31R) de qualité moyenne (Service Publique de Wallonie, 2020) (*Tableau 11* et *12*).

Différents facteurs impactent cette qualité physico-chimique et biologique. Tout d'abord, le bassin versant de la Mehaigne a toujours été principalement composé de cultures avec une proportion de recouvrement demeurant au-dessus des 60% depuis 2006, et ce, malgré une légère diminution jusqu'en 2022 (*Tableau 9*). Un recouvrement aussi important en cultures engendre indéniablement des pressions via les eaux d'écoulement qui amèneront phosphates, nitrates, pesticides et bien d'autres substances jusqu'à la rivière (Allan et al., 2021; Brogna et al., 2018). Les zones artificialisées, plus faibles en termes de recouvrement, continuent d'augmenter à faible allure. Ces zones amènent également des pressions avec la présence de nombreux rejets d'eaux usées (*Annexe 4*) et de déchets dans certains tronçons de la rivière. Au niveau des sous-bassins versants, celui relié à la masse d'eau en amont (MV03R) possède la proportion la plus importante en cultures (~68%) et la deuxième en zones artificialisées avec 40 rejets d'eaux usées présents sur son cours principal (*Tableau 10* ; *Annexe 4*). Cela engendre une végétation aquatique plus abondante et, en conséquence, une eutrophisation plus importante (Rimbaud et al., 2014). Le sous-bassin connecté à la masse d'eau aval (MV31R) est celui qui possède la moins grande proportion de cultures (~40%) mais la plus grande proportion de zones artificialisées, avec 44 rejets d'eaux usées, et de zones forestières (~17%). Sa meilleure qualité pourrait ainsi être expliquée par des eaux de ruissellement moins eutrophes et par la présence d'une station d'épuration à la fin de la masse d'eau MV03R (amont) (*Annexe 4*). Le sous-bassin de la masse d'eau centrale (MV06R) est le moins artificialisé des trois avec 36 rejets sur son cours principal et il possède, pour les autres occupations du sol, des valeurs intermédiaires aux précédentes.

Enfin, la qualité biologique évaluée, outre la qualité physico-chimique de l'eau, peut également être impactée négativement par la perte de connectivité au sein du cours d'eau (Allan et al., 2021; Eloegi et al., 2010; Kovalenko, 2019). Depuis son confluent avec la Meuse, la Mehaigne possède un total de 16 barrages. La partie MV31R en possède 6 dont 4 « aménagés », 1 « important » et 1 « infranchissable » (*Figure 2*). La partie centrale (MV06R) possède 7 barrages dont 2 « mineurs », 2

« majeurs », 1 « important » et 2 « infranchissables ». La dernière partie (MV03R) possède 3 barrages dont 1 « mineur », 1 « important » et 1 « infranchissable ». Ainsi, la plus faible abondance et richesse spécifique en poissons en amont (*Figure 5*) est certainement également liée à l'accumulation de ces obstacles qui présentent des difficultés variables en fonction de l'espèce et de ses capacités de nage (Silva et al., 2018). Des relevés plus réguliers et centraux (la station BERW_50127 étant située directement après la masse d'eau MV31R (*Figure 2*)) au sein de la masse d'eau MV06R pourraient mettre en évidence la capacité de ces espèces à coloniser cette zone.

4.2. Campagne de terrain

4.2.1. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres mesurés lors de la campagne de terrain soutiennent les propos développés dans l'état historique de la Mehaigne avec des conditions plus favorables à la biodiversité en aval (MV31R) qu'en amont (MV03R). En effet, les valeurs obtenues indiquent une eutrophisation et une pollution plus élevée en amont (MV03R) et diminuant vers l'aval (MV31R) (*Figure 6*). La conductivité (proxy du nombre total d'ions dissous) plus élevée en amont est liée à une concentration en ions plus élevée ce qui peut être dû, entre autres, à des rejets d'eaux usées ou à une matrice agricole importante au sein du bassin versant (Allan et al., 2021). De plus, le pH et l'oxygène dissout suivent la tendance inverse en augmentant vers l'aval (*Figure 6*). Le pH (expression logarithmique de la concentration en ions hydrogène), inversement lié à la concentration en dioxyde de carbone (CO₂) dans l'eau, indique une concentration plus faible en CO₂ pour un pH élevé. Ainsi, une concentration plus faible en oxygène dissout et plus importante en dioxyde de carbone peut être liée à une eau excessivement riche en nutriments (eutrophe), qui influence l'abondance d'algues, de microbes et de plantes aquatiques consommant l'O₂ et libérant du CO₂ (Allan et al., 2021). Les analyses étant réalisées à une seule reprise sur chaque site durant cette étude, des analyses répétées sur le long terme et à différentes périodes de l'année permettraient de confirmer ces explications si les données gardent des tendances identiques.

4.2.2. Composition en microhabitats

La diversité en microhabitats d'un milieu impacté directement la richesse et l'abondance en organismes (Allan et al., 2021; Garcia et al., 2012; Kovalenko, 2019; Wallace & Webster, 1996) et chaque type de microhabitat procure des conditions plus ou moins favorables à ces derniers (Allan et al., 2021).

Premièrement, un habitat dominé par des sédiments fins (< 1-2 mm) comme le sable ou le limon verra en général son abondance totale et sa richesse taxonomique en organismes diminuer. De plus, il se verra dominer par des taxons tels que les Oligochaeta (E : Annélides) et les Chironomidae (O : Diptera), moins sensibles à des conditions anaérobies engendrées par l'obstruction des différents interstices de l'habitat par les sédiments (Allan et al., 2021; Dudgeon et al., 2006). Les sites bordés de cultures, possédant le recouvrement le plus important (61%) de « sable & limons » (*Figure 7*), sont dominés par les Oligochaeta et les Chironomidae (*Figure 10*) et ne possèdent que 33% de la richesse taxonomique totale de la Mehaigne (*Tableau 14*). De plus, des taxons faisant partie des ordres des Ephemeroptera et des Trichoptera devraient être moins abondants dans un habitat dominé par des sédiments fins (Allan et al., 2021; L. Wang et al., 2019) ce qui est effectivement le cas avec le genre Hydroptila (O : Trichoptera) arrivant en quatrième position d'abondance et le genre Baetis (O : Ephemeroptera) arrivant en sixième position (*Figure 10*). Cependant, ce n'est pas le microhabitat le moins riche (*Tableau 13*) ou avec la plus faible diversité alpha (*Figure 17*) et il possède le plus grand nombre

d'individus (*Tableau 13*). Les deux microhabitats, « surfaces uniformes » et « graviers », possédant la richesse la moins importante, sont également ceux qui ont été les moins présents dans la Mehaigne et ont ainsi pu être sous-échantillonnés. Pour ce qui est du nombre d'individus, le nombre d'Oligochaeta et de Chironomidae représente approximativement 75% du nombre total d'individus (*Figure 10*) et peut biaiser ce facteur.

Deuxièmement, la végétation aquatique comme les hydrophytes amène une complexité au sein de l'habitat qui est favorable à des communautés de macroinvertébrés plus abondantes et riches (Allan et al., 2021; L. Wang et al., 2019). Le microhabitat « hydrophytes » est, en effet, le deuxième habitat le plus riche avec 62,5% de la richesse taxonomique totale derrière l'habitat « litière » possédant 67,9% de la richesse taxonomique de la Mehaigne (*Tableau 13*). La litière organique composée principalement de feuilles et de bois mort pourrait offrir certains avantages similaires à la végétation aquatique en amenant une variété de niches écologiques, une protection contre les prédateurs et le courant, et en étant une source importante de nourriture (Allan et al., 2021). Cependant, ils possèdent des différences significatives d'abondance (*Figure 11*) et de diversité alpha (*Figure 17*). La litière, possédant des valeurs d'abondance et de diversité alpha inférieures aux hydrophytes, procurerait donc des conditions moins favorables pour le développement des différents organismes comparativement aux hydrophytes.

Troisièmement, les microhabitats « chevelus racinaires » et « hydrophytes » possèdent une abondance et une diversité alpha significativement similaires (*Figure 11* et *17*), ainsi qu'une richesse taxonomique non significativement différente (*Figure 13*). La présence de végétation sur les berges favorise la présence de microhabitats « chevelus racinaires » ou de « litière » (*Tableau 3*) qui engendre des conditions favorisant une abondance et richesse en organismes aquatiques (Allan et al., 2021). Le fait de retrouver de la litière sur l'ensemble du cours d'eau est expliqué par le fait que les débris organiques peuvent être transportés par le courant (Allan et al., 2021). Le microhabitat « sable & limons » est également associé aux deux précédents en termes d'abondance et de diversité alpha (*Figure 11* et *17*). Ces résultats pourraient être expliqués par un possible sur-échantillonnage de ce microhabitat vu sa proportion (28%) sur l'ensemble des sites étudiés comparativement aux autres microhabitats (*Tableau 13*).

Finalement, aucune tendance de composition en microhabitats ne ressort en fonction de l'occupation du sol des berges, avec presque tous les microhabitats présents pour chaque catégorie de berges (*Tableau 14*). Cependant, une claire dominance du microhabitat « pierres, galets & cailloux » ressort pour les berges artificialisées et du microhabitat « sable & limons » pour les berges de cultures (*Figure 7*). De plus, une composition moins dominée par certains microhabitats ressort pour les berges avec arbres (*Figure 7*).

4.2.3. Masses d'eau de la Mehaigne

Au vu de l'état historique et des données physico-chimiques, des communautés en macroinvertébrés moins riches et liées à des conditions polluées et eutrophes sont attendues en amont (MV03R) contre des communautés plus riches et liées à de meilleures conditions d'oxygénation et un meilleur degré de trophie en aval (MV31R). Les masses d'eau MV03R et MV31R reflètent ces tendances avec les analyses de diversité beta (*Tableau 19*), en coordonnées principales taxonomique (*Figure 18*) et fonctionnelle (*Figure 22*) qui montrent que les masses d'eau inférieures (MV06R et MV31R) se distinguent positivement de l'amont (MV03R). Cependant, la masse d'eau MV06R (centrale) présente des valeurs qui ne sont pas toujours intermédiaires aux précédentes. De plus, les diversités alpha

(Tableau 18), les richesses fonctionnelles (Figure 21) et les richesses taxonomiques (Figure 12) ne sont pas significativement différentes avec les autres masses d'eau malgré la richesse taxonomique la plus faible pour l'amont (29 taxons, Tableau 14). Ces résultats indiquent que la localisation amont ou aval n'est pas le seul élément influençant les caractéristiques écologiques et biologiques du cours d'eau. En effet, d'autres facteurs (saison, débit, occupation du sol du bassin versant, polluants, ...) impactent les cours d'eau et leurs capacités à accueillir une plus grande diversité d'organismes (Allan et al., 2021; De Castro-Català et al., 2020; Matomela et al., 2021; L. Wang et al., 2019).

4.2.3.1. Partie amont (MV03R)

Tout d'abord, la partie amont de la Mehaigne (MV03R) présente une abondance majoritaire en Chironomidae et Oligochaeta, ainsi qu'en Asellus (C : Crustacés, O : Isopoda) (Figure 9). De plus, elle diffère taxonomiquement par la présence des taxons de la classe des Hirudinea (~sangsues) représentée par 5 genres (Alboglossiphonia, Erpobdella, Glossiphonia, Helobdella et Hemicleipsis ; Figure 18). Les Oligochaeta sont principalement fouisseurs et associés à des sédiments fins (ex. Sable ou limons) et les Asellus sont associés à des milieux lenticulaires qui possèdent une accumulation en sédiments plus importante (Allan et al., 2021; Tachet et al., 2010). Les sangsues sont, elles, résistantes à des conditions d'hypoxie (Tachet et al., 2010). Cela concorde avec le substrat majoritaire des sites de cette partie (Annexe 5). D'un point de vue fonctionnel (Figure 22), il ressort que la masse d'eau est plus polluée et eutrophe, avec des caractéristiques de zone à brème (courant plus faible et température plus importante en été (Philippart, 2007)). Il ressort également que le milieu est composé en majorité de prédateurs et en minorité de broyeur et de perceur (Figure 22). Cela pourrait indiquer un milieu possédant moins de débris végétaux grossiers et moins de végétation aquatique au vu du type alimentaire majoritaire (Merritt et al., 2017; Tachet et al., 2010; Wallace & Webster, 1996). Un dernier point est la divergence fonctionnelle significativement plus importante de cette masse d'eau par rapport à la masse d'eau centrale (Tableau 21 et Figure 21). Celle-ci peut être associée à un milieu avec des organismes spécialistes adaptés à des conditions particulières (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). Bien que des organismes spécialistes soient majoritairement associés à des milieux de bonne qualité (L. Wang et al., 2019), ceux-ci peuvent être tolérants à des dégradations de l'habitat et ainsi être favorisés (Mykrä & Heino, 2017). La masse d'eau semble donc caractérisée par des organismes résistants à une forte pollution et à un milieu eutrophe.

4.2.3.2. Partie aval (MV31R)

Ensuite, la partie aval (MV31R) présente une abondance majoritaire en Chironomidae, Baetis et Hydroptila (Figure 9). Le genre Baetis est associé à des conditions rhéophiles et le genre Hydroptila est intrinsèquement lié à la végétation (hydrophytes ou algues) (Tachet et al., 2010). Taxonomiquement proche de la partie centrale (MV06R), la partie aval possède cependant trois sites (1, 2 et 3) qui se dégagent entre autres par la présence du genre Rhyacophila (O : Trichoptera) (Figure 18). Les Trichoptères et les Ephéméroptères sont considérés comme des ordres moins tolérants à la pollution (De Castro-Català et al., 2020), leur abondance plus importante indiquerait donc un milieu peu pollué. Fonctionnellement, elle diverge de la partie centrale par deux de ses sites (1 et 2, Figure 22). Ceux-ci font ressortir des conditions de milieux non pollués et mésotrophes, et ils sont caractérisés par différentes zonations (zones à ombre, à truite et à barbeau) associées à des eaux plus fraîches en été et bien oxygénées (Philippart, 2007). Les deux autres sites (3 et 4) sont taxonomiquement et fonctionnellement proches de la partie centrale. Pour ce qui est de la divergence fonctionnelle, celle-ci est entre les valeurs des parties amont (MV03R) et centrale (MV06R) (Tableau 21) sans différences significatives avec ces dernières (Figure 21). Les deux sites les plus en aval de la masse d'eau semblent donc caractérisés par des organismes non résistants à la pollution et préférant un milieu mésotrophe.

4.2.3.3. Partie centrale (MV06R)

Enfin, la partie centrale (MV06R) présente une abondance majoritaire de Chironomidae, d'Hydroptila et de Gammarus (C : Crustacés, O : Amphipoda) (*Figure 9*). Ce dernier montre une sensibilité importante à des contaminants provenant principalement des rejets d'eaux usées (Rodrigues et al., 2019). Elle possède une diversité taxonomique plus importante (*Tableau 14*) et ne semble pas autant caractérisée par des taxons spécifiques (*Figure 18*). Fonctionnellement, elle est caractérisée par un milieu faiblement pollué à moyennement pollué mais oligotrophe et composée d'organismes de type broyeur et perceur (*Figure 22*). Une quantité plus importante en broyeurs peut être liée à une abondance supérieure en débris végétaux grossiers et en végétation aquatique (Merritt et al., 2017; Tachet et al., 2010; Wallace & Webster, 1996; L. Wang et al., 2019). La divergence fonctionnelle significativement plus faible que la partie MV03R indiquerait un milieu riche en organismes généralistes (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). Les espèces généralistes sont généralement abondantes et dispersées dans un grand nombre de milieux (Mykrä & Heino, 2017), un milieu généraliste pourrait donc être accueillant pour un nombre plus important de taxons.

4.2.4. Impact du type d'occupation du sol des berges

L'occupation du sol est un important facteur impactant les cours d'eau. Les zones de cultures sont généralement associées à un apport plus important en sédiments (érosion des berges) engendrant une perte d'habitats et diminuant le niveau d'oxygène. De plus, les cultures amènent des eaux contaminées par des pesticides et chargées en nutriments (principalement en azote et en phosphore) connus pour accélérer l'eutrophisation du milieu, le rendant moins accueillant pour les organismes y vivant en diminuant leur richesse (Allan et al., 2021; Brogna et al., 2018; Giri & Qiu, 2016). Les zones artificialisées sont également associées à une diminution de la qualité des écosystèmes aquatiques (Brogna et al., 2018) avec des ruissellements d'eaux polluées et des rejets d'eaux usées riches en nutriments et parfois en polluants (Green et al., 2022). Inversement, les zones forestières le long des berges sont généralement associées à une amélioration des écosystèmes aquatiques en diminuant l'apport en sédiments, en nutriments et autres composés chimiques (Brogna et al., 2018; Damanik-Ambarita et al., 2018; Stutter et al., 2012). Elles sont également généralement liées à une abondance plus importante de débris végétaux (Allan et al., 2021; Jiang et al., 2021).

Les relevés effectués n'offrent cependant pas de conclusions similaires et ne montrent pas non plus de tendances claires. En effet, aucune différence significative de richesse taxonomique (*Figure 12*) et de diversité alpha (*Tableau 18*) entre types de berges n'apparaît. De plus, les sites artificialisés possèdent le nombre de taxons et l'abondance les plus importants comparativement aux autres sites (*Tableau 14*). Du point de vue taxonomique, les sites de cultures sont les plus différents (*Tableau 20*) et les sites artificialisés sont les plus semblables aux sites de cultures avec arbres (*Figure 19*). Fonctionnellement, les sites artificialisés sont significativement plus riches (*Figure 21*) et les sites de type artificialisés avec arbres et de type cultures sont ceux qui englobent les deux autres (*Figure 23*) avec des valeurs de divergences élevées (*Tableau 21*).

Ces résultats contradictoires et sans tendances claires pourraient indiquer que la localisation du site le long de la Mehaigne (*Figure 3*) a plus d'importance que le type d'occupation du sol des berges. En effet, deux des trois sites de type cultures (sites 10 et 12) se situent dans la masse d'eau supérieure (MV03R) et possèdent les mêmes caractéristiques, c'est-à-dire, un milieu pollué à très pollué ainsi que riche en nutriments. De plus, deux des trois sites artificialisés (sites 6 et 7) sont localisés au sein de la masse d'eau centrale (MV06R) et dans une zone comportant moins de rejets (*Annexe 4*). Ils se situent également après des portions de rivière passant au sein de zones classées Natura 2000 (*Annexe 6*). Ces

dernières constituées d'habitats et/ou d'espèces d'intérêts communautaires doivent assurer leur état favorable (Claessens et al., 2021). Ces zones Natura 2000 font partie du site « Vallée de la Meuse » et intègrent, entre autres, des milieux ouverts humides intéressants au sein de la réserve naturelle de Hosdent (Service Public de Wallonie, n.d.-a). La proximité de ces sites avec ces zones naturelles pourrait dès lors procurer des conditions plus favorables à un milieu riche en organismes. En outre, deux des trois sites de cultures avec arbres (sites 2 et 4) sont localisés sur la partie aval de la Meuse (MV31R) et semblent caractérisés par un milieu similaire à cette masse d'eau (Figure 22). Finalement, les trois sites de type artificialisés avec arbres (sites 1, 5 et 11) sont les seuls répartis équitablement au sein des trois masses et chaque site possède des caractéristiques identiques à sa masse d'eau (Figure 22).

4.3. Limites et améliorations de l'étude

Malgré un effort d'échantillonnage paraissant suffisant pour pouvoir donner confiance aux résultats (Figures 14 à 16 ; Tableaux 15 à 17), l'étude présente certaines limites.

Tout d'abord, la durée de l'étude a limité le nombre de sites, la période de prise des échantillons et la profondeur des analyses. Par exemple, un nombre d'échantillons beaucoup plus élevé aurait amené un plus grand nombre d'organismes à identifier. Ou encore, une analyse fonctionnelle plus poussée aurait nécessité une recherche et une compréhension plus importante, ce qui aurait demandé plus de temps. En conséquence, une campagne de terrain plus longue aurait, par exemple, permis de prendre des mesures à plusieurs reprises tout au long de l'année. En plus d'amener un nombre plus important de données, cela aurait permis de prendre en compte les variations annuelles (température de l'eau, changement des communautés aquatiques, variation de débit, ...) ou autres modifications du milieu au cours du temps (pollution plus importante, ...) et d'avoir un nombre de données physico-chimiques plus important.

Ensuite, des contraintes de terrain ont engendré l'absence de sites de « références » qui auraient été des sites entourés de zones boisées et donc supposément de meilleure qualité. En effet, des eaux trop profondes dans les zones forestières et un nombre restreint de sites pouvant être catégorisés comme tel ont fait que ces types de sites ont dû être supprimés de l'étude. Ces contraintes ont également engendré une répartition non homogène des différents types d'occupation du sol des berges le long de la Meuse. Ainsi, réaliser l'étude en parallèle sur plusieurs rivières aurait pu être intéressant.

Finalement, des données supplémentaires (ex. Aquaphyc) ou plus précises (ex. identification des macroinvertébrés jusqu'à l'espèce) auraient pu être utilisées pour appuyer ou infirmer les conclusions de l'étude.

4.4. Contribution personnelle

J'ai contribué à la conception du sujet de l'étude et à la mise en place du protocole d'échantillonnage avec l'aide de mon promoteur Rudy Caparros Megido. De plus, j'ai réalisé la recherche bibliographique, l'ensemble des cartes sauf Annexes 2 à 4, la sélection des sites à échantillonner, l'échantillonnage avec l'aide (du 18 au 27 avril) et la majorité de l'identification des macroinvertébrés (de fin avril à fin juin). J'ai également géré, analysé et discuté l'ensemble des données (données paysagères du bassin versant, données biologiques historiques et données de la campagne de terrain). En outre, j'ai pris des initiatives en contactant des personnes externes (ex. Monsieur Yves Brostaux, Contrat Rivière Meuse aval et affluents) ainsi que des membres de mon jury afin de contribuer au mieux à la qualité de cette étude.

4.5. Conclusions et perspectives

La combinaison des différentes sources de données permet d'apporter certaines conclusions sur la Mehaigne et sur l'impact de l'occupation du sol sur ses communautés de poissons et de macroinvertébrés.

- La masse d'eau amont (MV03R) semble posséder un lit composé en majorité de sédiments fins (sable et limons), ce qui est directement lié à l'importante matrice agricole de son bassin versant. En conséquence, les communautés présentes sont moins diversifiées et sont en adéquation à une mauvaise qualité de l'eau et plus précisément à des concentrations importantes en nutriments (azote et phosphore) ainsi qu'à une pollution importante, possiblement par des pesticides. En outre, un substrat principal comme celui-ci ainsi qu'une oxygénation plus faible ne sont pas de conditions propices à la présence de macroinvertébrés (ex. *Baetis* sp.) ou à des espèces de poissons rhéophiles (ex. truite, chabot et barbeau) qui pondent leurs œufs sur un fond caillouteux et préfèrent des eaux bien oxygénées.
- La masse d'eau centrale (MV06R) plus hétérogène dans sa composition en substrats (*Annexe 5*) semble impactée positivement par ses passages en zones boisées et naturelles Natura 2000, ainsi que par le nombre moins important de rejets d'eaux usées et par la station d'épuration présente en fin de la partie amont. En effet, elle possède des eaux moins polluées et pauvres en nutriments (azote et phosphore) et des communautés en concordance avec ces conditions de milieu. Cependant, il serait intéressant de se pencher sur la source et sur le type de pollution pour mieux comprendre pourquoi une pollution est présente malgré des taxons (*Gammarus* sp.) sensibles à des contaminants retrouvés dans les eaux usées.
- La masse d'eau aval (MV31R) se voit en tout point plus proche de la masse d'eau centrale. Cependant, elle semble avoir, dans sa partie la plus en aval, des eaux non polluées et moyennement riches en nutriments (azote et phosphore) malgré un nombre de rejets important sur l'ensemble de son cours. Une analyse plus approfondie de sa composition chimique serait intéressante. Du point de vue piscicole, elle présente un milieu propice à la présence d'espèces rhéophiles, possédant un substrat plus caillouteux (*Annexe 5*) et une bonne oxygénation.

La Mehaigne subit donc indéniablement les pressions anthropiques de son bassin versant avec une qualité de l'eau mauvaise en amont et qui s'améliore vers l'aval. La présence d'arbres le long des berges ne semble pas ainsi être suffisante pour impacter les communautés retrouvées, même si une meilleure définition de berges avec arbres aurait pu être utilisée. L'occupation du sol de l'ensemble du bassin versant montre ainsi une importance indéniable comparativement à quelques arbres le long des berges. Cette conclusion est confirmée, entre autres, par l'étude de Brogna et al. (2018) qui explique que les perturbations au sein du bassin versant sont les plus influentes sur la qualité des écosystèmes aquatiques et qu'en Wallonie, la proportion de zones forestières au-delà de la bande riveraine explique généralement mieux une meilleure qualité biologique des rivières que la proportion du couvert végétal de la bande riveraine. La Wallonie, dans le cadre de la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE ; Directive 2000/60/CE), se doit d'élaborer des actions afin d'assurer et d'amener ses bassins versants vers un bon état écologique. Des analyses plus globales, telles qu'illustrées dans cette étude, sur les différents facteurs dégradants les cours d'eau permettraient donc certainement d'amener des pistes de solutions pour améliorer la qualité biologique des cours d'eau, y compris de la Mehaigne.

Bibliographie

- Allan, J. D., Castillo, M. M., & Capps, K. A. (2021). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-61286-3>
- Archaimbault, V. (2010). *L'indice Biologique Global Normalisé français (IBGN, Norme AFNOR NF T90–350, 2004): Ses principes et son évolution dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau*.
- Brogna, D., Dufrière, M., Michez, A., Latli, A., Jacobs, S., Vincke, C., & Dendoncker, N. (2018). Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). *Journal of Environmental Management*, 211, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>
- Cabecinha, E., Hughes, S., & Cortes, R. (2018). Consistent, congruent or redundant? Lotic community and organisational response to disturbance. *Ecological Indicators*, 89, 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.060>
- Cabrini, R., Canobbio, S., Sartori, L., Fornaroli, R., & Mezzanotte, V. (2013). Leaf Packs in Impaired Streams: The Influence of Leaf Type and Environmental Gradients on Breakdown Rate and Invertebrate Assemblage Composition. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(10), 1697. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1697-8>
- Calabrese, S., Mezzanotte, V., Marazzi, F., Canobbio, S., & Fornaroli, R. (2020). The influence of multiple stressors on macroinvertebrate communities and ecosystem attributes in Northern Italy pre-Alpine rivers and streams. *Ecological Indicators*, 115, 106408. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106408>
- Calapez, A. R., Serra, S. R. Q., Rivaes, R., Aguiar, F. C., & Feio, M. J. (2021). Influence of river regulation and instream habitat on invertebrate assemblage' structure and function. *Science of The Total Environment*, 794, 148696. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148696>
- Claessens, H., Dufrière, M., Peeters, L., Delescaille, L.-M., & Wibail, L. (2021). Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie: Introduction générale. In L.-M. Delescaille, L. Wibail, H. Claessens, M. Dufrière, G. Mahy, A. Peeters, ... E. Sérusiaux, *Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie* (pp. 118). Gembloux, Belgium: Publication du Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole - Service Public de Wallonie - Agriculture, Ressources naturelles et Environnement.
- Cummins, K. W. (1975). Macroinvertebrates. In *River ecology* (B. A. Whitton, pp. 170–198).
- Damanik-Ambarita, M., Everaert, G., & Goethals, P. (2018). Ecological Models to Infer the Quantitative Relationship between Land Use and the Aquatic Macroinvertebrate Community. *Water*, 10(2), 184. <https://doi.org/10.3390/w10020184>
- Darchambeau, F., Chérot, F., & All members of the Hydrobiology Unit (DEMNA-DNE). (2022). *DEMNA-DNE : Occurrences of benthic macroinvertebrates in running waters of Wallonia, Belgium*. Version 1.5. Service Public de Wallonie - Département d'Etude du Milieu Naturel et Agricole (SPW - DEMNA). Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/nnzqm5> accessed via GBIF.org on 2023-03-28.
- De Castro-Català, N., Dolédec, S., Kalogianni, E., Skoulikidis, N. Th., Paunovic, M., Vasiljević, B., Sabater, S., Tornés, E., & Muñoz, I. (2020). Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. *Science of The Total Environment*, 742, 140543. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140543>
- Didier, J. (1997). *Indice biotique d'intégrité piscicole pour évaluer la qualité écologique des écosystèmes lotiques*. Presses universitaires de Namur.

- Dierckx, A., Benitez, J. P., Renardy, S., Gelder, J., Matondo, B. N., Poncin, P., & Ovidio, M. (2022). *Suivi environnemental des inondations de juillet 2021 sur la faune piscicole*. <https://hdl.handle.net/2268/299388>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(02), 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Elosegi, A., Díez, J., & Mutz, M. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, *657*(1), 199–215. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0083-4>
- Garcia, X.-F., Schnauder, I., & Pusch, M. T. (2012). Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. *Hydrobiologia*, *685*(1), 49–68. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0905-z>
- Giri, S., & Qiu, Z. (2016). Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *Journal of Environmental Management*, *173*, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>
- Graham, S., Parkinson, C., & Chahine, M. (2010). *The water cycle*. NASA Earth Observatory. <https://earthobservatory.nasa.gov/features/Water/page1.php>
- Green, N. S., Li, S., Maul, J. D., & Overmyer, J. P. (2022). Natural and anthropogenic factors and their interactions drive stream community integrity in a North American river basin at a large spatial scale. *Science of The Total Environment*, *835*, 155344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155344>
- Huylensbroeck, L., Laslier, M., Dufour, S., Georges, B., Lejeune, P., & Michez, A. (2020). Using remote sensing to characterize riparian vegetation: A review of available tools and perspectives for managers. *Journal of Environmental Management*, *267*, 110652. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110652>
- Jiang, W., Pan, B., Jiang, X., Shi, P., Zhu, P., Zhang, L., Chen, J., & Wu, N. (2021). A comparative study on the indicative function of species and traits structure of stream macroinvertebrates to human disturbances. *Ecological Indicators*, *129*, 107939. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107939>
- Kovalenko, K. E. (2019). Interactions among anthropogenic effects on aquatic food webs. *Hydrobiologia*, *841*(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04018-x>
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. *Procedia Environmental Sciences*, *2*, 1510–1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>
- Life Watch: Ecotopes/Ecopatches*. (n.d.). LifeWatch. <https://maps.elie.ucl.ac.be/lifewatch/ecotopes.html?lang=en>
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*(1), 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Matomela, N. H., Chakona, A., & Kadye, W. T. (2021). Comparative assessment of macroinvertebrate communities within three Afromontane headwater streams influenced by different land use patterns. *Ecological Indicators*, *129*, 107972. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107972>
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic Relationships of Macroinvertebrates. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 413–433). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>

- Metcalfe, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1–2), 101–139. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90223-6](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90223-6)
- Michez, A., Piegay, H., Lejeune, P., & Claessens, H. (2014). *Characterization of riparian zones in Wallonia (Belgium) from local to regional scale using aerial Lidar data and photogrammetric DSM*. [dataset]. EARSeL eProceedings. <https://doi.org/10.12760/01-2014-2-06>
- Mouchet, F., Debruxelles, N., Graux, G., Dufays, E., Augiron, K., & Claessens, H. (2004). *Physionomie et composition DES ZONES*.
- Mykrä, H., & Heino, J. (2017). Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity*, 31, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.002>
- Pavan, M., Canobbio, S., Mezzanotte, V., & Ballabio, D. (2008). *Multi-Criteria Decision-Making Methods: A Tool for Assessing River Ecosystem Health Using Functional Macroinvertebrate Traits* (Vol. 27, pp. 169–191).
- Perkins, D. M., Reiss, J., Yvon-Durocher, G., & Woodward, G. (2010). Global change and food webs in running waters. *Hydrobiologia*, 657(1), 181–198. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0080-7>
- PERLA Détermination des invertébrés d'eau douce. (n.d.). PERLA. <http://www.perla.developpement-durable.gouv.fr/index.php>
- Philippart, J. C. (2007). *L'érosion de la biodiversité: Les poissons. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2007-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon, 306 pages (août 2007) Site :* http://environnement.wallonie.be/eew/rapportproblematique.aspx?id=FFH_11. Namur, Belgium: DGRNE Région wallonne.
- Philippart, J. C., Ovidio, M., Rimbaud, G., & Poncin, P. (2013). *Essai d'estimation des dommages piscicoles engendrés par les prises d'eau industrielles et les turbines hydroélectriques dans les cours d'eau de la Province de Liège. Partie E. Chapitre 8. Les centrales hydro-électriques sur la Mehaigne, petit affluent de la Meuse dans le sous-bassin Meuse aval*. <https://hdl.handle.net/2268/159538>
- Rimbaud, G., Ovidio, M., Dierckx, A., Benitez, J. P., Nzau, B., Philippart, J. C., & Poncin, P. (2014). *Evaluation de la qualité biologique des rivières wallonnes sur base des indices biologiques poissons. Support technique aux inventaires 2014. (Visa 13/22009)*. <https://hdl.handle.net/2268/174498>
- Rodrigues, C., Guimarães, L., & Vieira, N. (2019). Combining biomarker and community approaches using benthic macroinvertebrates can improve the assessment of the ecological status of rivers. *Hydrobiologia*, 839(1), 1–24. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03991-7>
- Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2015). *Www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences*. *Ecological Indicators*, 53, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Service Publique de Wallonie. (n.d.-a). *BE33009—Vallée de la Mehaigne*. La Biodiversité En Wallonie. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/be33009-vallee-de-la-mehaigne.html?IDD=402653684&IDC=2892>
- Service Publique de Wallonie. (n.d.-b). *Parcelle agricole anonyme*. Géoportail de La Wallonie. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/bf12c40c-40cd-4b33-adbc-c5fa9d529ced.html>
- Service Publique de Wallonie. (2020). *Etat des masses d'eau*. Etat de l'environnement Wallon. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%201.html>
- Service Publique de Wallonie. (2022). *Catalogue des indicateurs: Utilisation du sol (répartition de la superficie par catégorie)*. WALSTAT. <https://walstat.iweps.be/walstat->

catalogue.php?niveau_agre=C&theme_id=1&indicateur_id=215700&sel_niveau_catalogue=T
&ordre=0#)

- Silva, A. T., Lucas, M. C., Castro-Santos, T., Katopodis, C., Baumgartner, L. J., Thiem, J. D., Aarestrup, K., Pompeu, P. S., O'Brien, G. C., Braun, D. C., Burnett, N. J., Zhu, D. Z., Fjeldstad, H.-P., Forseth, T., Rajaratnam, N., Williams, J. G., & Cooke, S. J. (2018). The future of fish passage science, engineering, and practice. *Fish and Fisheries*, 19(2), 340–362. <https://doi.org/10.1111/faf.12258>
- Stutter, M. I., Chardon, W. J., & Kronvang, B. (2012). Riparian Buffer Strips as a Multifunctional Management Tool in Agricultural Landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 297–303. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0439>
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce: Systématique, biologie, écologie*. Paris. CNRS Editions.
- Taeubert, J.-E., Gum, B., & Geist, J. (2012). Host-specificity of the endangered thick-shelled river mussel (*Unio crassus*, Philipsson 1788) and implications for conservation: hosts of *Unio crassus*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(1), 36–46. <https://doi.org/10.1002/aqc.1245>
- Vaessen, Q., Houbrechts, G., Peeters, A., & Campenhout, J. V. (2021). Caractéristiques hydro-géomorphologiques des microhabitats d'*Unio crassus* (Ardenne, Belgique). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 27(1), 3–18. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.15113>
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). *The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function*. 41, 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Wang, J., Bao, S., Zhang, K., Heino, J., Jiang, X., Liu, Z., & Tao, J. (2023). Responses of macroinvertebrate functional trait structure to river damming: From within-river to basin-scale patterns. *Environmental Research*, 220, 115255. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115255>
- Wang, L., Gao, Y., Han, B.-P., Fan, H., & Yang, H. (2019). The impacts of agriculture on macroinvertebrate communities: From structural changes to functional changes in Asia's cold region streams. *Science of The Total Environment*, 676, 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.272>
- Wilkinson, C. L., Yeo, D. C. J., Tan, H. H., Fikri, A. H., & Ewers, R. M. (2018). Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*, 222, 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.004>
- Zhou, S., Wu, N., Zhang, M., Peng, W., He, F., Guo, K., Yan, S., Zou, Y., & Qu, X. (2020). Local environmental, geo-climatic and spatial factors interact to drive community distributions and diversity patterns of stream benthic algae, macroinvertebrates and fishes in a large basin, Northeast China. *Ecological Indicators*, 117, 106673. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106673>