

NAWA SPEZ 2018-2019

Influence de l'été caniculaire 2018 sur le macrozoobenthos

H₂Zoo



Environnement et Écologie aquatique
Laurent Decrouy

Aquabug

Sciences naturelles et environnement
Pascal Stucki

31 octobre 2023

Remarque : Ce rapport a été conçu et rédigé sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Son contenu est exclusivement de la responsabilité de ses auteurs.

Sommaire

1. État initial, mandat et objectifs	1
2. matériel et méthode	2
2.1. Méthode d'échantillonnage NAWA SPEZ.....	2
2.2. Sites retenus pour le projet "Hitzesommer"	2
2.3. Homogénéité des données.....	2
2.4. Méthodes statistiques.....	2
3. Résultats et discussion	4
3.1. Analyses préliminaires.....	4
3.1.1. Distribution spatiale des stations.....	4
3.1.2. État biologique	6
3.1.3. Structure générale des communautés	6
3.1.4. Contexte climatique printemps 2018 à printemps 2019	10
3.1.5. Conclusions de l'analyse préliminaire	12
3.2. Analyses des variations 2018-2019 des indices biologiques généraux.....	12
3.3. Analyse des variations 2018-2019 du nombre d'individus.....	17
3.3.1. Remarques préliminaires à l'analyse du nombre d'individus.....	17
3.3.2. Analyses des variations du nombre d'individus	18
3.4. Analyse de la modification de la structure des communautés par analyses multivariées	23
3.5. Analyse de la variation 2018-2019 du nombre de familles.....	24
3.6. Analyse des traits biologiques.....	28
4. Synthèse et Conclusions.....	30
5. Perspectives.....	32
6. Références bibliographiques	33

ANNEXES

- Annexe 1 : Boxplots et tests de Wilcoxon illustrant les variations 2018-2019 des indices biologiques généraux.
- Annexe 2 : Boxplots et tests de Wilcoxon illustrant les variations 2018-2019 du nombre d'individus et du nombre de familles au niveau des classes.
- Annexe 3 : Boxplots et tests de Wilcoxon illustrant les variations 2018-2019 du nombre d'individus et du nombre de familles au niveau des ordres d'insectes.
- Annexe 4 : Boxplots et tests de Wilcoxon illustrant les variations 2018-2019 du nombre d'individus pour les taxons IBCH.

1. ÉTAT INITIAL, MANDAT ET OBJECTIFS

Le programme NAWA SPEZ 2018 portait en premier lieu sur l'impact des micropolluants dans les petits cours d'eau suisses. Une centaine de petits cours d'eau ont ainsi été étudiés à l'aide de plusieurs méthodes biologiques. Ainsi, l'étude de la macrofaune benthique a été effectuée au printemps et en été 2018 dans 98 stations (voir Stucki & Knispel 2020). L'été 2018 s'est distingué par des températures nettement supérieures à la norme et une sécheresse particulièrement sévère, surtout en Suisse orientale (OFEV et al. 2019). De nombreux cours d'eau présentaient alors un étiage très sévère voire un assèchement complet du lit. Afin d'évaluer l'impact de cet été particulier sur les invertébrés benthiques, un échantillonnage supplémentaire a été effectué au printemps 2019 sur une sélection de sites déjà échantillonnés en 2018.

L'OFEV a mandaté Pascal Stucki du bureau aquabug et Laurent Decrouy du bureau H₂Zoo dans le but d'analyser les données issues du NAWA SPEZ 2018-2019. Le but de cette étude, nommée par la suite projet "Hitzesommer", est de donner une première réponse aux questions suivantes :

1. Quels sont les changements observés au niveau des communautés de macroinvertébrés après un assèchement / une forte élévation de la température du cours d'eau ?
2. Quelles espèces d'Éphéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères (EPT) recolonisent rapidement ou non le cours d'eau ?
3. Quels sont les effets sur l'évaluation des cours d'eau : assiste-t-on à une péjoration des indices IBCH / SPEAR sans dégradation apparente de la qualité du cours d'eau (qualité physico-chimique, écomorphologie) ?
4. Quelle est l'influence d'un été extrême sur l'abondance du Macrozoobenthos (MZB) ?

Selon les connaissances des auteurs, cette étude est la première en Suisse à aborder la problématique de l'impact de l'assèchement des cours d'eau sur la macrofaune benthique. Ceci n'est pas le cas dans d'autres pays qui ont probablement été touchés plus précocement par le phénomène et de nombreuses études ont été menées à ce sujet. Plusieurs approches ont été développées. Certaines études, comme celles de Řezníčková et al. (2013) ou de Fenoglio et al. (2007) cherchent à déceler des différences au niveau de la structure des communautés (abondance, diversité, nbr taxons de certains groupes, etc.) et/ou des traits biologiques (régime alimentaire, phénologie, résistances, etc.) en comparant des sites proches ou similaires ayant des régimes hydrauliques différents. D'autres étudient sur une longue période les communautés d'un (ou plusieurs) cours d'eau historiquement permanent qui subit des assèchements suite au réchauffement climatique. Cette approche permet d'évaluer les variations des communautés au cours du temps et tout particulièrement suite à des périodes d'assèchement ainsi que d'étudier la manière dont les communautés se rétablissent (p. ex. Di Sabatino et al. 2021, 2022). D'autres approches comparent les communautés de cours d'eau intermittents avec celles des cours d'eau permanents, souvent dans des régions, voire des pays différents (Crabot et al. 2002, de la Fuente et al. 2018). Plusieurs travaux établissent et testent des indices basés sur la macrofaune benthique qui ont pour but d'estimer la probabilité d'un cours d'eau d'être intermittent ou permanent (Straka et al. 2019, Straka et al. 2021) ou l'impact de l'assèchement du lit du cours d'eau sur les macroinvertébrés (Chadd et al. 2017). Enfin, certaines études provoquent de manière artificielle un assèchement du cours d'eau afin d'étudier la réponse de la macrofaune sous différentes conditions (p.ex. Hille et al. 2014). Concernant le nombre d'individus, les résultats des différentes études sont très variables et souvent contradictoires avec parfois une augmentation suite à l'assèchement du milieu, parfois une diminution. Concernant la diversité taxonomique, il y a là aussi de fortes divergences entre les études. On peut toutefois résumer que d'une manière très générale, la diversité, et en particulier celle des groupes sensibles, tend à diminuer suite à un ou plusieurs assèchements (voir p.ex. Fenoglio et al. 2007, Řezníčková et al. 2013, Straka et al. 2019, Di Sabatino et al. 2021, 2022).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1. Méthode d'échantillonnage NAWA SPEZ

L'échantillonnage de la macrofaune benthique a été effectué selon la méthode IBCH classique (Stucki 2019). Afin de minimiser l'effet de l'opérateur lors des travaux de terrain, la grande majorité des relevés ont été effectués par la même personne pour les échantillonnages du printemps de 2018 et de 2019 pour un site donné. Sur la base de la visite des sites en été 2018 et des renseignements pris auprès des cantons et des riverains, le niveau d'étiage des cours d'eau a été déterminé visuellement et classifié selon trois catégories NORMAL, RINNSAL, TROCKEN (soit NORMAL, ETIAGE, A SEC).

Une détermination à l'espèce pour le groupe des EPT (Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères) a ensuite été réalisée par des spécialistes. L'ensemble des données est intégré dans MIDAT. Se référer à Stucki & Knispel (2020) pour de plus amples informations.

2.2. Sites retenus pour le projet "Hitzesommer"

Afin de pouvoir comparer les échantillonnages de 2019 à ceux de 2018, seules les stations ayant été prélevées au printemps 2018 et au printemps 2019 ont été prises en compte. De plus, seules les stations dont le niveau d'étiage approximatif est connu pour l'été 2018 peuvent être utilisées 34 stations correspondent au final à ces critères.

Sur les 34 sites disponibles, trois ont été écartés. Il s'agit de la station Spez_055 (1429 m alt.) qui se trouve en dehors de la distribution altitudinale de l'ensemble des autres stations, de la station SO_VER_03 qui fut exclusivement alimentée par le rejet d'une STEP en été 2018 et de la station Spez_040 qui présente une variation aberrante des indices biologiques généraux (probablement due à un facteur externe) et est isolée géographiquement des autres stations (voir figure 1). Parmi les 31 stations retenues, 7 étaient en situation normale (NORMAL) en été 2018, 10 en situation d'étiage sévère (ETIAGE) et 14 à sec (A SEC).

2.3. Homogénéité des données

Afin de vérifier que le comportement des stations était similaire, respectivement qu'il n'y a pas de paramètres particuliers qui influencent de manière prédominante l'évolution des indices biologiques généraux, les variations de ces indices entre 2018-2019 ont été, dans un premier temps et de manière préliminaire, corrélées avec différents paramètres comme le numéro d'ordre des cours d'eau, la région biogéographique ou encore les indices IBCH obtenus en 2018. Aucune relation particulière n'a été observée, ce qui permet de regrouper les 31 stations retenues et de les utiliser de manière non différenciée lors de la suite des analyses.

2.4. Méthodes statistiques

Lors des travaux de laboratoire du NAWA SPEZ 2018, des classes d'abondances ont été utilisées pour 8 des 31 échantillonnages (ancienne méthode IBCH, Stucki 2010). Comme les valeurs de classes d'abondance ne sont pas suffisamment précises, les données incluant des classes d'abondances doivent être écartées lorsque l'utilisation de classes d'abondance impacte la pertinence des résultats. Deux sets de données ont donc été utilisés pour analyser les variations du nombre d'individus. Le premier, nommé ici "abondance indicative", correspond au jeu de données où les classes d'abondance

ont été remplacées par les valeurs moyennes des classes (75 pour la classe 51, 550 pour la classe 101 et 2000 pour la classe 1001). Ce jeu de données est utilisé pour les calculs et les tests qui sont peu sensibles à cet égard, comme la diversité de Shannon. Le deuxième jeu de données, nommé ici "abondance effective", ne contient pour sa part que les stations où les valeurs sont exprimées en nombre absolue (comptage) ou issues d'une estimation qualifiée (voir Stucki 2019).

Afin d'augmenter le nombre de données par échantillon statistique, les sites classés comme "NORMAL" et "ETIAGE" ont été regroupés pour former un groupe "EN EAU", faisant passer la taille d'échantillon (n) de 7 à 17. Ceci est justifié car une analyse préalable, basée sur des tests de Wilcoxon indépendants, a montré que les différences entre les groupes "NORMAL" et "ETIAGE" n'étaient pas significatives et que ces deux groupes se démarquaient de manière similaire par rapport au groupe "A SEC" (résultats non présentés dans le présent rapport). Ce regroupement est aussi justifié car en terme écologique les conditions y sont relativement similaires par rapport aux sites où l'ensemble du lit a été asséché. Ce regroupement permet ainsi de faire ressortir des tendances qui resteraient masquées en raison d'une taille d'échantillon (n) trop petite. Le groupe des **17 stations** "EN EAU", s'apparente ainsi à une situation peu ou non impactée. Il est désigné par la suite comme "**groupe contrôle**" alors que le groupe A SEC, avec **14 stations**, correspond à la situation impactée et est désigné comme "**groupe test**".

Des tests de Wilcoxon appariés ont été réalisés afin d'établir si les différences 2018-2019 sont significatives alors que des tests de Wilcoxon indépendants ont été utilisés pour vérifier si les variations 2018-2019 du groupe test sont différentes des variations 2018-2019 du groupe contrôle.

Les tailles d'échantillon (n) étant relativement basse dans cette étude, les différences dont la probabilité est $0.1 > p > 0.05$ sont considérées comme étant "très probables" alors que celles dont la probabilité est $p \approx 0.1$ sont considérées comme "probables". Bien que statistiquement non significatives, ces variations sont retenues et discutées car elles indiquent, selon l'avis des auteurs, des tendances qui seraient dans la majorité des cas significatives si les tailles d'échantillon était plus grande.

Lorsque le nombre de variables est trop important, une analyse multivariée est souvent favorisée. Dans le cadre de cette étude, des analyses en composantes principales (ACP) ont été effectuées pour les ordres et les taxons IBCH. Comme de nombreuses valeurs ne sont disponibles qu'en classe d'abondance, un indice numérique a été associé aux valeurs effectives et aux classes d'abondance selon les indications de la table 1. De nombreux taxons IBCH présentent des fréquences d'occurrence extrêmement faibles. Ainsi, seuls les taxons présents dans plus de 33% des stations ont été retenus. Le nombre de taxons analysé passe ainsi de 79 à 32 taxons pour les 31 stations de 2018 et de 79 à 31 taxons pour le regroupement des 62 stations de 2018 plus 2019.

Table 1 : Relation entre abondance effective, classe d'abondance et indice numérique.

Abondance effective	Classe d'abondance	Indice numérique	Abondance effective	Classe d'abondance	Indice numérique
1 - 3 ind.	-	0.1	51 - 100 ind.	51	3
4 - 10 ind.	-	1	101 - 1000 ind.	101	4
11 - 50 ind.	-	2	> 1001 ind.	1001	5

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Analyses préliminaires

3.1.1. Distribution spatiale des stations

La figure 1 illustre la localisation des stations. Les sites retenus sont tous répartis dans le Jura, sur le Plateau et sur le versant nord des Alpes entre 329 et 848 m d'altitude (figure 2). La distribution géographique et altitudinale du groupe Test est très similaire à celles des sites du groupe Contrôle.

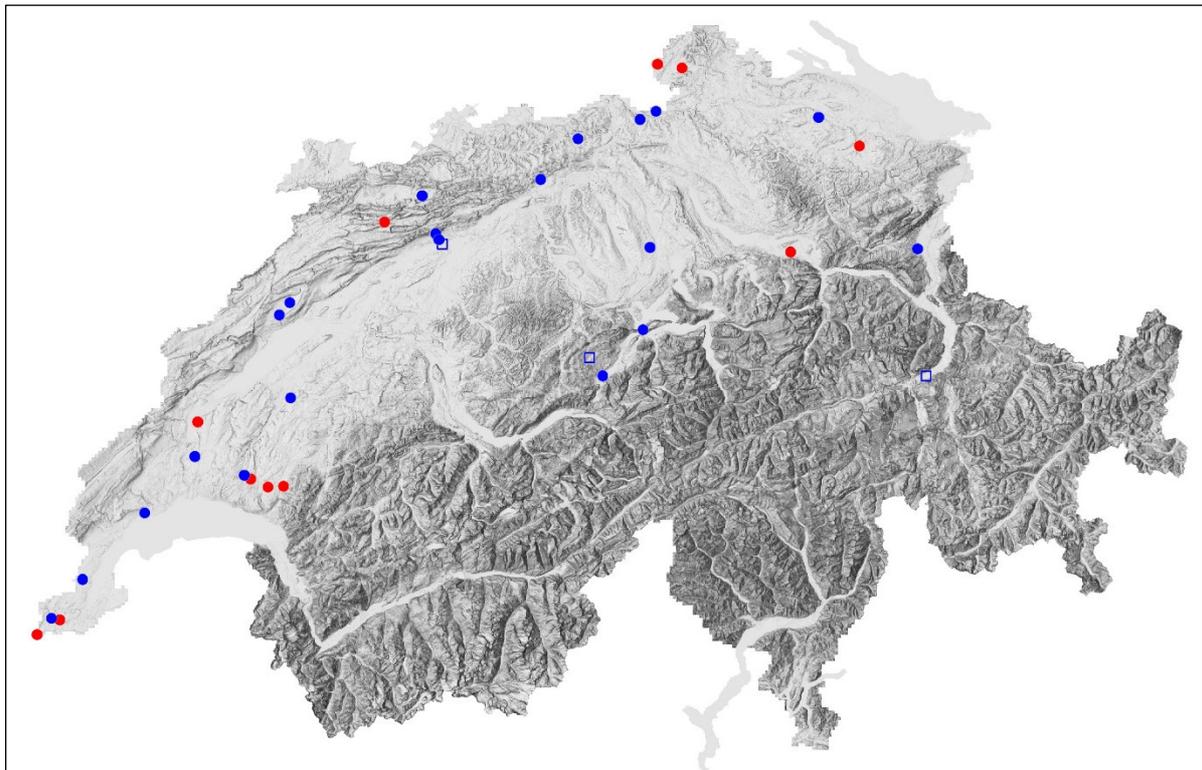


Figure 1 : Localisation des 34 sites sélectionnés du NAWA SPEZ 2018-2019. La couleur des symboles représente le niveau d'étiage durant l'été 2018 (bleu : EN EAU ou groupe contrôle, rouge : A SEC ou groupe test). Les 3 stations exclues de l'analyse sont représentées à l'aide d'un symbole carré vide. Modifié d'après www.map.geo.admin.ch.

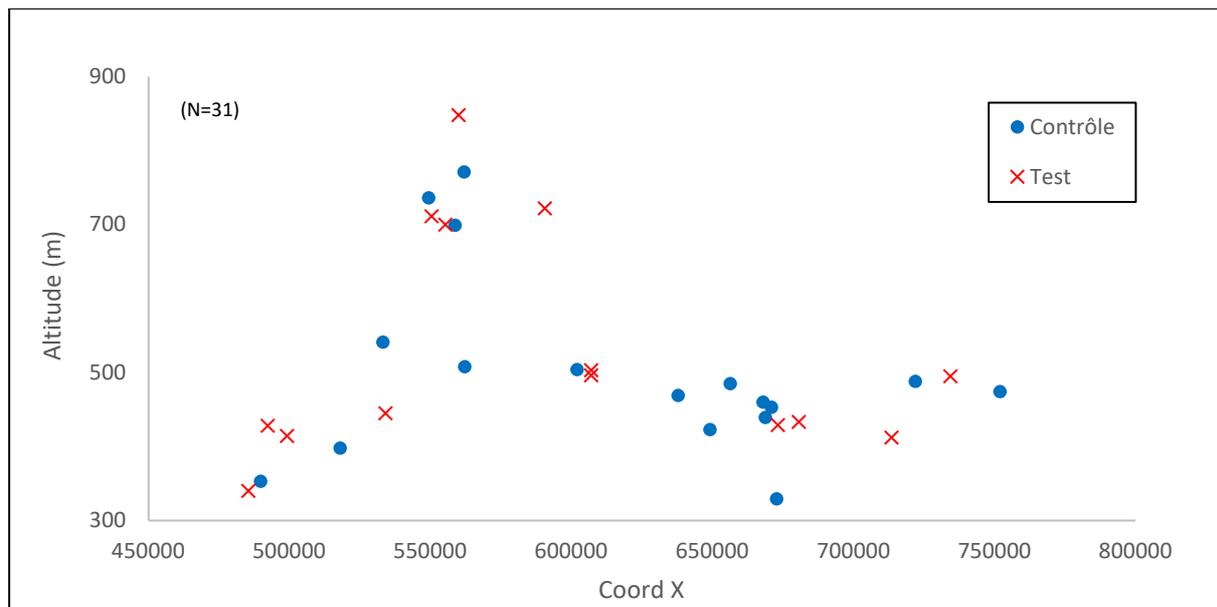


Figure 2 : Répartition altitudinale des stations retenues pour l'analyse.

La figure 3 montre la relation entre le numéro d'ordre des cours d'eau et le degré d'étiage lors de l'été 2018. Il ressort que les cours d'eau d'ordre supérieur sont proportionnellement moins asséchés par rapport aux cours d'eau d'ordre inférieur, ce qui est attendu.

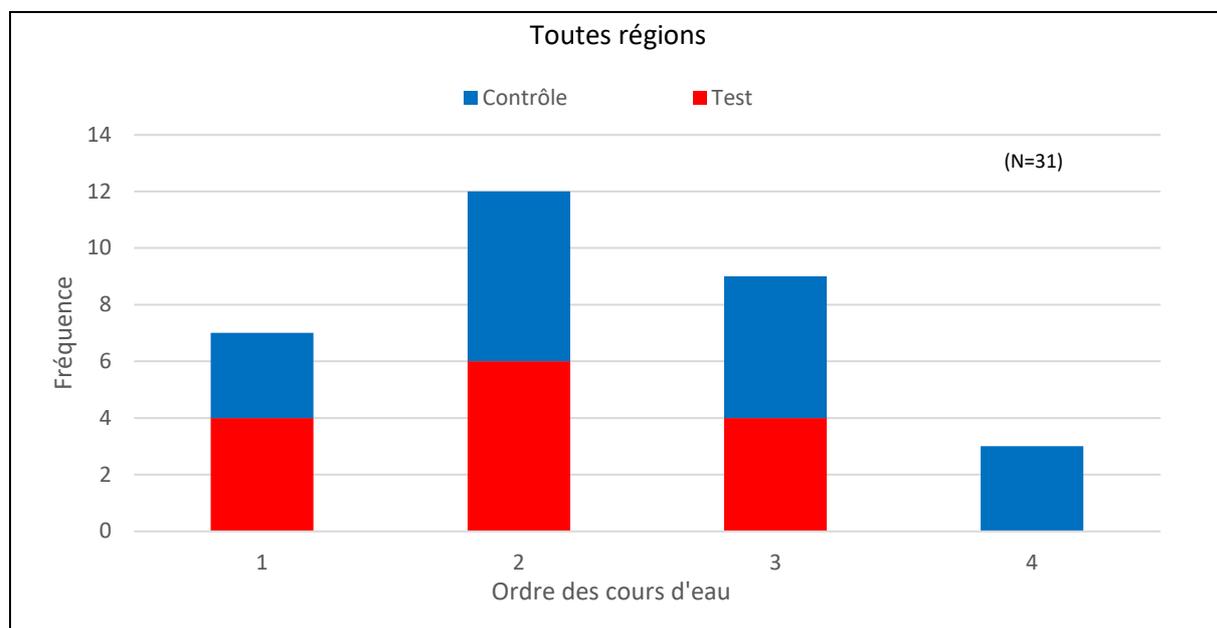


Figure 3 : Répartition des stations en fonction du numéro d'ordre du cours d'eau.

3.1.2. État biologique

La répartition de l'état biologique (note IBCH) est similaire au sein des deux groupes Contrôle et Test (figure 4). Il n'y a non plus pas de différence statistique entre l'état écologique moyen du groupe Contrôle et celui du groupe Test.

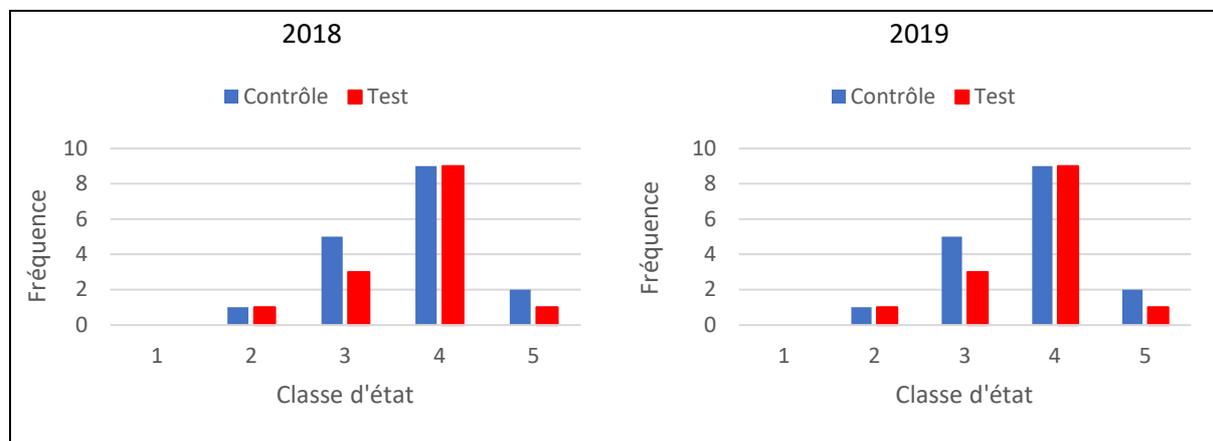


Figure 4 : Répartition des classes de qualité biologique pour les sites EN EAU et A SEC en 2018 et 2019.

La robustesse des IBCH est généralement bonne, l'écart entre l'indice IBCH_2019 et l'indice IBCH_R étant de 0 à 1 classe de qualité (excepté deux échantillonnages dont l'écart est de 2 classes de qualité : SPEZ_034_2018_Printemps et SPEZ_012_2019_Printemps).

3.1.3. Structure générale des communautés

Afin d'avoir une vue d'ensemble, la composition générale des communautés a été analysée au niveau des classes pour l'ensemble des données 2018 et 2019 (figure 5). La table 2 indique la valeur moyenne du nombre d'individus et de familles par classe ainsi que la proportion relative par rapport au total.

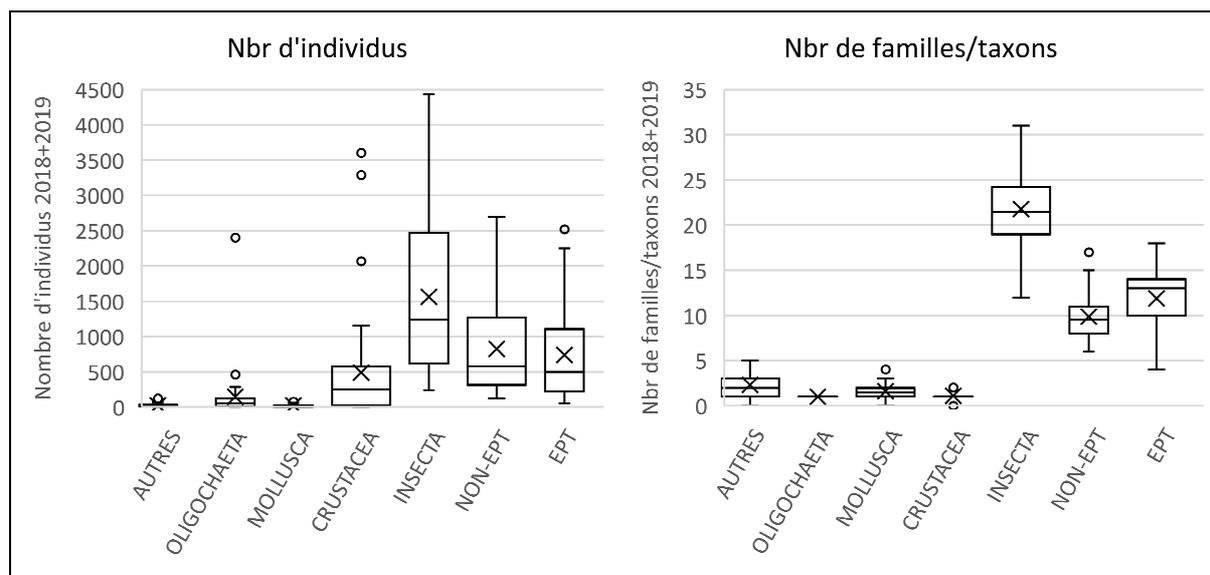


Figure 5 : Distribution du nombre d'individus et du nombre de taxons IBCH au sein des différentes classes pour l'ensemble des données de 2018 et 2019. Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Plathyelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

Table 2 : Valeurs moyennes et proportions relatives du nombre d'individus et de familles par classe pour la période 2018-2019.

	Nombre d'individus		Nombre de familles	
	Valeur moyenne	Part du total	Valeur moyenne	Part du total
AUTRES	24 (\pm 29)	1 %	2.3 (\pm 1.2)	8 %
OLIGOCHAETA	148 (\pm 363)	7 %	1	4 %
MOLLUSCA	26 (\pm 47)	1 %	1.6 (\pm 1)	6 %
CRUSTACEA	489 (\pm 765)	22 %	1.1 (\pm 0.5)	4 %
INSECTA	1562 (\pm 1109)	69 %	22 (\pm 4.5)	78 %
INSECTA NON-EPT	825 (\pm 631)	37 %	9.9 (\pm 2.4)	36 %
INSECTA EPT	738 (\pm 670)	33 %	12 (\pm 3.3)	43 %

Cette analyse indique que la classe des insectes domine la communauté pour ce qui est du nombre d'individus et du nombre de familles. Ainsi, une variation relative restreinte du nombre d'individus ou de familles au sein de cette classe a un impact direct sur le nombre total d'individus et de familles. Le nombre d'individus et de familles de cette classe est elle-même portée à environ 50/50 par le regroupement des NON-EPT et des EPT, avec légèrement plus de familles dans le groupe EPT. Les crustacés possèdent aussi beaucoup d'individus, cette classe comptabilisant en moyenne un peu moins d'un quart du nombre total d'individus. Les autres classes ne participent pour leur part que peu au nombre total d'individus et de familles. Ainsi, même des variations marquées au sein de ces classes n'impactent que de manière marginale la communauté dans son ensemble. Cette caractéristique est à garder en mémoire pour la suite.

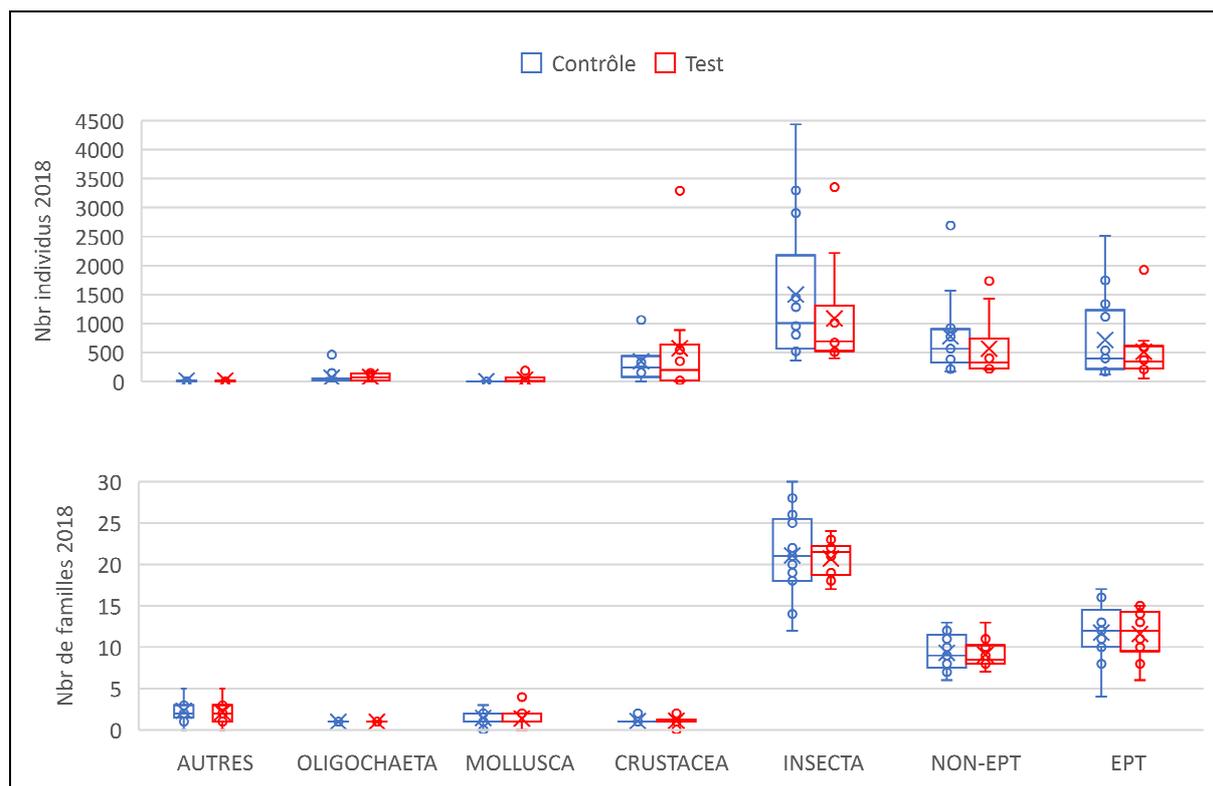


Figure 6 : Nombre d'individus et nombre de familles des classes du groupe contrôle et de groupe test. Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Platyhelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

Afin de vérifier que les communautés des cours d'eau à sec en 2018 n'aient pas déjà été modifiées suite à de nombreuses sécheresses préalables, le nombre d'individus et le nombre de familles de 2018 du groupe test ont été comparé à ceux du groupe contrôle. La figure 6 illustre les résultats au niveau des classes et la figure 7 au niveau des ordres d'insectes. Aucune différence notable n'est observée entre les deux groupes, ce qui suggère que les communautés des deux groupes sont relativement similaires à ces niveaux taxonomiques.

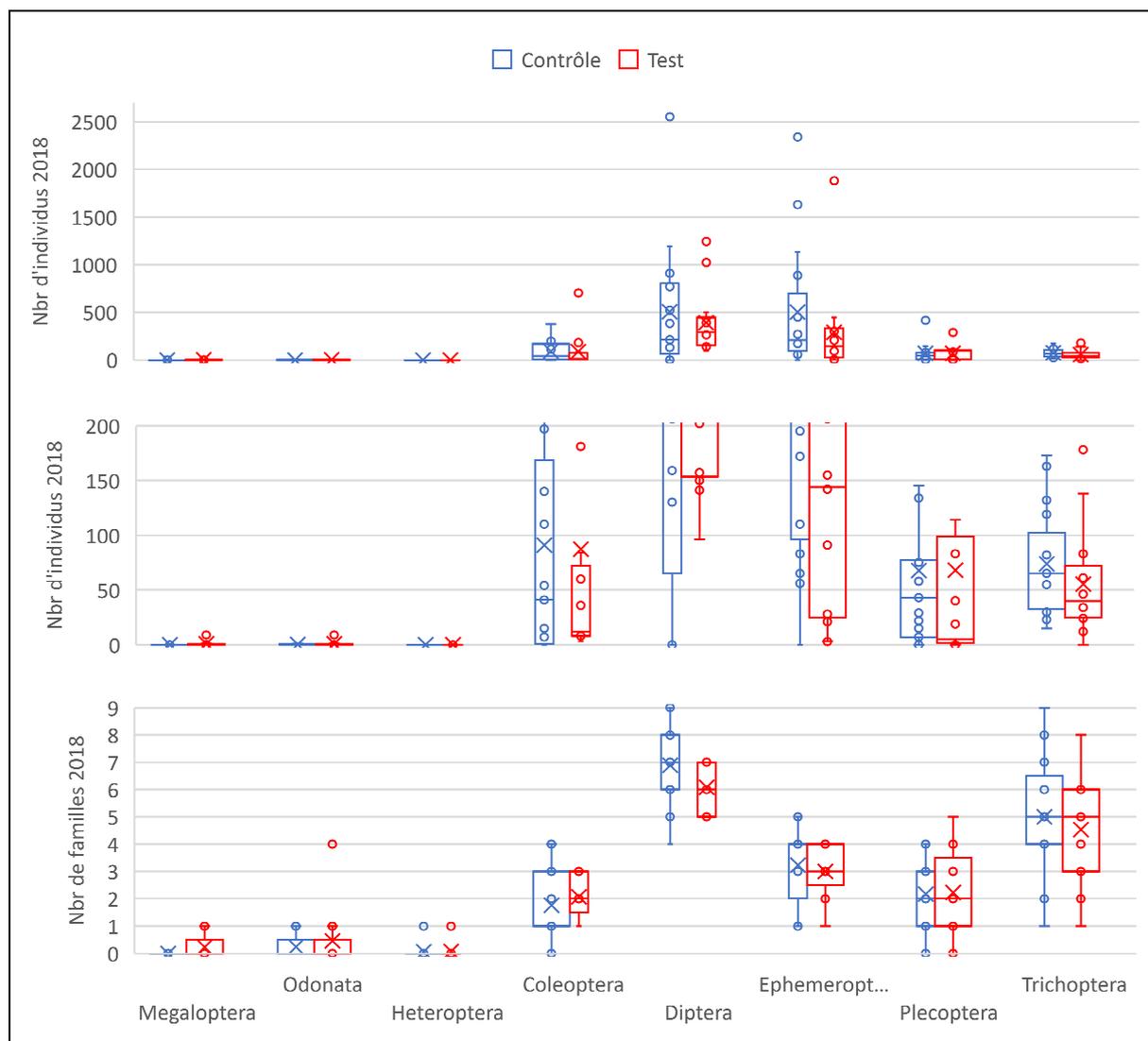


Figure 7 : Nombre d'individus et nombre de familles des ordres d'insectes du groupe contrôle et du groupe test. Le deuxième graphique illustre les données entre 0 et 200 individus difficiles à voir dans le premier graphique. Lepidoptera non représentés car un seul spécimen rencontré.

La structure de la communauté peut aussi être analysée au niveau des taxons IBCH à l'aide d'une analyse en composante principale (ACP). La figure 8 illustre le résultat pour les 31 échantillonnages de 2018. On peut y voir qu'il n'y a pas de différence notable entre les communautés du groupe contrôle et celles du groupe test.

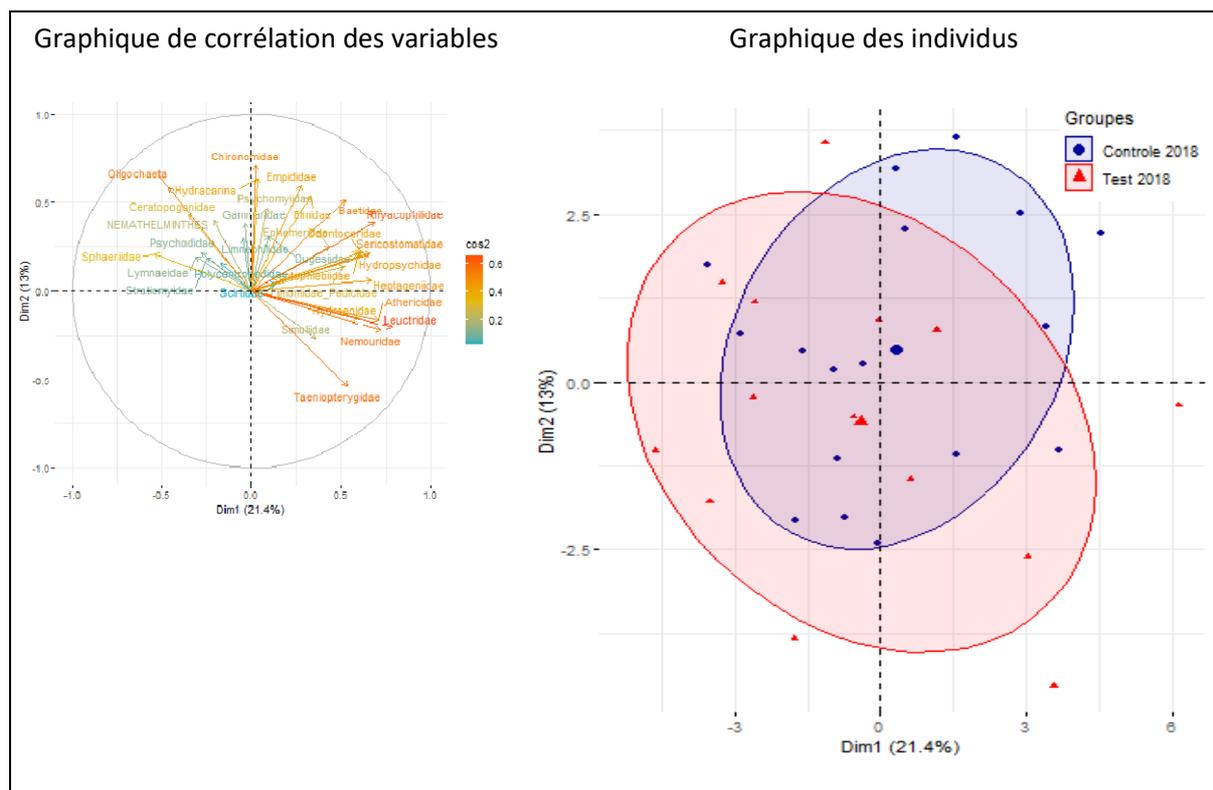


Figure 8 : Résultat de l'ACP au niveau des 32 taxons IBCH retenus pour les 31 échantillonnages de 2018. Dans le graphique de corrélation des variables, la couleur des taxons correspond à leur qualité de représentation (valeurs \cos^2). Dans le graphique des individus, les deux symboles de taille supérieure représentent le centre de gravité de chacun des groupes alors que les ellipses englobent 1σ des valeurs.

En conclusion, au printemps 2018, soit avant l'été 2018 caniculaire et sec, la composition des communautés au niveau des classes, des ordres d'insectes et des taxons IBCH des sites du groupe contrôle est relativement similaire à celle du groupe test.

Il est donc possible d'exploiter les variations entre 2018 et 2019 des deux groupes contrôle et test afin d'étudier l'impact sur la faune benthique de l'été caniculaire et sec de 2018 en considérant l'état de tous les sites en 2018 ainsi que celui des sites du groupe contrôle en 2019 comme état de référence.

3.1.4. Contexte climatique printemps 2018 à printemps 2019

Le rapport climatologique de MétéoSuisse permet d'appréhender la situation météorologique de l'année 2018. En ce qui concerne la présente étude, on peut y lire les éléments suivants :

"(...) Février a été très froid, surtout dans la seconde quinzaine, et mars frais. (...) Du printemps à l'automne, le temps a toujours été plus ensoleillé et plus sec que la normale. (...) D'avril à septembre 2018, tous les mois se sont placés entre la deuxième et la septième place des plus chauds. La persistance de valeurs mensuelles élevées a permis d'enregistrer un nouveau record de chaleur pour le semestre d'été avec un dépassement de la norme 1981–2010 de 2,4 °C. Même le semestre d'été 2013 avec 2,2 °C au-dessus de la norme et comprenant le légendaire été caniculaire 2003, a été légèrement dépassé. (...)

Cette chaleur record s'est accompagnée par une pluviométrie particulièrement faible sur plusieurs mois. (...) En moyenne sur l'ensemble de la Suisse, l'absence de précipitations d'avril à novembre 2018

s'est située au 3ème rang avec 69 % de la norme 1981–2010. Seules les années 1962 avec 60 % de la norme et 1921 avec 68 % de la norme avaient été encore plus sèches. (...)

En Suisse orientale en particulier, un manque persistant de pluie s'est accumulé à partir du mois d'avril et s'est finalement transformé en un événement centenaire. Au cours des huit mois d'avril à novembre, l'équivalent de 59 % de la norme 1981–2010 est tombé. Il a manqué l'équivalent de plus de trois mois de pluie en été. Il s'agit clairement du déficit pluviométrique le plus important entre avril et novembre en Suisse orientale depuis le début des mesures en 1864." (MétéoSuisse, 2019)

La table 3 permet de visualiser la situation à Genève et à Zurich. Pour l'étude menée ici, les dix dernières années ont été prises en compte pour évaluer la situation climatique de 2018 et de 2019, ceci car les auteurs estiment qu'une moyenne sur 10 ans représente un bon compromis entre le temps nécessaire à la faune pour s'acclimater au changement climatique en cours et un nombre de d'années suffisant pour que la norme soit représentative.

Table 3 : Écart à la moyenne 2007-2017, rang et comparaison 2018 versus 2019 pour la température (T° C) et le cumul des précipitations (mm) mensuel moyen aux stations météorologiques de Genève et de Zurich. Seules les périodes déterminantes pour les conditions durant les fenêtres d'échantillonnage ont été retenues.

	Genève				Zurich			
	Écart à la moyenne 2007-2017		Rang 2018 sur 2007-2018	18 vs 19	Écart à la moyenne 2007-2017		Rang 2018 sur 2007-2018	18 vs 19
	2018	2019			2018	2019		
T°C février	-1.6 °C	+1.1 °C	10 / 12	18 << 19	-3.2 °C	2.2 °C	11 / 12	18 << 19
T°C mars	-1.4 °C	+1.5 °C	11 / 12	18 << 19	-2.0 °C	1.4 °C	11 / 12	18 << 19
T°C février-mars	-1.5 °C	+1.3 °C	10 / 12	18 << 19	-2.6 °C	1.8 °C	11 / 12	18 << 19
T°C juin	+0.9 °C	-2.2 °C	4 / 12	18 >> 19	+1.2 °C	+2.3 °C	2 / 12	18 < 19
T°C juillet	+1.9 °C	+2.2 °C	2 / 12	18 ≈ 19	+2.3 °C	+1.8 °C	2 / 12	18 ≈ 19
T°C juin-juillet	+1.3 °C	+0.4 °C	2 / 12	18 > 19	+1.7 °C	+2.0 °C	2 / 12	18 ≈ 19
mm mai	+21 %	-50 %	9 / 12	18 >> 19	-13 %	+23 %		18 << 19
mm juin	+11 %	+33 %	8 / 12	18 < 19	-72 %	-26 %	1 / 12	18 << 19
mm juillet	-42 %	-47 %	5 / 12	18 ≈ 19	-87 %	-53 %	2 / 12	18 < 19
mm mai-juillet	-4 %	-21 %	7 / 12	18 >	-42 %	-14 %	1 / 12	18 << 19
mm juin-Juillet	-15 %	-7 %	5 / 12	18 < 19	-55 %	-24 %	1 / 12	18 << 19

Le rang correspond pour la période donnée au rang d'années les plus sèches, l'année la plus sèche sur la période 2007-2017 ayant le rang de 1 / 12, la plus humide de 12 / 12. Le surlignement en couleur permet de visualiser les valeurs indiquant des périodes plus chaudes et sèches (en rose et en jaune) ou froides et humides (en bleu).

Il est intéressant de constater que pour Genève et pour les périodes d'intérêt, l'été 2018 n'a pas été extraordinairement chaud et sec. Et pourtant, sur les 4 stations proches de Genève, 3 étaient A SEC, 1 en ETIAGE et aucune en NORMAL, ce qui est étonnant. Les températures précédant l'échantillonnage du printemps 2018 étaient particulièrement froides alors qu'elles étaient particulièrement douces voire chaudes en 2019. Ce point est important et doit être gardé en mémoire car la température à la fin de l'hiver et au début du printemps pourrait avoir une influence importante sur le degré de développement de la faune aquatique au moment de l'échantillonnage.

3.1.5. Conclusions de l'analyse préliminaire

L'analyse préliminaire a permis de mieux définir la structure des communautés du set de données et de valider l'approche envisagée. Les données sont de manière générale homogènes et cohérentes et peuvent être utilisées afin de mettre en évidence des différences entre les deux années investiguées et entre les deux groupes contrôle et test.

3.2. Analyses des variations 2018-2019 des indices biologiques généraux

L'analyse menée à cette étape vise à vérifier s'il y a des différences observables entre 2018 et 2019 et ceci de manière différenciée pour les deux groupes test et contrôle. Ainsi, les valeurs 2019 ont été comparées deux par deux aux valeurs 2018 à l'aide de tests appariés de Wilcoxon pour chacun des groupes (voir boxplots 1 et 2 de la figure 9). L'analyse vise ensuite à vérifier s'il y a des différences d'évolution entre les deux groupes. Pour ce faire, la différence entre la valeur de 2019 et la valeur de 2018 a été calculée pour chaque station (p.ex. $\Delta_{\text{nbr_familles}} = \text{Nbr familles}_{2019} - \text{Nbr familles}_{2018}$) puis les différences ont été testées à l'aide d'un test indépendant de Wilcoxon pour établir si les moyennes des deux groupes sont significativement différentes (voir boxplot 3 de la figure 9). L'ensemble des résultats est représenté à l'aide de boxplots à l'annexe 1.

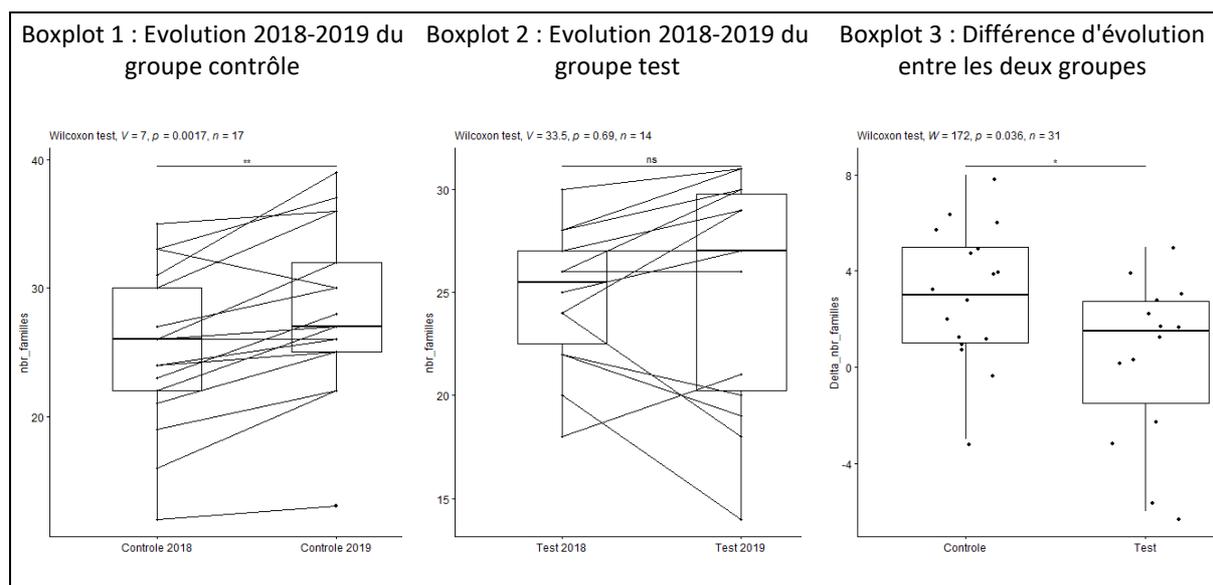


Figure 9 : 3 boxplots illustrant les variations 2018-2019 du nombre moyen de familles dans les deux groupes contrôle et test (boxplots 1 et 2) ainsi que la différence d'évolution entre les deux groupes.

La table 4 ci-dessous résume les résultats de manière synthétique. La figure 9, donnée en exemple, illustre la façon dont la table 5 doit être lue. Dans la figure 9, le nombre de familles augmente de manière significative ($p < 0.01$) au sein du groupe contrôle alors qu'il reste stable au sein du groupe test ($p = 0.69$). Par ailleurs, l'évolution 2018-2019 est significativement différente entre les deux groupes, c'est-à-dire que la moyenne des différences 2018-2019 du nombre de famille du groupe test est statistiquement différente de celle du groupe contrôle. Ces résultats sont indiqués dans les colonnes 2, 5 et 8 par des flèches et une notation de type $\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{cont}}$. Y sont aussi notés les variations absolues et relatives pour les deux groupes, ici une augmentation de 3.1 familles soit une augmentation de + 12 % par rapport à la valeur moyenne de 2018, pour le groupe contrôle, et une augmentation de + 0.3 famille (+ 1 %) pour le groupe test.

Table 4 : Synthèse de l'analyse de la variation 2018-2019 des indicateur biologique généraux utilisant des tests des Wilcoxon appariés et indépendants.

	Variations 2018-2019						Diff. évol. test. vs cont.
	Groupe contrôle			Groupe test			
	Trend ^a	Diff. Ind. ^b	Diff. % ^c	Trend ^a	Diff. Ind. ^b	Diff. % ^c	
Abondance indicative (n=17/14/31)	↗*	+ 616 ind.	+ 30 %	→	+ 419 ind.	+ 21 %	n.s.
Abondance effective (n=13/10/23)	↗*	+ 782 ind.	+ 40 %	↗*	+ 709 ind.	+ 40 %	n.s.
Nbr de familles (n=17/14/31)	↗**	+ 3.1 familles	+ 12 %	→	+ 0.3 famille	+ 1 %	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}}^*$
Nbr de familles corrigées (n=17/14/31)	↗**	+ 3.3 familles	+ 13 %	→	+ 0.5 famille	+ 2 %	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}}^*$
Nbr familles EPT (n=17/14/31)	↗**	+ 1.4 familles	+ 14 %	→	- 0.8 famille	- 8 %	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}}^{**}$
Groupe indicateur (GI) (n=17/14/31)	→	- 0.1 GI	- 1 %	→	+ 0.1 GI	+ 2 %	n.s.
IBCH (n=17/14/31)	↗*	+ 0.04 unité	+ 7 %	→	+ 0.01 unité	+ 1 %	n.s.
Classe de qualité IBCH (n=17/14/31)	→	4 x + 1 classe 1 x - 1 classe		→	4 x + 1 classe 2 x - 1 classe		n.s.
Robustesse IBCH (n=17/14/31)	↘*	- 0.06 unité	- 141 %	↘*	- 0.08 unité	- 114 %	n.s.
SPEAR (n=17/14/31)	(↘ p=0.13)	- 1.4 unité	- 4 %	↘*	- 2.6 unités	- 9 %	n.s.
Diversité selon Shannon (n=17/14/31)	→	+0.00	+0.09 %	(↘ p=0.10)	- 0.06 unité	- 3 %	n.s.

^a Trend : évolution 2018-2019 ; ^b Diff. ind. : différence 2018-2019 du nombre d'individus ; ^c Diff. % : différence relative par rapport à 2018 ; * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001, n.s. non significatif ; Robustesse IBCH = valeur IBCH_R – valeur IBCH ; sont notés en rouge les différences probables (p proche de 0.1) et très probables (0.1 > p > 0.5) et en rouge gras les différences significatives (p < 0.05).

D'une manière générale, on observe les évolutions suivantes :

- Les données issues de classes d'abondance ne permettent pas d'appréhender correctement l'évolution du nombre d'individus puisque la variation de l'abondance indicative pour le groupe test est non significative alors qu'elle le devient lorsque seules les valeurs d'abondance effective sont utilisées.
- Le nombre d'individus (=abondance) augmente entre 2018 et 2019 et ceci dans les deux groupes de manière non différenciée.
- Le nombre de familles (=nbr taxons IBCH), le nombre de familles EPT et l'indice IBCH augmentent entre 2018 et 2019 dans le groupe contrôle alors qu'ils restent relativement stables dans le groupe test.
- Le groupe indicateur (GI) reste stable dans les deux groupes.
- La robustesse des indices IBCH tend à diminuer sensiblement entre 2018 et 2019 et ceci pour les deux groupes.
- L'indice SPEAR tend à diminuer sensiblement entre 2018 et 2019, particulièrement dans les sites du groupe test.
- la diversité selon Shannon diminue probablement dans le groupe test alors qu'elle reste stable dans le groupe contrôle

Ces résultats reflètent, selon l'avis des auteurs, la combinaison de plusieurs évolutions à court, moyen et long terme contrôlées par différents facteurs environnementaux.

Augmentation du nombre d'individus : Une augmentation du nombre d'individus est aussi observée dans le cadre du monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD) avec un nombre moyen d'EPT passant d'environ 400 individus en 2010 à environ 700 individus en 2022, soit une augmentation moyenne d'environ 6 % par an (communication personnelle, Nicolas Martinez). Le réchauffement climatique, avec des hivers moins rigoureux, des printemps plus précoces et plus doux accompagnés d'une bioproduktivité plus élevée pourrait mener à des échantillonnages plus riches en termes d'individus et expliquer cette évolution à long terme observée sur l'ensemble de la Suisse. Ces effets pourraient être encore plus marqués entre 2018 et 2019. En effet, la période février-mars 2018 était particulièrement froide alors que la période février-mars 2019 était particulièrement douce ce qui expliquerait, tout au moins en partie, l'augmentation beaucoup plus importante (env. + 40 %) observée dans les deux groupes test et contrôle du projet Hitzesommer par rapport au MBD. Une autre explication pourrait être que l'été particulièrement chaud et sec a favorisé l'essor du nombre d'individus au printemps suivant. Di Sabatino et al. (2021) observent aussi une augmentation du nombre d'individus suite à l'assèchement d'un cours d'eau. Mais, la situation inverse, avec des abondances moins importantes après un assèchement ou dans les sites intermittents, est aussi fréquemment observée (Řezníčková et al. 2013 ; Fenoglio et al. 2017 ; Straka et al. 2019). Hille et al. (2014), pour leur part, n'observent pas de différence entre sites impactés et sites non impactés. Il n'est donc pas possible pas d'établir les causes d'une forte augmentation du nombre d'individus entre 2018 et 2019. Dans tous les cas, les conditions particulièrement chaudes et sèches de l'été 2018 ne se traduisent pas par une diminution du nombre d'individus, que le cours d'eau ait été mis à sec ou non.

Il est intéressant de noter que lorsque les données issues de classes d'abondance sont utilisées, la variation n'est pas significative pour le groupe test alors qu'elle le devient lorsque seules les abondances effectives sont utilisées. Ceci illustre l'importance d'estimer correctement les abondances individuelles lors des analyses IBCH, les classes d'abondance ne permettant apparemment pas de tirer des conclusions solides.

Augmentation du nombre de familles : La variation au sein du groupe contrôle doit être reliée à une tendance à moyen/long terme observée pour l'ensemble de la Suisse dans le cadre de différents projets cantonaux et fédéraux. Gebert et al. (2022) synthétisent ces résultats et relient l'augmentation du nombre de familles avec le changement climatique et une amélioration de la qualité de l'eau. Selon l'un des graphiques de la publication, l'augmentation du nombre de familles au cours de la dernière décennie varie, selon la région / le projet, entre 0.3 à 1.9 familles par an. La comparaison des données 2018-2019 du groupe contrôle avec les sets de données de Gebert et al. (2022) montre que le nombre de taxons est similaire à ceux obtenus pour les mêmes régions et que l'augmentation du nombre de famille est similaire, voire légèrement supérieure à celles répertoriés par les auteurs (figure 10). Ainsi, l'augmentation du nombre de familles observée dans le groupe contrôle entre 2018 et 2019 est principalement liée à une évolution de moyen/long terme commune à l'ensemble de la Suisse. Le fait que l'augmentation observée dans le cadre du projet Hitzesommer soit un peu plus importante pourrait être expliqué par 1) un effet méthodologique, la méthode IBCH_2019 ayant été implémentée entre les campagnes de 2018 et celles de 2019 ; 2) un effet d'échantillonnage plus complet de la communauté en 2019 dû à des abondances plus élevées (la chance de trouver un taxon supplémentaire étant proportionnelle au nombre d'individus pour ce même taxon ; 3) un effet de seuil, le nombre de famille n'évoluant pas linéairement mais par à coup ; 4) des conditions météorologiques différentes au printemps 2018 par rapport au printemps 2019. En effet, le printemps 2018 ayant été passablement plus froid, il se peut que certains taxons dont la phénologie est plus tardive n'étaient pas suffisamment développés (présence sous forme d'œuf ou de larvules trop petites pour être retenues par la maille du filet d'échantillonnage) pour être détectés. Au contraire, le printemps 2019 plus doux aurait pu mener à un développement plus rapide de ces taxons et donc un échantillonnage

plus complet de la communauté. Un effet méthodologique ne peut pas être totalement exclu. Lors d'un tri partiel des EPT, les taxons dont le nombre d'individus est très faible peuvent passer inaperçus. Toutefois, l'instruction a été donnée aux opérateurs de trier l'ensemble des spécimens EPT en 2018 comme en 2019. Le nombre d'individus et de taxons peut être assez différents entre deux échantillonnages effectués par des opérateurs différents (effet opérateur). Néanmoins, un grand soin a aussi été porté pour que les échantillonnages d'un même site soient effectués autant que possible par la même personne. Ainsi, un biais méthodologique est peu probable et l'augmentation du nombre de taxon est sans doute liée à une des 3 autres hypothèses ou à la combinaison de celles-ci.

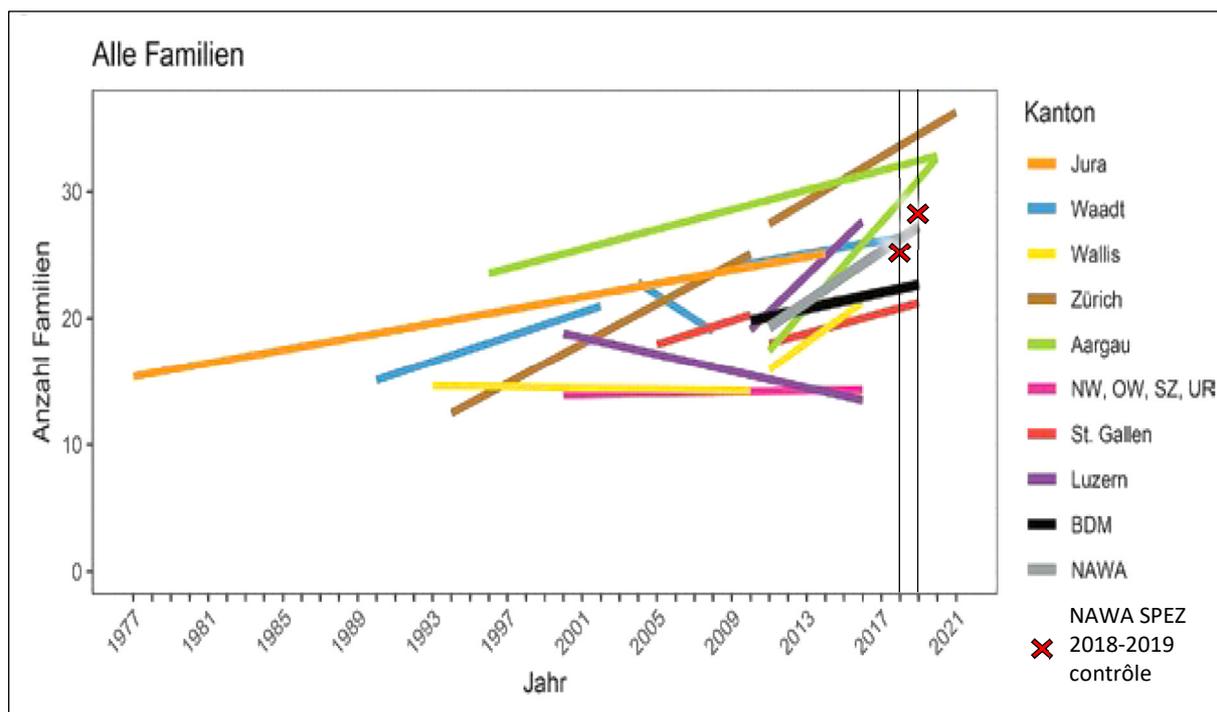


Figure 10 : Variation du nombre de familles dans le cadre de différents projets cantonaux, de la confédération et du NAWA SPEZ 2018-2019 (modifié d'après Gebert et al. 2022).

Le nombre de taxons du groupe test est pour sa part resté stable. L'évolution des deux groupes est par ailleurs significativement différente. Si l'on admet que le nombre de taxons augmente de manière générale en Suisse, une stabilité du nombre de taxons correspond dans les faits à une diminution relative du nombre de taxons pour le groupe test et une stagnation relative pour le groupe contrôle. Ceci implique que le groupe test a vu, suite à l'été 2018, sa richesse taxonomique "diminuer" par rapport à l'évolution générale observée en Suisse. L'assèchement du lit d'un cours d'eau auraient donc un impact sur la macrofaune benthique. Un appauvrissement de la communauté avec une diminution du nombre de familles a été observé dans le cadre de plusieurs études portant sur l'assèchement temporaire de milieux aquatiques, renforçant l'analyse proposée ici (Feneglio et al. 2007, Řezníčková et al. 2013, Straka et al. 2019).

Augmentation du nombre de familles EPT : Le nombre de familles EPT suit la même tendance que celle décrite plus haut pour le nombre de familles, mais avec une différence de comportement plus marquée entre les groupes test et contrôle. Ceci pourrait indiquer que les taxons EPT plus sensibles aux variations environnementales ont été plus impactés lors de la mise à sec des cours d'eau en 2018. Les analyses plus poussées développées par la suite confirment cette hypothèse.

Stabilité des groupes indicateurs : Dans les échantillonnages du projet Hitzesommer, les taxons déterminants les GI maximums sont généralement les Taeniopterygidae, les Odontoceridae, les Leptophlebiidae et plus rarement les Perlidae, les Perlodidae, les Chloroperlidae ou les Philopotamidae. Il semble que les conditions particulières de 2018 n'ont pas impacté l'attribution des GI via la présence des espèces. Ceci suggère à ce stade que les résultats d'une analyse selon la méthode IBCH ne sont pas impactés de manière significative suite à un été caniculaire et particulièrement sec. Les analyses plus poussées développées par la suite apportent une nuance à cette interprétation.

Augmentation des indices IBCH : les indices IBCH augmentent sensiblement dans le groupe contrôle alors qu'ils restent stables dans le groupe test. La variation observée dans le groupe contrôle pourraient principalement être due à l'augmentation moyen du nombre de taxons déjà discutée puisque le GI moyen reste stable. Dans tous les cas, l'augmentation reste faible puisqu'elle est de 0.04 unité, soit 1/5 de classe de qualité, et correspond à une augmentation relative de 7 % par rapport à 2018. Ceci est aussi confirmé par le faible nombre de changements de classe de qualité observé (variation normale observée dans d'autres programmes cantonaux ou de la confédération). Ainsi, l'IBCH semble être suffisamment robuste pour que ses résultats ne soient pas impactés suite à un été comme celui de 2018. L'impact d'une répétition d'étés similaires à celui de 2018 sur les résultats de la méthode IBCH reste à préciser. Les analyses présentées par la suite et effectuées à des rangs taxonomiques inférieurs permettent de discuter cet aspect de manière plus approfondie.

Diminution de la robustesse de l'IBCH : la diminution de la robustesse de l'IBCH au sein du groupe contrôle est difficile à expliquer. Pour le groupe test, elle est plus aisée. Comme les GI de valeurs élevées appartiennent tous aux EPT, une stabilité du l'IBCH accompagnée d'une diminution du nombre moyen de familles EPT peut se traduire par une diminution plus ou moins importante de la robustesse de l'IBCH.

Légère diminution du SPEAR : La diminution du SPEAR, bien que significative, ne correspond qu'à une variation de quelques pourcents. Puisque le SPEAR prend en compte l'abondance de chaque taxon plutôt que leur absence/présence comme c'est le cas de l'IBCH, une augmentation du nombre d'individus appartenant aux taxons peu polluo-sensibles aura pour conséquence une diminution de l'indice. Pour le groupe contrôle comme le groupe test, l'augmentation du nombre d'individus en parallèle à la stagnation du GI, voire sa diminution au sein du groupe test, peut expliquer l'évolution observée. L'analyse subséquente effectuée à des rangs taxonomiques inférieurs confirme cette hypothèse puisque ce sont principalement les taxons ubiquistes et résistants qui voient leur abondance augmenter drastiquement.

Variation de la diversité selon Shannon : Il est intéressant de constater que malgré l'augmentation du nombre de taxons au sein du groupe contrôle, la diversité selon Shannon reste stable. Ceci est à mettre en lien avec le nombre d'individus qui croit. Effectivement, si la communauté est dominée par quelques espèces, la diversité n'augmente pas même si quelques spécimens d'espèces supplémentaires sont observés. Ceci est confirmé par l'analyse subséquente à des rangs taxonomiques inférieurs puisque l'augmentation de l'abondance totale est principalement portée par l'augmentation drastique du nombre d'individus des taxons ubiquistes et résistants.

Concernant le groupe test, on retrouve le même schéma que pour le groupe contrôle avec en plus une diversité qui reste stable et donc une communauté qui tend de plus en plus à être dominée par un nombre restreint d'espèces.

3.3. Analyse des variations 2018-2019 du nombre d'individus

Afin d'évaluer si certaines espèces peuvent être favorisées ou défavorisées par des étés secs et caniculaires, les variations du nombre d'individus ont été analysées au sein des différents rangs taxonomiques (classes, ordres, familles, espèces)

3.3.1. Remarques préliminaires à l'analyse du nombre d'individus

Lors de l'analyse du nombre d'individus, il est rapidement apparu que les variations 2018-2019 n'étaient pas homogènes entre les sites et les taxons. La différence 2018-2019 du nombre cumulé d'individus des 31 stations est de 21'160 individus. Parmi les augmentations du nombre d'individus par taxons IBCH, 4 sont supérieures à 1000 et 6 à 500 (voir table 5). Ces variations, que l'on pourrait qualifier de "hors norme", sont réparties sur plusieurs taxons IBCH et apparaissent plus fréquemment dans les sites du groupe contrôle. Les familles des Gammaridae et des Chironomidae, avec chacune 4 augmentations supérieures à 500 individus, représentent un peu plus de la moitié de ces cas. Ceci n'est pas étonnant car ces familles sont connues pour développer des populations qui peuvent être très riches en individus mais aussi montrer de très fortes variations spatiales et temporelles. Ces variations "hors norme" totalisent une part importante de la variation totale observée. Certaines variations extrêmes pourraient être considérées comme aberrantes. Il n'est toutefois pas possible de les exclure d'office. Dans les cas où une variation "hors norme" modifie fortement le résultat d'un calcul ou d'un test statistique, le calcul ou le test est refait sans la valeur "hors norme" et le résultat ainsi obtenu inclus dans la discussion.

Table 5 : Exemples de variations 2018-2019 "hors norme".

Sites	Groupe (niveau étiage)	Taxon IBCH	Variation 2018-2019 du nbr individus
Total 31		Total 80 taxons-IBCH	+ 21'160 ind.
SPEZ_007	Contrôle (ETIAGE)	Oligochaeta	+ 2348 ind.
SPEZ_034	Test (A SEC)	Taeniopterygidae	+ 1917 ind.
SPEZ_080	Contrôle (NORMAL)	Gammaridae	+ 1500 ind.
SPEZ_072	Contrôle (NORMAL)	Chironomidae	+ 1224 ind.
SPEZ_052	Contrôle (ETIAGE)	Gammaridae	+ 996 ind.
SPEZ_001	Contrôle (NORMAL)	Gammaridae	+ 810 ind.
SPEZ_053	Contrôle (ETIAGE)	Simuliidae	+ 786 ind.
SPEZ_004	Contrôle (NORMAL)	Elmidae	+ 774 ind.
SPEZ_045	Contrôle (NORMAL)	Chironomidae	+ 669 ind.
SPEZ_001	Contrôle (NORMAL)	Baetidae	+ 639 ind.
VD_0541	Contrôle (ETIAGE)	Chironomidae	+ 573 ind.
SO_02	Test (A SEC)	Gammaridae	+ 541 ind.
VD_0537	Test (A SEC)	Chironomidae	+ 506 ind.
SPEZ_007	Contrôle (ETIAGE)	Baetidae	- 519 ind.
SPEZ_045	Contrôle (NORMAL)	Leptophlebiidae	- 721 ind.
SPEZ_054	Contrôle (ETIAGE)	Chironomidae	- 1391 ind.

3.3.2. Analyses des variations du nombre d'individus

Les variations 2018-2019 du nombre d'individus au sein des classes sont représentées à la figure 11 et celles au sein des ordres d'insectes à la figure 12. Les résultats détaillés se trouvent aux annexes 2 et 3. Sur la base des variations observées et des résultats des tests statistiques, des analyses supplémentaires ont été effectuées pour les familles pertinentes, c'est-à-dire pour les 10 familles contribuant le plus à l'augmentation 2018-2019 du nombre d'individus (annexe 4). La table 6 synthétise les résultats probants pour les différents niveaux taxonomiques. Dans cette table, les valeurs des colonnes a, b, c des rangs taxonomiques inférieurs se basent sur les données d'abondances effectives de chaque classe, ordre ou taxon pris individuellement alors que les valeurs pour les rangs taxonomiques supérieurs se basent seulement sur les sites pour lesquels les données d'abondances effectives de tous les taxons IBCH sont disponibles. Ceci explique l'apparente incohérence entre les valeurs. La table 7 indique, dans les grandes lignes et en prenant en compte l'effet de surestimation dû aux différentes valeurs "hors norme", quelles familles contribuent le plus à l'augmentation du nombre d'individus au sein des deux groupes contrôle et test.

Au niveau des classes, les variations observées sont logiquement portées par des variations relatives restreintes au sein des classes dominantes en termes d'individus comme les insectes (env. 60 % de l'augmentation totale pour le groupe contrôle et 75 % pour le groupe test) et les crustacés (table 6, voir aussi chapitre 3.1.3). Étonnamment, ce sont les EPT qui contribuent le plus à l'augmentation du nombre d'individus au sein du groupe test (env. 60 % de l'augmentation totale) alors que ce sont les NON-EPT pour le groupe contrôle (env. 50 %). À noter la très importante augmentation relative du nombre d'Oligochètes (+ 298 %) dans le groupe contrôle qui porte environ un quart de l'augmentation totale de ce groupe. Cette augmentation est toutefois principalement due à la station SPEZ_007 où le nombre d'Oligochètes passe de 52 en 2018 à 2400 individus en 2019, évolution qui est hors norme par rapport aux autres stations et qui tire la moyenne vers le haut, ce groupe n'étant généralement pas dominant dans le set de données. De telles "surestimations" de l'augmentation du nombre total d'individus sont fréquentes et rendent l'interprétation des variations du nombre d'individus passablement complexe.

Au niveau des familles mais aussi d'une manière plus générale, on remarque que les taxons les plus favorisés en termes de nombre d'individus diffèrent entre les sites du groupe contrôle et ceux du groupe test (table 7). Dans le groupe pas ou peu impacté (groupe contrôle), les taxons favorisés sont connus pour être communs et résistants (GI entre 1 et 2) alors dans le groupe test, le taxon principalement favorisé est la famille Taeniopterygidae (représentée quasi uniquement par l'espèce *Brachyptera risi*), taxon connu pour être moins commun et passablement polluo-sensible (GI de 7). Viennent ensuite les autres taxons communs et résistants, dont la famille des Baetidae, elle-même très commune et présentant une faible polluo-sensibilité (GI de 2).

Par ailleurs, les variations du nombre moyen d'individus sont souvent portées par l'explosion ou la chute du nombre d'individus au sein d'un taxon. L'exemple des Oligochètes (+ 298 %) mentionné plus haut illustre cela. La table 5 permet de déduire que 1) il n'y a pas de station qui ressort particulièrement avec des chutes ou des explosions concomitantes de populations au sein de la communauté ; 2) les espèces, genres, familles, et ordres réagissent de manière indépendante au sein des sites ; 3) la majorité des augmentations "hors norme" sont observées dans les sites NORMAL et ETIAGE (10 sur 13) et concernent des familles communes et résistantes 4) dans les sites A SEC au contraire, l'augmentation "hors norme" la plus importante concerne la famille des Taeniopterygidae (+ 1917 ind.), les deux augmentations "hors norme" suivantes sont beaucoup moins importantes (+ 541 et + 506 ind.) et concernent des taxons communs et résistants.

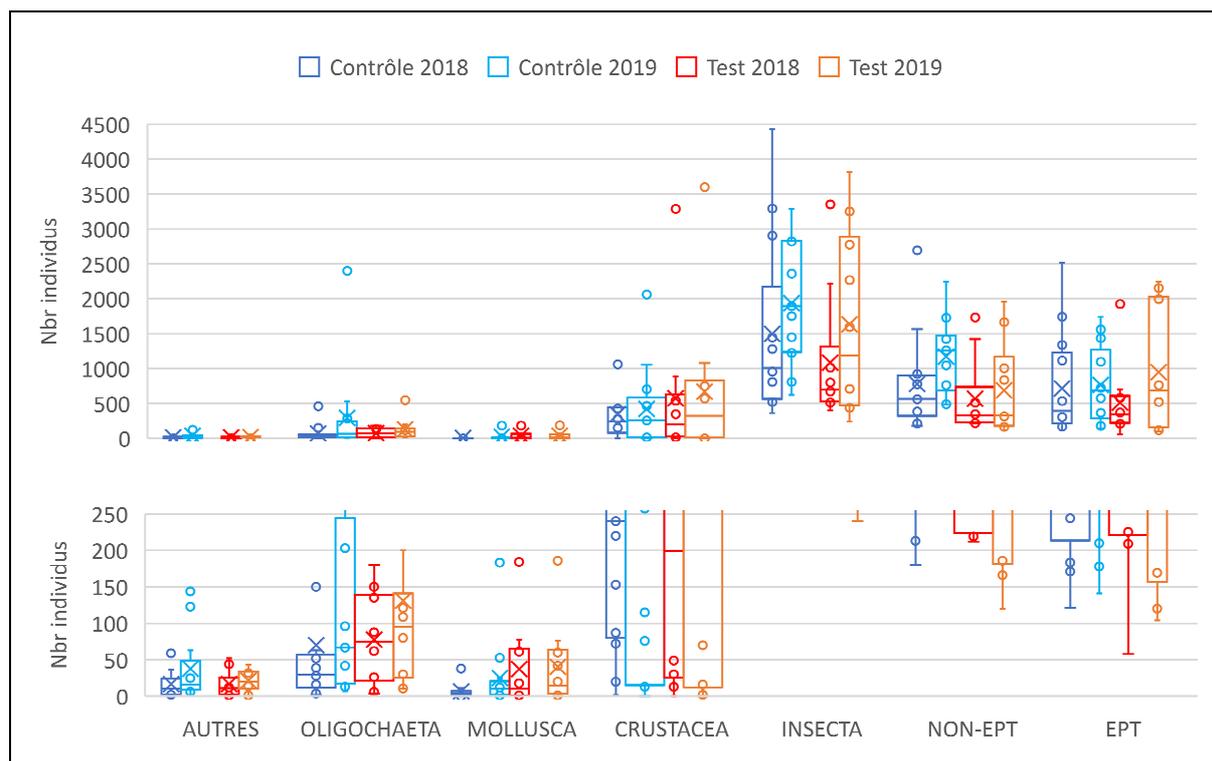


Figure 11 : Évolution 2018-2019 du nombre d'individus des classes du groupe contrôle et du groupe test. Le deuxième graphique illustre les données entre 0 et 250 individus difficiles à voir dans le premier graphique. Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Plathyelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

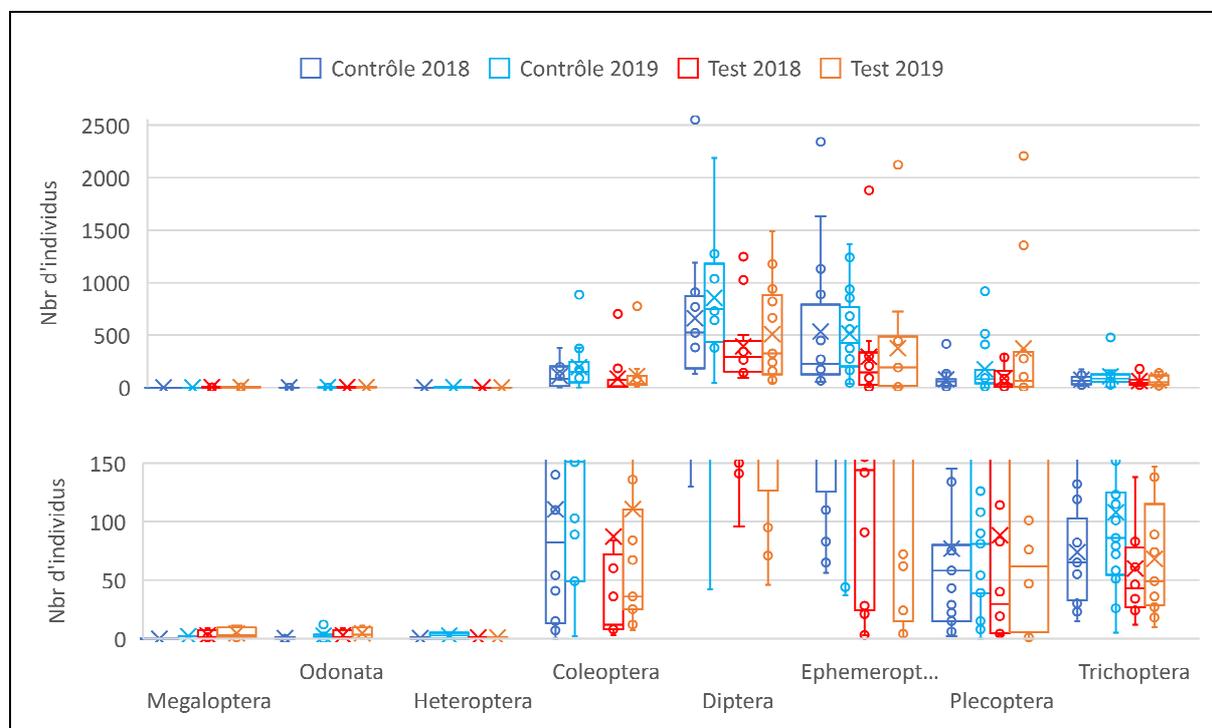


Figure 12 : Évolution 2018-2019 du nombre d'individus des ordres d'insectes du groupe contrôle et du groupe test. Le deuxième graphique illustre les données entre 0 et 150 individus difficiles à voir dans le premier graphique. Lepidoptera non représenté car un seul spécimen rencontré.

Table 6 : Synthèse de l'analyse de la variation du nombre d'individus 2018-2019 utilisant des tests des Wilcoxon appariés et indépendants.

	Variation du nombre d'individus 2018-2019						Diff. évol. contr. vs test
	Groupe contrôle			Groupe test			
	Trend ^a	Diff. ind. ^b	Diff. % ^c	Trend ^a	Diff. ind. ^b	Diff. % ^c	
Total (n=13/10/23)	↗*	+782	+40%	↗*	+709	+40%	n.s.
<u>AUTRES</u> (n=17/13/20)	↗*	+17	+104%	→	+3.4	+24%	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}} (p=0.07)$
Hydracarina (n=16/10/26)	↗*	+11	+113%	→	+5	+54%	n.s.
<u>OLIGOCHAETA</u> (n=17/13/30)	↗*	+180 ?	+298% ?	→	+43 ?	+67% ?	n.s.
<u>MOLLUSCA</u> (n=16/13/29)	→	+14	+166%	→	-2.8	-6.4	n.s.
Sphaeriidae (n=14/11/25)	n.s.	+5.6 ?	+97% ?	n.s.	+1.8	+0.09%	n.s.
<u>CRUSTACEA</u> (n=14/10/24)	→	+180 ?	+45% ?	→	+97	+17%	n.s.
Gammaridae (n=14/10/24)	n.s.	+179 ?	+45% ?	n.s.	+89	+17%	n.s.
<u>INSECTA</u> (n=13/12/25)	↗ (p=0.13)	+440	+29%	↗*	+524	+55%	n.s.
NON-EPT (n=13/13/25)	↗*	+393	+50%	→	+139	+29%	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}} (p=0.11)$
Lepidoptera (n=0/1/1)	→	0	0	→	+0.21	0	n.s.
Megaloptera (n=1/5/6)	→	+0.12	+380%	→	+0.50	0.21%	n.s.
Odonata (n=9/4/13)	↗ (p=0.10)	+1.4	+600%	→	+0.50	0.64%	n.s.
Heteroptera (n=2/3/4)	→	+1.12	+380%	→	+0.50	0.10%	n.s.
Coleoptera (n=14/14/28)	↗ (p=0.05)	72%	+75%	↗**	+23	+27%	n.s.
Elmidae (n=14/12/26)	↗*	+70	+78%	↗ p=0.05	+18	+23%	n.s.
Diptera (n=13/12/25)	↗*	+303	+46%	→	+114	+29%	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}} (p=0.15)$
Chironomidae (n=13/13/26)	→ (↗*)°	+151	+26%	→	+50	+17%	n.s.
Simuliidae (n=16/14/30)	↗*	+105	+350%	→	+32 ?	+52% ?	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}} (p=0.05)$
EPT (n=16/12/28)	→	+110	+16%	↗*	+369	+84%	n.s.
Ephemeroptera (n=16/13/29)	→	-13	-2.5%	→	+84	+29%	n.s.
Baetidae (n=16/13/29)	→	-17	-4.4%	→	+48	+20%	n.s.
Caenidae (n=1/2/3)	n.s.	+0.06	NaN	n.s.	+26	+251%	n.s.
Ephemerellidae (n=7/2/9)	↗ (p=0.13)	+13	+303%	n.s.	+4	+258%	n.s.
Heptageniidae (n=15/11/26)	→	-0.82	-0.02%	→	-1.15	-0.06%	$\Delta_{\text{test}} < \Delta_{\text{Cont}} (p=0.12)$
Leptophlebiidae (n=12/12/24)	→	-1.0	-0.09%	→	+0.85	+0.06%	n.s.
Plecoptera (n=15/18/26)	↗*	+86	+127%	→	+274	+372%	n.s.
Leuctridae (n=12/6/18)	→	+4.4	+27%	→	+30 ?	+184% ?	n.s.
Nemouridae (n=13/10/23)	↗ (p=0.08)	+43	+112%	→	+35 ?	+140% ?	n.s.
Taeniopterygidae (n=12/7/19)	→	+37 ?	+289% ?	↗*	+208 ?	+665% ?	$\Delta_{\text{test}} > \Delta_{\text{Cont}} (p=0.06)$
Trichoptera (n=17,12,29)	→	+34	+46%	→	+12	+20%	n.s.
Hydropsychidae (n=17/15/26)	↗ (p=0.10)	+14	+86%	→	+7.3	+116%	n.s.
Limnephilidae (n=16/14/30)	→	+15 ?	+80% ?	→	+10	+26%	n.s.
Psychomyiidae (n=15/10/25)	→	-2.8	-18%	↘ (p=0.09)	-1.8	-47%	n.s.

^a Trend : évolution 2018-2019 ; ^b Diff. ind. : différence 2018-2019 du nombre d'individus ; ^c Diff. % : différence 2018-2019 relative par rapport à 2018 ; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$, n.s. non significatif ; sont notés en rouge les différences probables (p proche de 0.1) et très probables ($0.1 > p > 0.5$) et en rouge gras les différences significatives ($p < 0.05$). ? Augmentation du nombre d'individus soutenue en grande partie par 1 voire 2 variations "hors norme" ; la variation "réelle" pourrait être nettement moins importante voire parfois nulle. ! Diminution du nombre d'individus due à 1 voire 2 variations "hors norme" ; la variation "réelle" pourrait être nettement moins importante voir parfois nulle. ° Non-significativité de l'augmentation due à la chute du nbr d'individus à la station SPEZ_054 ; sans cette station, l'augmentation est bien plus importante et significative ($p < 0.005$). Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Plathyelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

Table 7 : Liste des familles présentant la plus forte augmentation du nombre d'individus au sein des groupes contrôle et test. Les familles sont indiquées selon un ordre approximatif d'importance décroissant.

Groupe contrôle	Groupe test
Chironomidae	Taeniopterygidae
Simuliidae	Gammaridae
Oligochaeta	Baetidae
Elmidae	Oligochaeta
Gammaridae	Chironomidae
EPT	EPT

Dans le cadre du projet MBD, l'analyse du nombre d'individus EPT sur la période 2010-2022 montre aussi une augmentation du nombre d'individus au cours du temps (EPT : env. 21.8 ind./an, éphéméroptères : env. 11.5 ind./an, plécoptères : env. 8.8 ind./an et trichoptères : env. 1.7 ind./an ; communication personnelle, Nicolas Martinez). En comparaison, les augmentations observées pour les EPT dans le cadre du NAWA SPEZ 2018-2019 sont bien plus importantes que le trend général pour la Suisse. Les éléments de réponses mentionnés dans le chapitre 3.2 peuvent être repris ici au sujet des EPT. Concernant le nombre d'individus, Straka et al. (2019) observent par exemple des abondances plus importantes dans les cours d'eau permanents par rapport aux cours d'eau intermittents. Řezníčková et al. (2013) mentionnent que dans des études menées sur des sites intermittents et permanents, certains auteurs observent des abondances individuelles significativement plus basses dans les cours d'eau intermittents alors que d'autres auteurs ne trouvent pas de différences significatives ou des résultats inverses. Di Sabatino et al. (2021) observent en outre que la diversité et l'abondance des communautés sont plus élevées dans les sites intermittents mais que le nombre et l'abondance de taxons d'insectes plus sensibles étaient supérieurs dans les sites qui n'avaient jamais été complètement mis à sec.

La table 8 liste les résultats au niveau des espèces EPT. Seules les espèces montrant une variation probable ou significative sont indiquées. Pour les autres espèces, les variations observées ne sont pas claires ou le nombre d'occurrence est trop faible. Seules quatre espèces présentent des variations statistiquement probables ou significatives. On peut en conclure que les tendances au niveau des familles et du groupe EPT sont généralement portées par une variation répartie sur l'ensemble des espèces.

Table 8 : Variation du nombre d'occurrence et d'individus au niveau des espèces EPT. Seules les espèces présentant une variation statistiquement probable (p proche de 0.1 ou inférieur) et dont n est suffisant sont indiquées.

	Groupe contrôle				Groupe test			
	Trend	Nbr occurrence	Nbr ind.	% 2018	Trend	Nbr occurrence	Nbr ind.	% 2018
<i>Alainites muticus</i> (n=14/6)	→	+2	+7.0	+15%	↘ (p=0.06)	-2	-18	-45%
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (n=7/4)	↗ (p=0.09)	+3	+3.9	+386%	↘ (p=0.13)	-3	-3.2	-84%
<i>Brachyptera risi</i> (n=12/7)	→	-1	+37	+49%	↗*	0	+208	+665%
<i>Tinodes unicolor</i> (n=13/6)	→	0	-3.2	-23%	↘*	-5	-4.4	-86%

Il faut noter ici que les données espèce au sein des plécoptères et des trichoptères (en général) sont difficilement utilisables car le set de données est fortement influencé par 1) la phénologie des espèces, 2) des températures précédant l'échantillonnage du printemps 2018 nettement plus froide par rapport à celles de 2019 et 3) le fait que seuls les adultes et les larves du dernier stade sont généralement identifiables. L'augmentation 2018-2019 du nombre d'occurrences de *Leuctra hippopus* et de *Leuctra nigra* est un cas typique. Ces deux espèces ne peuvent être identifiées que lorsque les critères de l'adulte sont déjà présents sous la cuticule de la larve mature. Le développement des larves, généralement dépendant de la température, doit donc être très avancé au moment de l'échantillonnage pour assurer la déterminabilité de l'espèce. Ainsi, plus les températures sont douces en février-mars, plus les chances de trouver des individus identifiables sont grandes. Un raisonnement similaire peut être appliqué à un grand nombre d'espèces de plécoptères et de trichoptères. Ainsi, au niveau de l'espèce, le set de données des plécoptères et des trichoptères est plus influencé par les conditions à la fin de l'hiver et début printemps que par les conditions rencontrées durant l'été précédent. Ceci n'est pas le cas pour les éphéméroptères car les larves peu voire très peu développées peuvent être déterminées à l'espèce pour une très grande majorité des espèces.

Concernant les variations d'abondance de *Brachyptera risi*, l'importance de l'augmentation semble dépendre de la quantité d'individus déjà observée en 2018. Ainsi, plus le nombre d'individus est grand en 2018, plus l'augmentation 2018-2019 est importante (annexe 4). L'augmentation au sein du groupe test est significative ($p = 0.016$, $n = 7$) et sur les quatre augmentations "hors norme", deux ont lieu dans des sites A SEC et deux dans des sites ETIAGE (table 5). Il est d'ailleurs probable que ces deux sites ETIAGE aient dans les faits subi une période de sécheresse passée inaperçue lors de leur visite durant l'été 2018. Dans le groupe contrôle, on observe aussi une augmentation du nombre d'individu moyen mais celle-ci n'est pas significative ($p = 0.46$, $n = 12$). La différence de comportement entre les deux groupes est très probable ($p = 0.063$, $n = 19$). Cette espèce semble donc bien être favorisée par une mise à sec du cours d'eau ou des étiages très sévères. Certains de ses traits biologiques permettent de l'expliquer en partie. *Brachyptera risi* est très précoce et ses œufs sont résistants à la dessiccation (www.freshwaterecology.info, Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). Ainsi, son cycle de vie est terminé avant que la sécheresse n'ait d'impact sur les larves. Les œufs déposés dans le milieu peuvent alors résister à la sécheresse. Par ailleurs, Straka et al. (2019) classent *B. risi* dans les espèces indicatrices des cours d'eau intermittents. L'espèce semble donc bénéficier d'un avantage par rapport aux autres espèces lui permettant de développer des populations plus importantes après de tels épisodes. Curieusement, Chadd et al. (2017), dans le cadre de l'indice DHELI (Drought Effect of Habitat Loss on Invertebrates), attribue aux genres *Brachyptera* et *Rhabiopteryx* de la famille des Taeniopterygidae un "score d'intolérance à la sécheresse" de 9 sur 10, ceci en raison de leur rhéophilie et de leur sensibilité à une diminution du taux d'oxygène dissous. Cette incohérence s'explique probablement par le fait que les autres espèces de ces deux genres ne présentent pas forcément la même adaptation aux sites intermittents.

3.4. Analyse de la modification de la structure des communautés par analyses multivariées

Différents types d'analyses multivariées peuvent être utilisés pour étudier la modification de la structure d'une communauté suite à une perturbation environnementale (p. ex. Clarke, 1993). Pour le présent projet, une analyse en composante principale (ACP) a été utilisée. Plusieurs options peuvent être choisies et différentes variantes ont été testées. Les résultats sont toutefois très similaires et seule la variante avec transformation de Hellinger est présentée dans les figures 13 et 14.

Dans la figure 13, les points des quatre groupes Contrôle 2018, Contrôle 2019, Test 2018 et Test 2019 se superposent et la variabilité au sein des groupes est plus grande que la différence entre les groupes contrôle et test ou entre 2018 et 2019. Ceci suggère que les caractéristiques stationnelles sont plus importantes que les variations temporelles 2018-2019. Dans la figure 14, les distances entre paires 2018-2019 et entre leur centre de gravité respectif sont faibles et aléatoires, suggérant qu'il n'y a pas de modification générale de la structure de la communauté pour l'ensemble des sites de chaque groupe mais des variations individuelles au sein de chaque station.

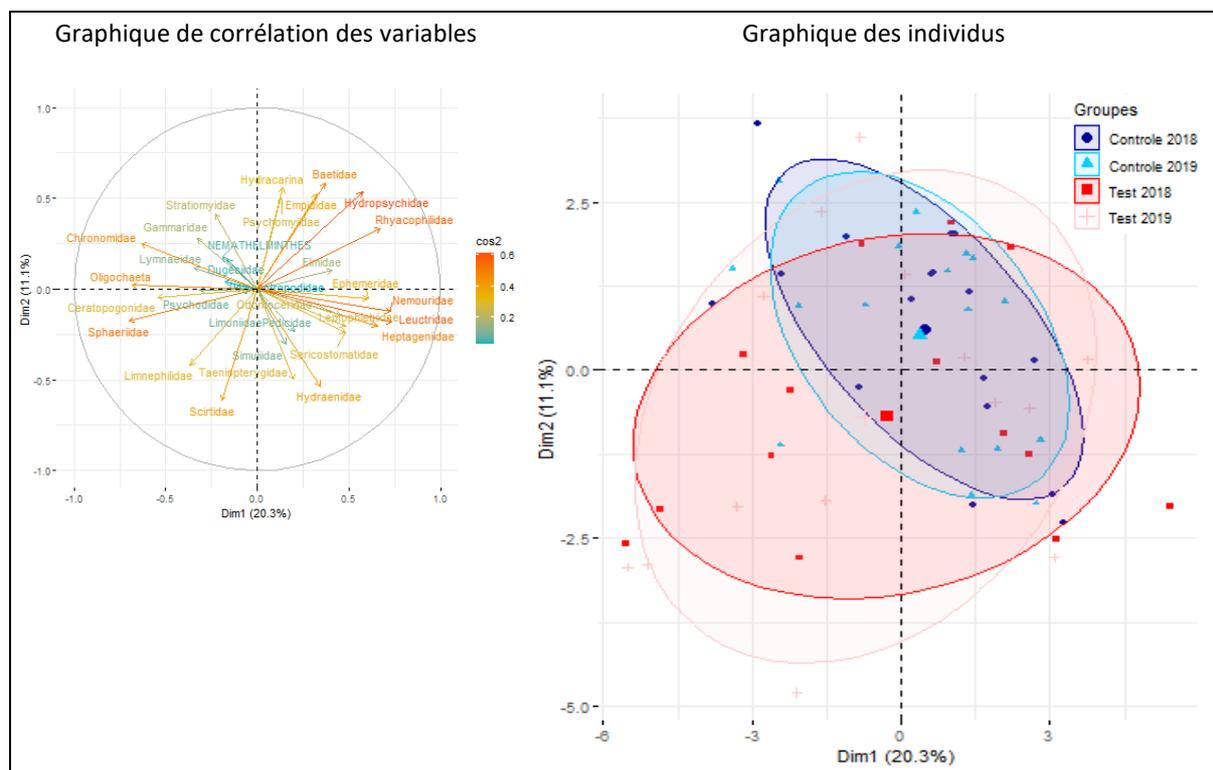


Figure 13 : Résultat de l'ACP au niveau des 31 taxons IBCH retenus pour les 62 échantillonnages de 2018 et 2019. Les symboles de taille supérieures représentent le centre de gravité de chacun des groupes alors que les ellipses englobent 1 σ des valeurs.

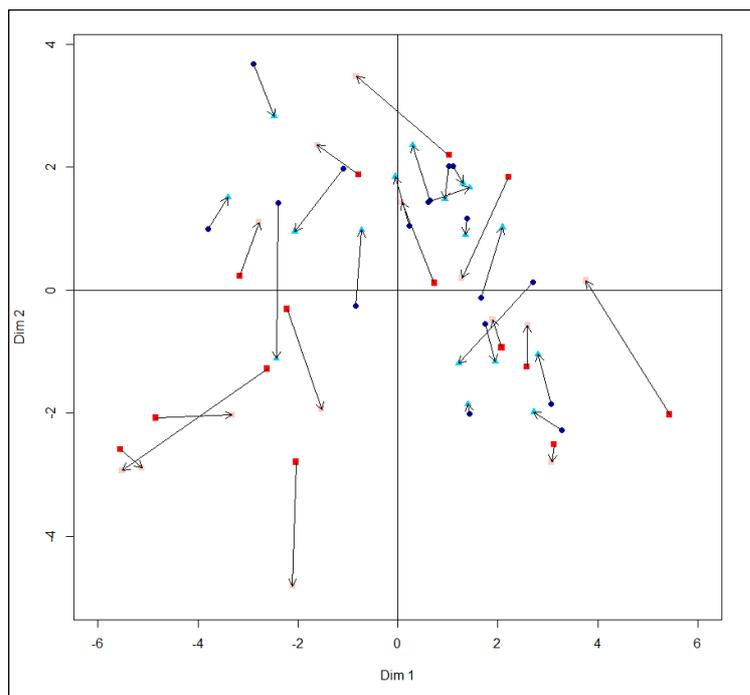


Figure 14 : Distances 2018-2019 des sites.

3.5. Analyse de la variation 2018-2019 du nombre de familles

Les résultats de l'analyse du nombre de familles sont présentés à la figure 15 pour les classes et à la figure 16 pour les ordres d'insectes. La table 9 synthétise les résultats pour les rangs taxonomiques supérieurs (classes et ordres) alors que la table 10 indique les résultats pour les rangs inférieurs (familles et espèces EPT). Les résultats détaillés se trouvent aux annexes 2, 3 et 4.

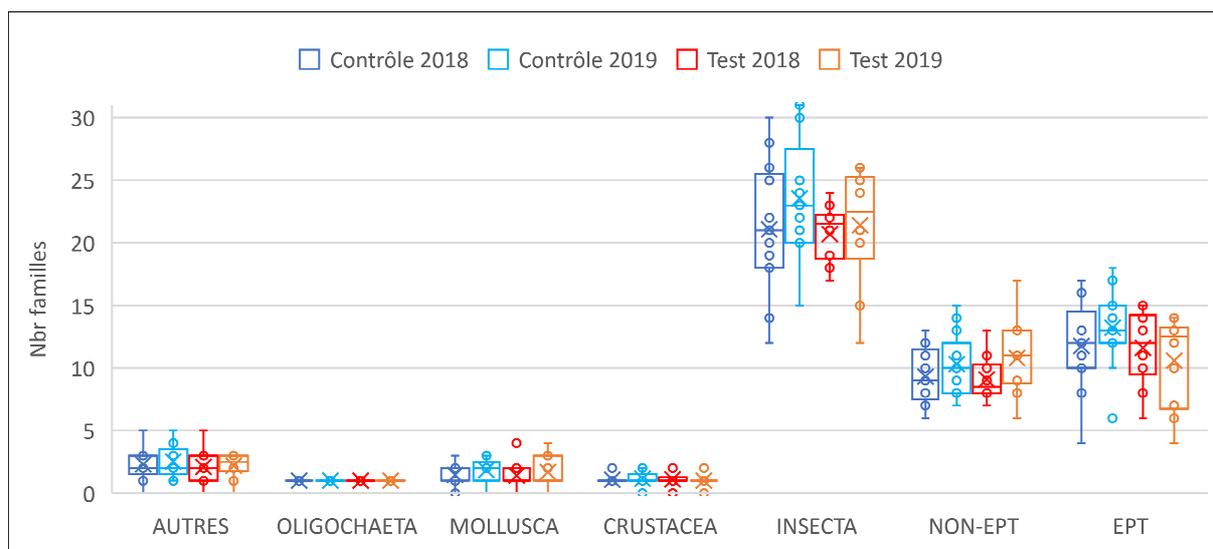


Figure 15 : Évolution 2018-2019 du nombre de familles des classes du groupe contrôle et du groupe test. Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Platyhelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

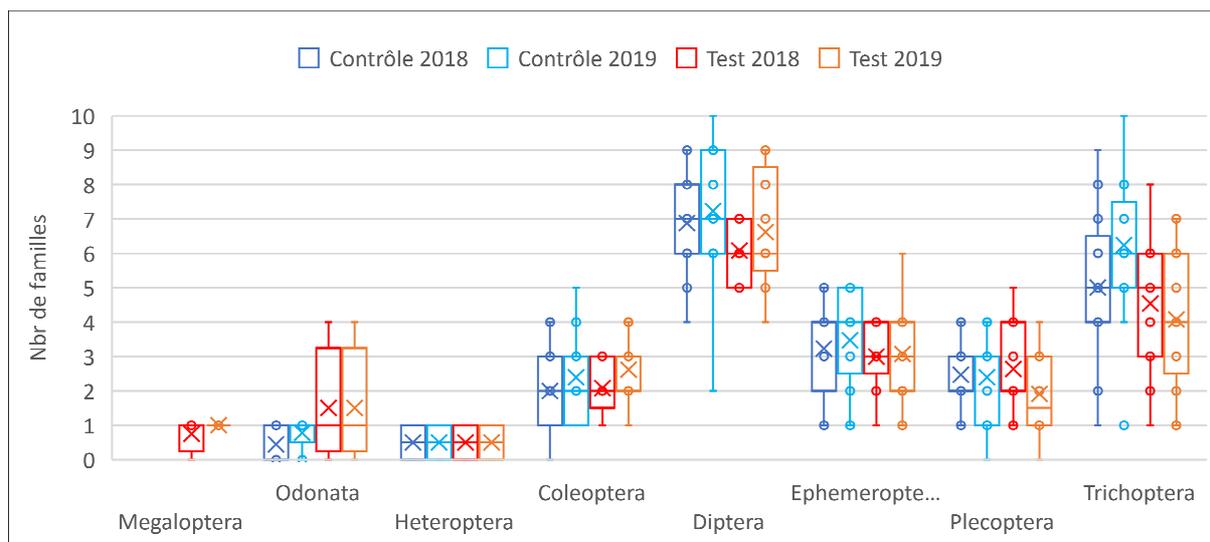


Figure 16 : Évolution 2018-2019 du nombre de familles des ordres d'insectes du groupe contrôle et du groupe test. Lepidoptera non représentés car un seul spécimen rencontré.

L'augmentation du nombre de familles observée dans le groupe contrôle est principalement portée par la classe des insectes (75 % de l'augmentation totale dont 45 % pour les EPT et 30 % pour les NON-EPT). Dans le groupe test, le nombre de familles augmente de manière significative qu'au sein des NON-EPT. L'augmentation y est d'ailleurs principalement portée par les coléoptères et les diptères, deux groupes connus pour être résistants et plus adaptés aux milieux intermittents. Cette augmentation au sein des NON-EPT est par ailleurs en grande partie contrebalancée par une diminution (non significative) du nombre de familles EPT, particulièrement au sein des plécoptères et des trichoptères (table 9).

L'augmentation du nombre total de familles a déjà été discutée au chapitre 3.2. Toutefois, l'analyse au niveau des ordres d'insectes et à la famille permet de mieux discerner les différences d'évolution entre les communautés du groupe contrôle et celles du groupe test. D'une manière générale, le nombre de familles, le nombre d'occurrences des taxons IBCH et le nombre d'espèces EPT tend à augmenter entre 2018 et 2019 dans le groupe contrôle alors qu'il tend à diminuer, ou tout du moins à rester stable, dans le groupe test. Cette différence entre le groupe contrôle et le groupe test est particulièrement visible chez certaines espèces sensibles et/ou filtreuses/brouteuses comme l'ensemble des plécoptères, les Leptophlebiidae, les Heptageniidae, les Psychomyiidae ou les Hydropsychidae. Plusieurs études rapportent des résultats similaires avec des communautés plus riches en EPT, en Heptageniidae et en filtreurs et brouteurs dans les cours d'eau permanents par rapport aux cours d'eau intermittents (Hille et al. 2014, Straka et al. 2019, Di Sabatino et al. 2021, 2022). Les groupes plus sensibles semblent donc bien être plus impactés par la mise à sec des cours d'eau. En tenant compte de trend positif sur le moyen/long terme observé en Suisse, il est possible d'affirmer que les communautés du groupe test ont vu une raréfaction relative de leurs espèces sensibles. Ces résultats sont importants car bien que l'été 2018 n'a pas eu d'impact sur les indices IBCH, une répétition d'étés secs et caniculaires pourrait à terme mener à une raréfaction des taxons sensibles et donc à un abaissement des indices IBCH qui ne serait pas lié à une dégradation de l'état biologique du cours d'eau (qualité physico-chimie et écomorphologique). Un tel changement de communauté a par exemple déjà pu être observé par Di Sabatino et al. (2022) dans un cours d'eau alpin italien.

Table 9 : Synthèse de l'analyse de la variation du nombre de familles utilisant des tests des Wilcoxon appariés et indépendants. Les résultats pour les Lépidoptères, les Mégaloptères et les Hétéroptères ne sont pas indiqués car leurs occurrences sont trop faibles.

	Variation nbr familles 2018-2019								Diff. évol. contr. vs test
	Trend ^a	Groupe contrôle			Trend ^a	Groupe test			
		Diff. fam. ^b	Diff. % ^c	% Tot. ^d		Diff. ind. ^b	Diff. % ^c	% Tot. ^d	
Total Nbr de familles (n=17/13/30)	↗**	+ 3.1	+ 12 %		→	+ 0.29	+ 1 %		Δ_{test} < Δ_{Cont}*
Autres (n=16/13/29)	→	+ 0.35	+ 15 %	11 %	→	- 0.23	- 10 %	- 80 %	n.s.
MOLLUSCA (n=16/13/29)	(↗ p=0.1)	+ 0.38	+ 25 %	12 %	→	+ 0.15	+ 10 %	54 %	n.s.
INSECTA (n=17/14/31)	↗**	+ 2.35	+ 12 %	75 %	→	+ 0.50	+ 2.6 %	175 %	Δ_{test} < Δ_{Cont} (p=0.11)
NON-EPT (n=17/14/31)	↗*	+ 0.94	+ 11 %	30 %	↗*	+ 1.29	+ 14 %	450 %	n.s.
Odanata (n=9/14/13)	→	+ 0.18	+ 75 %	11 %	→	+ 0.00	+ 0.00 %	0.00 %	n.s.
Coleoptera (n=14/14/28)	→	+ 0.35	+ 20 %	11 %	(↗ p=0.14)	+ 0.43	+ 19 %	150 %	n.s.
Diptera (n=17/14/31)	→	+ 0.35	+ 5.1 %	11 %	→	+ 0.71	+ 12 %	250 %	n.s.
EPT (n=17/14/31)	↗**	+ 1.41	+ 14 %	45 %	→ (↘ p=0.26)	- 0.79	- 8 %	- 275 %	Δ_{test} < Δ_{Cont}**
Ephemeroptera (n=17/14/31)	→	+ 0.24	+ 7.3 %	8 %	→	+ 0.07	+ 2.3 %	25 %	n.s.
Plecoptera (n=15/13/28)	→	-0.06	- 2.7 %	-2 %	(↘ p=0.07)	-0.43	-18 %	- 150 %	n.s.
Trichoptera (n=17/14/31)	↗**	+ 1.2	+ 25 %	40 %	→	- 0.43	- 9.2 %	-150 %	Δ_{test} < Δ_{Cont}**

^a Trend : évolution 2018-2019 ; ^b Diff. ind. : différence 2018-2019 du nombre d'individus ; ^c Diff. % : différence 2018-2019 relative par rapport à 2018 ; ^d % Tot. = part de la classe à l'augmentation totale du groupe entre 2018-2019 ; * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001, n.s. non significatif ; sont notés en rouge les différences probables (p proche de 0.1) et très probables (0.1 > p > 0.5) et en rouge gras les différences significatives (p < 0.05). Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Platyhelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

L'analyse croisée de l'évolution du nombre d'individus et celle de la diversité indique un comportement inverse du groupe contrôle par rapport au groupe test au sein des insectes (table 11). Au niveau du nombre d'individus, les NON-EPT sont favorisés dans le groupe contrôle alors que ce sont les EPT qui sont favorisés dans le groupe test. Au niveau du nombre de familles, c'est plutôt l'inverse avec les EPT qui sont favorisés dans le groupe contrôle et défavorisés dans le groupe test. Ceci se retrouve aussi au niveau des ordres d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères et de manière encore plus marqué pour le nombre d'espèces (table 10). Dans les deux groupes contrôle et test, il semble que le nombre de familles et/ou d'espèces augmente lorsque le nombre d'individus reste stable alors que le nombre d'individus augmente lorsque le nombre de familles et/ou d'espèces reste stable, excepté pour les NON-EPT du groupe contrôle pour lesquels le nombre de familles et d'individus augmente (table 11). En particulier, l'augmentation du nombre d'individus dans le groupe test est accompagnée par une stagnation voire une diminution de la diversité taxonomique (confirmée par la diminution probable de la diversité selon Shannon), suggérant que les espèces non adaptées aux conditions intermittentes se font plus rares au détriment d'espèces plus adaptées qui développent alors des populations plus importantes, et cela de manière différenciée pour chaque site. Excepté le cas de *Brachyptera risi*, il n'y a effectivement pas d'espèces ou de groupes d'espèces qui soient favorisés de manière générale dans le groupe test mais plutôt à chaque station un groupe d'espèces différentes. Ceci semble se manifester de manière plus importante pour les EPT par rapport au NON-EPT qui sont connus pour être moins sensibles aux modifications environnementales. Dans les sites moins impactés, il semble au contraire que la diversité des espèces sensibles (les EPT) soit favorisée (ou tout du moins non défavorisée en tenant compte du trend positif sur le moyen/long terme observé en Suisse). Le nombre d'individus au sein de ces familles/espèces stagne ou n'augmente que de manière restreinte. Par contre, des augmentations "hors norme" du nombre d'individus au sein d'une ou deux familles

communes et résistantes (Oligochaeta, Gammaridae, Chironomidae, Simuliidae, Elmidae, Baetidae), différentes de station en station, sont observées. La seule exception où le nombre d'individus et le nombre d'espèces augmentent clairement en parallèle est la famille des Hydropsychidae.

Table 10 : Variation 2018-2019 du nombre d'occurrences par taxon IBCH ainsi que du nombre d'espèces EPT pour le groupe contrôle et le groupe test.

Taxons IBCH	Delta nbr occurrences		Taxons IBCH	Delta nbr occurrences		Delta nb espèces moyen	
	Contrôle	Test		Contrôle	Test	Contrôle	Test
NON- EPT			Dixidae	1	1		
Dendrocoelidae	1	0	Dolichopodidae	0	-1		
Dugesidae	-1	0	Empididae	0	-1		
Planariidae	2	2	Ephydriidae	0	0		
"NEMATHELMINTHES"	1	-1	Limoniidae/Pedidae	-2	-1		
Erpobdellidae	-1	-2	Psychodidae	-2	3		
Glossiphoniidae	1	-1	Ptychopteridae	0	1		
Hydracarina	3	-1	Rhagionidae	1	0		
Oligochaeta	0	-1	Simuliidae	-1	0		
Ancylidae (Tachet)	0	2	Stratiomyidae	2	3		
Hydrobiidae	1	-1	Tabanidae	2	4		
Lymnaeidae	1	0	Thaumaleidae	0	1		
Physidae	1	1	Tipulidae	1	-1		
Sphaeriidae	3	0	EPT			+3.35**	-0.85
Gammaridae	-1	-1	<u>Ephemeroptera</u>	4	1	+0.88*	-0.86 ($p=0.12$)
Adelaïde	2	0	Baetidae	0	-1	0.24	-0.64 ($p=0.06$)
Lepidoptera	0	1	Caenidae	1	1	-	-
Sialidae	1	1	Ephemerellidae	0	1	-0.14	-
Calopterygidae	1	0	Ephemeridae	1	1	$n^{\circ} = 1$	-
Cordulegasteridae	1	-1	Heptageniidae	1	0	+0.53*	0.00
Corduliidae	0	1	Leptophlebiidae	1	-1	+0.17	-0.54 ($p=0.06$)
Gomphidae	1	0	<u>Plecoptera</u>	-1	-6	+0.20	0.00
Libellulidae	0	0	Chloroperlidae	0	0	-	-
Platycnemididae	0	0	Leuctridae	-1	-4	+0.17	-0.13
Corixidae	0	-1	Nemouridae	-1	-1	0.00	+0.33
Gerridae	0	0	Perlidae	0	0	-	-
Veliidae	0	1	Perlodidae	0	-1	-	-
Curculionidae	0	1	Taeniopterygidae	1	0	-	-
Chrysomelidae	0	1	<u>Trichoptera</u>	21	-6	2.29**	0.00
Dryopidae	0	1	Brachycentridae	1	0	-	-
Dytiscidae	2	1	Glossosomatidae	1	1	-	-
Elmidae	1	0	Goeridae	0	-1	-	-
Gyrinidae	0	0	Hydropsychidae	2	0	+0.35 ($p=0.07$)	+0.10
Haliplidae	0	1	Hydroptilidae	2	1	-	-
Helophoridae	0	2	Lepidostomatidae	1	0	-1	-
Hydraenidae	3	-4	Limnephilidae	-1	0	+0.19	+0.14
Hydrophilidae	0	1	Odontoceridae	3	-2	-	-
Scirtidae (=Helodidae)	0	2	Philopotamidae	-1	-1	-	-
Anthomyiidae/Muscidae	3	0	Polycentropodidae	6	-1	+0.42 ($p=0.07$)	-0.13
Athericidae	-1	-1	Psychomyiidae	2	0	+0.40*	+0.10
Ceratopogonidae	2	1	Rhyacophilidae	1	-1	+0.31 ($p=0.12$)	+0.10
Chironomidae	0	0	Sericostomatidae	4	-2	-	-
Culicidae	0	1					

Le symbole "-" est indiqué lorsque le nombre de paires d'occurrences 2018-2019 ou le nombre d'espèces observées est trop faible pour évaluer la variation 2018-2019 ; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Table 11 : Synthèse des variations du nombre d'individus et de la diversité taxonomique.

	Groupe contrôle			Groupe test		
	Nbr individus	Nbr familles	Nbr espèces EPT	Nbr individus	Nbr familles	Nbr espèces EPT
Total	↗*	↗**		↗*	→	
AUTRES	↗*	→		→	→	
MOLLUSCA	→	↗		→	→	
INSECTA	↗	↗**		↗*	→	
NON EPT	↗*	↗*		→	↗*	
EPT	→	↗**	↗**	↗*	→	→
Ephemeroptera	→	→	↗*	→	→	↘
Plecoptera	↗*	→	→	→	↘	→
Trichoptera	→	↗**	↗**	→	→	→

Le groupe Autres regroupe les Hirudinea, les Plathyelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina.

3.6. Analyse des traits biologiques

Il est possible d'analyser les traits biologiques afin d'étudier les modifications de la structure des communautés suite à des épisodes de sécheresse. Ceci permet aussi de mieux comprendre les facteurs influençant les communautés. Par exemple, à cause de la disparition des seuils qui constituent leur habitat préférentiel et de l'interruption de l'apport de matière organique par l'amont, la part des filtreurs et des brouteurs diminue théoriquement lors d'un assèchement du milieu. Au contraire, les détritivores et les broyeurs, plus adaptés aux mouilles et bassins, sont favorisés. L'augmentation de la densité des proies dans ces milieux peut alors favoriser les prédateurs (voir p.ex. Fenoglio et al. 2007, Řezníčková et al. 2013).

Lors d'un assèchement du cours d'eau, les taxons ayant les traits biologiques suivants sont théoriquement défavorisés : cycle de vie supérieur à 1 an, moins de 1 génération par an, indicateur de régime permanent, sans adultes ailés, brouteur et/ou filtreur. À contrario, les taxons ayant les caractéristiques suivantes sont favorisés : taxon indicateur de régime intermittent, broyeur et/ou détritivore. Les paramètres suivants ont donc été étudiés : type d'alimentation (% prédateur, % broyeur, % détritivore, % brouteur, % filtreur, % broyeur + % détritivore, % brouteur + % filtreur), la durée du cycle de vie via le rapport $> 1 \text{ an} / (1 \text{ an} + < 1 \text{ an})$, le nombre de générations par an via le rapport $< 1 \text{ an} / (1/\text{an} + >1 \text{ an})$, La résistance à l'assèchement (% taxon indicateur des cours d'eau permanents et % taxon indicateur des cours d'eau intermittent) ainsi que la présence de stade adulte ailé via le rapport $\text{nbr taxon sans vol} / \text{nbr taxon avec vol}$. Les valeurs obtenues ont été comparées de la manière suivante : contrôle-2018 vs test-2018, contrôle-2019 vs test-2019, contrôle-2018 vs contrôle-2019 et test-2018 vs test-2019. Par ailleurs, deux sets de données ont été utilisés : le premier prenant en compte l'abondance des individus mais avec un indice numérique d'abondance (0-10 ind. = 1, 11 à 100 = 2 et $> 100 = 3$) et le deuxième ne prenant en compte que la présence/absence des taxons. Les traits pertinents ont été obtenus depuis la banque de données en ligne www.freshwaterecology.info (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015) ainsi que dans Tachet et al. (2010).

Au final, les résultats ne montrent aucune tendance, les variations étant très faibles (au maximum 5 %), fortement non significatives et souvent aléatoires ou incohérentes. Ceci suggère à nouveau que les communautés n'ont pas subi de modification significative au niveau de leur structure. Un événement isolé ne suffisant pas à modifier la composition de la communauté, il est probable que la répétition d'étés du type de celui de 2018 soit nécessaire pour qu'un changement de structure apparaisse dans la communauté. Il se peut aussi que les tendances soient masquées par la forte variabilité existante entre les sites. De plus, le fait que les NON-EPT soient identifiés au mieux à la famille réduit l'efficacité de cette analyse puisque les données des traits biologiques sont en général propres à l'espèce voire au genre.

4. SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

L'analyse des données issues du projet Hitzesommer du NAWA SPEZ 2018-2019 a permis de montrer que l'été caniculaire et particulièrement sec de 2018 n'avait **pas eu d'impact important** sur la faune du macrozoobenthos. En particulier, les indices IBCH ne sont pas altérés et les valeurs avant et après assèchement des cours d'eau restent similaires. Lors de l'assèchement du lit d'un cours d'eau, de nombreuses espèces peuvent trouver refuge dans les interstices des sédiments à l'interface avec la nappe phréatique ou alors à des profondeurs où l'humidité reste suffisante. D'autres taxons peuvent aussi trouver refuge dans des gouilles. Certaines stratégies mise en place par les espèces (œufs résistants à la sécheresse, stade ailé en été, cocons protecteurs, logettes, diapause estivale) permettent à celles-ci de reprendre leur cycle de vie après le retour de l'eau. La recolonisation depuis l'amont, l'aval ou depuis les affluents est aussi possible après la période de sécheresse. Dans tous les cas, il est admis que plus la communauté et le milieu naturel sont diversifiés, plus la résistance et la résilience à des événements de sécheresse seront grandes. En ce sens, les efforts pour maintenir une qualité de l'eau optimale et une écomorphologie la plus proche d'un état naturel permettent de réduire l'impact des sécheresses sur la macrofaune benthique.

Il ressort aussi que certaines espèces peuvent tirer bénéfice de conditions particulièrement sèches. L'espèce de plécoptère *Brachyptera risi* a vu ses populations fortement croître suite à l'été 2018 et cela surtout dans les cours d'eau ayant subi une période de mise à sec ou un étiage très sévère. À l'inverse, la diversité de nombreux taxons appartenant aux EPT (Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères), groupe connu pour être sensible aux dégradations environnementales, ont été défavorisés dans les sites ayant été mis à sec en 2018. Un risque existe donc que les communautés se modifient et comportent de moins en moins de taxons appartenant aux espèces sensibles si des étés particulièrement secs se répètent à intervalle régulier. Les perspectives climatiques indiquent que les étés caniculaires et les sécheresses persistantes seront de plus en plus fréquentes. Il est donc très probable que de nombreux cours d'eau connus pour être permanents acquièrent progressivement un caractère intermittent avec des communautés adaptées à ces régimes. Les valeurs des indices IBCH pourraient donc à terme diminuer sans que la qualité physico-chimique et écomorphologique ne subisse une dégradation. Pour ces cours d'eau, il est nécessaire d'analyser en détail si l'IBCH permet d'évaluer correctement l'état biologique ou si des méthodes supplémentaires doivent être développées.

L'analyse croisée de l'évolution du nombre d'individus avec celle du nombre de familles, du nombre d'occurrences des taxons IBCH et du nombre d'espèces EPT indique que dans les sites ayant subi un assèchement, la diversité diminue légèrement alors que le nombre d'individus des espèces peu sensibles ou adaptés à la sécheresse (p. ex. *B. risi*) augmente. Au contraire, dans les sites où l'eau a toujours coulé, les taxons sensibles ont vu leur diversité augmenter mais pas ou peu leur nombre d'individus. L'augmentation du nombre d'individus y est portée par des taxons ubiquistes et résistants. Différentes études ont montré que la macrofaune des cours d'eau suisses a une tendance à s'homogénéiser bien que le nombre de taxons augmente, l'explication étant que les espèces généralistes se répandent à la faveur du changement climatique, au détriment à terme des espèces plus spécialisées (p.ex. Gebert et al. 2022 et résultats du Monitoring de la Biodiversité Suisse MBD). Les résultats du NAWA SPEZ 2018-2019 suggèrent que l'assèchement répété des cours d'eau pourraient faire évoluer les communautés de la même manière, accentuant ou accélérant la tendance déjà observée.

Finalement, les analyses permettent de répondre aux questions initialement posées dans ce mandat de la manière suivante :

1. Quels sont les changements observés au niveau des communautés de macroinvertébrés après un assèchement / une forte élévation de la température du cours d'eau ?

Une très légère diminution de la diversité peut être observée suite à l'assèchement d'un cours d'eau. Ce sont principalement les EPT qui voient leur nombre de familles et d'espèces diminuer alors que la diversité des autres unités taxonomiques reste relativement stable. Néanmoins, sur la période 2018-2019, cette évolution est contrebalancée par des conditions climatiques différentes entre les deux années mais aussi par une augmentation de la diversité globale sur le moyen/long terme propre à l'ensemble de la Suisse. En particulier, si l'on admet que le nombre de taxons augmente de manière générale en Suisse, la stabilité du nombre de taxons observée pour le groupe test (cours d'eau asséchés) correspond dans les faits à une diminution relative du nombre de taxons alors que l'augmentation du nombre de taxons observée pour le groupe contrôle (cours d'eau non asséchés) correspond dans les faits à une stagnation relative.

2. Quelles espèces EPT recolonisent rapidement ou non le cours d'eau.

Le set de données ne permet pas de répondre de manière complète à cette question. Les analyses ont toutefois pu montrer que l'espèce de plécoptère *Brachyptera risi* est favorisée après l'assèchement du cours d'eau alors que la diversité des EPT est défavorisée.

3. Quels sont les effets sur l'évaluation des cours d'eau : assiste-t-on à une péjoration des indices IBCH/SPEAR sans dégradation apparente de la qualité du cours d'eau (qualité physico-chimique, écomorphologie).

Les indices biologiques généraux (IBCH, GI, VT) sont restés stables suite à l'été 2018, excepté le SPEAR qui a très légèrement diminué. Il est toutefois possible que les indices subissent une variation à la baisse si des étés extrêmes se succèdent régulièrement.

4. Quelle est l'influence d'un été extrême sur l'abondance du MZB ?

Une forte augmentation du nombre d'individus a été observée à la fois dans les sites où l'étiage était normal, dans les sites où l'étiage était sévère et dans les sites qui étaient asséchés. Il n'est toutefois pas possible d'affirmer si cette variation est due aux conditions extrêmes rencontrées durant l'été 2018 ou aux différences météorologiques observées entre 2018 et 2019 durant les mois précédents les échantillonnages. Dans tous les cas, l'assèchement du lit du cours d'eau et/ou les fortes températures de l'été 2018 n'ont pas mené à une diminution du nombre d'individus. Certains taxons sont favorisés plus que d'autres mais les variations sont réparties de manière très variables au sein des groupes taxonomiques et des sites sans qu'une tendance générale ne soit observable à ce stade.

5. PERSPECTIVES

Le projet Hitzesommer s'est greffé sur le NAWA SPEZ 2018 dont le but premier était d'étudier l'état biologique des petits cours d'eau suisses. Le design expérimental n'a donc pas été conçu en vue d'étudier l'impact de l'assèchement des cours sur la macrofaune benthique. La présente étude est donc surtout exploratoire et souffre de nombreuses faiblesses. Par exemple, les niveaux d'étiage lors de l'été 2018 ont été déterminés visuellement selon 3 niveaux (NORMAL, RINNSAL et TROCKEN). Les informations sur le degré d'assèchement des cours d'eau sont donc très rudimentaires, ponctuelles et sujettes à une relative grande variabilité entre site. De plus, aucune donnée sur la profondeur de la nappe à l'aplomb du cours d'eau et son accessibilité pour le macrozoobenthos n'est disponible. L'historique des cours d'eau n'est non plus pas connu et il se peut que certains d'entre eux possèdent déjà un caractère intermittent et hébergent ainsi une faune déjà adaptée. La grande variabilité des cours d'eau étudiés rend aussi l'analyse complexe. La détermination des NON-EPT à la famille limite quant à elle les analyses des traits biologiques puisque les données écologiques sont en général propres à l'espèce voir au genre. Finalement, l'absence d'échantillonnage en deuxième partie d'année ne permet pas d'avoir une image complète des communautés sur l'année (une part importante des espèces atteint la maturité en été et en automne), ni d'étudier la recolonisation du lit du cours d'eau suite au retour des précipitations.

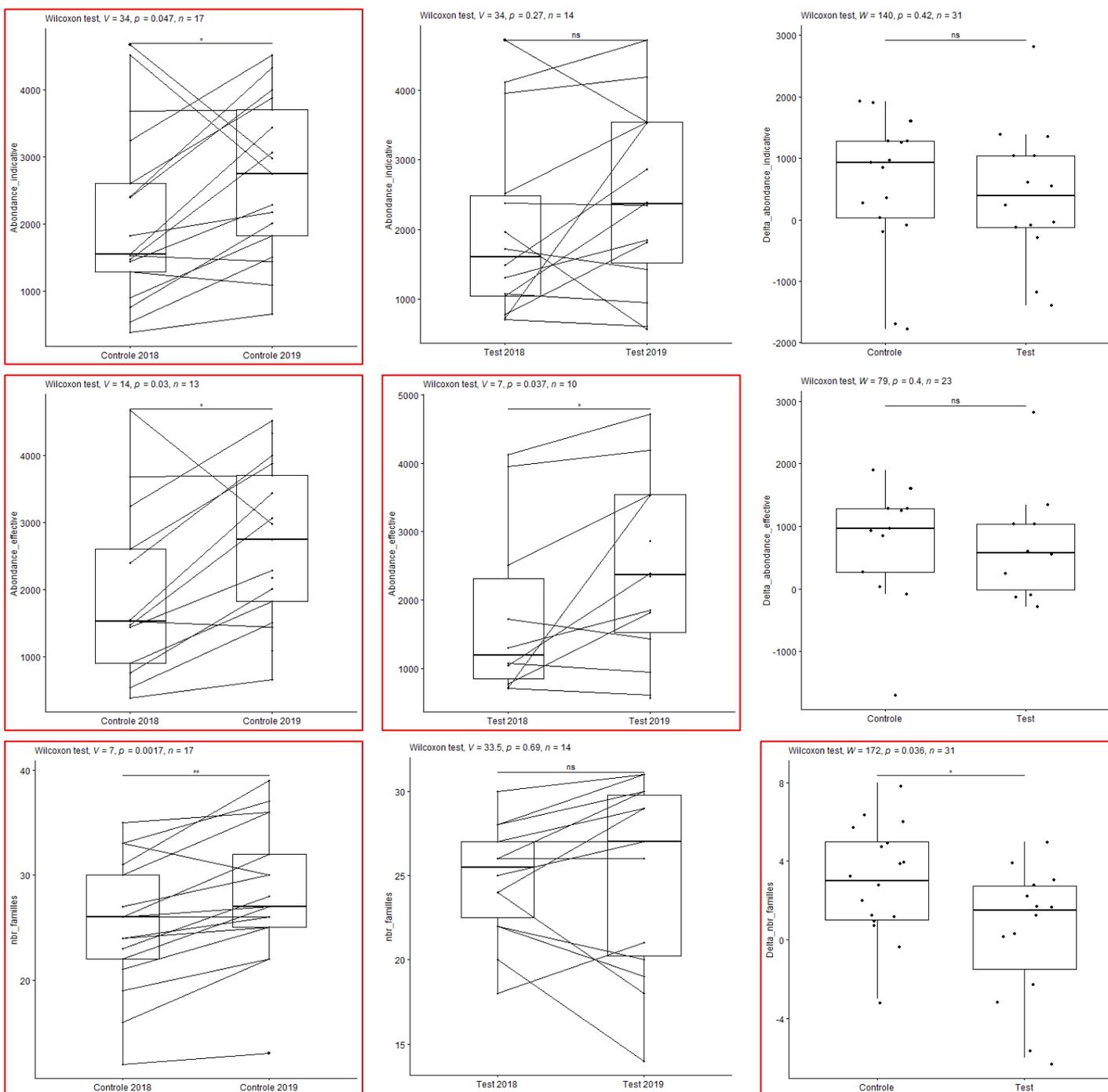
Au vu des prédictions climatologiques qui prédisent des été caniculaire et secs plus fréquents, il est nécessaire d'étudier l'impact des changements de régime hydrologique sur la macrofaune benthique. Pour ce faire, il est primordial de développer une méthodologie propre à cette problématique, l'application de l'IBCH ne permettant pas une analyse complète et pertinente. Un point fondamental est le choix des sites d'études. Il est effectivement important de connaître l'historique des cours d'eau, s'ils sont régulièrement asséchés ou non, quelle est leur relation avec la nappe phréatique, etc. Les échantillonnages de la faune benthique devraient être effectués à différentes saisons avant et après la sécheresse et sur plusieurs années afin d'avoir une connaissance précise de l'ensemble des communautés mais aussi de pouvoir étudier la restauration de la faune après le retour de l'eau et d'évaluer les modifications sur le long terme. La détermination à des rangs taxonomiques inférieurs sur l'ensemble des taxons permettrait d'analyser les traits biologiques des communautés et de comprendre ainsi les mécanismes qui font évoluer leur structure. Idéalement, l'analyse devrait se faire sur une série de sites d'étude, chaque site d'étude comportant une station impactée et une station de référence comparables. Ces dernières devraient être proches l'une de l'autre et présenter une faune, une écomorphologie et une typologie comparable. L'établissement d'un design expérimental devrait associer des spécialistes des différents domaines concernés.

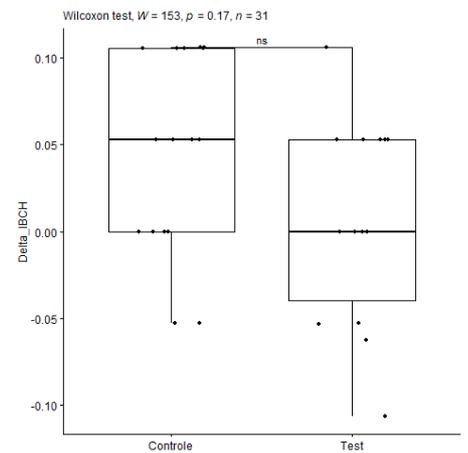
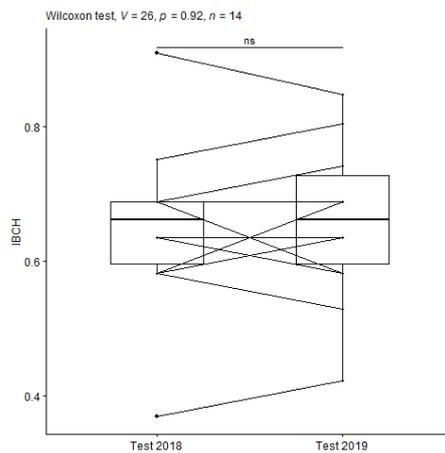
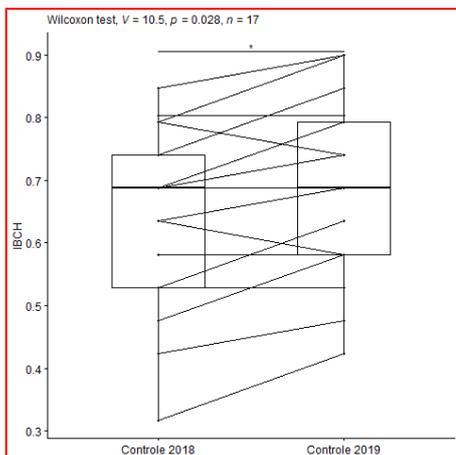
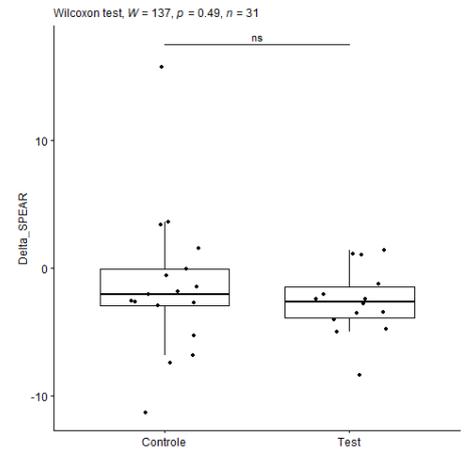
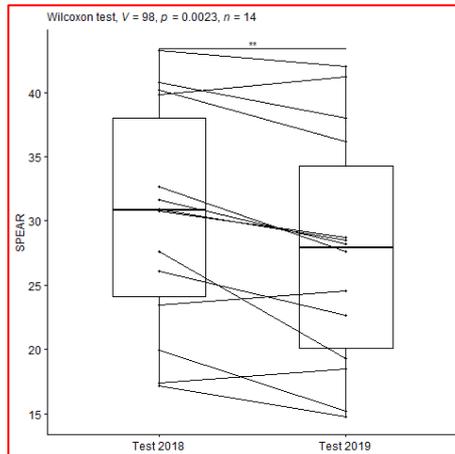
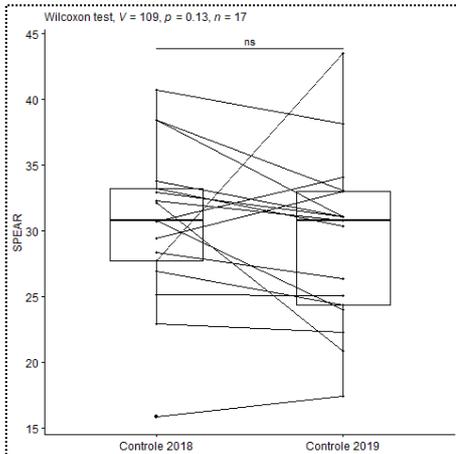
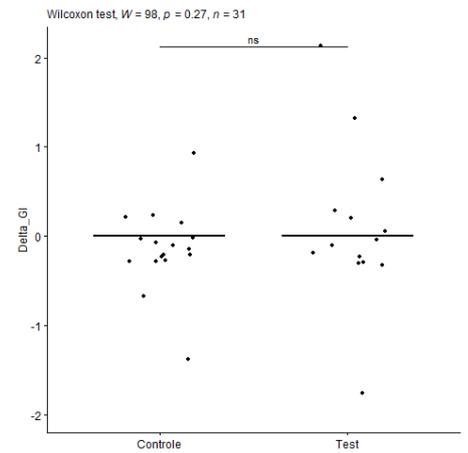
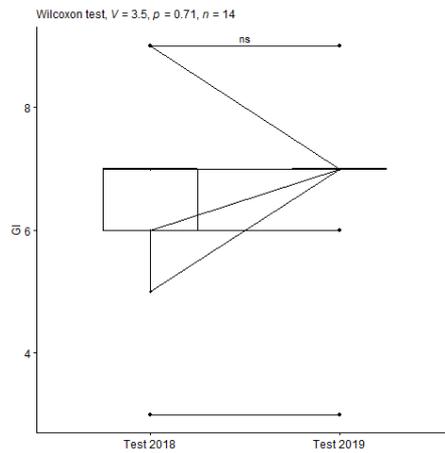
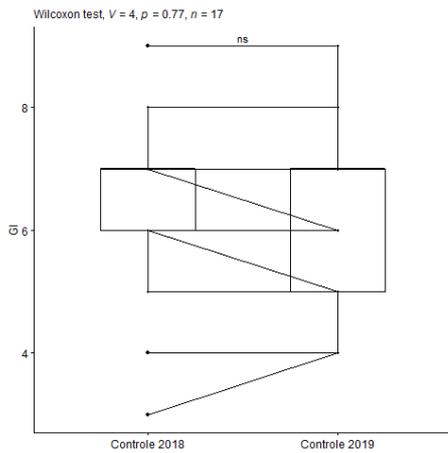
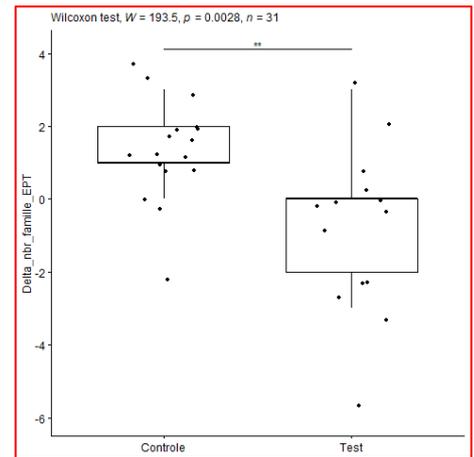
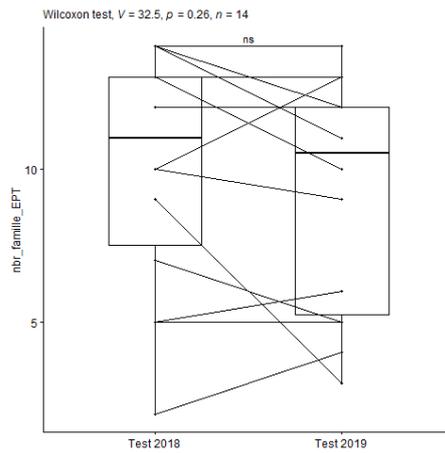
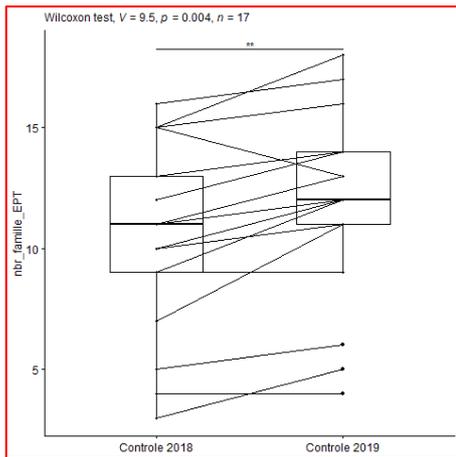
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

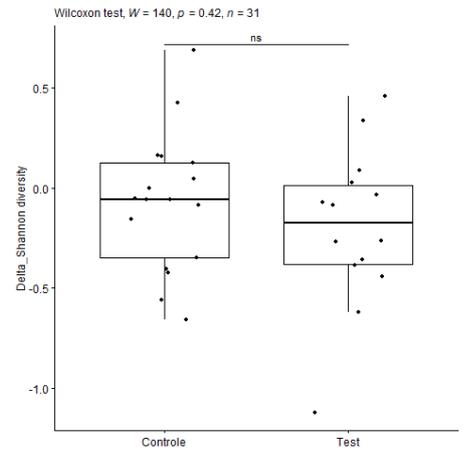
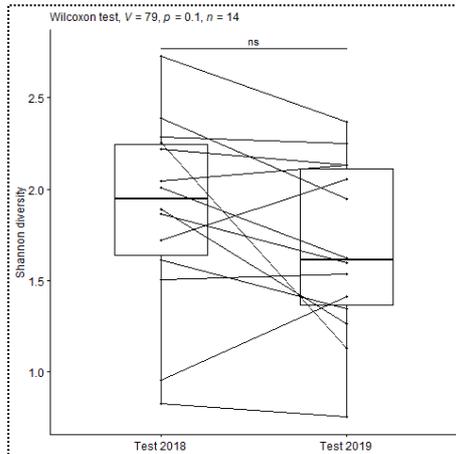
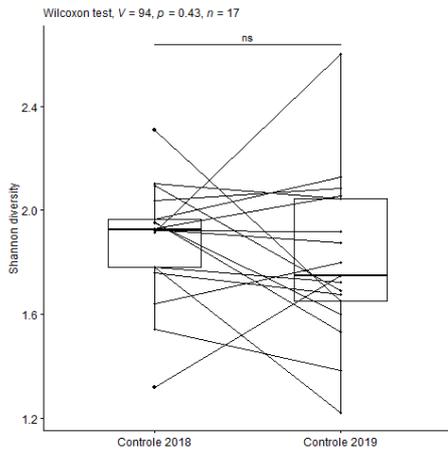
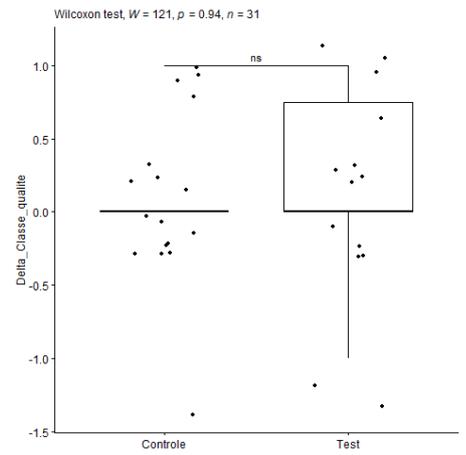
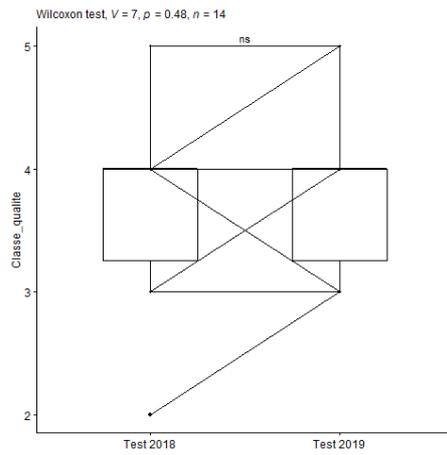
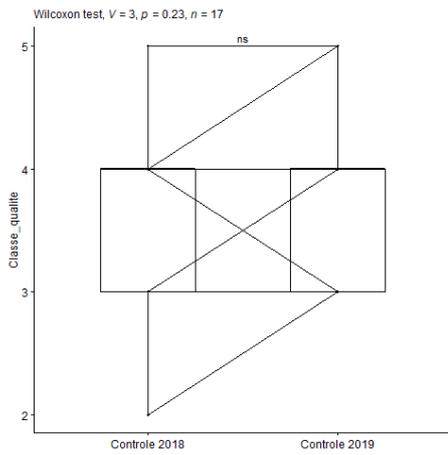
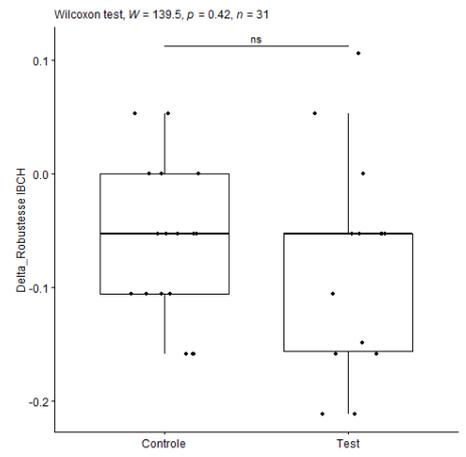
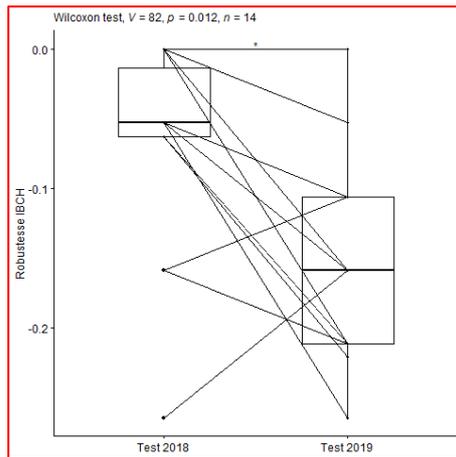
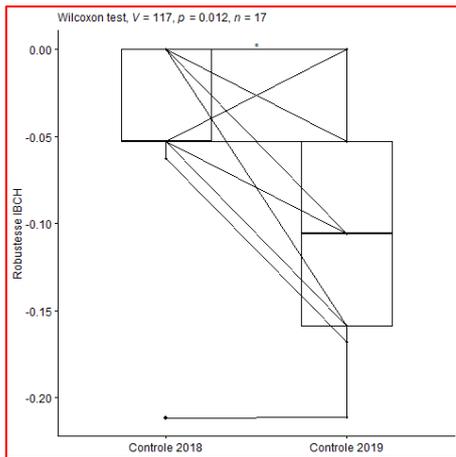
- MétéoSuisse, 2019. Rapport climatologique 2018. Office fédéral de météorologie et de climatologie. MétéoSuisse, Zurich. 94 p.
- Chadd R. P., England J. A., Constable D. & al. (2017). An index to track the ecological effects of drought development and recovery on riverine invertebrate communities. *Ecological Indicators*, **82**, 344-356.
- Clarke K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, **18**, 117-143.
- Crabot J, Polášek M., Launay B et al. (2020). Drying in newly intermittent rivers leads to higher variability of invertebrate communities. *Freshwater Biology*, **00**, 1-15.
- De la Fuente M., Bonada N., Bêche L. et al. (2018). Evolutionary responses of aquatic macroinvertebrates to two contrasting flow regimes. *Hydrobiologia*, **808**, 353–370
- Di Sabatino A., Coscieme L. & Cristiano G. (2023). No post-drought recovery of the macroinvertebrate community after five months upon rewetting of an irregularly intermittent Apennine River (Aterno River). *Ecohydrology & Hydrobiology*, **23**(1), 141-151.
- Di Sabatino, A., Coscieme, L. & Cristiano, G. (2021). Effects of antecedent drying events on structure, composition and functional traits of invertebrate assemblages and leaf-litter breakdown in a former perennial river of Central Apennines (Aterno River, Abruzzo, Central Italy). *Ecohydrology*, **15**(5), e2358.
- Febeglio S., Bo T., Cucco M. & Malacarne G. (2007). Response of benthic invertebrate assemblages to varying drought conditions in the Po river (NW Italy). *Italian Journal of Zoology*, **74**(2), 191-201.
- 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.
- Gebert F., Bollmann K., Sieber R. & Schuwirth N. (2022). Zeitliche Trends von Makroinvertebraten. *Aqua & Gas*, **10**, 76-82.
- Hille S., Kristensen E. A., Graeber D. et al. (2014). Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. *Freshwater Science*, **33**(3), 847-859.
- OFEV et al. (2019). La canicule et la sécheresse de l'été 2018. Impacts sur l'homme et l'environnement. OFEV, Berne. État de l'environnement, 1909.
- Řezníčková P., Tajmrová L., Pařil P. & Zahrádková S. (2013). Effects of droughts on the composition and structure of benthic macroinvertebra assemblages – A case study. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, **LXI**, No. 6, 1853-1865.
- Straka M., Polášek M., Syrovátka V. et al. (2019). Recognition of stream drying based on benthic macroinvertebrates : A new tool in Central Europe. *Ecological Indicators*, **106**, 105486.
- Straka M., Polášek M., Csabai Z. et al. (2021). Stream drying bioindication in Central Europe : A Biodrought Index accuracy assessment. *Ecological Indicators*, **130**, 108045.
- Stucki P & Knispel S (2020). NAWA SPEZ biologie, Rapport sectoriel macrozoobenthos. Campagne NAWA-SPEZ 2018 : petits cours d'eau.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M & Usseglio-Polatera P. (2010). Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie. CNRS éditions, Paris.

Annexe 1.

Boxplots illustrant les variations 2018-2019 des indices biologiques généraux. Les boxplots de la première colonne correspondent aux variations 2018-2019 du groupe contrôle, ceux de la deuxième aux variations 2018-2019 du groupe test et ceux de la troisième aux différences 2018-2019 (Delta = valeur 2019 - valeur 2018) pour chacun des deux groupes. Les boxplots encadrés en rouge illustrent une différence significative ($p < 0.05$), en traitillé une différence très probable ($0.5 > p > 0.1$) et en pointillé une différence probable (p proche de 1). La fonction "add jitter" de R (dispersion des points en x et y) a été utilisée dans les boxplots de la troisième colonne afin de faciliter la visualisation des points.



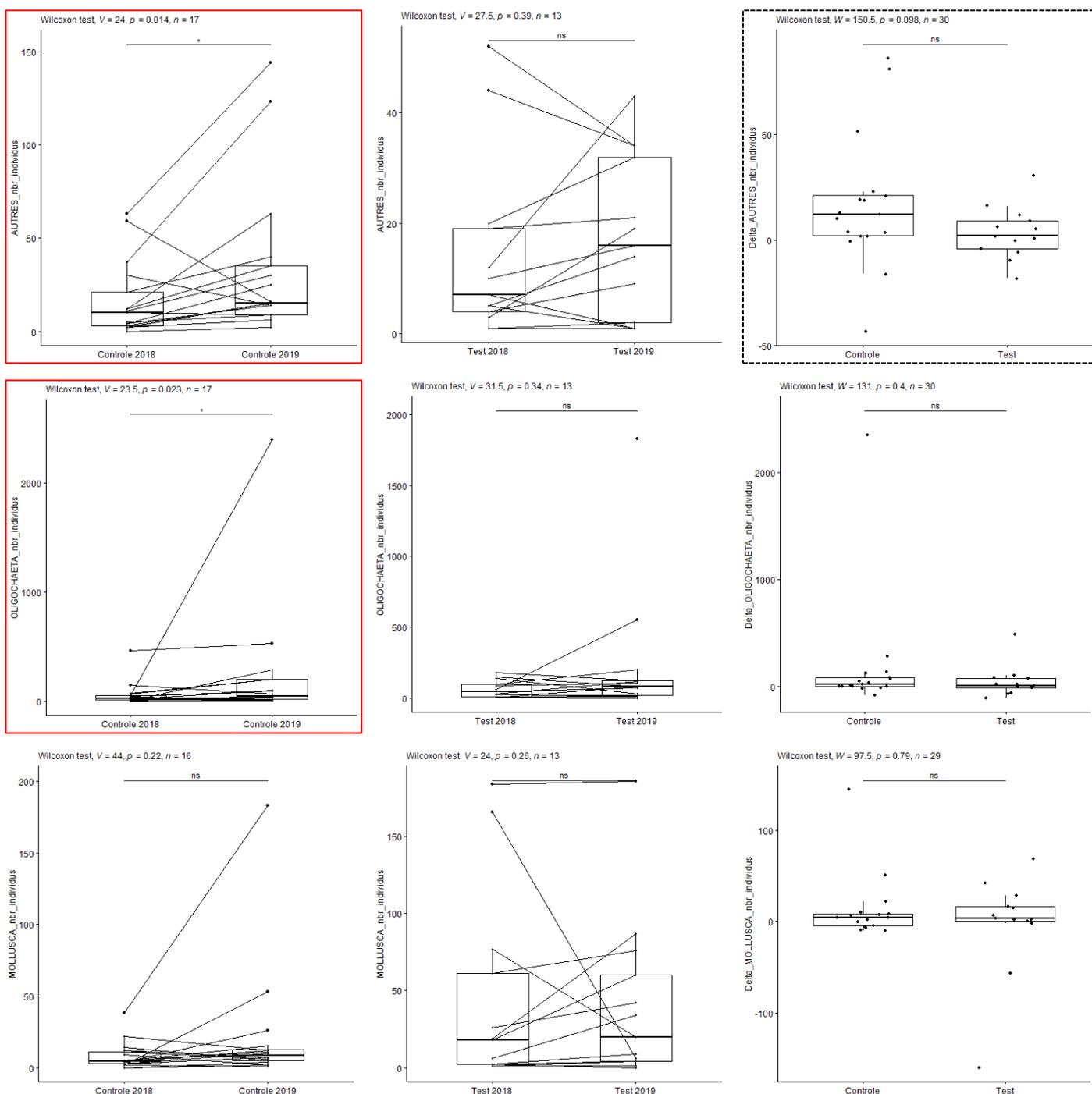


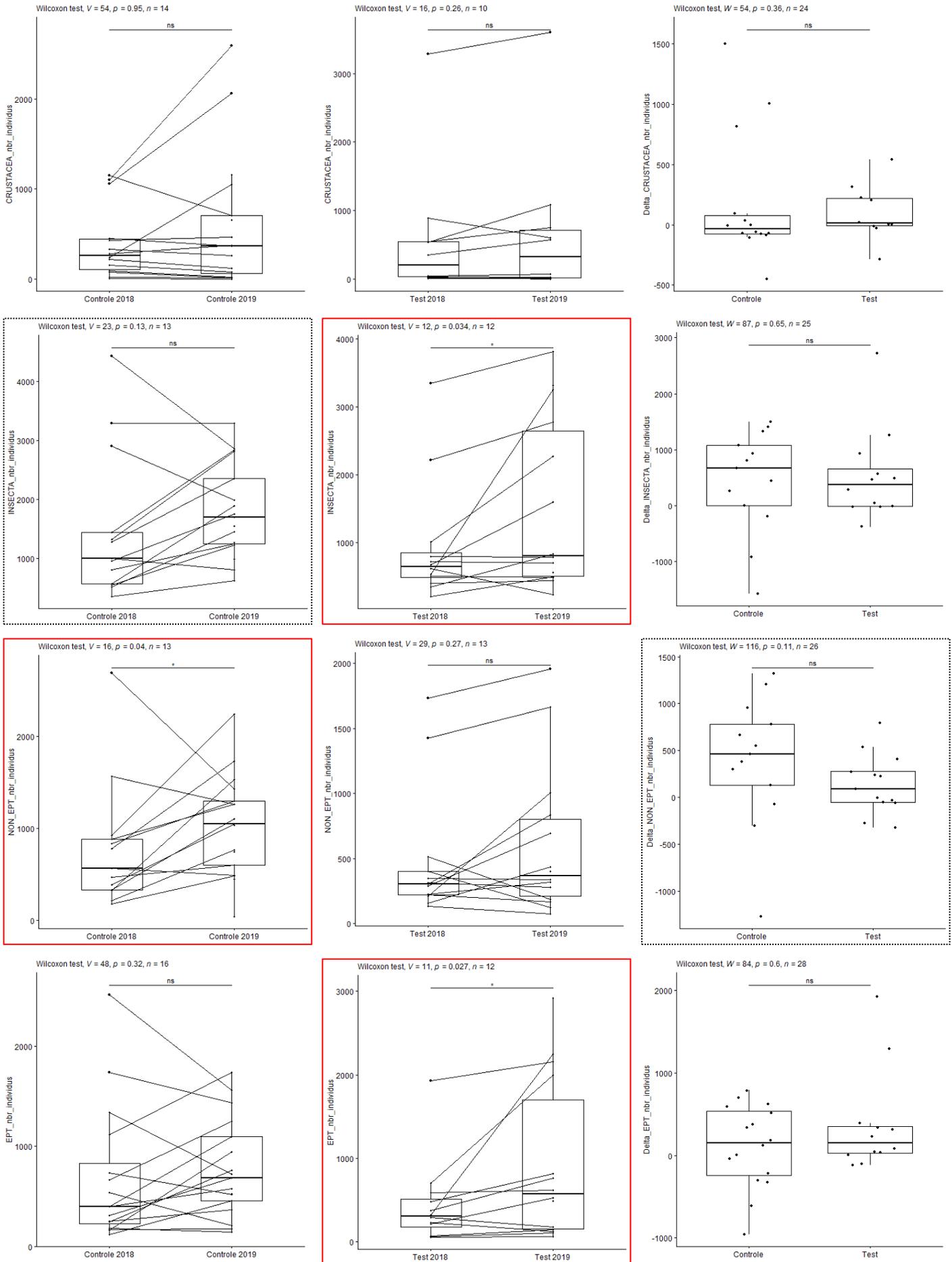


Annexe 2.

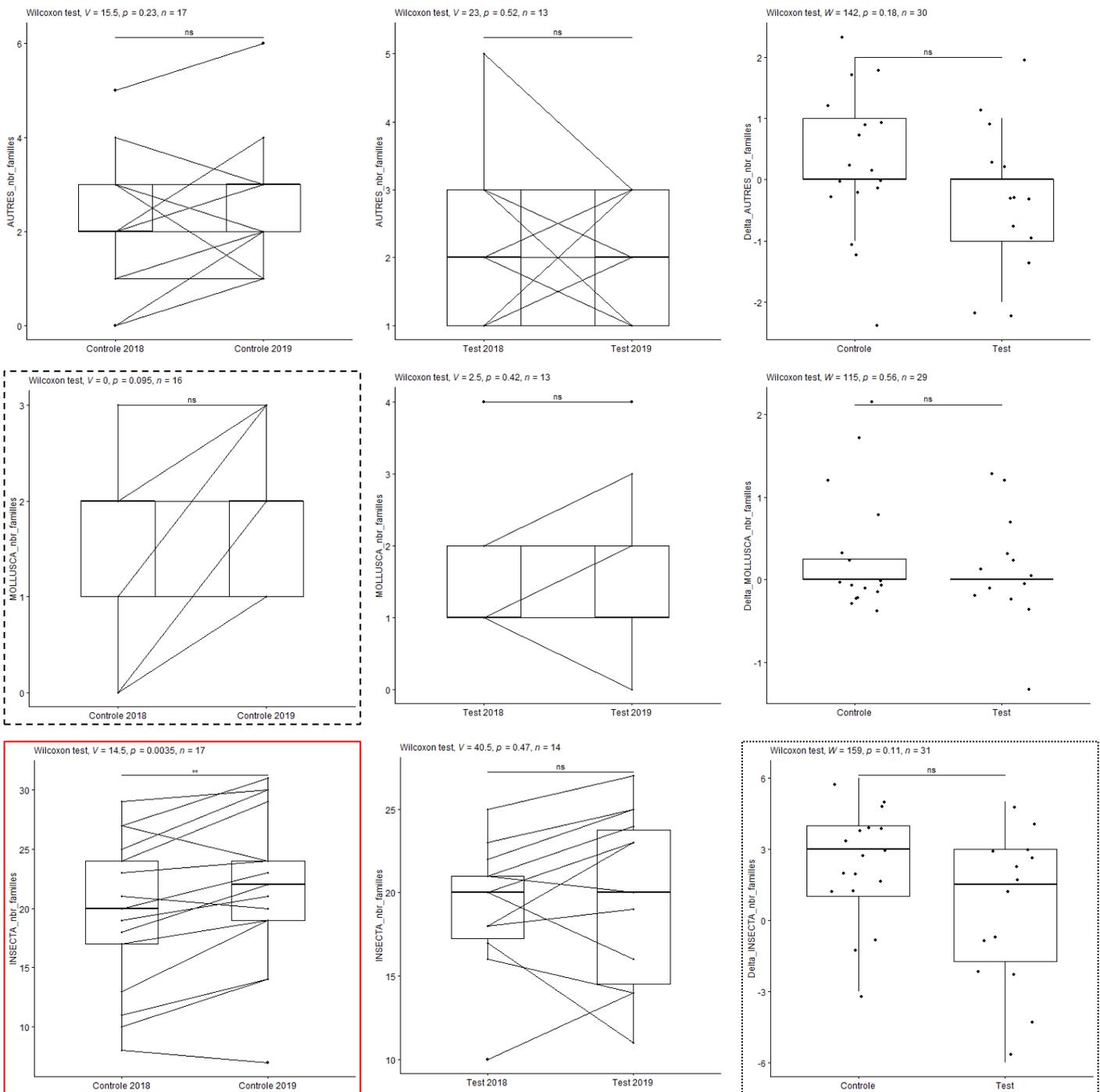
Boxplots illustrant les variations 2018-2019 du nombre d'individus et du nombre de familles au niveau des classes (le groupe Autres regroupe les Annelida, les Platyhelminthes, les "Nemathelminthes" et les Hydracarina). Les boxplots de la première colonne correspondent aux variations 2018-2019 du groupe contrôle, ceux de la deuxième aux variations 2018-2019 du groupe test et ceux de la troisième aux différences 2018-2019 (Delta = valeur 2019 - valeur 2018) pour chacun des deux groupes. Les boxplots encadrés en rouge illustrent une différence significative ($p < 0.05$), en traitillé une différence très probable ($0.5 > p > 0.1$) et en pointillé une différence probable (p proche de 1). La fonction "add jitter" de R (dispersion des points en x et y) a été utilisée dans les boxplots de la troisième colonne afin de faciliter la visualisation des points.

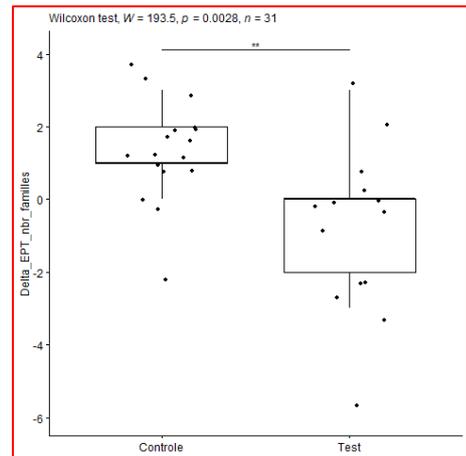
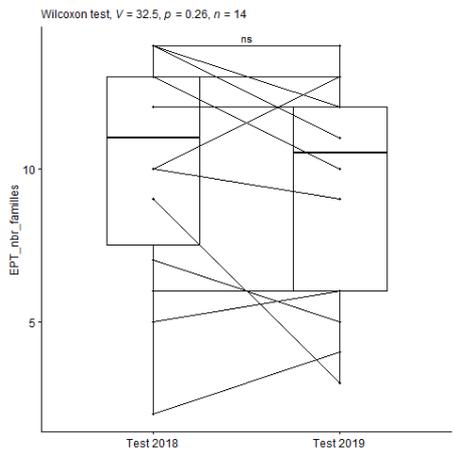
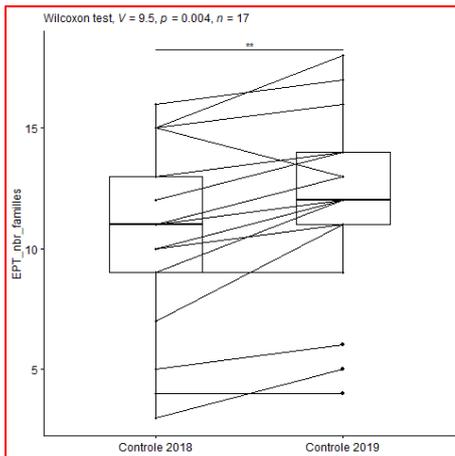
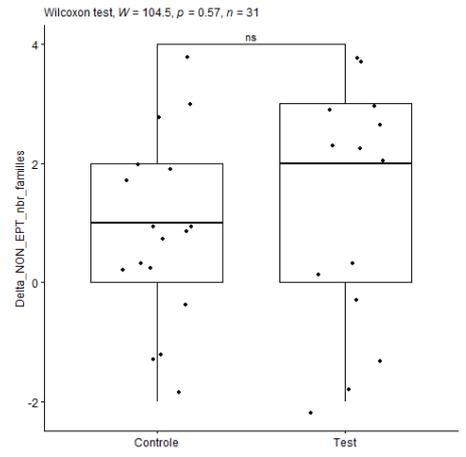
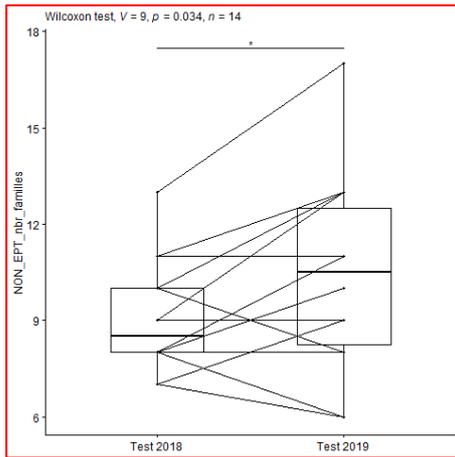
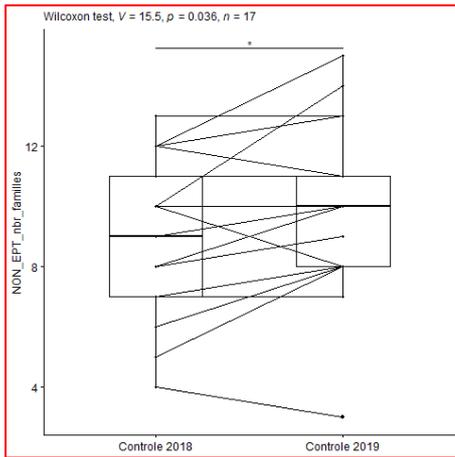
Boxplots 1 à 21 illustrant les variations du nombre d'individus au sein des différentes classes.





Boxplots 22 à 37 illustrant les variations du nombre de familles au sein des différentes classes.

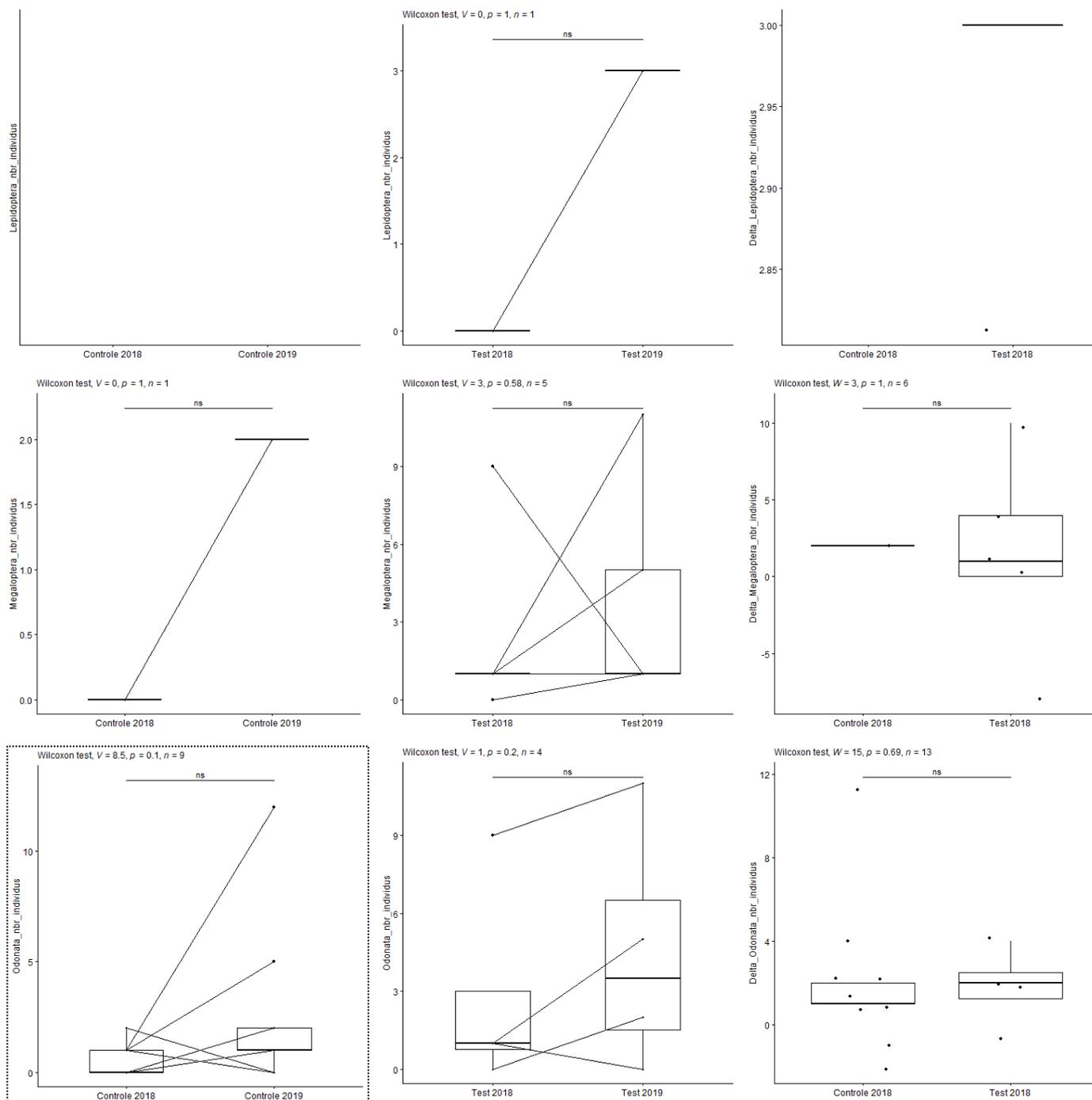


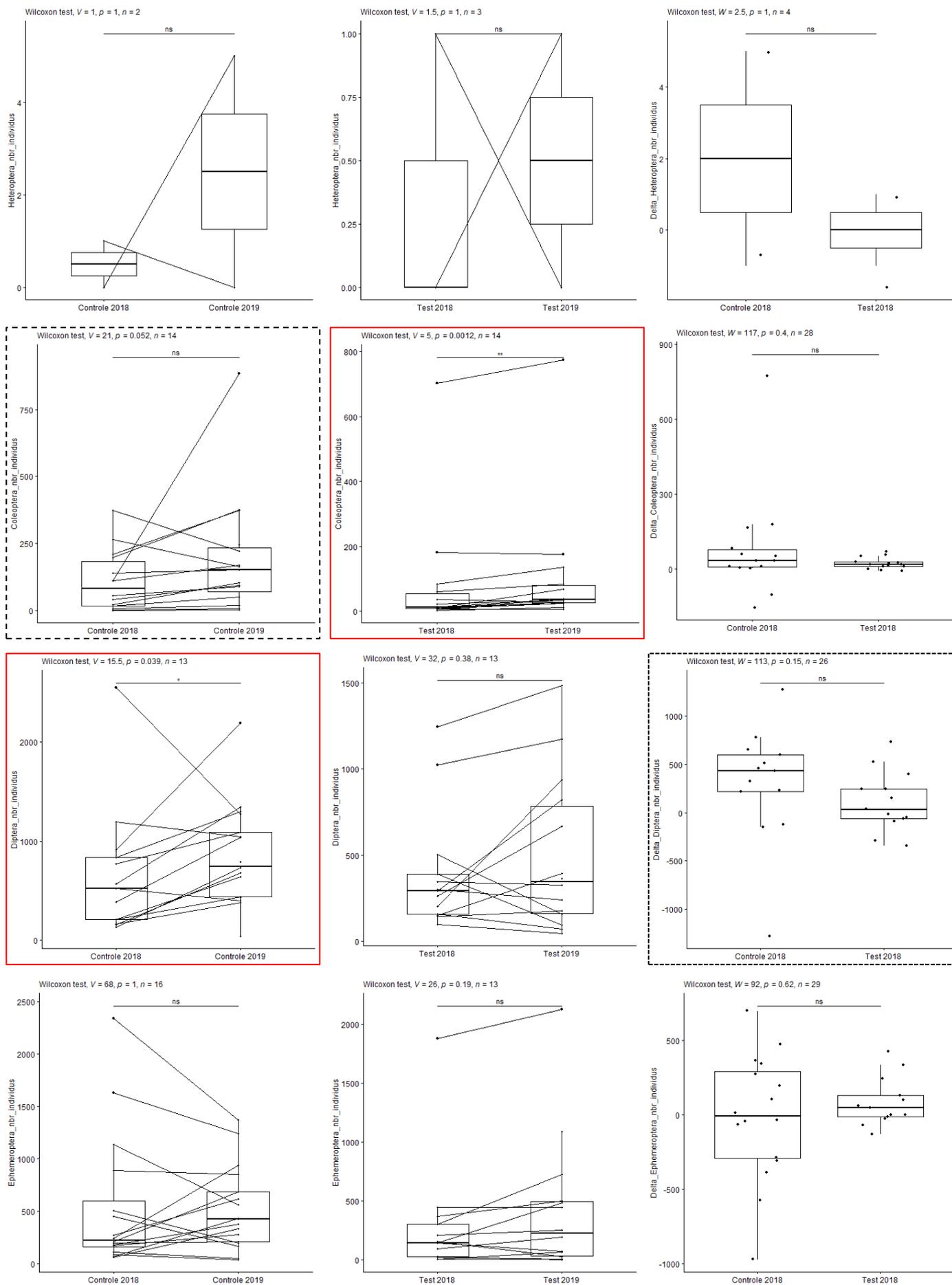


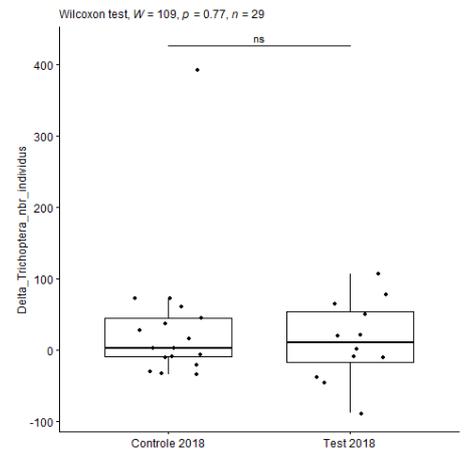
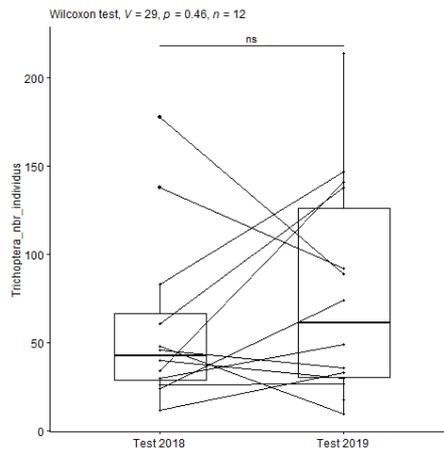
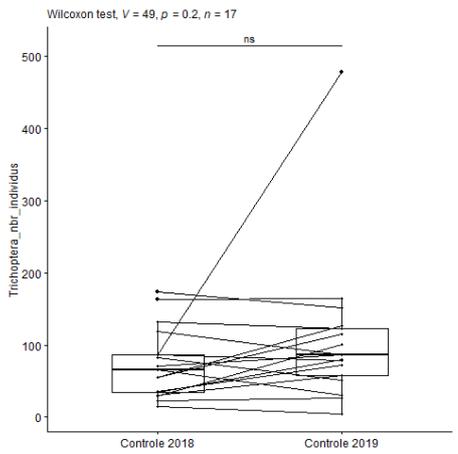
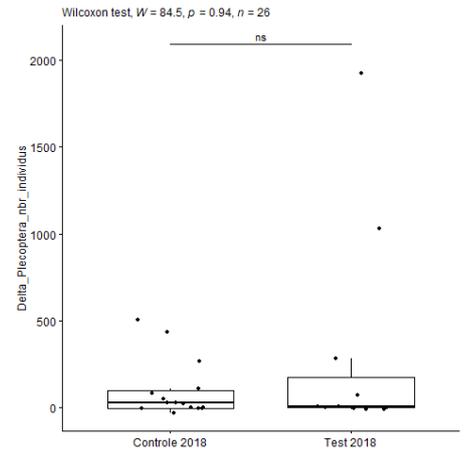
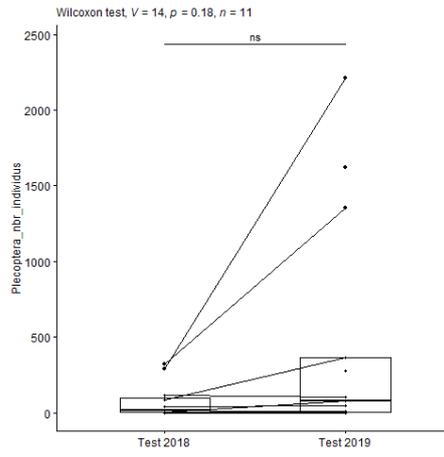
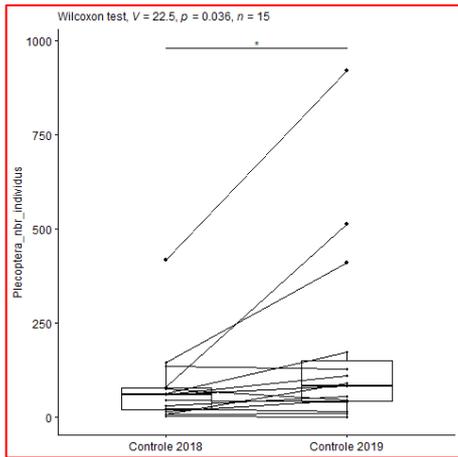
Annexe 3.

Boxplots illustrant les variations 2018-2019 du nombre d'individus et du nombre de familles pour les ordres d'insectes. Les boxplots de la première colonne correspondent aux variations 2018-2019 du groupe contrôle, ceux de la deuxième aux variations 2018-2019 du groupe test et ceux de la troisième aux différences 2018-2019 (Delta = valeur 2019 - valeur 2018) pour chacun des deux groupes. Les boxplots encadrés en rouge illustrent une différence significative ($p < 0.05$), en traitillé une différence très probable ($0.5 > p > 0.1$) et en pointillé une différence probable (p proche de 1). La fonction "add jitter" de R (dispersion des points en x et y) a été utilisée dans les boxplots de la troisième colonne afin de faciliter la visualisation des points. Les variations du nombre de familles au sein des Lépidoptères, Mégaloptères et Hétéroptères ne sont pas illustrées car leur nombre de famille ne dépasse pas 1.

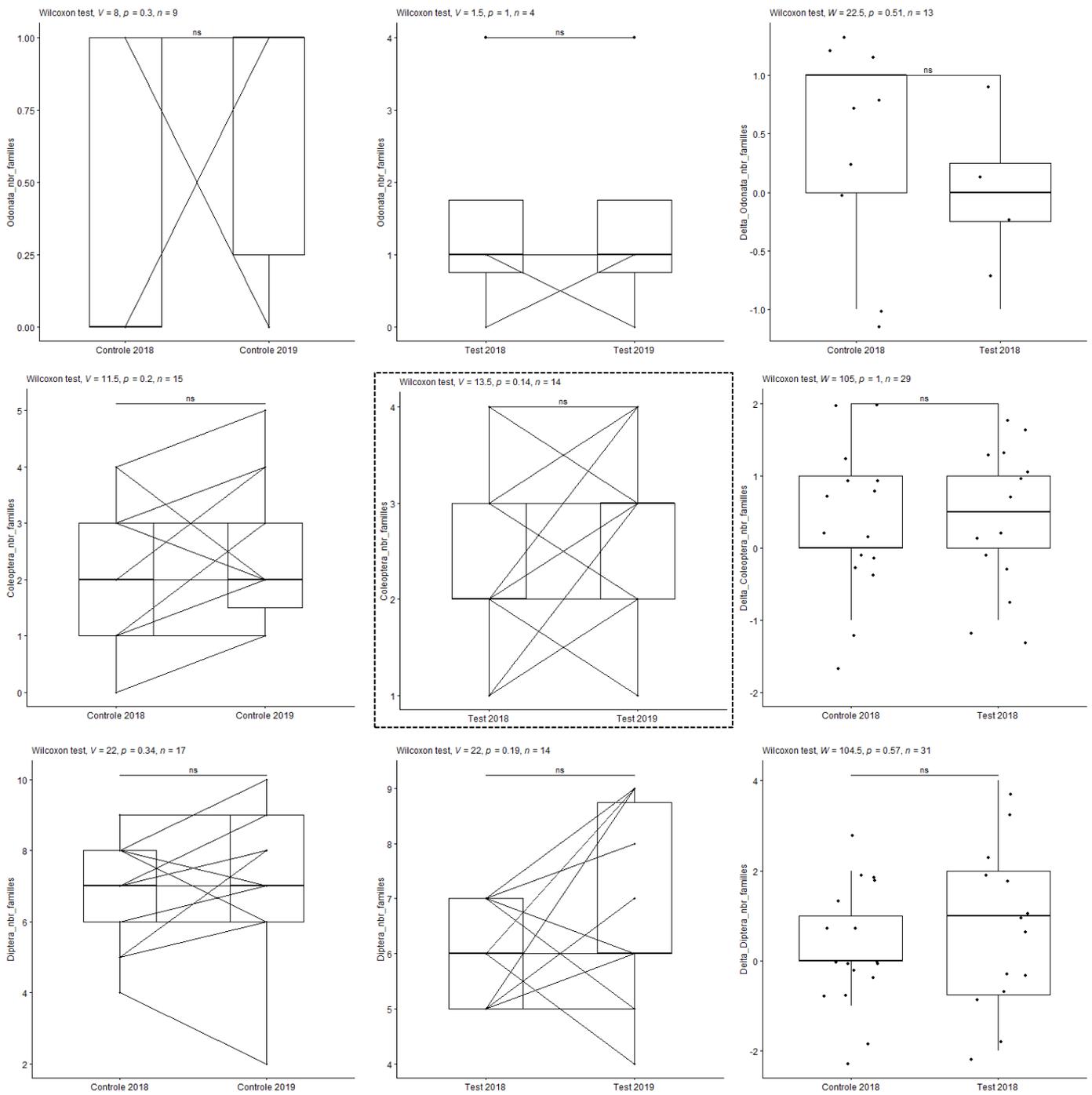
Boxplots 1 à 27 illustrant les variations du nombre d'individus au sein des différents ordres d'insectes.

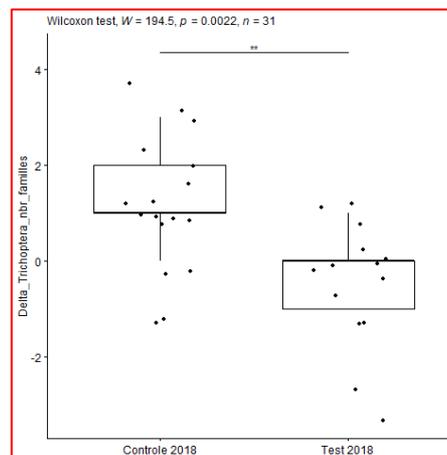
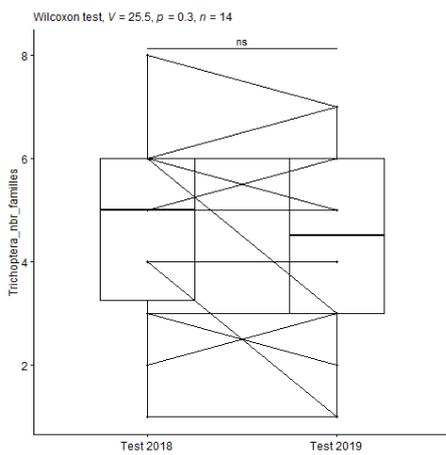
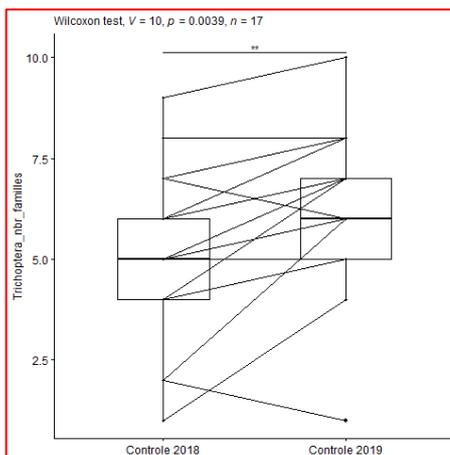
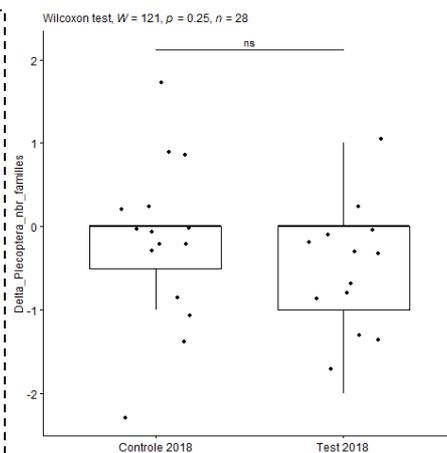
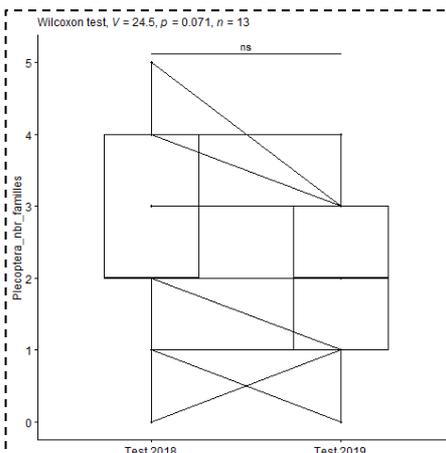
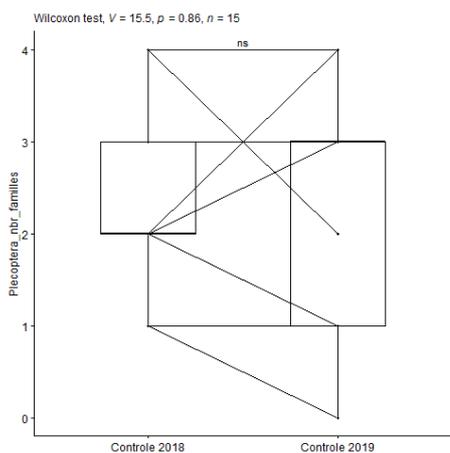
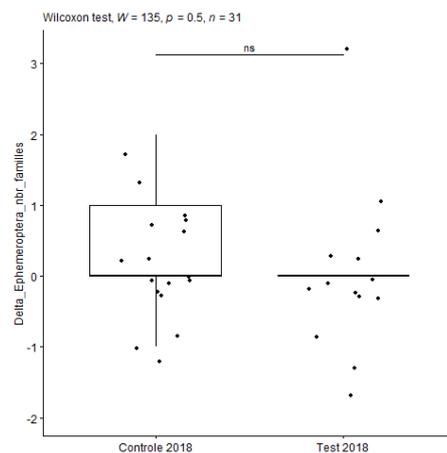
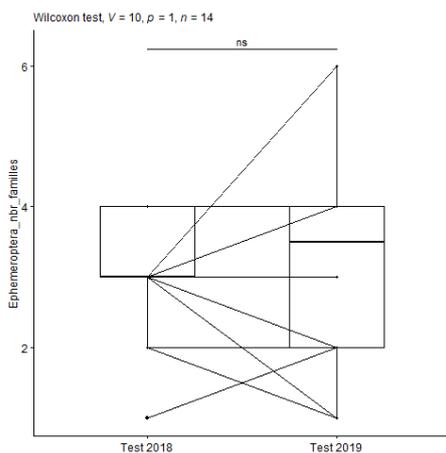
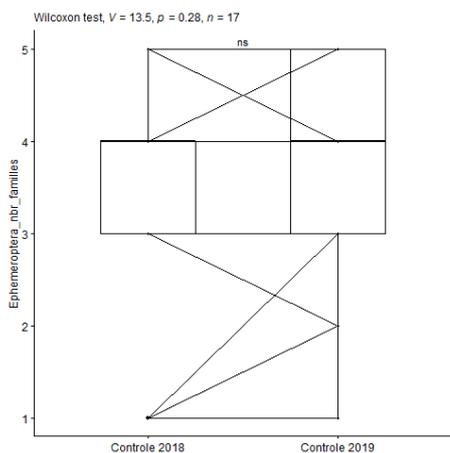






Boxplots 28 à 46 illustrant les variations du nombre d'individus au sein des différents ordres d'insectes.





Annexe 4.

Boxplots illustrant les variations 2018-2019 du nombre d'individus pour les taxons IBCH présentant de fortes variations entre 2018 et 2019 et participant à la modification de la composition des communautés. Les boxplots de la première colonne correspondent aux variations 2018-2019 du groupe contrôle, ceux de la deuxième aux variations 2018-2019 du groupe test et ceux de la troisième aux différences 2018-2019 (Delta = valeur 2019 - valeur 2018) pour chacun des deux groupes. Les boxplots encadrés en rouge illustrent une différence significative ($p < 0.05$), en traitillé une différence très probable ($0.5 > p > 0.1$) et en pointillé une différence probable (p proche de 1). La fonction "add jitter" de R (dispersion des points en x et y) a été utilisée dans les boxplots de la troisième colonne afin de faciliter la visualisation des points.

