

L3 Parcours Biologie des organismes Année 2018-2019 Rapport de stage – Avril mai 2019

L'IMPACT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LA NUTRITION DES JEUNES SALMONIDES



<https://www.shutterstock.com/video/clip-1>

Responsable de stage : Charlotte Recapet

Thibault Dindart

"Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'entreprise ou du laboratoire d'accueil"

Remerciements

Je remercie en premier lieu Charlotte, merci pour ta disponibilité ainsi que ton suivi durant tout ce stage.

Je voudrais aussi remercier toutes les personnes que j'ai pu rencontrer à l'INRA, grâce à vous ce stage a été aussi formateur qu'agréable.

Pour finir je souhaite remercier tous les étudiants de l'UMT, merci pour vos conseils et bon courage pour la suite !

Table des matières

Introduction.....	1
Méthodes	5
Résultats	8
Principaux paramètres expérimentaux des articles sélectionnés	8
Variation des paramètres abiotiques	9
Variations du biotope	10
Variations globales de la communauté de macro-invertébrés	11
Changements au sein des macro-invertébrés	13
Discussions	17
Variation des paramètres abiotiques	17
Changements au sein des macro-invertébrés	17
Changements de composition taxonomiques	18
Modifications morphologiques	18
Impacts potentiels sur les juvéniles de salmonidés	20

Introduction

La physiologie, les rythmes biologiques et la répartition des espèces aquatiques dépendent de facteurs environnementaux incluant la température, les conditions hydro-morphologiques ainsi que la qualité de l'eau (oxygène dissous, concentration de polluants, etc.). Le dérèglement climatique à travers son impact sur ces variables est donc un facteur fort de changement pour ces espèces. Par ailleurs, une augmentation des températures entre 1961-1991 et 2045-2067 comprise entre 1.4°C et 3°C a été prédit selon une dizaine de modèles malgré des variations régionales pour certains paramètres (Chazot et al., 2013). De nombreuses modifications environnementales ont déjà été observées : modification atmosphériques, la perte de biodiversité, les modifications des systèmes hydrologiques et de l'approvisionnement en eau douce, la dégradation des sols... (Nohara, Kitoh, Hosaka, & Oki, 2006; Settele et al., 2014). Ces crises peuvent se faire à différentes échelles. Une crise écologique locale peut avoir des conséquences au niveau individuel, populationnel ou spécifique si les espèces sont endémiques. Dans le cas d'une crise globale, les conséquences peuvent être beaucoup plus importantes. Certaines extinctions passées ont ainsi vu la disparition de plus de 75 % des espèces présentes (Matzke et al., 2011). Or des scientifiques comme Paul R. Ehrlich évoquent l'entrée dans la sixième extinction de masse, l'extinction de l'Holocène qui a été provoqué depuis 13 000 ans par la colonisation de la planète par l'être humain.

Les milieux d'eaux douces sont particulièrement affectés par ces changements climatiques. Les prédictions actuelles quant à l'impact du changement climatique sur les cours d'eau envisagent des augmentations de température des cours d'eau d'Europe du nord allant de 0,6 à 1,8°C d'ici les 50 prochaines années (Van Vliet et al., 2013) ainsi qu'une augmentation des températures des cours d'eau d'Amérique du Nord allant de 0,05 à 0,1°C pour les 10 prochaines années (Isaak, Wollrab, Horan, & Chandler, 2012). Or, les écosystèmes d'eau douces abritent plus de 6 % de la totalité des espèces décrites pour un volume ne représentant que 2,8 % des eaux mondiales (Péguin, Delangue, & Teillac-Deschamps, 2019) et sont constitué d'une majorité d'organismes ectothermes rendant ces individus beaucoup plus sensibles aux changements climatiques (Neuheimer & Taggart, 2007). Ces écosystèmes sont aussi affectés par de nombreux aménagements : endiguements, barrages, etc. Ces installations ont un impact négatif sur les espèces aquatiques, et notamment les poissons migrateurs. Ils touchent également les berges et font disparaître les forêts riveraines, avec un impact négatif sur les espèces présentes sur ces milieux. (Wipfli, Caouette, Rodgers, Prussian, & Allan, 2003). À ces menaces physiques s'ajoutent de nombreuses perturbations chimiques (pollution, augmentation des concentrations en nutriments) et biologiques (proliférations algales, espèces envahissantes):(Rader & Richardson, 1992). Cela peut en partie expliquer pourquoi ces milieux sont considérés comme les plus menacés de la planète : Ils ont un des taux d'extinction les plus hauts de tous les écosystèmes, soit pas moins de 10 000 à 20 000 espèces d'eau douces menacées en conséquence de l'activité humaine. (Dudgeon et al., 2006).

La plupart des invertébrés sont des maillons importants des écosystèmes d'eau douce, on les classe généralement en sept grandes catégories : les broyeurs, les gratteurs, les collecteurs, les brouteurs, les filtreurs, les parasites et les prédateurs (Tachet Henri, Richoux Philippe, Bournaud Michel, 2010). À l'exception des parasites et des prédateurs, tous ces organismes se nourrissent de matière organique d'origine végétale en décomposition : ce sont des saprophytes. Certains taxons broutent le périphyton, ce qui peut prévenir les blooms algaux dans certaines zones, ils aident à la décomposition de la matière organique et au cycle des nutriments. (Jimoh, Clarke, Whenu, & Adeoye, 2011)

D'autre part, les macro-invertébrés constituent un élément essentiel du régime alimentaire d'oiseaux, d'amphibiens et de poissons, dont la majeure partie de la nourriture est représentée par les jeunes stades d'invertébrés chez les alevins, juvéniles ainsi que pour les classes d'âge supérieures. (Tachet Henri, Richoux Philippe, Bournaud Michel, 2010). Les salmonidés vivant en eau douce se nourrissent principalement de macro invertébrés à la dérive (Keeley & Grant, 1995). Chez les juvéniles la période de transition entre l'utilisation des réserves vitellines et l'alimentation exogène à partir de proies accessibles représente une phase critique associée à l'émergence et au changement d'habitat qui en découle (HELAND et al., 1995). Les juvéniles sont des prédateurs et c'est durant cette phase qu'ils vont devoir trouver rapidement de l'énergie afin de pouvoir survivre et croître dans le cours d'eau. Ces proies sont chassées à la dérive (plancton) ou sur le fond (benthos), selon les conditions de l'environnement et les interactions sociales entre jeunes poissons (Heland, Gaudin, & Bardonnet, 2008). Leurs distributions dans le cours d'eau ainsi que leurs abondances et leurs dérive vont dépendre de nombreux facteurs environnementaux (Townsend, Dole, & Arbuckle, 2003).

Au même titre que les autres compartiments biologiques, les macro-invertébrés sont sensibles à la dégradation de la qualité des eaux, que ce soit par eutrophisation, par pollution métallique, par acidification, etc. (Braukmann & Biss, 2004; De Jonge, Van de Vijver, Blust, & Bervoets, 2008; Pardo & García, 2016). Toute pollution entraîne alors une réduction de la diversité taxonomique et l'élimination des taxons les plus polluo-sensibles (Joao, Perez-Bilbao, & Garrido, 2012). Largement diversifié, occupant une large gamme d'habitat, les macro-invertébrés constituent donc d'excellent témoins de la qualité des habitats où ils se rencontrent, d'où leur utilisation de plus en plus fréquente dans différents types d'indice biotiques (Tachet Henri, Richoux Philippe, Bournaud Michel, 2010). Lorsque les conditions ne sont pas favorables, ces organismes vont dériver dans le sens du courant entraînant ainsi des migrations ou petits déplacements (actifs, c'est-à-dire comportementaux ou passifs et accidentels) dans le sens du courant (Brittain & Eikeland, 1988). La dérive accidentelle se produira généralement quand les individus vont perdre leurs attaches au substrat et sera généralement associée à une augmentation de débit (Bruno, Siviglia, Carolli, & Maiolini, 2013). En opposition la dérive active sera causée par des facteurs abiotiques inadéquats ou à des facteurs biotiques tel que la compétition ou la prédation, cette dérive sera généralement associée à une diminution du régime hydrique (Miller & Judson, 2014).

Par ailleurs les macro-invertébrés sont tous poïkilothermes (à température corporelle variant fortement en fonction de celle de l'environnement). Ils sont donc très dépendant de la température de leur milieu de vie car elle conditionne leur cycle biologique : développement des œufs, croissance des larves, métabolisme (Scherr, Wooster, & Rao, 2010). Les macro-invertébrés d'eau douces vont aussi être particulièrement touché par l'intensité du régime hydrique. Ils se répartissent en fonction de l'intensité de celui-ci, les taxons qui se rencontrent dans les zones à fort courant sont dit rhéophiles et ceux qui fréquentent les courants faibles à nul sont dit limnophiles (Tachet Henri , Richoux Philippe , Bournaud Michel, 2010). Certaines prédictions envisagent une augmentation du débit moyen annuel pour les 100 prochaines années (Blöschl et al., 2017). D'autre parts les projections indiquent une aggravation ainsi qu'une augmentation des phénomènes extrêmes tels que les crues et les étiages (Blöschl et al., 2017; Chazot et al., 2013; Merz et al., 2014). Ces modifications du régime hydriques peuvent toucher directement les macro-invertébrés et peuvent entraîner une dérive de ceux-ci.

Par ailleurs, ces organismes peuvent être touchés indirectement par ces variations de débit, cela peut modifier le faciès hydro morphologique des cours d'eau et selon Gaufin, (1956), le type de substrat contrôle le type d'invertébrés présents et affecte la densité comme la richesse taxonomique.

Le débit aura aussi un impact indirect sur la hauteur d'eau, sur la température ainsi que sur la concentration en nutriments. Or dans de nombreux cas l'augmentation des concentrations en nutriments induisent une dégradation de la qualité de l'eau, une modification de la ressource trophique et une potentielle perte de biodiversité associé à une augmentation de l'abondance des taxons polluo-résistants (Durance & Ormerod, 2009). Celle-ci pourra jouer directement sur le développement algal et indirectement sur l'oxygénation en cas de prolifération/eutrophisation (Smith, Tilman, & Nekola, 1999). De plus les Cyanobactéries peuvent produire des toxines qui en condition suffisantes peuvent être létal pour certains taxons de macro invertébrés. (Gérard & Lance, 2019)

Nous avons résumé les relations suivantes dans la Figure 1.

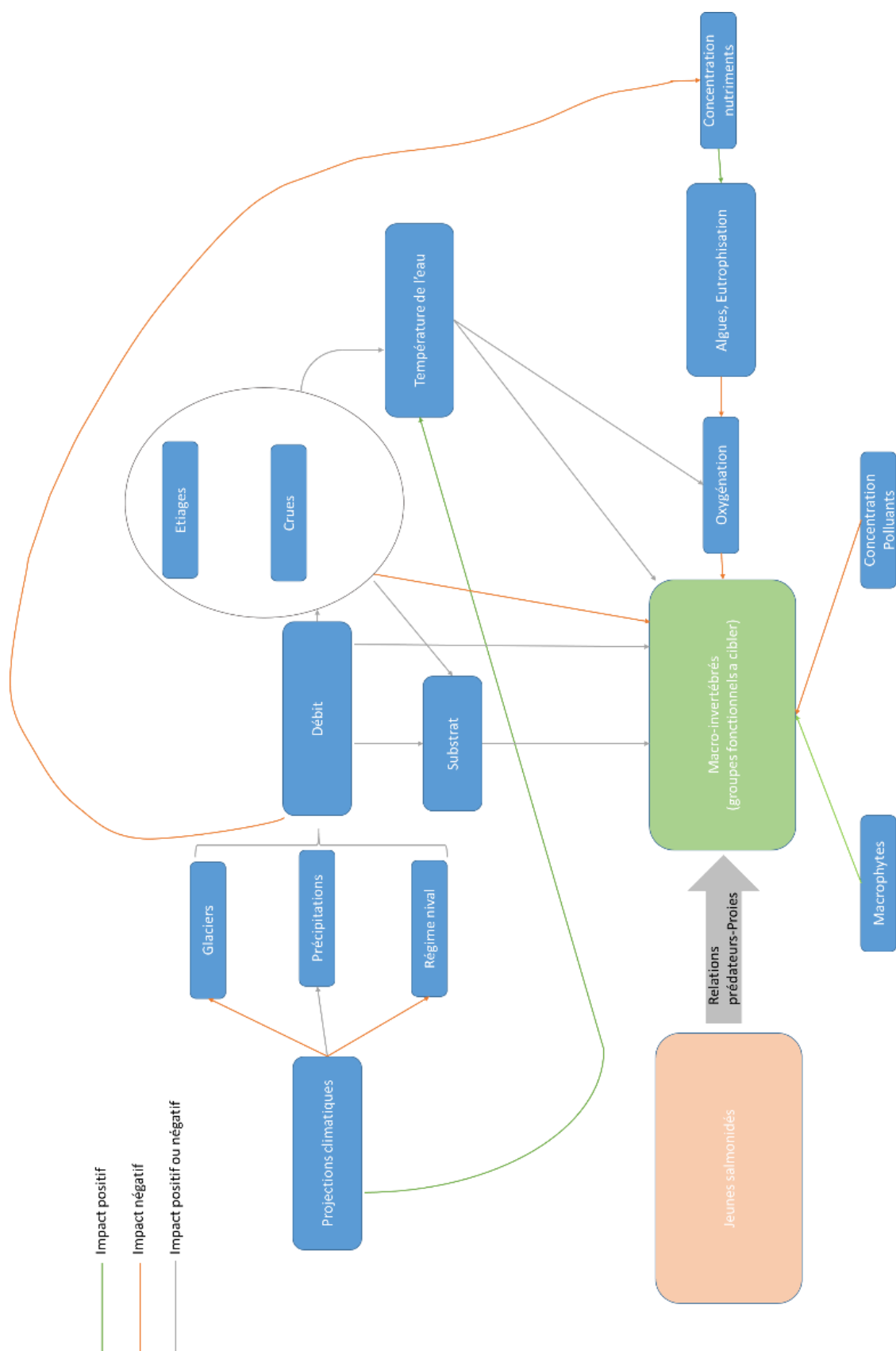


Figure 1 : Schéma résumant les impacts du changement climatique liés aux facteurs biotiques et abiotiques sur les macro-invertébrés dulcicoles

Ces variations physicochimiques peuvent induire des changements dans la phénologie des jeunes salmonidés ainsi que des macro-invertébrés et selon Cushing (1969) la synchronisation de l'abondance des proies pour les prédateurs (*match*) permet d'augmenter le taux de survies des juvéniles alors qu'un décalage phénologique (*mismatch*) donnerait une population et une cohorte plus fragile.

L'objet de cette revue bibliographique est de décrire les impacts liés au changement climatiques sur la nutrition des jeunes stades de salmonidés et plus précisément ceux de la diminution du débit sur les ressources alimentaires.

Nous pouvons émettre les prédictions suivantes, dans un premier temps, l'effet attendu de la diminution du débit sur les paramètres physico-chimiques des cours d'eau devrait induire (1) Une diminution de la surface de zone immergée, (2) une augmentation de la température de ces cours d'eau, (3) une diminution de la quantité de l'oxygène dissous.

Ces modifications physico-chimiques devraient impacter les macro-invertébrés entraînant ainsi (4) une augmentation de la densité des macro-invertébrés par la perte d'habitat, (5) une modification des proportions dans les groupes fonctionnels de macro invertébrés, (6) une diminution de la richesse taxonomique due à l'augmentation de la prédation ainsi qu'à la disparition des taxons polluo-sensibles, (7) une augmentation de la densité de la dérive.

(8) Pour finir ces changements pourraient entraîner une modification de la synchronisation des phénologies entre les proies et les prédateurs.

Méthodes

Afin de réaliser cette méta-analyse, nous avons décidé d'utiliser le moteur de recherche Web of science, la recherche bibliographique et la sélection des articles s'est effectué en deux étapes :

- Une recherche primaire, basée sur des mots-clés se référant au sujet a d'abord été réalisée :

```
((freshwater OR stream* OR river*) AND (Warming Or Climate Or global change OR climate change OR flood* OR drought* OR temperature* OR eutrophication OR flow Or snow* OR hypoxia OR low flow* OR Discharge OR flow alteration) And (Chironomidae* OR Polycentropodidae* OR simuliidae* OR Cerapogonidae* OR
```


Ephemeroptera* OR ((invertebrate* OR zooplankton OR benthos OR arthropod* OR mollusc*) AND (species OR taxa OR functional group* OR functional trait*))) NOT TS=(Salinity Or Marine* OR South America OR Africa* OR African Or Coastal* OR Asia OR Asian OR Amazon OR Salinated OR China OR Sea* OR Ocean* OR Australia OR Tasmania OR Brazil Or *tropical* Or equatorial*)

Cette recherche avait pour but de s'intéresser à l'impact du changement climatique sur les écosystèmes d'eau douces ainsi qu'aux taxons de macro-invertébrés d'intérêt pour notre étude. Le tout en éliminant les milieux hors sujet ne présentant pas de jeunes salmonidés. Cette recherche nous a donné 3050 résultats. Nous avons d'abord décidé de nous intéresser aux variations de débit nous l'avons donc combiné avec une recherche orientée sur le débit qui nous donnait 1,911,223 résultats :

(Flow OR flood* OR drought* OR water abstraction Or water discharge)

Une fois les 2 recherches combinés nous avons obtenus 1903 résultats (Figure 2).

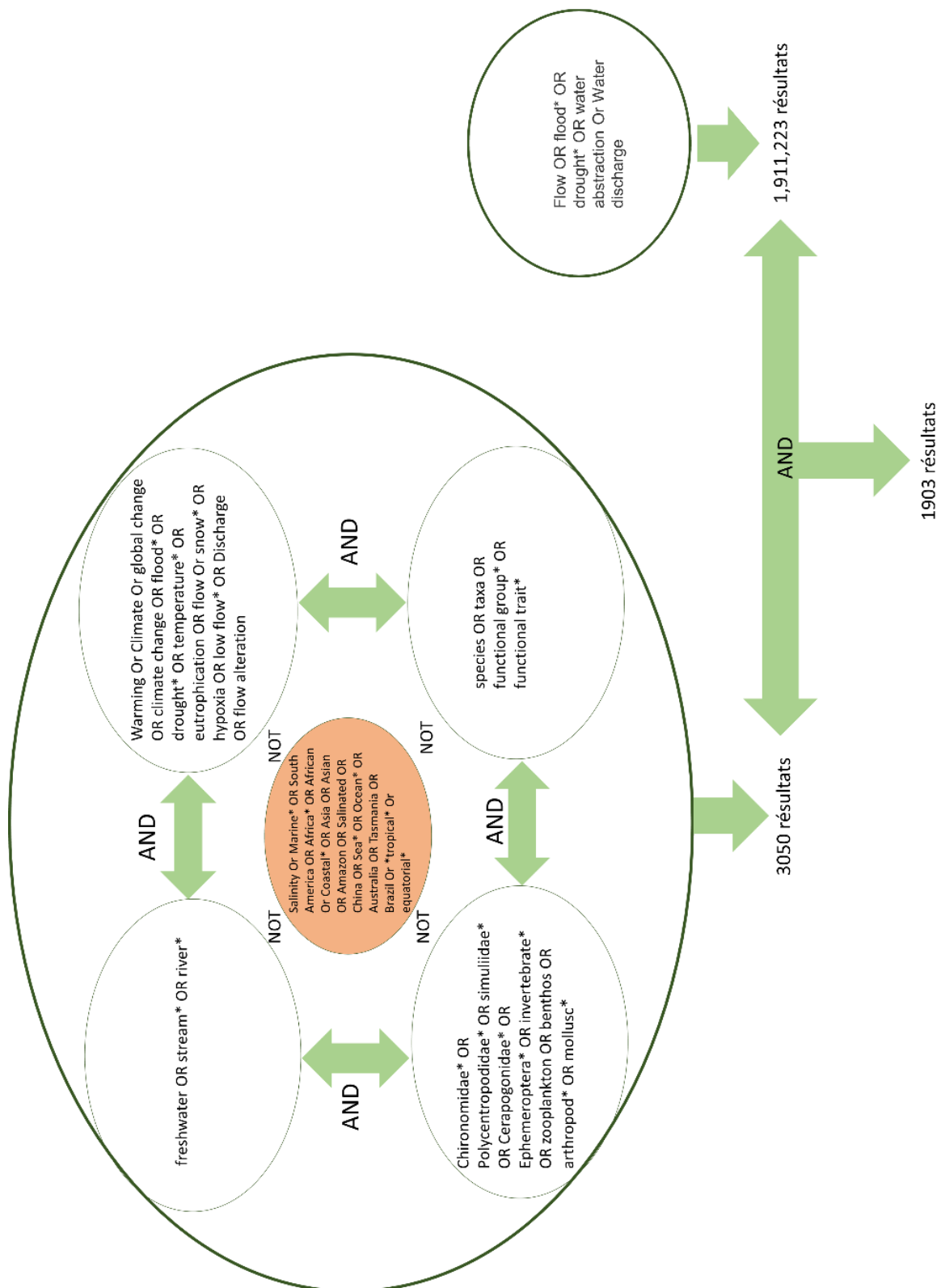


Figure 2: Schéma des étapes la recherche sur l'impact des variations du débit sur les macros invertébrées dulciroles sur le moteur de recherche Web of science

- Une sélection des articles a été menée à l'aide de critères d'inclusions, pour cela nous nous sommes intéressés aux résumés des articles ce qui nous a permis de sélectionner une 31 articles. Une fois que nous avons réalisé cette présélection nous nous sommes intéressés à l'intégralité des articles et nous avons pu éliminer 3 articles.

Les critères d'inclusions étaient basés sur la présence de certaines informations quantitatives et qualitatives.

- (1) la mesure où la manipulation d'un effet du climat ou d'un paramètre identifié.
- (2) la mesure de l'impact sur le nombre, la taille, la composition, la densité, la phénologie, la position dans le substrat.
- (3) des informations à l'échelle des espèces, le genre ou la famille qui peuvent être reliées à la ressource alimentaire.
- (4) La présence de Salmonidés dans la région d'étude.

Cette sélection nous a permis d'isoler des articles traitant de variations du débit, néanmoins nous avons décidé de nous intéresser exclusivement à la diminution du débit. Nous avons donc analysé uniquement les articles traitant de cette thématique. Cette méthode nous a ainsi permis d'obtenir 28 articles que nous analyserons dans cette méta-analyse. Pour cela nous nous intéresserons à la nature ainsi qu'à la durée d'une diminution de débit et à l'impact que cette diminution a eu sur des facteurs abiotiques ainsi que sur les facteurs biotiques pouvant toucher les macro-invertébrés.

Résultats

Principaux paramètres expérimentaux des articles sélectionnés

Nous avons choisi de classer les différents articles selon le type de diminution du débit examiné : naturelle, artificielle et expérimentale. Une diminution du débit naturelle n'est due qu'à des paramètres environnementaux, elles sont généralement causées par un déficit pluviométrique, pouvant s'étendre sur plusieurs mois et ont l'avantage d'arriver à des périodes similaires (sécheresse, diminutions saisonnières). Une diminution artificielle sera due à des paramètres anthropiques qui réduiront ou stopperont le débit, cela peut être dû aux barrages, au pompage de l'eau ou même à une diversion du cours d'eau. Les diminutions expérimentales se feront dans des lieux dédiés et permettront un meilleur contrôle des conditions expérimentales.

Nous nous sommes intéressés à la zone géographique, au total nos 28 articles ont analysé l'impact des diminutions de débit sur 4 types de climats différents : 19 études se sont déroulées dans un climat océanique, 3 dans un climat continental, 6 dans un climat méditerranéen et 2 dans un climat aride chaud. Ce choix nous permet ainsi de comparer l'impact des baisses de débits sur les macro-invertébrés en fonction des différences

climatiques tout en gardant à l'idée les futures variations de températures causées par le réchauffement climatique.

D'autres paramètres nous ont permis de comparer les études entre elles tel que les dimensions ou le nombre de sites, l'époque de l'année, la durée de la diminution et l'ampleur de la diminution.

L'Annexes 1 résumant les différents paramètres expérimentaux auxquels nous nous sommes intéressés : le type de diminution, la localisation, la zone d'étude, l'époque de l'année, l'amplitude de la diminution ainsi que la durée.

Variation des paramètres abiotiques

Nous avons répertorié les variations des paramètres abiotiques observés par les études notre corpus d'article dans le Tableau 1.

Changements	Augmentation	Pas de changements	Diminution
Surface immergée			(Aspin, Hart, et al., 2019) (Hille et al., 2014) (Drummond, McIntosh, & Larned, 2015) (Wills, Baker, Nuhfer, & Zorn, 2006) (Gérard & Lance, 2019) (Datry, 2012) (Bae, Chon, & Park, 2014) (González, Recuerda, & Elozegi, 2018) (McDevitt-Galles & Johnson, 2018) (Aspin, Khamis, et al., 2019) (Elias, Calapez, Almeida, & Feio, 2015) (Riis, Levi, Baattrup-Pedersen, Jeppesen, & Rosenhøj Leth, 2017) (James, Dewson, & Death, 2008)
Température	(Aspin, Hart, et al., 2019) (Hille et al., 2014) (Drummond et al., 2015) (Gérard & Lance, 2019) (Maazouzi et al., 2017) (Wright & Symes, 1999) (McDevitt-Galles & Johnson, 2018) (Riis et al., 2017)	(Verdonschot, van Oosten-Siedleka, ter Braak, & Verdonschot, 2015)	
Oxygène dissout		(Riis et al., 2017)	(Aspin, Hart, et al., 2019) (Hille et al., 2014) (Drummond et al., 2015) (Gérard & Lance, 2019) (Graeber, Pusch, Lorenz, & Brauns, 2013) (Calapez et al., 2018)

			(James et al., 2008)
Concentrations en particules organiques	(Riis et al., 2017)	(Hille et al., 2014) (Zhang, Malmqvist, & Englund, 1998)	(Graeber et al., 2013)

Tableau 1 : Variations des paramètres abiotiques lors d'épisodes de baisse du débit observées observées dans notre corpus

Les résultats portants sur les paramètres abiotiques lors d'un épisode de diminution du débit sont plutôt intuitifs et nous confortent quant aux prédictions (1), (2) et (3) émises lors de l'introduction (Tableau 1). Sur les 28 articles sélectionnés, 13 d'entre eux font état d'une diminution de la zone immergée, de la hauteur d'eau ainsi que de la vitesse du courant. 9 Articles ont mesuré les variations de températures, 8 d'entre eux ont constaté une augmentation des températures, le dernier n'observant pas de modifications significative (Verdonschot et al., 2015). Les variations des concentrations en oxygène dissous ont été mesuré dans 9 articles et 8 d'entre ont reporté une diminution des concentrations, Riis et al. (2017) n'ont pas observé de diminution et ont expliqué cette absence de changement par l'augmentation proportionnelle de la surface air/eau réduisant ainsi l'impact de la diminution en oxygène dissous. Les résultats des mesures en concentrations en particules organiques sont quant à eux plus hétérogènes, la moitié d'entre eux rapportent une augmentation (Riis et al., 2017) ou une diminution (Graeber et al., 2013), l'autre moitié n'a observé aucun changement (Hille et al., 2014; Zhang et al., 1998).

Variations du biotope

Nous nous sommes intéressés aux changements du biotope, nous avons ainsi constaté une augmentation du développement des cyanobactéries ainsi qu'une diminution du développement des macrophytes (Tableau 2).

Changements	Augmentation	Pas de changements	Diminution
Cyanobactéries	(Gérard & Lance, 2019)	(Piano et al., 2019)	
Macrophytes			(Wright & Symes, 1999) (Riis et al., 2017)

Tableau 2 : Modification du biotope lors d'épisodes de baisse du débit observées observées dans notre corpus

Phytoplancton et microcystines

Notre corpus présente deux articles traitants de phytoplancton et de leurs impacts sur les macro-invertébrés (Tableau 2). Premièrement une étude menée par Piano et al (2019) pour un climat méditerranéen n'a pas observé d'effet significatif sur cette flore aquatique lors d'un épisode de baisse du débit. Les données concernant cette modification du biotope restent donc anecdotiques néanmoins elle représente une potentielle menace pour les organismes

d'eau douce. En effet Gérard et Lance (2019) ont mesuré l'occurrence des cyanobactéries dans un climat océanique ainsi que les concentrations en microcystines (toxines produites par différents genres de cyanobactéries). L'occurrence des cyanobactéries a augmenté lors d'un épisode de diminution du débit durant l'été 2013, les concentrations de microcystines ont donc logiquement augmenté avec une forte augmentation d'août à septembre. Au vu des résultats de ces études, nous pouvons donc supposer que les cours d'eau océaniques seront plus propices au développement d'efflorescence algale que les cours d'eau méditerranéen.

Macrophytes

Notre groupement d'article présente deux études s'intéressant aux relations entre les macro-invertébrés et les macrophytes durant des épisodes d'étiages (Tableau 2). Ces phénomènes extrêmes peuvent induire une diminution de la densité de ces végétaux aquatiques pour un climat océanique (Riis et al., 2017; Wright & Symes, 1999). La hauteur d'eau va aussi impacter le développement végétal qui sera limité en période de basse eau réduisant ainsi proportionnellement la biomasse autotrophe des macrophytes (Riis et al., 2017). Ces résultats nous montrent que les macrophytes issues d'un climat Océanique semblent sensibles aux épisodes de sécheresse.

Variations globales de la communauté de macro-invertébrés

Densité totale des macro-invertébrés

La densité totale des macro-invertébrés varie en réponse aux variations de débit, néanmoins la direction n'est pas cohérente d'une étude à l'autre (Tableau 3). Pour un climat continental et dans un cours d'eau temporaire, la densité totale des macro-invertébrés diminue en aval avec la distance à la source et ceux au fil des saisons, cette diminution longitudinale de la densité totale augmenterait avec la durée des épisodes de sécheresse (Datry, 2012). D'autres facteurs peuvent entraîner une variation de la densité. Ainsi lors des épisodes de tarissement des eaux dans un climat océanique l'aire de recouvrement totale de macrophytes est passée de 41.3 à 17% la densité totale des macro-invertébrés était au plus bas et ceux pour les 8 ans de l'étude (Wright & Symes, 1999).

Dans d'autre cas, pour une diminution expérimentale du courant et pour un climat océanique, la densité totale augmenterait quand le débit diminuerait, une diminution de 50% du débit entraînerait une augmentation de la densité totale à hauteur de 40% néanmoins pour une diminution du débit supérieure à 50% la densité totale diminue significativement (Wills et al., 2006). La densité peut aussi augmenter lors des épisodes d'étiages dans les zones encore immergées (Verdonschot et al., 2015), cela peut être expliqué par le fait que les individus sont plus concentrés dans un milieu restreint, entraînant une diminution de la densité totale. En opposition la densité totale peut ne pas être impacté par les variations de débit, la densité n'a pas varié de façon significative dans 2 études de notre corpus pour 2 climats différents (océanique et continental) ainsi que des durées supérieures à 5 mois (Drummond et al., 2015;

Graeber et al., 2013).
Le débit peut donc impacter la densité des macros-invertébrés directement ou de part un impact sur le biotope abritant la faune.

Changements	Augmentation	Pas de changements	Diminution
Densité totale des Macro-invertébrés	(Wills et al., 2006) (Verdonschot et al., 2015)	(Drummond et al., 2015) (Graeber et al., 2013)	(Datry, 2012) (Wright & Symes, 1999)
Richesse Taxonomique			(Burk & Kennedy, 2013) (Gérard & Lance, 2019) (Datry, 2012) (Hill & Milner, 2018) (Verdonschot et al., 2015)
Densité de la dérive	(González et al., 2018) (Calapez et al., 2018) (James et al., 2008)		

Tableau 3 : Variations globales de la communauté de macro-invertébrés lors d'épisodes de baisse du débit observées dans notre corpus

Densité de la dérive

La dérive des macro-invertébrés dépend des conditions environnementales ainsi que des traits de vie. Une étude sur un site expérimental dans un climat méditerranéen a permis d'observer que pour réduction du débit à hauteur de 66% la densité totale de dérive était multipliée par 7.5 (González et al., 2018). Une autre étude elle aussi sur un site expérimental et pour un climat océanique a permis d'observer une augmentation de la dérive des macros invertébrés à partir d'une réduction de 75% du débit et non 50% (James et al., 2008). Cependant lorsque le débit diminue la dérive accidentelle des invertébrés est censée diminuer. Ces informations nous permettent donc d'imaginer l'existence d'un seuil où les caractéristiques environnementales ne sont pas suffisantes pour ces organismes ce qui entraîne leur dérive active et cela pour un climat méditerranéen ou océanique.

Richesse taxonomique

D'après les articles traités, une diminution du débit va entraîner une diminution de la richesse taxonomique (Tableau 3). En effet, pour un climat océanique, la richesse taxonomique va diminuer lorsque la hauteur d'eau diminue (Gérard & Lance, 2019) et que le régime du cours d'eau est intermittent. En effet Hill & Milner, (2018) ont montré que la richesse taxonomique était plus élevée dans un cours d'eau permanent (qui s'écoule sans interruption) par rapport à un cours d'eau intermittent. Ces résultats sont en accord avec une autre étude qui s'est intéressée à un paramètre supplémentaire : l'ensoleillement. Pour un climat aride chaud, la

richesse taxonomique sera plus élevée dans un cours d'eau permanent que intermittent et ombragé et celle-ci est encore plus élevée que dans un cours d'eau temporaire exposé au soleil (Burk & Kennedy, 2013). La richesse taxonomique va aussi diminuer de façon longitudinale avec la distance dans un cours d'eau montagnard et intermittent et ce en fonction des saisons, en effet, Datry (2012) a montré que la diminution longitudinale de la richesse taxonomique était plus importante au début de l'automne qu'au printemps en raison des épisodes de sécheresses estivales. La richesse peut augmenter pendant une courte période après la diminution du régime hydrique dans un climat océanique, cependant cette diversité finit par diminuer pour atteindre les valeurs de départ et chute au bout de 15 jours dans les parties temporaires (Verdonschot et al., 2015). La richesse taxonomique va donc diminuer lors des épisodes de baisse du régime hydrique pour 3 types de climat (océanique, montagnard et aride chaud)

Changements au sein des macro-invertébrés

Changement de composition taxonomique

Les macro-invertébrés sont très sensibles aux variations du milieu et comme nous l'avons vu précédemment, une diminution du régime hydrique entraîne une diminution de la zone immergée donc une potentielle perte d'habitat, une augmentation des températures ainsi qu'une diminution de l'oxygène dissous. En effet, les compositions taxonomiques varient fréquemment avec les diminutions du débit (Tableau 4). Hill & Milner (2018) ont observé que certaines espèces n'étaient présentes que dans certains sites d'un même cours d'eau. La différence entre ces sites résidait dans l'intensité du tarissement du cours d'eau, ainsi 31% des taxons étaient présents uniquement dans le site où le cours d'eau était intermittent. Néanmoins le site où le cours d'eau était permanent contenait une 33% de taxons en plus que celui où il était temporaire. Ces taxons comprenaient des Éphéméroptères, des Plécoptères ainsi que des Trichoptères, un assemblage de taxons fréquemment appelé « EPT » dans la littérature scientifique. De nombreuses études de notre corpus ont observé des pertes similaires parmi ces taxons lors des épisodes de tarissement des eaux (Aspin, Hart, et al., 2019; Piano et al., 2019; Sánchez-Montoya et al., 2018; Wills et al., 2006). De plus une étude dans un climat aride, a montré que la richesse en EPT diminue généralement dans les cours d'eau temporaires ainsi qu'avec l'ensoleillement (Burk & Kennedy, 2013). Les éphéméroptères, plécoptères ainsi que les trichoptères semblent donc être des taxons rhéophiles et supportant mal la diminution du débit que ce soit pour un climat océanique (Aspin, Hart, et al., 2019; Hill & Milner, 2018; Wills et al., 2006), méditerranéen (Piano et al., 2019; Sánchez-Montoya et al., 2018) ou aride (Burk & Kennedy, 2013). D'autres taxons semblent préférer les épisodes de sécheresse, c'est le cas des « OCH » (Odonates, Coléoptères et Hétéroptères) : l'abondance de ce groupement de taxons

augmente de façon linéaire avec les épisodes de sécheresse pour un climat méditerranéen néanmoins celle-ci diminuerait dans les cours d'eau temporaires (Sánchez-Montoya et al., 2018). En effet, Burk & Kennedy, (2013) se sont intéressés au ratio EPT/OCH et ont observé que les valeurs diminuaient avec la baisse de régime hydrique. De plus Aspin, Hart, et al (2019) ont observés une augmentation des Plathelminthes, des Diptères ainsi que des Arachnides dans la composition taxonomiques dans les cours d'eau fractionnés. Une diminution du débit va donc favoriser les taxons limnophiles.

Part dans la composition taxonomiques	Augmentation	Pas de changements	Diminution
EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères)			(Hill & Milner, 2018) (Aspin, Hart, et al., 2019) (Piano et al., 2019) (Sánchez-Montoya et al., 2018) (Wills et al., 2006) (Burk & Kennedy, 2013)
OCH (Odonates, Coléoptères et Hétéroptères)	(Sánchez-Montoya et al., 2018) (Burk & Kennedy, 2013)		
Plathelminthe, Diptère et Arachnides	(Aspin, Hart, et al., 2019)		

Tableau 4 : Variation de composition taxonomique lors d'épisodes de baisse du débit observées observées dans notre corpus

Changement parmi les groupes fonctionnels

Les groupes fonctionnels sont généralement restreint à un unique mode d'alimentation. Cela a pour conséquences une plus grande sensibilité aux variations environnementales (Tableau 5). Les observations quant à l'abondance de certains groupes fonctionnels lors d'épisodes de baisse de régime hydrique dans un climat océaniques sont une diminution des prédateurs (Aspin et al., 2018) ainsi qu'une diminution abrupte des Chironomidés prédateurs lors d'un épisode d'étiage (Aspin, Khamis, et al., 2019). Pour une baisse de débit en climat continental, Graeber et al (2013) ont constaté une diminution des taxons filtreurs ainsi qu'une augmentation des taxons collecteurs, brouteurs, gratteurs ainsi que parasites. Une autre étude de notre corpus a constaté un déclin des filtreurs ainsi que des brouteurs pour une diminution artificielle du débit à hauteur de 90% (Wills et al., 2006). Un seul article de notre corpus a observé des changements de composition parmi les groupes fonctionnels pour un climat méditerranéen. Lors d'une diminution du régime hydrique, la proportion des prédateurs, des brouteurs ainsi que des broyeurs diminue (Piano et al., 2019). Dans un climat aride chaud, une baisse du débit a entraîné la dominance des collecteurs parmi les principaux groupes fonctionnels ainsi qu'une diminution des broyeurs dans tous les habitats. L'abondance ainsi que la richesse taxonomique des filtreurs et des broyeurs étaient la plus basse et ceux pour tous les macro habitats (Burk & Kennedy, 2013). Une diminution des proportions de larves de chironomidés filtreurs ainsi que prédateur a été observé dans les

portions intermittentes et une augmentation de l'abondances des gratteurs et des broyeurs dans les zones de courant fort à moyen (Cañedo-Argüelles et al., 2016). Les principaux articles de notre corpus s'accordent sur une diminution des filtreurs, des prédateurs, des brouteurs et des broyeurs ainsi qu'une augmentation des gratteurs, des collecteurs et des parasites parmi la composition fonctionnelle lors d'épisodes de baisse du régime hydrique.

Changements de composition parmi les groupes fonctionnels	Augmentation	Diminution
Broyeurs		(Burk & Kennedy, 2013) (Piano et al., 2019)
Gratteurs	(Graeber et al., 2013)	
Collecteurs	(Graeber et al., 2013) (Burk & Kennedy, 2013)	
Brouteurs	(Graeber et al., 2013)	(Wills et al., 2006) (Piano et al., 2019)
Filtreurs		(Graeber et al., 2013) (Burk & Kennedy, 2013) (Cañedo-Argüelles, Bogan, & Lytle, 2016) (Wills et al., 2006)
Parasites	(Graeber et al., 2013)	
Prédateurs		(Aspin et al., 2018) (Aspin, Khamis, et al., 2019) (Piano et al., 2019) (Cañedo-Argüelles et al., 2016)

Tableau 5 : Changements parmi les groupes fonctionnels lors d'épisodes de baisse du débit observées dans notre corpus

Modifications morphologiques

Les modifications des conditions environnementales peuvent entrainer des changements parmi la morphologie des communautés de macro-invertébrés. Ainsi 3 études de notre corpus se sont intéressées à cette thématique pour des climats méditerranéen et océanique. Premièrement Aspin, Hart, et al (2019) ont constaté un déclin chez certains taxons pour un climat océanique. Notamment chez des consommateurs primaires, ces stratégies K semblent extrêmement sensibles aux épisodes de baisse du débit et aucune résilience n'a pu être observé. Une autre observation de cette étude a été les fluctuations de masses chez les communautés de macro-invertébrés. Tout d'abord une augmentation de la masse corporelle a été observé, elle a ensuite décliné avec l'extinction des consommateurs primaires. Ces taxons ont ensuite été remplacé par des taxons limnophiles de petites tailles. Une autre étude de notre corpus a observé une tendance similaire quant à l'extinction des taxons de grandes tailles et au remplacement par des taxons de petite taille et ce pour le même type de climat (Aspin, Khamis, et al., 2019). Les modes de respirations vont aussi être impactés ainsi le mode de respiration branchiale va être plus fréquemment retrouvé et la respiration tégumentaire va diminuer parmi les zones à faible débit pour un climat océanique (Aspin, Khamis, et al., 2019) ou méditerranéen (Calapez et al., 2018). De plus des formes de résistances telles que

les œufs résistant à la dessiccation ont été retrouvés en plus grand nombre dans les zones à lenticules (Calapez et al., 2018). D'autres traits morphologiques peuvent être impactés par la baisse du régime, notamment les traits liés à la dispersion. Calapez et al (2018) ont observé que ces traits étaient les plus sensibles aux baisses de débit. Ainsi pour un climat méditerranéen la diminution des modes de dispersion aérienne a été associée à la baisse du régime de plus une diminution des modes de dispersion aquatiques a été associée aux stress engendrés par la diminution des concentrations en oxygène dissous ainsi qu'à la diminution du débit. Une augmentation du mode de dispersion aérienne ainsi qu'une diminution du mode de dispersion aquatique a quant à elle été observée durant des épisodes de baisse du débit dans un climat océanique. Nous avons donc pu observer une augmentation des traits permettant de survivre aux épisodes de baisse du débit ou traits de résistances : diminution de la taille moyenne en climat océanique, l'augmentation des modes de respirations branchiaux au profit des modes de respiration tégumentaires ainsi que les formes de résistance à la dessiccation. De plus nous avons constaté que la fréquence des traits permettant de coloniser de nouveaux milieux ou traits de résiliences ont tendance à diminuer pour les climats océanique et méditerranéen.

Changements morphologiques	Augmentation	Pas de changements	Diminution
Taille	(Aspin, Hart, et al., 2019)		(Aspin, Khamis, et al., 2019) (Aspin, Hart, et al., 2019)
Respiration tégumentaire			(Aspin, Khamis, et al., 2019) (Calapez et al., 2018)
Respiration branchiale	(Aspin, Khamis, et al., 2019) (Calapez et al., 2018)		
Formes de résistances	(Calapez et al., 2018)		
Dispersion aérienne	(Aspin, Khamis, et al., 2019)		(Calapez et al., 2018)
Dispersion aquatique			(Calapez et al., 2018) (Aspin, Khamis, et al., 2019)

Discussions

Variation des paramètres abiotiques

Les résultats quant aux variations des paramètres abiotiques ont été en accord avec nos prédictions évoqué lors de l'introduction. Nous avons ainsi pu constater (1) une diminution de la surface de zone immergée, (2) une augmentation de la température des cours d'eau et (3) une diminution de la quantité de l'oxygène dissous. Nos résultats nous ont aussi permis de constater des variations du biotope. En effet les cours d'eau océaniques semblent plus propices au développement d'efflorescence algale que les cours d'eau méditerranéens. De plus l'augmentation du développement en cyanobactérie coïncide généralement avec la diminution de l'abondance totale ainsi que la diminution de la richesse taxonomique des communautés de macro-invertébrés (White, Duivenvoorden, & Fabbro, 2005). Les blooms vont quant à eux induire le déclin des communautés les plus benthiques au profit des communautés résistantes au manque d'oxygènes ainsi qu'au toxines libérées par ces cyanobactéries (Oberholster, Botha, & Ashton, 2009).

Le développement des macrophytes issues d'un climat océanique semble sensibles aux épisodes de sécheresse, nous avons ainsi pu constater une diminution des densités de ces végétaux induisant une potentielle perte d'habitat pour les communautés de macro-invertébrés (Riis et al., 2017; Wright & Symes, 1999). Néanmoins cette diminution du débit associée à une augmentation des températures ainsi que du développement lumineux peut amener au développement d'algue épiphyte sur les macrophytes. Ces algues sont ainsi consommé par de nombreux taxons de larves de Chironomidés (Pinder, 1992). Ces associations étroites entre les Chironomidés et la flore aquatique nous montre que pour certains taxons que la qualité de l'habitat ainsi que l'abondance en nourriture vont impacter l'abondance ainsi que la richesse taxonomique des communautés de macro-invertébrés présent sur le site.

Changements au sein des macro-invertébrés

Les changements observés au sein des macro-invertébrés sont en accord avec certaines de nos prédictions émises lors de l'introduction, nous avons ainsi pu constater (5) une modification des proportions dans les groupes fonctionnels de macro invertébrés, (6) une diminution de la richesse taxonomique due à l'augmentation de la prédation et la disparition des taxons polluo-sensibles ainsi que (7) une augmentation de la densité de la dérive. Nous n'avons néanmoins pas observé de réponse stéréotypée pour notre hypothèse (4) et les densités totale des macro invertébrés semblent fluctuer. Ainsi le développement végétal (Wright & Symes, 1999), l'intensité de la diminution du débit (Wills et al., 2006) ainsi que le

profil hydromorphologiques (Verdonschot et al., 2015) peuvent modifier la réponse quant aux densités de macro-invertébrés et sont des paramètres à prendre en compte lors des diminutions du débit.

Changements de composition taxonomiques

Comme nous l'avons vu les compositions taxonomiques vont fortement varier en réponses aux diminutions de débit. En effet, nous avons pu constater une diminution de l'abondance des EPT (Aspin, Hart, et al., 2019; Burk & Kennedy, 2013; Hill & Milner, 2018; Piano et al., 2019; Sánchez-Montoya et al., 2018; Wills et al., 2006). Ces taxons semblent donc sensibles aux épisodes de baisse de débit et sont moins abondants dans les cours d'eau intermittents (Arscott, Larned, Scarsbrook, & Lambert, 2010; del Rosario & Resh, 2000; Stubbington et al., 2009). Néanmoins cette perte de certains taxons d'Ephéméroptères, Plécoptères et de Trichoptères peut aussi être due à leurs cycles de vie, en effet ces taxons ont la particularité d'émerger durant l'été sous la forme d'adulte volant ce qui renforce la diminution de leurs abondance durant les période de baisse du régime estivales (Dobrin & Giberson, 2003; Poepperl, 2000). Notre corpus d'article nous a aussi permis d'observer une augmentation de l'abondance des OCH (Odonates, les Coléoptères, les Hétéroptères) nous pouvons donc supposer que ces taxons sont limnophiles (Burk & Kennedy, 2013; Sánchez-Montoya et al., 2018). Pourtant certains taxons d'Odonates ainsi que de Coléoptères nécessitent un cours d'eau permanent pour le développement et sont capable d'une rhéotaxie positive afin de pouvoir atteindre la partie permanente du cours d'eau (McMullen & Lytle, 2012).

Nous avons aussi constaté une augmentation de l'abondance des Plathelminthe, Diptère et Arachnides. En effet certains taxons de Diptères ont la particularité d'avoir des œufs résistant à la sécheresse leurs permettant ainsi une colonisation précoce des cours d'eau intermittents (Campbell, 2000). De plus les Chironomidés sont une famille de Diptères dominant fréquemment la composition en macro-invertébrés des cours d'eau intermittents (Chael, Bogan, Boersma, Avi, & Lytle, 2014; frouz, matena, & ali, 2003) et semblent être de bons indicateurs des baisse de régimes hydriques (Cañedo-Argüelles et al., 2016).

Modifications morphologiques

Les communautés d'invertébrés sont donc en changement permanent et les traits de vies développés par certains taxons vont leur permettre de survivre et d'exploiter le milieu malgré les changements (traits de résistance), de se reproduire ou de recoloniser les milieux après les modifications (traits de résiliences). Les épisodes de baisse du régime vont entrainer des perturbations et induire des modifications morphologiques par la sélection de taxons résistants. Ainsi la taille réduite, le développement rapide et les cycles de vies court sont des traits fréquemment associés aux

cours d'eau intermittents (Hogg & Williams, 1996; Statzner & Dolédec, 2011). Les baisses du débit vont donc entraîner un changement dans la taille des taxons. En effet les espèces les plus grandes (particulièrement les EPT) vont être négativement sélectionnés par les épisodes de baisses du régime hydrique (Boulton & Lake, 2008; Lake, 2000). Néanmoins ces changements marqués dans la tailles sont rarement observés avant une période de 18 mois dans des cours d'eau intermittents, les premiers changements visibles étant l'émergences des taxons de petites tailles (Aspin, Khamis, et al., 2019). Cela suggère que la durée des épisodes de tarissement des eaux est le principal moteur des variation de taille. Les modes de dispersions vont être impactés par la baisse de régime hydrique et seront de 2 types, spatiaux ou temporels. Les individus aillant la capacité de voler vont ainsi pouvoir fuir les zones de sécheresse pour de meilleurs habitat et pourront ainsi recoloniser précocement leurs habitats d'origines après le retour des eaux (Gasith & Resh, 1999). Ils peuvent aussi être pourvus d'autre stratégie tel que celles les Amphipodes qui sont de bons nageurs et peuvent facilement se laisser dériver dans la colonne d'eau (Elliott, 2002). Ces stratégies leurs permettent ainsi de se disperser le long du cours d'eau (Bilton, Freeland, & Okamura, 2001) néanmoins l'efficacité de ces stratégies pour les épisodes de baisse du régime reste variable (Thomson, Lake, & Downes, 2002). Les traits liés à la dispersion des macros invertébrés seront donc favorisé lors des périodes de baisse du débit et permettront ainsi une meilleure colonisation des habitats. Ces traits permettront aussi d'augmenter le flux de gènes et les processus de divergences évolutives (Bilton et al., 2001). D'autres stratégies permettent d'éviter les périodes de diminution du débit sans que l'individu ne se déplace spatialement (« dispersion temporelle »).

Le nombre de générations par an ou voltinisme est l'un des traits les plus sensibles aux variations du débit (Dolédec, Tilbian, & Bonada, 2017). Des changements de voltinisme ont ainsi pu être observés entre un cours d'eau intermittent et un cours d'eau continu. Les taxons multivoltins sont donc retrouvés plus fréquemment dans les cours d'eau intermittent et les taxons semivoltins sont plus spécifiques des cours d'eau continus (Corbet, Suhling, & Soendgerath, 2006; López-Rodríguez, Tierno de Figueroa, & Alba-Tercedor, 2009). Néanmoins certains taxons ne possédant pas de stade adulte volant ou de développement long peuvent survivre à la dessiccation lors des épisodes de sécheresse, c'est le cas de certains Hémiptères, Crustacés, et Mollusques (Storey & Quinn, 2013)..

Certains taxons vont dépendre de l'intensité du courant pour leurs respiration et leurs alimentation (Mackay & Wiggins, 1979). Le mode de respiration va être impacté par le caractère intermittent des cours d'eau et la respiration tégumentaire sera dominante (Charvet, Statzner, Usseglio-Polatera, & Dumont, 2000; Tomanova, Moya, & Oberdorff, 2008). En effet ce mode de respiration permet aux individus de supporter de plus grandes fluctuations d'oxygène dissous (Golubkov, Tiunova, & Kocharina, 1992). Les cours d'eau intermittents seront donc caractérisés par des communautés de macro-

invertébrés moins complexes, de petites tailles et à respiration tégumentaires et avec des traits de dispersions plus efficaces (Tachet Henri , Richoux Philippe , Bournaud Michel, 2010).

L'alimentation va être fortement impacté par les variations de débit ainsi comme nous avons pu le constater une baisse du régime hydrique va souvent modifier les compositions parmi les groupes fonctionnels. Les filtreurs vont donc logiquement diminuer car leurs mode d'alimentation nécessite un certains débit (Burk & Kennedy, 2013; Cañedo-Argüelles et al., 2016; Graeber et al., 2013; Wills et al., 2006). Les brouteurs ainsi que les broyeurs herbivores vont nécessiter une certaine densité de macrophytes pour leurs alimentation, or comme nous l'avons vu les densités de macrophytes ont tendances à diminuer lors des période de baisse du débit (Riis et al., 2017; Wright & Symes, 1999). L'ensoleillement va néanmoins permettre une augmentation du développement algal dans les cours d'eau intermittents. (Rader & Richardson, 1992) Les proportions de macros invertébrés brouteurs(Piano et al., 2019; Wills et al., 2006) et broyeurs (Burk & Kennedy, 2013; Piano et al., 2019) vont donc diminuer. Les collecteurs et les gratteurs vont quant à eux être avantagés par la diminution de la prédation induite par la perte d'abondance de proies dans des endroits clos (Wallace, 2002). Ces résultats nous montrent que les diminutions du régime hydrique affectent préférentiellement les hauts niveaux trophiques (Ledger, Brown, Edwards, Milner, & Woodward, 2013). Les interactions proies-prédateurs vont donc diminuer et les stratégie R (reproductive) vont donc augmenter (Aspin et al., 2018).

Impacts potentiels sur les juvéniles de salmonidés

L'alimentation des jeunes salmonidés diffère en fonction des espèces et des zones géographiques. Nous avons décidé de nous intéresser à la truite commune (*Salmo trutta*) et au saumon atlantique (*Salmo salar*) car ces 2 espèces occupent une grande aire de répartition sur le globe et sont présente sur tout les types de climat que nous avons analysés. La truite commune aura un comportement de chasse qui va différer en fonction de l'âge, en effet les truites d'âge 0+ vont se nourrir sur des zones de courants faible à modéré alors que les truites d'âges 1+ et 2+ préféreront se nourrir de proies rhéophiles (Sánchez-Hernández & Cobo, 2012). Les larves de Chironomidés (Diptères) et les nymphes de Baetidés (Ephéméroptères) semblent représenter la part la plus importante du régime des truites juvéniles (Degerman, Naslund, & Sers, 2000; Fahy, 2009; Hubert, Harris, & Rhodes, 1993; Nikcevic, Mickovic, Hegediš, & Andjus, 1998; Skoglund & Barlaup, 2006). La nourriture des jeunes saumons est quant à elle essentiellement benthique, il se nourrissent au niveau des zones lotiques (Heland et al., 2008), majoritairement de Chiromidés et de Baetides (Heland et al., 2008; Skrodenyte, Sruoga, Butkauskas, & Skrupskelis, 2008; Vignes, 1995; Vignes & Heland, 2008) ainsi que d'Oligochètes (Vignes & Heland, 2008). Au vu de nos résultats nous pouvons donc imaginer que les impacts de la diminution du débit vont impacter de façon différente les deux espèces. En effet leurs comportements de chasse ne sont pas les mêmes. Néanmoins nous pouvons émettre des hypothèses propres aux deux espèces.

Ces diminutions du régime hydrique auront des conséquences négatives sur leurs alimentation : (1) La diminution de la taille des proies aura un impact sur leur prédation ainsi que sur leurs gains énergétiques (2) la diminution de la part des EPT dans la composition taxonomique va impacter fortement leurs régimes alimentaires de par la diminution potentielle de certains taxons tels que les Baetidés.

Ces diminutions du régime hydrique peuvent cependant également avoir des conséquences positives sur leurs alimentation : (3) l'augmentation de la dérive des macro-invertébrés aura un impact positif sur les ressources disponibles pour les deux espèces, (4) l'augmentation des stratégie de type R ainsi que le nombre de générations par an permettra une augmentation de l'abondance de jeunes stades de macro-invertébrés (larves et nymphes) donc de proies potentielles (5) la résistance des larves Chironomidés aux épisodes de baisse du débit pourrait augmenter leurs richesse taxonomique ainsi que leurs abondance ce qui pourrait augmenter la richesse des régimes alimentaires des jeunes salmonidés.

Références bibliographiques

- Arden R. Gaufin, E. K. H. and H. J. W. S. (1956). *A Statistical Evaluation of Stream Bottom Sampling Data Obtained from Three Standard Samplers* Author (s): Arden R. Gaufin ,, Eugene K. Harris and Harold J. Walter. 37(4), 643–648.
- Arscott, D. B., Larned, S., Scarsbrook, M. R., & Lambert, P. (2010). Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(2), 530–545. <https://doi.org/10.1899/08-124.1>
- Aspin, T. W. H., Hart, K., Khamis, K., Milner, A. M., O'Callaghan, M. J., Trimmer, M., ... Ledger, M. E. (2019). Drought intensification alters the composition, body size, and trophic structure of invertebrate assemblages in a stream mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 64(4), fwb.13259. <https://doi.org/10.1111/fwb.13259>
- Aspin, T. W. H., Khamis, K., Matthews, T. J., Milner, A. M., O'Callaghan, M. J., Trimmer, M., ... Ledger, M. E. (2019). Extreme drought pushes stream invertebrate communities over functional thresholds. *Global Change Biology*, 25(1), 230–244. <https://doi.org/10.1111/gcb.14495>
- Aspin, T. W. H., Matthews, T. J., Khamis, K., Milner, A. M., Wang, Z., O'Callaghan, M. J., & Ledger, M. E. (2018). Drought intensification drives turnover of structure and function in stream invertebrate communities. *Ecography*, 41(12), 1992–2004. <https://doi.org/10.1111/ecog.03711>
- Bae, M.-J., Chon, T.-S., & Park, Y.-S. (2014). Characterizing differential responses of benthic macroinvertebrate communities to floods and droughts in three different stream types using a Self-Organizing Map. *Ecohydrology*, 7(1), 115–126. <https://doi.org/10.1002/eco.1326>
- Bilton, D. T., Freeland, J. R., & Okamura, B. (2001). Dispersal in Freshwater Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 159–181. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016>
- Blöschl, G., Hall, J., Parajka, J., Perdigão, R. A. P., Merz, B., Arheimer, B., ... Chirico, G. B. (2017). European floods. *Science*, 357(6351), 588–590. <https://doi.org/10.1126/science.aan2506>
- Boulton, A. J., & Lake, P. S. (2008). *Effects of drought on stream insects and its ecological consequences* (pp. 81–102). pp. 81–102. Retrieved from <https://research.monash.edu/en/publications/effects-of-drought-on-stream-insects-and-its-ecological-consequen>
- Braukmann, U., & Biss, R. (2004). Conceptual study — An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica*, 34(4), 433–450. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80011-2](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80011-2)
- Brittain, J. E., & Eikeland, T. J. (1988). Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia*, 166(1), 77–93. <https://doi.org/10.1007/BF00017485>
- Bruno, M. C., Siviglia, A., Carolli, M., & Maiolini, B. (2013). Multiple drift responses of benthic invertebrates to interacting hydropeaking and thermopeaking waves. *Ecohydrology*, 6(4), 511–522. <https://doi.org/10.1002/eco.1275>
- Burk, R. A., & Kennedy, J. H. (2013). Invertebrate communities of groundwater-dependent refugia with varying hydrology and riparian cover during a suprasedasonal drought. *Journal of Freshwater Ecology*, 28(2), 251–270. <https://doi.org/10.1080/02705060.2012.753121>
- Calapez, A. R., Serra, S. R. Q., Santos, J. M., Branco, P., Ferreira, T., Hein, T., ... Feio, M. J. (2018). The

- effect of hypoxia and flow decrease in macroinvertebrate functional responses: A trait-based approach to multiple-stressors in mesocosms. *Science of The Total Environment*, 637–638, 647–656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.071>
- Campbell, I. (2000). Australia freshwater ecology, processes and management. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(2), 363–364. <https://doi.org/10.2307/1468079>
- Cañedo-Argüelles, M., Bogan, M. T., & Lytle, D. A. (2016). ARE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) GOOD INDICATORS OF WATER 1 SCARCITY? DRYLAND STREAMS AS A CASE STUDY 2 3. Retrieved from file:///C:/Users/tdindart/Downloads/Canedoetal2016ECOLIND.pdf
- Chael, M. I., Bogan, T., Boersma, K. S., Avi, D., & Lytle, D. A. (2014). Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedational drought in arid-land headwater streams. <https://doi.org/10.1111/fwb.12522>
- Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, P., & Dumont, B. (2000). Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43(2), 277–296. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00545.x>
- Chazot, S., Sauquet, E., Chauveau, M., David, J., Perrin, C., Maugis, P., ... Rouchy, N. (2013). Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070 ? *La Houille Blanche*, (4), 5–15. <https://doi.org/10.1051/lhb/2013027>
- Corbet, P. S., Suhling, F., & Soendgerath, D. (2006). Voltinism of Odonata: a review. *International Journal of Odonatology*, 9(1), 1–44. <https://doi.org/10.1080/13887890.2006.9748261>
- Cushing, D. H. (1969). THE REGULARITY OF THE SPAWNING SEASON OF SOME FISHES. Retrieved from <https://academic.oup.com/icesjms/article-abstract/33/1/81/628790>
- Datry, T. (2012). Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events. *Freshwater Biology*, 57(3), 563–574. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02725.x>
- De Jonge, M., Van de Vijver, B., Blust, R., & Bervoets, L. (2008). Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: A comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Science of The Total Environment*, 407(1), 615–629. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.07.020>
- Degerman, E., Naslund, I., & Sers, B. (2000). Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of Freshwater Fish*, 9(4), 191–201. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2000.0090401.x>
- del Rosario, R. B., & Resh, V. H. (2000). Invertebrates in intermittent and perennial streams: is the hyporheic zone a refuge from drying? *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4), 680–696. <https://doi.org/10.2307/1468126>
- Dobrin, M., & Giberson, D. J. (2003). Life history and production of mayflies, stoneflies, and caddisflies (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) in a spring-fed stream in Prince Edward Island, Canada: evidence for population asynchrony in spring habitats? *Canadian Journal of Zoology*, 81(6), 1083–1095. <https://doi.org/10.1139/z03-091>
- Dolédéc, S., Tilbian, J., & Bonada, N. (2017). Temporal variability in taxonomic and trait compositions of invertebrate assemblages in two climatic regions with contrasting flow regimes. *Science of The Total Environment*, 599–600, 1912–1921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.057>
- Drummond, L. R., McIntosh, A. R., & Larned, S. T. (2015). Invertebrate community dynamics and insect emergence in response to pool drying in a temporary river. *Freshwater Biology*, 60(8),

- 1596–1612. <https://doi.org/10.1111/fwb.12591>
- Durance, I., & Ormerod, S. J. (2009). Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54(2), 388–405. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02112.x>
- Elias, C. L., Calapez, A. R., Almeida, S. F. P., & Feio, M. J. (2015). From perennial to temporary streams: an extreme drought as a driving force of freshwater communities. *Marine and Freshwater Research*, 66(5), 469. <https://doi.org/10.1071/MF13312>
- Elliott, J. M. (2002). A continuous study of the total drift of freshwater shrimps, *Gammarus pulex*, in a small stony stream in the English Lake District. *Freshwater Biology*, 47(1), 75–86. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00782.x>
- Fahy, E. (2009). Prey selection by young trout fry (*Salmo trutta*). *Journal of Zoology*, 190(1), 27–37. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1980.tb01420.x>
- FROUZ, J., MATENA, J., & ALI, A. (2003). Survival strategies of chironomids (Diptera: Chironomidae) living in temporary habitats: a review. *European Journal of Entomology*, 100(4), 459–465. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.069>
- Gasith, A., & Resh, V. H. (1999). Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30(1), 51–81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.51>
- Gérard, C., & Lance, E. (2019). Decline of freshwater gastropods exposed to recurrent interacting stressors implying cyanobacterial proliferations and droughts. *Aquatic Ecology*, 53(1), 79–96. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09674-8>
- Golubkov, S. M., Tiunova, T. M., & Kocharina, S. L. (1992). Dependence of the respiration rate of aquatic insects upon the oxygen concentration in running and still water. *Aquatic Insects*, 14(3), 137–144. <https://doi.org/10.1080/01650429209361476>
- González, J. M., Recuerda, M., & Elosegí, A. (2018). Crowded waters: short-term response of invertebrate drift to water abstraction. *Hydrobiologia*, 819(1), 39–51. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3620-1>
- Graeber, D., Pusch, M. T., Lorenz, S., & Brauns, M. (2013). Cascading effects of flow reduction on the benthic invertebrate community in a lowland river. *Hydrobiologia*, 717(1), 147–159. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1570-1>
- Heland, M., Gaudin, P., & Bardonnnet, A. (2008). Mise en place des premiers comportements et utilisation de l’habitat après l’émergence chez les salmonidés d’eau courante. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (337-338–339), 191–197. <https://doi.org/10.1051/kmae:1995021>
- Hill, M. J., & Milner, V. S. (2018). Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa? *Science of The Total Environment*, 628–629, 1308–1316. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.162>
- Hille, S., Kristensen, E. A., Graeber, D., Riis, T., Jørgensen, N. K., & Baattrup-Pedersen, A. (2014). Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. *Freshwater Science*, 33(3), 847–859. <https://doi.org/10.1086/677554>
- Hogg, I. D., & Williams, D. D. (1996). Response of Stream Invertebrates to a Global-Warming Thermal Regime: An Ecosystem-Level Manipulation. *Ecology*, 77(2), 395–407.

<https://doi.org/10.2307/2265617>

- Hubert, W. A., Harris, D. D., & Rhodes, H. A. (1993). Variation in the summer diet of age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia*, 259(3), 179–185. <https://doi.org/10.1007/BF00006597>
- Isaak, D. J., Wollrab, S., Horan, D., & Chandler, G. (2012). Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest U.S. from 1980-2009 and implications for salmonid fishes. *Climatic Change*, 113(2), 499–524. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0326-z>
- James, A. B. W., Dewson, Z. S., & Death, R. G. (2008). The effect of experimental flow reductions on macroinvertebrate drift in natural and streamside channels. *River Research and Applications*, 24(1), 22–35. <https://doi.org/10.1002/rra.1052>
- Jimoh, A. a, Clarke, E. O., Whenu, O. O., & Adeoye, H. B. (2011). Food and feeding habits of the African river prawn (*Macrobrachium vollenhovenii* , Herklots , 1857) in Epe Lagoon , southwest Nigeria. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 3(1), 10–15.
- Joao, C., Perez-Bilbao, A., & Garrido, J. (2012). Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality in Running Waters: 10 Years of Research in Rivers with Different Degrees of Anthropogenic Impacts. In *Ecological Water Quality - Water Treatment and Reuse*. <https://doi.org/10.5772/32115>
- Keeley, E. R., & Grant, J. W. A. (1995). Allometric and environmental correlates of territory size in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(1), 186–196. <https://doi.org/10.1139/f95-019>
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4), 573–592. <https://doi.org/10.2307/1468118>
- Ledger, M. E., Brown, L. E., Edwards, F. K., Milner, A. M., & Woodward, G. (2013). Drought alters the structure and functioning of complex food webs. *Nature Climate Change*, 3(3), 223–227. <https://doi.org/10.1038/nclimate1684>
- López-Rodríguez, M. J., Tierno de Figueroa, J. M., & Alba-Tercedor, J. (2009). Life history, feeding and secondary production of two Nemouroidea species (Plecoptera, Insecta) in a temporary stream of the Southern Iberian Peninsula. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*, 175(2), 161–170. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0175-0161>
- Maazouzi, C., Galassi, D., Claret, C., Cellot, B., Fiers, F., Martin, D., ... Dole-Olivier, M.-J. (2017). Do benthic invertebrates use hyporheic refuges during streambed drying? A manipulative field experiment in nested hyporheic flowpaths. *Ecohydrology*, 10(6), e1865. <https://doi.org/10.1002/eco.1865>
- Mackay, R. J., & Wiggins, G. B. (1979). Ecological Diversity in Trichoptera. *Annual Review of Entomology*, 24(1), 185–208. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.24.010179.001153>
- Matzke, N., Ferrer, E. A., Barnosky, A. D., Wogan, G. O. U., Mersey, B., Marshall, C., ... Swartz, B. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>
- McDevitt-Galles, T., & Johnson, P. T. J. (2018). Drought attenuates the impact of fish on aquatic macroinvertebrate richness and community composition. *Freshwater Biology*, 63(11), 1457–1468. <https://doi.org/10.1111/fwb.13173>
- McMullen, L. E., & Lytle, D. A. (2012). Quantifying invertebrate resistance to floods: a global-scale meta-analysis. *Ecological Applications*, 22(8), 2164–2175. <https://doi.org/10.1890/11-1650.1>

- Merz, B., McIntyre, N., Kundzewicz, Z. W., Viglione, A., Merz, R., Borga, M., ... Parajka, J. (2014). Understanding flood regime changes in Europe: a state-of-the-art assessment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(7), 2735–2772. <https://doi.org/10.5194/hess-18-2735-2014>
- Miller, S. W., & Judson, S. (2014). Responses of macroinvertebrate drift, benthic assemblages, and trout foraging to hydropeaking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(5), 675–687. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0562>
- Neuheimer, A. B., & Taggart, C. T. (2007). The growing degree-day and fish size-at-age: the overlooked metric. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(2), 375–385. <https://doi.org/10.1139/f07-003>
- Nikcevic, M., Mickovic, B., Hegediš, A., & Andjus, R. K. (1998). Feeding habits of huchen *Hucho hucho* (Salmonidae) fry in the River Tresnjica, Yugoslavia. *Italian Journal of Zoology*, 65(sup1), 231–233. <https://doi.org/10.1080/11250009809386821>
- Nohara, D., Kitoh, A., Hosaka, M., & Oki, T. (2006). Impact of Climate Change on River Discharge Projected by Multimodel Ensemble. *Journal of Hydrometeorology*, 7(5), 1076–1089. <https://doi.org/10.1175/jhm531.1>
- Oberholster, P. J., Botha, A.-M., & Ashton, P. J. (2009). The influence of a toxic cyanobacterial bloom and water hydrology on algal populations and macroinvertebrate abundance in the upper littoral zone of Lake Krugersdrift, South Africa. *Ecotoxicology*, 18(1), 34–46. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0254-5>
- Pardo, I., & García, L. (2016). Water abstraction in small lowland streams: Unforeseen hypoxia and anoxia effects. *Science of The Total Environment*, 568, 226–235. <https://doi.org/10.1016/j.SCITOTENV.2016.05.218>
- Péguin, M., Delangue, J., & Teillac-Deschamps. (2019). *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France VOLUME 2.5 Les écosystèmes d'eau douce*. Retrieved from <http://www.cieau.com/les-ressources-en-eau/en-france/le-panorama-des-ressources>
- Piano, E., Doretto, A., Falasco, E., Fenoglio, S., Gruppuso, L., Nizzoli, D., ... Bona, F. (2019). If Alpine streams run dry: the drought memory of benthic communities. *Aquatic Sciences*, 81(2), 32. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0629-0>
- Pinder, L. C. V. (1992). Biology of epiphytic Chironomidae (Diptera:Nematocera) in chalk streams. *Hydrobiologia*, 248(1), 39–51. <https://doi.org/10.1007/BF00008884>
- Poepperl, R. (2000). Benthic secondary production and biomass of insects emerging from a northern German temperate stream. *Freshwater Biology*, 44(2), 199–211. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00558.x>
- Rader, R. B., & Richardson, C. J. (1992). *THE EFFECTS OF NUTRIENT ENRICHMENT ON ALGAE AND MACROINVERTEBRATES IN THE EVERGLADES: A REVIEW Russell*. 12(2), 121–135.
- Riis, T., Levi, P. S., Baattrup-Pedersen, A., Jeppesen, K. G., & Rosenhøj Leth, S. (2017). Experimental drought changes ecosystem structure and function in a macrophyte-rich stream. *Aquatic Sciences*, 79(4), 841–853. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0536-1>
- Sánchez-Hernández, J., & Cobo, F. (2012). Summer differences in behavioural feeding habits and use of feeding habitat among brown trout (Pisces) age classes in a temperate area. *Italian Journal of Zoology*, 79(3), 468–478. <https://doi.org/10.1080/11250003.2012.670274>
- Sánchez-Montoya, M. M., von Schiller, D., Barberá, G. G., Díaz, A. M., Arce, M. I., del Campo, R., & Tockner, K. (2018). Understanding the effects of predictability, duration, and spatial pattern of

- drying on benthic invertebrate assemblages in two contrasting intermittent streams. *PLOS ONE*, 13(3), e0193933. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193933>
- Scherr, M. A., Wooster, D. E., & Rao, S. (2010). Effects of Temperature on Growth Rate and Behavior of *Epeorus albertae* (Ephemeroptera: Heptageniidae) Nymphs. *Environmental Entomology*, 39(6), 2017–2024. <https://doi.org/10.1603/EN09247>
- Settele, J., Scholes, R. J., Betts, R. A., Bunn, S., Leadley, P., Nepstad, D., ... Toboada, M. A. (2014). IPCC-WGII-AR5-04. Terrestrial and inland water systems. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 271–359. <https://doi.org/10.1017/cup.2014.10> 31 March 2014
- Skoglund, H., & Barlaup, B. T. (2006). Feeding pattern and diet of first feeding brown trout fry under natural conditions. *Journal of Fish Biology*, 68(2), 507–521. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00938.x>
- Skrodenyte, V., Sruoga, A., Butkauskas, D., & Skrupskelis, K. (2008). Phylogenetic analysis of intestinal bacteria of freshwater salmon *Salmo salar* and sea trout *Salmo trutta trutta* and diet. *Fisheries Science*, 74(6), 1307–1314. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2008.01656.x>
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). *Eutrophication : impacts of excess nutrient inputs on freshwater , marine , and terrestrial ecosystems*. 100.
- Statzner, B., & Dolédec, S. (2011). Phylogenetic, Spatial, and Species-Trait Patterns across Environmental Gradients: the Case of Hydropsyche (Trichoptera) along the Loire River. *International Review of Hydrobiology*, 96(2), 121–140. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111325>
- Storey, R. G., & Quinn, J. M. (2013). Survival of aquatic invertebrates in dry bed sediments of intermittent streams: temperature tolerances and implications for riparian management. *Freshwater Science*, 32(1), 250–266. <https://doi.org/10.1899/12-008.1>
- Stubbington, R., Greenwood, A. M., Wood, P. J., Armitage, P. D., Gunn, J., & Robertson, A. L. (2009). The response of perennial and temporary headwater stream invertebrate communities to hydrological extremes. *Hydrobiologia*, 630(1), 299–312. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9823-8>
- Szczerkowska-Majchrzak, E., & Grzybkowska, M. (2015). Effects of Hydrological Disturbance of Different Magnitude on Riverine Habitats and Benthic Invertebrates. *Polish Journal of Ecology*, 63(1), 135–141. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2015.63.1.012>
- Tachet Henri , Richoux Philippe , Bournaud Michel, U.-P. P. (2010). *Invertébrés d'eau douce systématique, biologie, écologie*. Retrieved from <http://www.cnrseditions.fr/biologie-animale/6290-invertebres-d-eau-douce-henri-tachet.html>
- Thomson, J. R., Lake, P. S., & Downes, B. J. (2002). The Effect of Hydrological Disturbance on the Impact of a Benthic Invertebrate Predator. *Ecology*, 83(3), 628. <https://doi.org/10.2307/3071869>
- Tomanova, S., Moya, N., & Oberdorff, T. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications*, 24(9), 1230–1239. <https://doi.org/10.1002/rra.1148>
- Townsend, C. R., Dole, S., & Arbuckle, C. (2003). *The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables : description and prediction*. 768–785.

- Van Vliet, M. T. H., Franssen, W. H. P., Yearsley, J. R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D. P., & Kabat, P. (2013). Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change*, 23(2), 450–464. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002>
- Verdonschot, R. C. M., van Oosten-Siedlecka, A. M., ter Braak, C. J. F., & Verdonschot, P. F. M. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. *Freshwater Biology*, 60(2), 282–296. <https://doi.org/10.1111/fwb.12479>
- Vignes, J. C. (1995). *L'Alimentation des jeunes Saumons (Salmo salar L.) dans une rivière du Pays-Basque, la Nivelle Feeding regime of the juveniles salmon (Salmo salar L.) in the river Nivelle from the Basque Country*. 139–142.
- VIGNES, J. C., & HELAND, M. (2008). Comportement alimentaire au cours du changement d'habitat lié à l'émergence chez le saumon atlantique *Salmo salar* L. et la truite commune *Salmo trutta* L., en conditions semi-naturelles. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, (337-338–339), 207–214. <https://doi.org/10.1051/kmae:1995023>
- Wallace, J. B. (2002). The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.41.1.115>
- White, S. H., Duivenvoorden, L. J., & Fabbro, L. D. (2005). Impacts of a Toxic Microcystis Bloom on the Macroinvertebrate Fauna of Lake Elphinstone, Central Queensland, Australia. *Hydrobiologia*, 548(1), 117–126. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4756-3>
- Wills, T. C., Baker, E. A., Nuhfer, A. J., & Zorn, T. G. (2006). Response of the benthic macroinvertebrate community in a northern Michigan stream to reduced summer streamflows. *River Research and Applications*, 22(7), 819–836. <https://doi.org/10.1002/rra.938>
- Wipfli, M. S., Caouette, J. P., Rodgers, J., Prussian, A., & Allan, J. D. (2003). Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(3), 309–320. <https://doi.org/10.1139/f03-019>
- Wright, J. F., & Symes, K. L. (1999). A nine-year study of the macroinvertebrate fauna of a chalk stream. *Hydrological Processes*, 13(3), 371–385. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990228\)13:3<371::AID-HYP744>3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990228)13:3<371::AID-HYP744>3.0.CO;2-C)
- Zhang, Y., Malmqvist, B., & Englund, G. (1998). Ecological processes affecting community structure of blackfly larvae in regulated and unregulated rivers: a regional study. *Journal of Applied Ecology*, 35(5), 673–686. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.355345.x>

Annexes :

Type de diminution	Localisation	Zone d'étude	Epoque de l'année	Diminution	Durée	Sources
Naturelle	Nouvelle-Zélande	375m de longueur x 0.30-0.95m de profondeur	Décembre 2006 à Février 2007	0-0.3 m ³ /s de moyenne	5 mois	(Drummond, McIntosh, & Larned, 2015)
	Arizona	28 site sur une section de 400km ²	Automnes et Hivers	Non communiqué	2009-2011	(Cañedo-Argüelles, Bogan, & Lytle, 2016)
	Texas	5 sites (2 perreins et 3 intermittents) sur 35 km	Juillet-Aout 2006	0-10.8 m ³ /s, 0-0.27 m ³ /s	2 mois	(Burk & Kennedy, 2013)
	Bretagne, France	20m de longueur x 2m de large x 0.20 à 0.65m de profondeur	Aout à Octobre 2013	Non communiqué	3 mois	(Gérard & Lance, 2019)
	Auvergne-Rhône-Alpes	18 sites sur 25km	Octobre 2008, Mars 2009, Mai 2010, Décembre 2010 Octobre 2010	Intermittent	3 ans	(Datry, 2012)
	Piémont Italie	13 sites sur 20 km	Avril et été 2017	0-4.56 m ³ /s	1 à 2 mois	(Piano et al., 2019)
	Angleterre du Sud-Est, Royaume Unis	100m de longueur, 6.5-9.5m de largeur, 0.2-0.4m de profondeur	Mars 1971 à Mars 1980	Intermittent ou Perreins	9 Ans	(Wright & Symes, 1999)
	Dobong, Corée du Sud	6 sites sur 6 km	Juillet 2006 à janvier 2008	Perreins intermittents ou éphémères	3 ans	(Bae, Chon, & Park, 2014)
	Californie, Etats Unis	36 sites	Mi-Mai et début Juillet 2011-2014	Absence de courant	4 ans	(McDevitt-Galles & Johnson, 2018)

	Nord de la Suède	51 sites	Mi-Aout a Mi-Septembre Et Octobre a novembre	0.5 à 258 m ³ /s	2 mois	(Zhang, Malmqvist, & Englund, 1998)
	Portugal	4 sites	Printemps et automne 2011 Printemps 2012	Absence de courant	2 ans	(Elias, Calapez, Almeida, & Feio, 2015)
	Nord-Ouest de l'Angleterre	4km de longueur 3.2 à 3.7m de Largeur Et 0.1 à 0.16m de profondeur	Avril et Juin 1973-1974	0.02 à 0.46 m/s	1 mois	(Elliott, 2003)
	Hampshire, Royaume Unis	4 rivières contenant 2 sites d'études chacune	Mai 2015 à Janvier 2016	0-10m ³ /s de moyenne	1 an	(White et al., 2019)
	Centre de l'Angleterre	2 rivières contenant 7 site d'études	Mai 2016 A Juillet 2016	3.58 m ³ /s de moyenne	3 mois	(Hill & Milner, 2018)
	Péninsule Ibérique, Espagne	2 cours d'eau (Rogativa Furiosos)	Juin 2013 Février 2014 Décembre 2013	Non communiqué	1 mois	(Sánchez-Montoya et al., 2018)
Artificielle	Hampshire, Royaume Unis	15 m de longueur × 0.5 m de largeur × 0.5 m de profondeur	Février 2013 à Aout 2014	2.2–0.001 m ³ /s	1 an	(Aspin, Hart, et al., 2019; Aspin et al., 2018)
	Michigan	602m de longueur	Juin à Aout (1994, 1995 et 1998)	0.01-0.06 m ³ /s	2 mois	(Wills, Baker, Nuhfer, & Zorn, 2006)
	Drôme, France	9 sites sur 4km	26-27 juin 2009	17.7 m ³ /s.	2 jours	(Maazouzi et al., 2017)
	Brandebourg, Allemagne	22.4km de longueur,	Mars à Décembre 1997, 1998,	9.5-14.8 m ³ /s	10 mois	(Graeber, Pusch, Lorenz,

	Navarre, Espagne	25m de largeur moyenne, 1.5m de profondeur moyenne 2 sites sur 330m	1999, 2007, 2008, et 2010 Juin, Juillet 2014	0.1 à 0.54 m ³ /s	1 semaine	& Brauns, 2013) (González, Recuerda, & Elosegi, 2018)
	North Island, Nouvelle Zélande	3 cours d'eau de moins de 3m de largeur et de moins de 0.20m de hauteur d'eau	Mars-Avril 2004	<200 m ³ /s	2 mois	(James, Dewson, & Death, 2008)
Expérimentale	Danemark	55 à 75m de longueur x 0- 0.25m de profondeur	Été 2011	Flux (0-0.06 m/s)	2 à 10 semaines	(Hille et al., 2014)
	Nord-Ouest de l'Angleterre	21m de longueur 0.1m de largeur Et 0.05 à 0.07m de profondeur	Avril et Juin 1973-1974	0.04 à 0.35 m/s	1 mois	(Elliott, 2003)
	Sud-Ouest de L'Angleterre	3 sites de 12m de longueur 0.33m de largeur, 0.3m de profondeur	Mars 2000 à Février 2002	0-0.23m/s	3 ans	(Brown, Edwards, Milner, Woodward, & Ledger, 2011)
	Lisbonne, Portugal	4 sites de 4m de longueur, 0.4 de largeur et 0.2 de profondeur	17 Mai au 2 Juin 2016	0.06 à 0.19m/s	2 mois	(Calapez et al., 2018)
	Danemark	1 site expérimental de 75m	Été 2013	20.0 m ³ /s	2 mois	(Riis, Levi, Baattrup- Pedersen, Jeppesen, & Rosenhøj Leth, 2017)
	Vancouver Canada	15 sites expérimentaux de 15m de longueur, 0.35 de largeur et 0.2m de profondeur	Juin 2004	1.16 m ³ /s, 0.50 m ³ /s et 0.20 m ³ /s	24h	(James et al., 2008)
	Harderwijk, Pays-Bas	2 portions, une constitué d'eau stagnante et	9-22 Juillet 2012	0.0 m ³ /s	2semaines	(Verdonschot, van Oosten- Siedlecka, ter

		l'autre totalement asséchée avec des piscines artificielles				Braak, & Verdonschot, 2015)
--	--	---	--	--	--	-----------------------------------

Annexes 1 : Paramètres expérimentaux des articles de notre corpus

Résumé

Les changements climatiques devraient induire une augmentation des températures annuels. Dans les écosystèmes fluviaux, les températures affectent fortement le débit des eaux courantes et les rivières subiront des étiages plus sévères. En outre, la température de l'air et de l'eau augmentera à travers le monde. Ces nouvelles conditions environnementales vont avoir des conséquences directes sur les espèces aquatiques dépendant directement du milieu. Les salmonidés en sont un bon témoin de par la position trophique qu'ils occupent ainsi que le caractère amphihalin de certaines espèces. De plus, les jeunes stades se nourrissent de macros-invertébrés benthique dulcicoles, ces organismes sont un compartiment à part entière. Toutes modifications de ce compartiment peut avoir des répercussions sur de nombreux autres écosystèmes et une meilleure connaissance de l'impact des changements climatiques s'impose. Nous nous sommes donc intéressés à l'impact de ces changements sur la nutrition des jeunes salmonidés et plus précisément ceux des baisses du débit.

Cours d'eau; Dulcicoles; Changements climatiques; baisse de débit; macro-invertébrés; Salmonidés