

BIOMASSE-DOUBS

**Etude de la biomasse benthique et planctonique dans
le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt
Période 2017-2018**



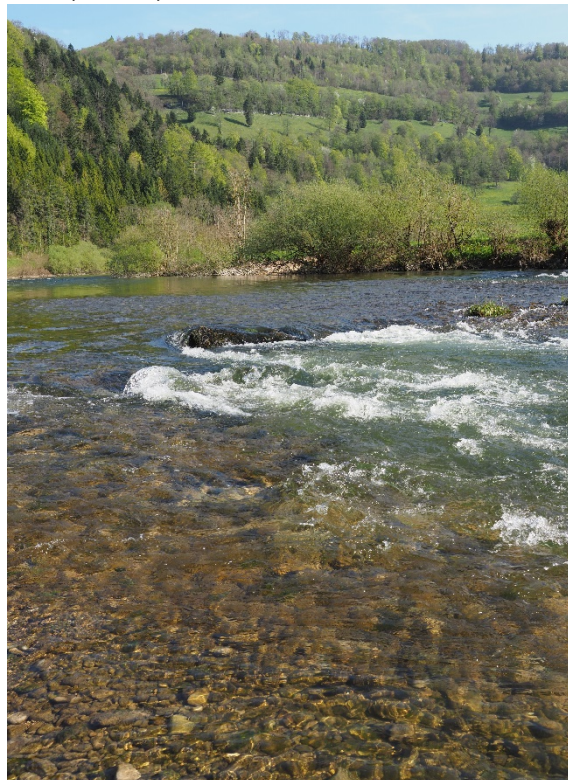
Allaine, Boncourt, 27.09.2017



Doubs, Ocourt, 27.09.2017



Allaine, Boncourt, 20.04.2018



Doubs, Ocourt, 20.04.2018

Impressum

Mandants : République et Canton du Jura
Office de l'environnement / Domaine nature
Chemin du Bel'Oiseau 12
CH-2882 Saint-Ursanne

Mandataire : Groupe de travail
PhycoEco, Rue des XXII-Cantons 39, 2300 La Chaux-de-Fonds
Aquabug, CP 1643, 2001 Neuchâtel

Auteurs : François Straub, PhycoEco, 2300 La Chaux de Fonds
Pascal Stucki, Aquabug, 2001 Neuchâtel

Edition : novembre 2018

Référence : Straub F. & Stucki P. 2018. Etude de la biomasse benthique et
planctonique dans le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt.
Rapport sur mandat de l'office de l'environnement de la République et
Canton du Jura

Photos de couverture : Stations étudiées dans le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt

SOMMAIRE

Impressum.....	1
1. MANDAT ET INTRODUCTION.....	4
2. MATÉRIEL	5
2.1 Travaux de terrain	5
2.1.1 Stations échantillonnées	5
2.2 Fenêtres d'échantillonnage IBCH	5
3. MÉTHODES	7
3.1 Diatomées vivant sur les galets (diatomées épilithiques du périphyton).....	7
3.2 Organismes (micro-, nannoplancton) et débris organiques microscopiques (trypton organique) en suspension dans l'eau	7
3.3 Algues macroscopiques.....	8
3.4 Zooplancton (Macroplancton).....	8
3.5 Faune des macroinvertébrés inféodés au substrat (Macrozoobenthos)	8
4. RÉSULTATS DÉTAILLÉS PAR COMPARTIMENT DE L'ÉCOSYSTÈME.....	10
4.1 Diatomées vivant sur les galets (diatomées épilithiques du périphyton).....	10
4.1.1 Résultats bruts.....	10
4.1.2 Aspects qualitatifs et semi-quantitatifs.....	10
4.1.3 Aspects quantitatifs.....	13
4.1.4 Objectifs écologiques légaux.....	17
4.2 Organismes (micro-, nannoplancton) et débris organiques microscopiques (trypton organique) en suspension dans l'eau	17
4.2.1 Résultats bruts.....	17
4.2.2 Les organismes microplanctoniques : aspects qualitatifs et semi-quantitatifs ..	17
4.2.3 Les organismes planctoniques : aspect quantitatif	19
4.2.4 Particules (débris microscopiques) organiques en suspension dans l'eau (trypton organique)	20
4.3 Algues macroscopiques.....	22
4.4 Zooplancton (Macroplancton).....	23
4.5 Faune des macroinvertébrés inféodés au substrat (Macrozoobenthos)	23
4.5.1 Résultats bruts.....	23
4.5.2 Aspects qualitatifs et semi-quantitatifs.....	24
4.5.3 Aspects quantitatifs.....	27
4.5.4 Objectifs de qualité (biologique IBCH et écotoxicologique Spear _{pesticides})	30
4.5.5 Evolution de la biomasse ces 30 dernières années (1990 à 2018).....	31
5. SYNTHÈSE	34
6. REMERCIEMENTS	36
7. BIBLIOGRAPHIE.....	36
8. ANNEXES.....	37

0. RÉSUMÉ

La raréfaction de la faune piscicole et son état de santé dans le Doubs suscitent bien des questions. Pour contribuer à en trouver des réponses, une approche quantitative de plusieurs compartiments de l'écosystème à Ocourt sur le Doubs a été proposée, en plus de l'approche qualitative habituelle qui permet d'estimer la qualité des eaux et du milieu via différents indices biotiques. Ainsi la biomasse ou la densité des diatomées épilithiques, des macroinvertébrés benthiques, du plancton (microplancton et zooplancton), des macroalgues et des déchets organiques microscopiques en suspension ont été étudiées 4 fois entre mars 2017 et mars 2018. Pour développer l'interprétation, cette démarche a également été appliquée à Boncourt sur l'Allaine (3 fois), dans une station potentiellement plus polluée, d'eau moins vive, mais plus riche en poissons qu'à Ocourt.

Les résultats des 4 campagnes (3 à Boncourt) montrent Les biomasses de diatomées épilithiques, de macroinvertébrés benthiques et de microplancton sont moins élevées en moyenne à Ocourt qu'à Boncourt. La différence est partiellement due à la charge trophique moins élevée à Ocourt qu'à Boncourt. Pour les diatomées, elle est également due à l'activité hydrologique plus forte dans le Doubs que dans l'Allaine.

Les biomasses de producteurs et de consommateurs primaires plus élevées à Boncourt y expliquent probablement la plus grande densité en poisson. Cette différence n'a pas été observée pour les macroalgues, bien que la composition des peuplements soit très différente entre les deux stations. Cependant, tant les diatomées épilithiques (taux d'espèces plus résistantes, taux de formes tératologiques), les macroinvertébrés benthiques (indice SPEAR_{pesticides}) que le microplancton montrent que les eaux à Boncourt sont plus polluées. Cette charge polluante est aussi marquée par l'abondance des débris organiques microscopiques provenant de l'évacuation des eaux. Ainsi la qualité des eaux à la station d'Ocourt sur le Doubs et l'adaptation des communautés benthiques aux conditions de la station (hydrologie, trophie) correspondent souvent aux objectifs légaux, ce qui n'est parfois pas le cas à Boncourt sur l'Allaine.

Le présent rapport livre un état des lieux de la qualité biologique des eaux à la sortie de Suisse des bassins versants du Doubs et de l'Allaine. L'étude a permis de mettre en évidence des résultats cohérents entre les différents compartiments de l'écosystème investigués. Elle explique en partie les différences de biomasses piscicoles observées entre les tronçons des deux rivières et démontre qu'une meilleure qualité de l'hydrosystème n'implique pas obligatoirement une plus grande productivité.

1. MANDAT ET INTRODUCTION

L'état de santé du Doubs et en particulier la raréfaction de la faune piscicole préoccupe les autorités, les associations de pêcheurs et de protection de l'environnement, ainsi que les citoyens, ce qui a souvent été relayé par les médias. Les questions formulées à ce propos, en partie soulevées par Monsieur Ami Lièvre, député au Grand Conseil du canton du Jura et ancien chimiste au Service de protection de l'environnement à St. Ursanne ont conduit l'Office de l'environnement par MM Jean Fernex et Nicolas Eichenberger (act. Viteos Neuchâtel) à mandater les bureaux spécialisés Aquabug et PhycoEco à Neuchâtel et La Chaux-de-Fonds pour effectuer une étude sur les biomasses benthiques et planctoniques.

En substance le mandat consistait à tenter de répondre aux questions suivantes :

1. *Observe-t-on, à certaines périodes de l'année, une diminution du phosphore pouvant avoir un impact sur la productivité du milieu aquatique et plus particulièrement sur les biomasses benthiques et planctoniques ?*
2. *L'éventuelle diminution de biomasse benthique et planctonique peut-elle avoir un impact direct sur la biomasse piscicole à certaines périodes de l'année ?*
3. *La période d'étiage constitue-t-elle un facteur limitant pour le développement de la faune piscicole et des différents compartiments du réseau trophique ?*
4. *D'une manière générale, la biomasse benthique a-t-elle fortement diminué dans le Doubs au cours de la dernière décennie ?*
5. *Peut-on mettre en évidence un dysfonctionnement net de l'hydrosystème à partir des relevés effectués ?*
6. *Existe-t-il une différence nette entre les biomasses mesurées dans la station de Ocourt dans le Doubs et celle de Boncourt dans l'Allaine ?*

Pour tenter de répondre à ces questions, les compartiments suivants de l'écosystème ont été étudiés : diatomées épilithiques (périphyton), phytoplancton et protozoaires en suspension, algues macroscopiques, zooplancton, invertébrés benthiques et débris organiques microscopiques en suspension. Tous ces compartiments sont des nourritures potentielles des poissons, soit directement, soit indirectement. Par ailleurs, ces groupes d'organismes ont été étudiés de manière quantitative (densité et/ou biomasse) en plus des approches qualitatives habituelles préconisées par la Confédération (Système modulaire gradué). En outre, pour mieux saisir les liens entre ces biomasses et les variations de niveau trophique ou saprobique, nous avons en parallèle mené cette étude également dans l'Allaine (potentiellement plus polluée et plus riche en nutriments que le Doubs).

Les stations fédérales d'Ocourt sur le Doubs (station CH-088_JU) et de Boncourt sur l'Allaine (station CH-084_JU) ont été choisies pour faire la comparaison, car nous avons à ces endroits des données qualitatives antérieures (pas de données quantitatives) depuis 2011 ou 2012 pour les diatomées épilithiques et les invertébrés benthiques (programmes NAWA de la Confédération et IBCH-JU du Canton) et par le fait que ces stations sont équipées de sondes et de limnimètres, qui nous permettent d'obtenir quelques informations hydrologiques dont les débits. Les résultats des analyses sont présentés séparément pour chaque compartiment étudié. Ces résultats sont toujours présentés de manière comparative entre ceux du Doubs et ceux de l'Allaine. En fin de rapport, une discussion générale reprend les éléments des résultats qui tentent de répondre aux questions formulées dans les objectifs de l'étude.

2. MATÉRIEL

2.1 Travaux de terrain

2.1.1 Stations échantillonnées

La présente étude se base sur l'analyse des relevés de **4 campagnes** sur le Doubs à Ocourt et **3 campagnes** sur l'Allaine à Boncourt. Toutes les données du programme NAWA (2011-2015) et du programme de surveillance cantonal jurassien des eaux de surface (2011-2014), ainsi que les données historiques à dispositions à l'Office de l'Environnement sur ces 2 stations ont été compilées à des fins de comparaison. La figure 1 situe ces deux stations sur le réseau hydrographique jurassien et le tableau 1 fournit les coordonnées, les dates des relevés et les débits mesurés.

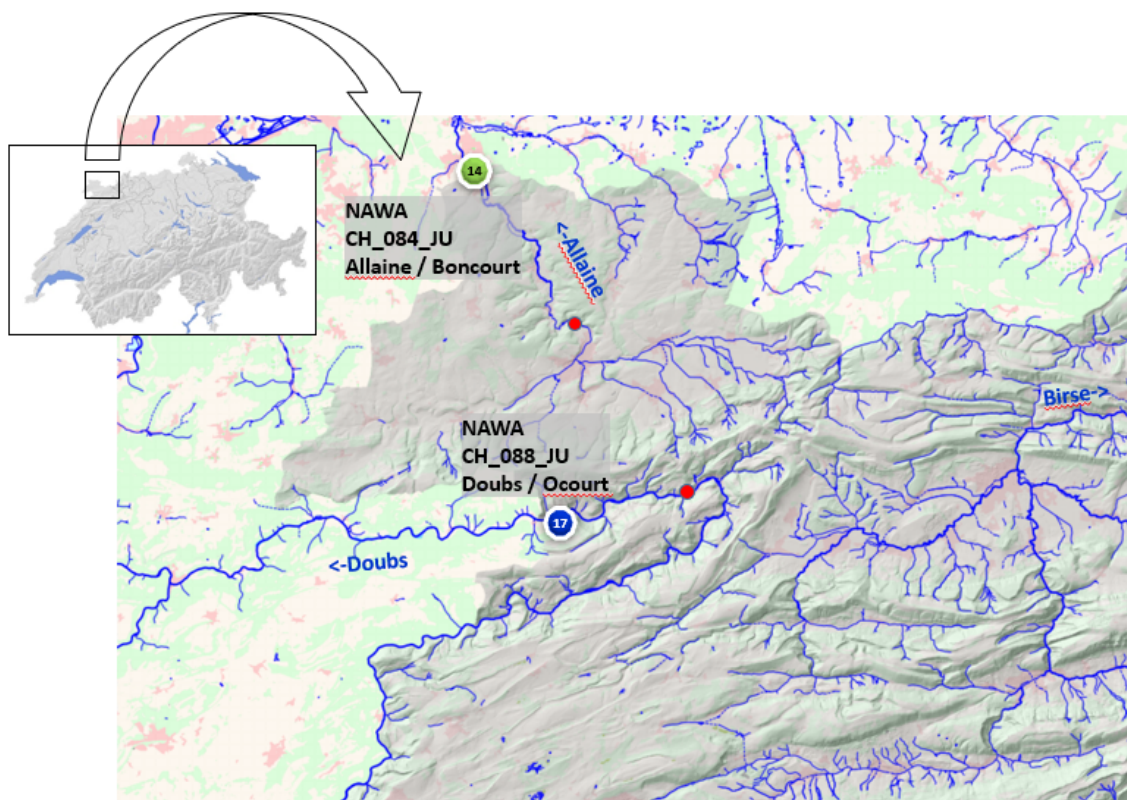


Figure 1 : Stations échantillonnées 4 fois entre mars 2017 et avril 2018 dans le cadre de l'étude de la biomasse benthique et planctonique du Doubs et de l'Allaine. Stations étudiées -> point bleu (Doubs), point vert (Allaine). Points rouges ● : STEP situées à l'amont des stations étudiées.

2.2 Fenêtres d'échantillonnage IBCH

Le tableau 2 présente les fenêtres d'échantillonnage standardisées IBCH, réparties par tranche d'altitude, qui ont pour but de garantir la reproductibilité des données collectées dans le cadre des programmes de surveillance des eaux de surface. Les relevés de printemps ont été effectués dans la mesure du possible durant les fenêtres préconisées, en tenant compte de débit acceptables pour effectuer un travail répondant aux exigences méthodologiques.

Tableau 1 : Date des relevés dans les stations échantillonnées entre 2017 et 2018 dans le cadre du projet Biomasse-Doubs.

Projet	Rivière	Station	Code station	COORDY	COORDX	Altitude m/sm	Date de prélèvement	Débit m ³ /s
Biomasse_Doubs	Doubs	Ocourt	CH_088_JU	572017	243797	420	27.03.2017	16.3
Biomasse_Doubs	Doubs	Ocourt	CH_088_JU	572017	243797	420	30.05.2017	11.1
Biomasse_Doubs	Doubs	Ocourt	CH_088_JU	572017	243797	420	27.09.2017	5.63
Biomasse_Doubs	Doubs	Ocourt	CH_088_JU	572017	243797	420	20.04.2018	12.9
Biomasse_Doubs	Allaine	Boncourt	CH_084_JU	567887	261272	365	30.05.2017	0.88
Biomasse_Doubs	Allaine	Boncourt	CH_084_JU	567887	261272	365	27.09.2017	0.40
Biomasse_Doubs	Allaine	Boncourt	CH_084_JU	567887	261272	365	20.04.2018	1.10

Tableau 2 : Fenêtres d'échantillonnage prioritaires recommandées en fonction de l'altitude selon la méthode Macrozoobenthos niveau R.

Mois	Janvier		Février		Mars		Avril		Mai		Juin		Juillet		Août	
	01.	16.	01.	16.	01.	16.	01.	16.	01.	16.	01.	16.	01.	16.	01.	16.
Quinzaine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Altitude	15.	31.	15.	28.	15.	31.	15.	30.	15.	31.	15.	30.	15.	31.	15.	31.
200-600 m				T	F	F	T									
601-1000 m						T	F	F	T							
1001-1400 m							T	F	F	T						
1401-1800 m								T	F	F	T					
>1800 m										T	F	F	T			

F Fenêtre d'échantillonnage
 T Tampon pour situation hydrologique particulière

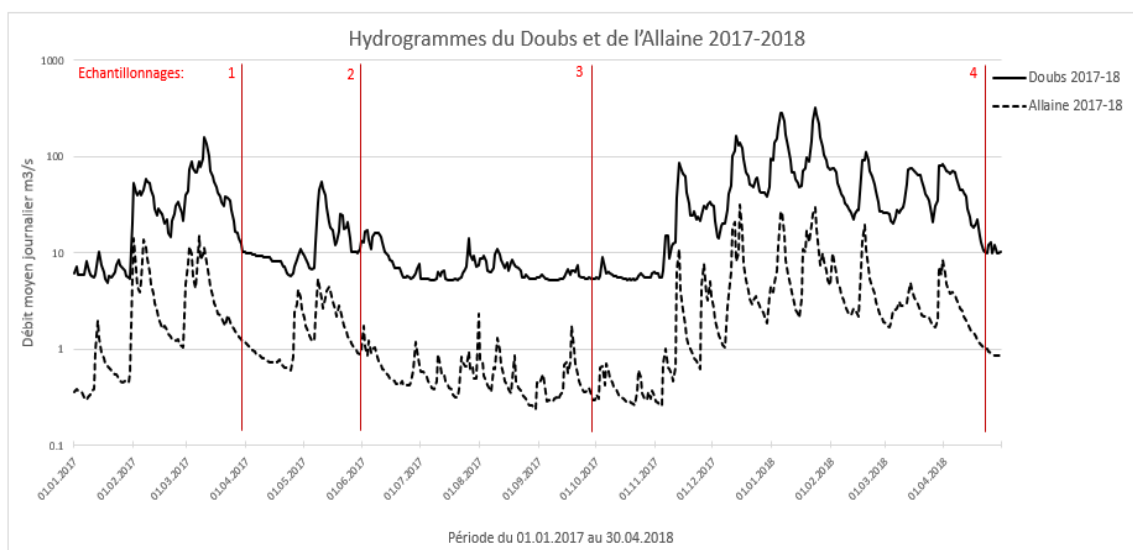


Figure 2 : hydrogrammes du Doubs et de l'Allaine avec indication des dates des échantillonnages durant la période 2017-2018

3. MÉTHODES

3.1 Diatomées vivant sur les galets (diatomées épilithiques du périphyton)

La méthode standardisée décrite dans le module diatomées du SMG de la Confédération (HÜRLIMANN & NIEDERHÄUSER 2007) a été utilisée pour le calcul du DI-CH (indice suisse de qualité des eaux courantes). Comme cette méthode préconise de réaliser les prélèvements par grattage de surfaces standardisées avec un appareil selon DOUGLAS 1958, cela permet en plus de ce qui est décrit dans le module, de préparer les diatomées de manière quantitative et de faire l'analyse microscopique également de façon quantitative. Par ce biais on peut estimer la densité des peuplements en cellules/cm², dont des valeurs trouvées en Suisse ont été publiées par STRAUB *et al.* 2014. En utilisant les valeurs des biovolumes des diatomées trouvées (RIMET & BOUCHER 2012) et en considérant la masse volumique de ces algues à 1, les biomasses des peuplements en g/m² peuvent être estimées à partir de leurs densités. Dans le module diatomées de la Confédération, la plupart des espèces trouvées sont illustrées (version 2014 des planches corrigées et augmentées). La base taxonomique préconisée dans document a été utilisée, complétée par les révisions les plus récentes.

En plus de cette méthode, plusieurs approches complémentaires ont été utilisées : biodiversité spécifique et structurale, reconnaissance des espèces de la liste rouge d'Europe centrale, mesure des taux de fragmentation des diatomées (indice de létalité), taux de formes monstrueuses (tératologie partiellement liée à la toxicité des eaux), estimation de la charge saprobique et calcul du niveau trophique des eaux. La présentation détaillée de ces méthodes additionnelles figure chez STRAUB 2013.

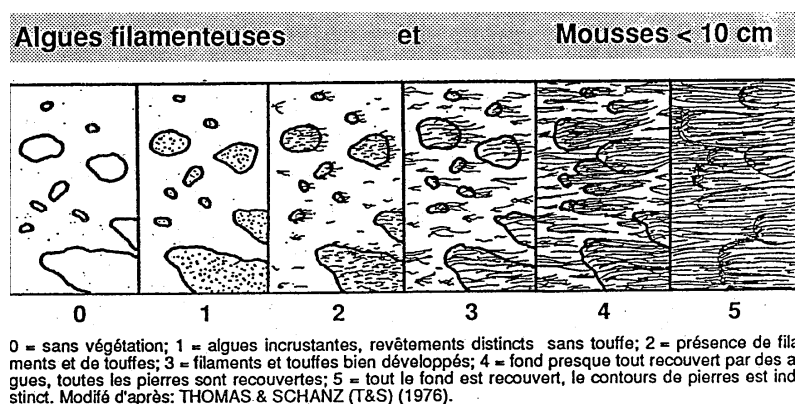
Enfin nous avons jugé si les objectifs écologiques souhaités par la loi (DFI 2017) en terme de qualité des eaux (DI-CH < 4.5) et d'adaptation aux stations (selon les critères proposés par HÜRLIMANN & STRAUB 2017, p. 36) étaient atteints ou pas.

3.2 Organismes (micro-, nannoplancton) et débris organiques microscopiques (trypton organique) en suspension dans l'eau

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une bouteille horizontale à clapets sur manche immergée dans le courant à mi-hauteur d'eau (0.3 à 0.5 m de profondeur). Pour la fixation et l'analyse au microscope inversé, la méthode classique selon UTERMÖHL 1958 a été utilisée telle que nous l'avons mise au point pour le suivi des lacs de Neuchâtel, Bienne et Morat dans le cadre de la collaboration BENEFR. Cette méthode est également conforme aux recommandations méthodologiques européennes pour l'étude du phytoplancton des eaux courantes (MISCHKE & BEHRENDT 2015). Pour le suivi des lacs sub-jurassiens, nous avons une liste taxonomique de base avec les biovolumes des algues et des protozoaires utilisés pour les calculs de biomasse : cette liste a aussi été utilisée ici. Certains taxons complémentaires ont été identifiés grâce aux ouvrages de base en algologie (Phytoplankton des Süswassers, Süswasserflora von Mitteleuropa). Ces taxons complémentaires ont été mesurés pour calculer leur biovolume. En plus de ces organismes on trouve en suspension dans l'eau, des débris organiques figurés d'origine diverse (trypton), qui proviennent soit de l'évacuations des eaux, soit des poussières atmosphériques, soit sont liés aux activités de décomposition dans la rivière. Ces déchets ont aussi été relevés, car ils donnent également une idée de la qualité des eaux et que certains peuvent potentiellement être consommés par des décomposeurs (protozoaires, crustacés, poissons). Ces déchets sont identifiés d'après la planche de LIEBMANN 1958, complétée par une liste personnelle non publiée. Pour apprécier les biomasses des organismes et des déchets trouvées aux deux stations, celles-ci sont comparées aux biomasses trouvées dans les lacs suisses et en particulier celui de Neuchâtel pour le trypton.

3.3 Algues macroscopiques

En l'absence d'une méthode spécifique standardisée de la Confédération (pour les grands cours d'eau) nous avons utilisé la méthode rapide préconisée par THOMAS & SCHANZ 1976, telle que nous l'appliquons en routine dans nos travaux sur les rivières. Cette méthode consiste à relever le recouvrement des macroalgues sur le terrain selon un indice d'abondance de 1 à 5 (figure 3) représentant la densité totale des peuplements d'algues macroscopiques. Les algues macroscopiques sont prélevées et fixées au formol pour être ensuite identifiées au microscope au laboratoire. Entre autres, les flores de GUTOWSKI & FOERSTER 2009 et de LAPLACE-TREYTURE *et al.* 2015 ont été utilisées pour les déterminations. Cette méthode ne permet pas d'estimer leur biomasse. L'estimation de la biomasse des macroalgues est complexe à réaliser, surtout dans des stations très variées comme celle d'Ocourt, dans lesquelles il faudrait examiner et prélever sur toute la largeur du cours d'eau. Cela demanderait une infrastructure lourde (passerelle, plongeurs) et sortirait du cadre financier de cette étude.



0 = sans végétation; 1 = algues incrustantes, revêtements distincts sans touffe; 2 = présence de filaments et de touffes; 3 = filaments et touffes bien développés; 4 = fond presque tout recouvert par des algues, toutes les pierres sont recouvertes; 5 = tout le fond est recouvert, le contours de pierres est indistinct. Modifié d'après: THOMAS & SCHANZ (T&S) (1976).

Figure 3 : document de terrain pour le relevé de la densité des macroalgues et des mousses < 10cm. Trad. F. Straub.

3.4 Zooplancton (Macroplancton)

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un filet à plancton du type de celui utilisé pour l'étude de la faune lacustre en Suisse (type Apstein, diamètre d'ouverture 12 cm, maille 200 µm). Le filet monté sur manche a été immergé dans le courant à mi-hauteur d'eau dans un secteur présentant un courant mesuré de 0.5 m/s. Le temps d'immersion chronométré à 80 secondes correspond au passage d'une colonne d'eau de 40 mètres pour permettre une analogie avec les données enregistrées en milieu lacustre. Les contenus de deux réplicas effectués lors de chaque relevé ont été fixés dans l'éthanol à 80% puis observés et déterminés au stéréomicroscope.

3.5 Faune des macroinvertébrés inféodés au substrat (Macrozoobenthos)

Les relevés du macrozoobenthos ont été effectués selon la méthode du système modulaire gradué niveau R (STUCKI 2010), utilisée pour le calcul de l'IBCH (indice biotique suisse de la qualité biologique des eaux courantes). Cette méthode semi-qualitative permet également de déterminer des abondances par taxons et des biomasses totales rapportées au m² à partir de kick-samplings standardisés sur 8 surfaces de 25x25 cm² (BAUMANN *et al.* 2012). Les biomasses ont été déterminées à partir des tables de références (biomasses par taxons et par fraction de tamis) développées et utilisées par le canton de Vaud pour les cours d'eau jurassiens et à l'aide de pesées de la biomasse (poids des organismes frais) en guise de double contrôle. La totalité du matériel des groupes sensibles EPT (Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera) a été

déterminé si possible à l'espèce en fonction de la déterminabilité des stades larvaires récoltés. Une partie du matériel indéterminable à l'espèce a été regroupée dans des complexes d'espèces, selon une procédure analogue à celle des projets BDM-EPT et NAWA (STUCKI & KNISPEL 2017).

En plus de cette méthode, plusieurs approches complémentaires ont été utilisées : traits écologiques des espèces (zonation longitudinale, régimes alimentaires), reconnaissance des espèces de la liste rouge de Suisse, calcul de l'indice Spearpesticides (atteintes liées à la toxicité des eaux due à la présence de micropolluants), calcul de l'indice saprobique. La présentation détaillée de ces méthodes additionnelles figure dans STUCKI 2016.

Enfin les objectifs écologiques fixés par l'OFEV en termes de qualité des eaux (seuils provisoires : IBCH > 12 et Spear_{pesticides} ≥ 33,) ont été évalués afin de déterminer s'ils étaient atteints ou pas.

4. RÉSULTATS DÉTAILLÉS PAR COMPARTIMENT DE L'ÉCOSYSTÈME

4.1 Diatomées vivant sur les galets (diatomées épilithiques du périphyton)

4.1.1 Résultats bruts

Les **résultats bruts** de l'analyse des communautés de diatomées se trouvent dans le tableau de l'annexe DIA1. Dans la colonne B de ce tableau figurent les espèces et variétés de diatomées classées en fonction de leur résistance saprobique (colonne C). Dans les colonnes D à G apparaissent respectivement les valeurs indicatrices et les valeurs de pondération des indices DI-CH (HÜRLIMANN & NIEDERHÄUSER 2007) et trophique selon SCHMEDITJE & al. 1988. La colonne H signale la présence de formes monstrueuses de diatomées (tératologie). Dans les colonnes I à R, figurent les données de la liste rouge des diatomées d'Europe centrale (LANGE-BERTALOT 1996, HOFMANN *et al.* 2011). Ces indications servent à juger de la valeur patrimoniale des peuplements de diatomées. Dans les colonnes suivantes, on trouve les fréquences relatives des diatomées formant les communautés à chaque station pour les deux campagnes annuelles de prélèvements. Au bas des colonnes (depuis la ligne 188) se trouvent les sommes des catégories d'espèces et les valeurs des différents indices qui servent aux diagnostics de qualité d'eau.

4.1.2 Aspects qualitatifs et semi-quantitatifs

Dans les 7 échantillons analysés pour cette étude, 149 espèces et variétés de diatomées ont été trouvées. Cela représente le 62.1% des 240 taxons connus actuellement dans le canton du Jura (24 échantillons).

La **flore dominante** (celle qui apparaît au cours des dénombrements de 500 individus) est légèrement plus élevée à Boncourt (27 à 49 taxa) qu'à Ocourt (27 à 37 taxa). Cela est dû au fait qu'à Ocourt, les diatomées pionnières sont plus abondantes et forment de plus grandes populations qu'à Boncourt. Mais si l'on ajoute la flore potentielle, la **biodiversité floristique** est à peu près la même aux deux stations. De même, la biodiversité structurale mesurée par l'indice de Shannon [\log_2] est à peine moins élevée à Ocourt (en moyenne 3.35 contre 3.70 à Boncourt), à cause de certaines communautés plus spécialisées par l'abondance des diatomées pionnières. Cette légère spécialisation est liée à l'activité hydrologique plus forte dans le Doubs, aspect que nous avons déjà mis en évidence aux cours des programmes NAWA.

Dans cette flore, 19 de ces taxons figurent sur la **liste rouge** des diatomées d'Europe centrale et forment selon les cas de 0.2 à 6.9% des communautés tant à Ocourt sur le Doubs qu'à Boncourt sur l'Allaine. En moyenne, la part formée par ces taxa est à peine supérieure à Ocourt (annexe DIA2). Ce critère qualitatif ne permet pas de distinguer les deux stations.

L'**indice suisse de qualité des eaux courantes DI-CH**, qui intègre les charges engraisantes et les charges organiques (qualité classique), a été calculé à partir de la composition des communautés de diatomées. Les valeurs trouvées sont réparties en fonction des dates sur la figure 4, en regard des classes de qualités données par les couleurs standardisées adoptées par la Confédération. Dans le Doubs à Ocourt, les valeurs sont en général du même ordre de grandeur que celles relevées au cours des programmes NAWA : eaux **très bonnes** (bleu) à **bonnes** (vert). Par contre la valeur de septembre 2017 est nettement meilleure. Dans l'Allaine les valeurs sont aussi dans le même ordre de grandeur ou à peine moins bonnes que celles relevées au cours des programmes NAWA : eau de **bonne** (vert) à **moyenne** (jaune) qualité. En moyenne (DI-CH moyen de 4.14), les eaux de l'Allaine sont plus chargées que celles du Doubs (DI-CH moyen de 3.30). En valeur absolue, il semble que les classes de qualité du DI-CH définies par la Confédération sont un peu optimistes (STRAUB *et al.* 2014). Ainsi il est possible que les eaux de bonne qualité pourraient déjà correspondre aux valeurs de 3.0 à 3.5 et que les eaux de moyenne qualité de 4.0 à 5.0. Mais malgré cela, on voit que parfois les eaux de

l'Allaine peuvent être de qualité moyenne, ne correspondant plus aux objectifs légaux de qualité définis par l'OEAux (DFI 2017).

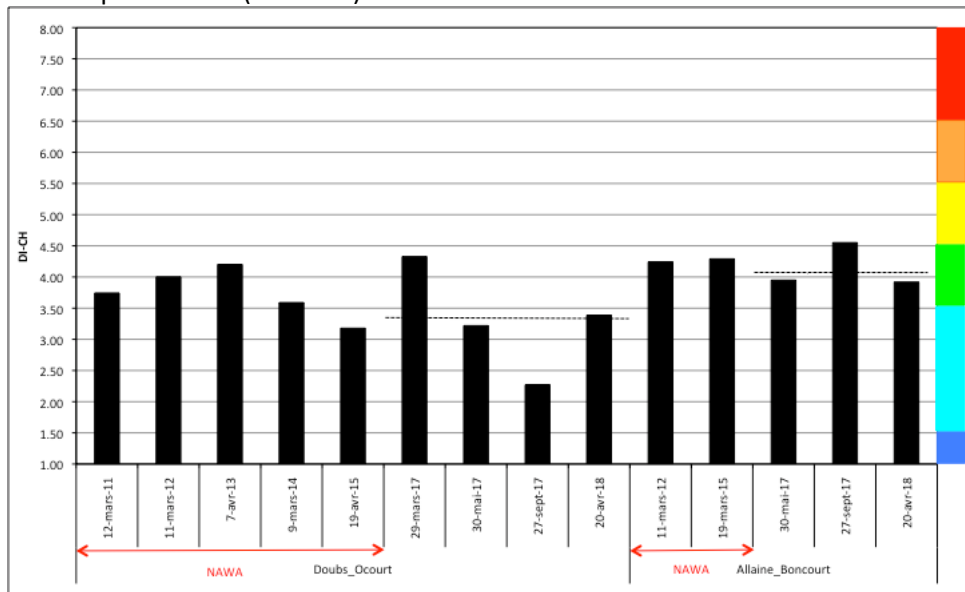


Figure 4 : Répartition des valeurs de l'indice suisse de qualité des eaux courantes DI-CH pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18), par rapport aux valeurs trouvées au cours des programmes NAWA (2011-2015). Traitillés : valeurs moyennes pendant la période de comparaison, 3.30 à Ocourt, 4.14 à Boncourt. Les valeurs > 4.5 ne satisfont pas les objectifs légaux (jaune = eau de qualité moyenne, orange = médiocres, rouge = mauvaises. Bleu foncé = eaux d'excellente qualité, bleu = eaux très bonnes, vert = eaux bonnes.

L'indice trophique selon SCHMEDITJE *et al.* 1998 a aussi été calculé à partir de la composition des communautés de diatomées. Cet indice indique la charge engraisante des eaux courantes. Les limites des classes de qualité sont plus sévères que celles du DI-CH. Les valeurs trouvées sont réparties en fonction des dates sur la figure 5, en regard des classes des niveaux trophiques.

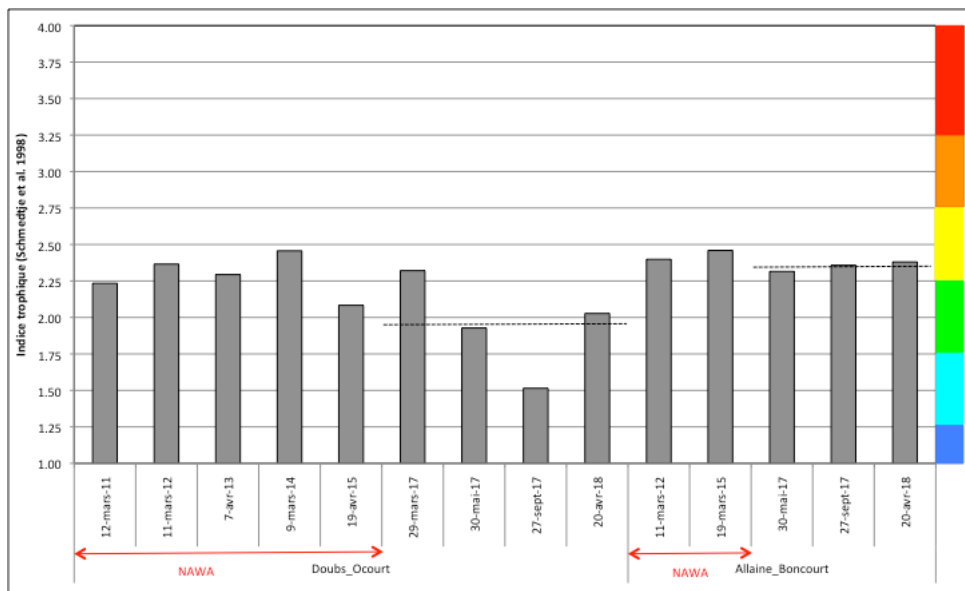


Figure 5 : Répartition des valeurs de l'indice trophique selon SCHMEDITJE *et al.* 1998 pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18), par rapport aux valeurs trouvées au cours des programmes NAWA (2011-2015). Traitillés : valeurs moyenne pendant la période de comparaison, 1.95 à Ocourt, 2.35 à Boncourt. Les valeurs > 2.25 ne satisfont pas les objectifs légaux (jaune = eu- à polytrophie, orange = polytrophie, rouge = poly- à hypertrophie). Bleu foncé = oligotrophie, bleu = oligo- à mésotrophie, vert = eutrophie.

En valeur absolue, on remarque par comparaison entre les figures 4 et 5, que les valeurs de l'indice trophique sont en général proportionnelles aux valeurs de DI-CH, à part à Ocourt le 9 mars 14, où le niveau trophique est particulièrement élevé par rapport au DI-CH. Dans le Doubs à Ocourt, des charges souvent eu- à polytrophes ou nettement eutrophes ont été relevées pendant les programmes NAWA (2011-15). Pendant la période de comparaison (2017-18), si la charge était également élevée en mars 2017, elle a nettement baissé par la suite autour d'une moyenne de 1.95, c'est-à-dire dans le domaine de l'eutrophie. A signaler aussi qu'en septembre 2017, alors qu'en général la charge trophique est maximale dans les rivières de plaine (début des désaminations automnales), la charge estimée se situait dans le domaine de l'oligo-mésotrophie. Dans l'Allaine, toutes les valeurs estimées sont stables et se situent dans la classe de l'eu-polytrophie (moyenne de 2.25), c'est-à-dire ne satisfaisant pas les objectifs écologiques légaux de qualité des eaux, d'après cet indice.

Pour fournir plus de détails sur les différences de peuplement entre les deux stations, la composition des peuplements a été exprimée par groupes de résistance aux **matières organiques** sur la figure 6. A partir de ces compositions on peut estimer les **charges saprobiques** des eaux selon la méthode des LANGE-BERTALOT 1978, 1979.

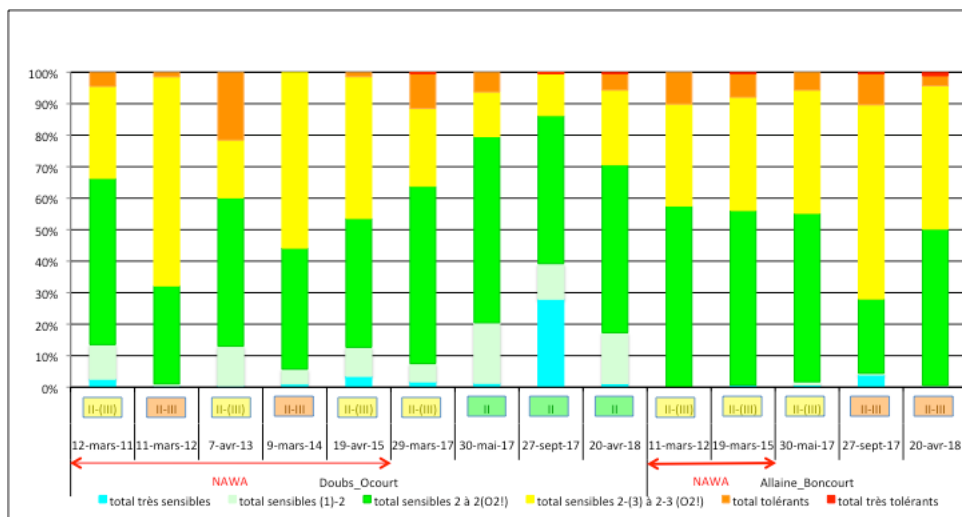


Figure 6 : Composition des peuplements de diatomées par groupes de résistance aux matières organiques et estimation des charges saprobiques (classes de LIEBMANN 1958) pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18), par rapport aux valeurs trouvées au cours des programmes NAWA (2011-2015). Vert = Classe II = $\bar{2}$ -mésosaprobie, jaune = classe II-(III) = forte $\bar{2}$ -mésosaprobie, orange = classe critique II-III = $\bar{2}$ à $\bar{2}$ -mésosaprobie. Dès la charge II-(III), l'objectif écologique de qualité des eaux n'est pas satisfait.

Dans le Doubs à Ocourt, de 2011 à 2015 nous avons relevé des proportions importantes mais très variables de diatomées peu sensibles et tolérantes. De ce fait, les charges saprobiques avaient été estimées entre de fortes $\bar{2}$ -mésosaprobies et des $\bar{2}$ à $\bar{2}$ -mésosaprobies. Ces charges faisaient penser qu'à cette station l'objectif écologique de qualité des eaux n'était pas satisfait, en particulier pour la classe critique II-III (lorsque le taux d'activité respiratoire contrebalance le taux d'activité photosynthétique). En mars 2017 cela était encore le cas. Par contre dès mai 2017, les diatomées plus sensibles sont majoritaires, les très sensibles même fort présentes en septembre 2017, si bien que les concentrations de matières organiques semblent avoir diminuées pour atteindre la classe II ($\bar{2}$ -mésosaprobie) de charge. A ce point de vue l'objectif écologique semble atteint. Dans l'Allaine à Boncourt, lors du premier prélèvement réalisé pour cette étude, la composition du peuplement, avec la forte présence de diatomées peu sensibles et tolérantes est quasiment la même que lors des prélèvements des programmes NAWA. Dans

les trois cas, les proportions indiquent des charges de fortes β -mésosaprobies. Par la suite, contrairement à ce qui a été observé à Ocourt, les proportions de diatomées peu sensibles augmentent ce qui suggère que les concentrations de matières organiques ont augmentées. Ainsi d'après ce critère, à Boncourt l'objectif légal de qualité des eaux ne semble jamais atteint.

4.1.3 Aspects quantitatifs

Dans la Doubs à Ocourt, des **densités** de 0.98 à 12.54 millions de cellules par cm^2 ont été estimées (figure 7). Ces valeurs sont habituelles pour les rivières de plaine en Suisse romande et en particulier le long du tronçon neuchâtelois du Doubs. Il faut remarquer que la valeur de mars 2017 est très différente de celle de mars 2018. En fonction des espèces trouvées et de leurs proportions, ces densités correspondent à des **biomasses** (état frais) de 2.2 à 49.1 g/m^2 (moyenne de 15.5 g/m^2). Dans l'Allaine à Ocourt, les **densités** sont plus élevées, de 5.0 à 22.10 millions de cellules par cm^2 . En plaine, ces densités ne sont trouvées que dans des tronçons de rivières à cours lents et peu agités. En fonction des espèces trouvées et de leurs proportions, ces densités correspondent à des **biomasses** de 18.2 à 99.1 g/m^2 (moyenne de 56.5 g/m^2).

Sur la figure 8, les biomasses calculées ont été distribuées en fonction des densités, séparément pour les deux stations. A Ocourt, la **corrélation** entre les deux valeurs est très bonne : la fonction explique le 99.7% de la variance. Cela indique, que les peuplements sont composés en constance par les mêmes sortes de diatomées (mêmes classes de tailles). A Boncourt, la corrélation est bonne mais moindre qu'à Ocourt : la fonction n'explique que 86.7% de la variance. Cela indique que les peuplements sont plus variables qu'à Ocourt dans leur composition. Le 30 mai 2017, la **biomasse** est faible pour la **densité** mesurée : cela est lié au fait que la communauté était presque totalement formée par les espèces pionnières de petite taille comme *Achnanthydium minutissimum* et *Amphora pediculus*. Par contre le 27 septembre 2017 la biomasse est élevée par rapport à la densité mesurée : les diatomées de plus grande taille et bien implantées sont mieux représentées.

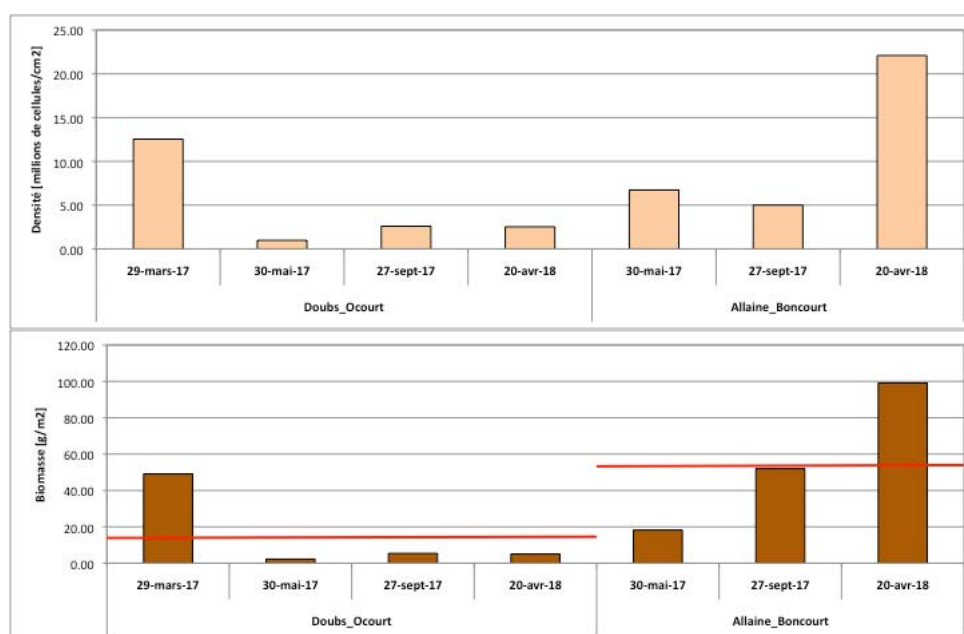


Figure 7 : densité et biomasse des peuplements de diatomées épilithiques à Ocourt et à Boncourt. A Ocourt une biomasse moyenne de 15.45 g/m^2 a été trouvée. A Boncourt, une biomasse moyenne de 56.45 g/m^2 a été trouvée.

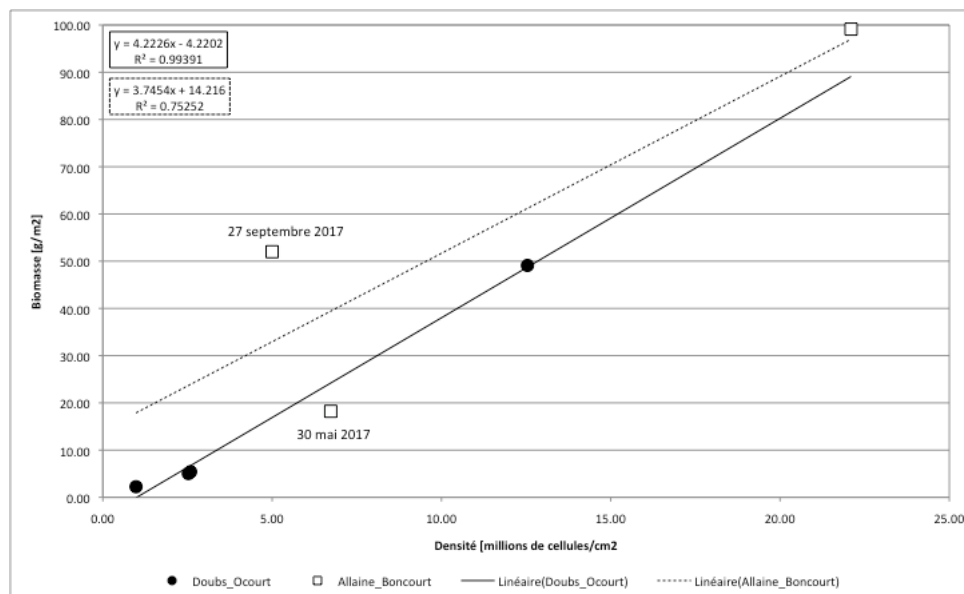


Figure 8 : distribution des biomasses calculées en fonction des densités estimées. Les valeurs trouvées dans le Doubs ont une meilleure corrélation que celles trouvées dans l'Allaine.

Tant la densité que la biomasse, sont dépendantes de **facteurs hydrologiques** comme nous l'avons souvent vérifié au Valais ou dans le canton de Vaud : l'agitation de l'eau, la vitesse et/ou le débit sont les facteurs qui limitent le plus clairement la quantité de diatomées épilithiques. Ici, la meilleure corrélation avec les facteurs hydrologiques est celle des **biomasses** en fonction des **débites** mesurés le jour des prélèvements (figure 9), pour autant qu'on exclue la valeur trouvée à Ocourt le 29 mars 2017. Une fonction de puissance expliquerait le 88.6% de la variance.

La densité et la biomasse sont également dépendantes du **niveau trophique** des eaux. La meilleure corrélation est celle de la biomasse en fonction de la valeur de l'indice trophique selon SCHMEDITJE *et al.* 1998 (figure 10), indice calculé à partir de la composition des peuplements de diatomées. La corrélation (77.9% de la variance est expliquée par la fonction) semble un peu plus faible qu'avec le débit, mais reprend toutes les valeurs.

Ainsi à Ocourt, si les peuplements sont en moyenne moins fournis qu'à Boncourt, cela serait dû à la fois à une **activité mécanique** de l'eau plus forte et à une **charge engraisante** plus faible. Cela reste tout de même hypothétique, à cause du nombre limité de données et par le fait qu'une valeur de biomasse provenant d'Ocourt est exclue de la fonction déterminée par le débit.

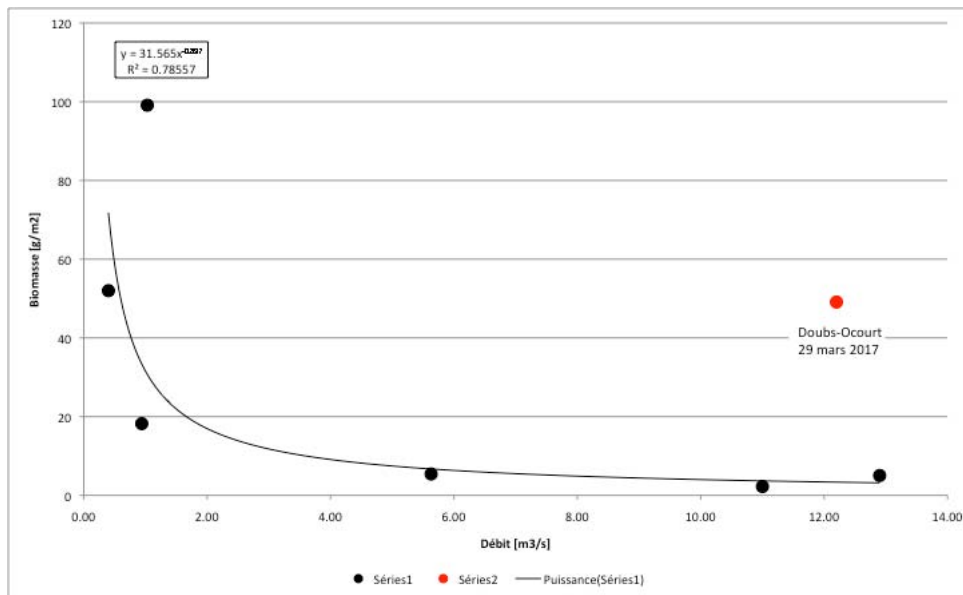


Figure 9 : distribution des biomasses calculées en fonction des débits mesurés aux stations limnimétriques le jour des prélèvements. Une fonction expliquerait le 88.6% de la variance entre les deux paramètres : à fort débit la biomasse serait plus faible. Les valeurs trouvées à Ocourt le 29 mars 2017 sortent de cette distribution.

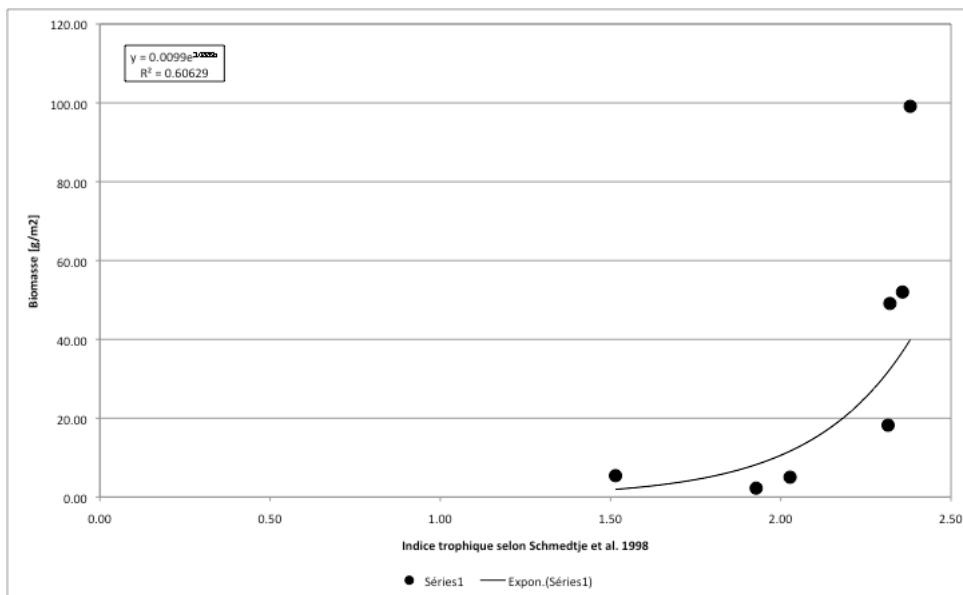


Figure 10 : distribution des biomasses calculées en fonction des valeurs de l'indice trophique estimé à partir des peuplements de diatomées. Une fonction expliquerait le 77.9% de la variance entre les deux paramètres : avec une charge engraisante plus élevée, les peuplements de diatomées épilithiques seraient plus fournis.

Dans une certaine mesure, la densité des peuplements est aussi limitée par la **mortalité** des diatomées mesurée par leur **taux de fragmentation** (figure 11). Dans l'ensemble, les taux de fragmentation sont plus élevés à Ocourt sur le Doubs (en général > 60%) : ils sont significatifs de mortalité. Le plus souvent ce genre de mortalité est lié à l'**agitation** de l'eau. Cela montre encore le rôle prépondérant de l'activité hydrologique dans le développement des communautés de diatomées, dans notre cas, activité plus forte à Ocourt qu'à Boncourt.

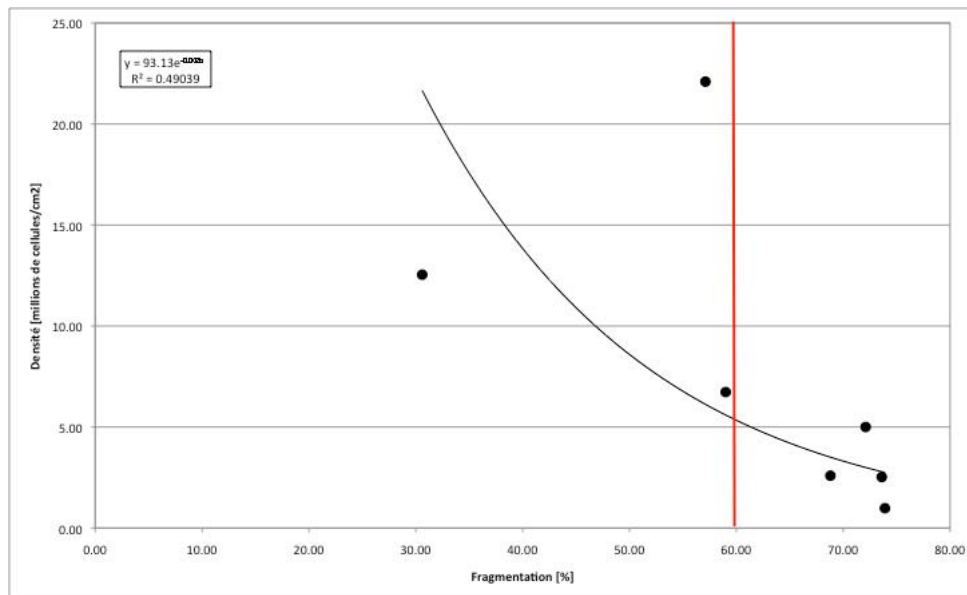


Figure 11 : distribution des densités mesurées en fonction des taux de fragmentation des diatomées. Une fonction expliquerait le 70.0% de la variance entre les deux paramètres : les diatomées sont plus fragmentées lorsque l'activité hydrologique est forte, ce qui est plus le cas à Ocourt sur le Doubs. En rouge : les taux $\geq 60\%$ sont significatifs de mortalité.

Des formes **tératologiques** (monstruosités) ont été trouvées aux deux stations, parfois à Ocourt (aussi lors du programme NAWA) et de façon constante à Boncourt (figure 12). Cela indique qu'à cette station la toxicité de l'eau semble plus constante qu'à Ocourt. A Boncourt des espèces assez résistantes comme *Nitzschia fonticola* ou *Diatoma vulgaris* sont touchées, ce qui indiquerait aussi que la toxicité des eaux y est plus forte.

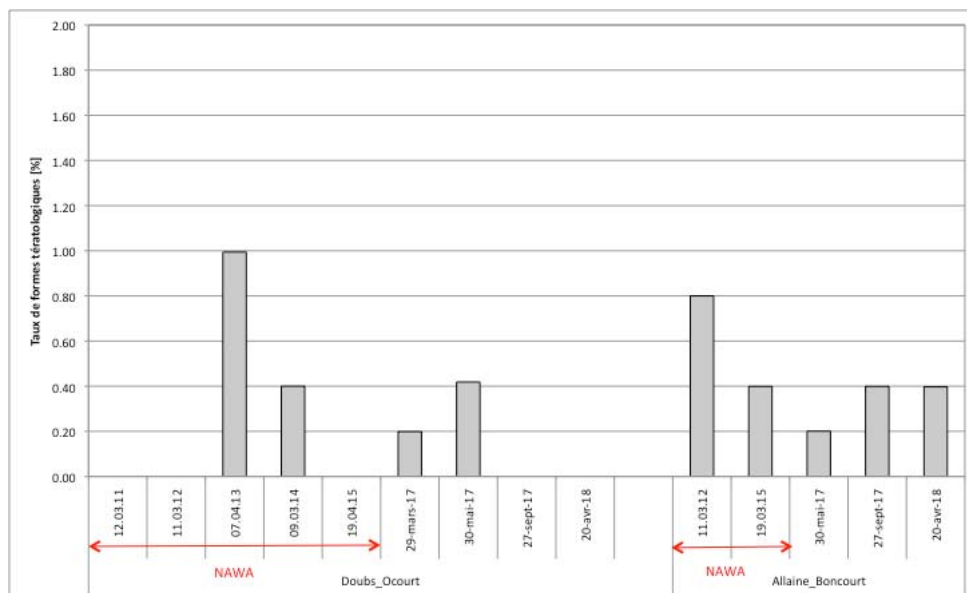


Figure 12 : taux de formes tératologiques (monstruosités) trouvés dans les peuplements de diatomées épilithiques à Ocourt et à Boncourt. Dans l'Allaine, des formes tératologiques sont présentes en permanence.

4.1.4 Objectifs écologiques légaux

Les valeurs des paramètres des communautés de diatomées qui servent à définir si les **objectifs écologiques** souhaités par la loi sont atteints, figurent dans le **tableau 3** ci-dessous. Les valeurs et les diagnostics relevés pendant la période de suivi de 2017-18 sont comparés à ceux obtenus aux mêmes stations au cours des programmes NAWA de la Confédération depuis 2011.

Tableau 3 : valeurs des critères pour le diagnostic des objectifs écologiques selon l'OEaux, annexe 2 (objectif de qualité des eaux = DI-CH < 4.5) et annexe 1 (adaptation à la station = critères pour la plaine d'après HÜRLIMANN & STRAUB 2017, p. 36). DI-CH : couleurs des classes de qualité des eaux selon le SMG. Bleu = très bonne, vert = bonne, jaune = moyenne. Adaptation à la station : les valeurs surlignées ou entourées en rouge ne sont pas conformes.

Objectif de qualité et Adaptation à la station	Doubs. Ocourt										Allaine. Boncourt							
	12.03.11		11.03.12		07.04.13		09.03.14		19.04.15		29.03.17		30.05.17		27.09.17		20.04.18	
DI-CH	3.74	4.00	4.20	3.59	3.18	4.33	3.22	2.27	3.39	4.24	4.29	3.95	4.6	3.92				
Somme valeurs D ≥ 5.5 [%]	5.4	2.8	21.1	2.8	3.0	12.6	6.5	1.3	5.8	11.9	9.0	6.8	14.2	4.1				
Somme valeurs D < 2.5 [%]	13.0	1.4	13.3	5.0	10.8	6.1	20.2	31.9	16.0	0.0	0.0	12.8	0.8	0.8				
Taxon dominant [%]	18.1	30.4	24.9	39.0	19.4	24.6	46.9	29.9	39.8	30.0	20.4	24.8	40.1	19.3				
Nombre de taxa au comptage de 500 individus	54	33	30	36	40	37	31	35	27	31	36	31	49	27				
Equitabilité	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.7	0.7	0.7	0.74	0.73	0.69	0.75				
Conformité : oui ou non	oui	non	non	non	oui	non	oui	oui	oui	non	non	Oui	non	Non				
	Programme NAWA					Mandat JU 2017-18					Programme NAWA		Mandat JU 2017-18					

En général les **objectifs de qualité des eaux** semblent atteints aux deux stations depuis 2011, sauf dans l'Allaine en septembre 2017 où la valeur de DI-CH est légèrement trop élevée (eau de qualité moyenne, DI-CH > 4,5). Cependant, vu les indications données par les indices trophiques et saprobiques (chap. 4.1.2), on peut penser que les classes de qualité retenues pour le DI-CH sont trop optimistes et que parfois (en particulier à Boncourt) les objectifs ne sont pas atteints. Par contre l'**adaptation des communautés de diatomées aux stations**, qui doit remplir des critères plus sévères, est souvent non conforme dans les rivières de plaine. Dans le Doubs et dans l'Allaine, pour la majorité des cas, c'est la part des espèces très sensibles de valeur indicatrice < 2.5 qui est trop faible voire nulle. Dans un cas (Ocourt, avril 2013), c'est la part des espèces résistantes de valeur D ≥ 5.5 qui est trop élevée. Dans un autre cas (Boncourt, septembre 2017) en plus la valeur de DI-CH est trop élevée. Cependant, pour la période commune de comparaison (mai 2017 à mars 2018) l'adaptation semble conforme de manière presque continue à Ocourt et que partiellement à Boncourt.

4.2 Organismes (micro-, nannoplancton) et débris organiques microscopiques (trypton organique) en suspension dans l'eau

4.2.1 Résultats bruts

Les résultats bruts des éléments figurés microscopiques en suspension dans l'eau se trouvent dans l'annexe DIA 3. Les sortes d'éléments figurés se trouvent dans la colonne B. Les quantités (pour les biomasses) ou les abondances relatives trouvées dans chaque prélèvement (pour les éléments figurés) figurent dans les colonnes C à I. En premier se trouvent les organismes vivants (algues du phytoplancton, protozoaires et vers). Au bas des colonnes figurent différentes sommes qui permettent de faciliter la comparaison entre les échantillons et les stations. Ensuite (à partir de la ligne 201) se trouvent les débris organiques microscopiques (trypton organique), les biomasses de l'ensemble de ces déchets et en dessous les abondances relatives de chaque type de déchet trouvé.

4.2.2 Les organismes microplanctoniques : aspects qualitatifs et semi-quantitatifs

Nous avons relevé 35 à 62 taxons selon les échantillons, légèrement plus à Ocourt qu'à Boncourt. En tout, 138 sortes d'organismes microscopiques en suspension dans les eaux ont été trouvés pour les 7 échantillons analysés : des bactéries filamenteuses, tous les groupes

habituels d'algues microscopiques du phytoplancton, des représentants de deux groupes de protozoaires et une sorte de ver. Les proportions de ces groupes à l'intérieur des communautés sont représentées sur la figure 13. Les producteurs primaires (algues) forment le 72.1% à 100% de la biomasse. A Ocourt le 30 mai 2017, la proportion est plus faible à cause de la présence de vers en suspension, qui représentent cependant une nourriture intéressante pour des poissons carnivores.

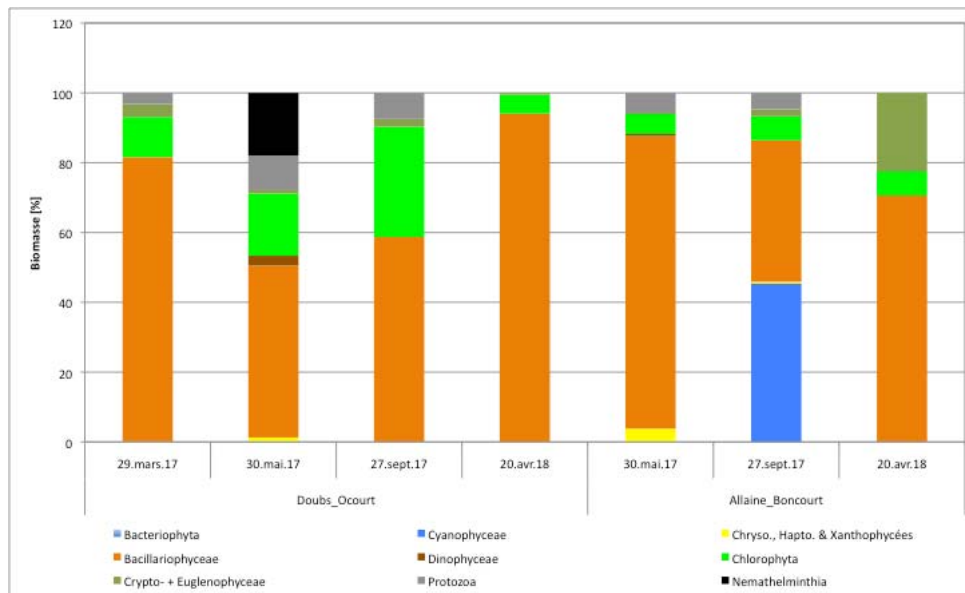


Figure 13 : proportions des groupes d'organismes microscopiques trouvées en suspension dans les eaux à Ocourt et à Boncourt.

Aux deux stations, les diatomées (Bacillariophyceae) ont tendance à dominer les communautés (en % de biomasse et en nombre d'espèces), en particulier au début du printemps, comme dans les lacs carbonatés. A ce point de vue, les communautés des deux stations semblent proches, mais à Ocourt, c'est les taxons *Diatoma ehrenbergii* et les petites *Cyclotella* très sensibles ou sensibles d'eau oligo-mésotrophes qui dominent. Par contre à Boncourt, il s'agit des diatomées plus résistantes d'eaux eu- à polytrophes comme *Diatoma vulgare* et *Melosira varians*. Sinon à Ocourt, les algues vertes (*Chlorophyta*) sont particulièrement abondantes : elles caractérisent les eaux méso- à eutrophes du Doubs. La présence d'une sorte de ver (*Nematelminthia*) est liée aux zones de hautes herbes qui colonisent par endroits les rives du Doubs. A Boncourt, si en mai 2017 la communauté ressemble fortement à celle trouvée en mars 2017 à Ocourt, par la suite, les communautés se distinguent soit par une forte abondance de l'algue bleue *Oscillatoria limosa* ou du flagellé *Euglena* sp. tous deux typiques d'eaux polytrophes et riches en matières organiques. Les algues jaunes et jaune doré (Chrysophycées, Haptophycées et Xanthophycées), plutôt typiques d'eaux de niveau trophique moyen, ne sont que peu représentées, tant à Ocourt qu'à Boncourt. L'abondance relative des protozoaires (décomposeurs) est comparable aux deux stations. Ces résultats confirment l'image donnée par les diatomées vivant sur les galets : les eaux à Boncourt sont plus engraisantes (eu- à polytrophes) et plus riches en matières organiques qu'à Ocourt.

Contrairement à ce qu'on observe dans les lacs, une bonne partie des organismes en suspension ne sont pas vraiment planctoniques, mais sont arrachés au fond par l'agitation de l'eau et restent un certain temps en surface. Il s'agit d'organismes benthiques qui forment une communauté appelée tychoplancton. On trouve tout de même une certaine proportion de vrai plancton, qui se développe surtout dans les retenues et qui est entraîné par dérive. Les

proportions de ces deux groupes sont données sur la figure 14. Une grande partie des organismes tychoplanctoniques sont des diatomées. Les organismes euplanctoniques sont surtout des diatomées et des algues vertes.

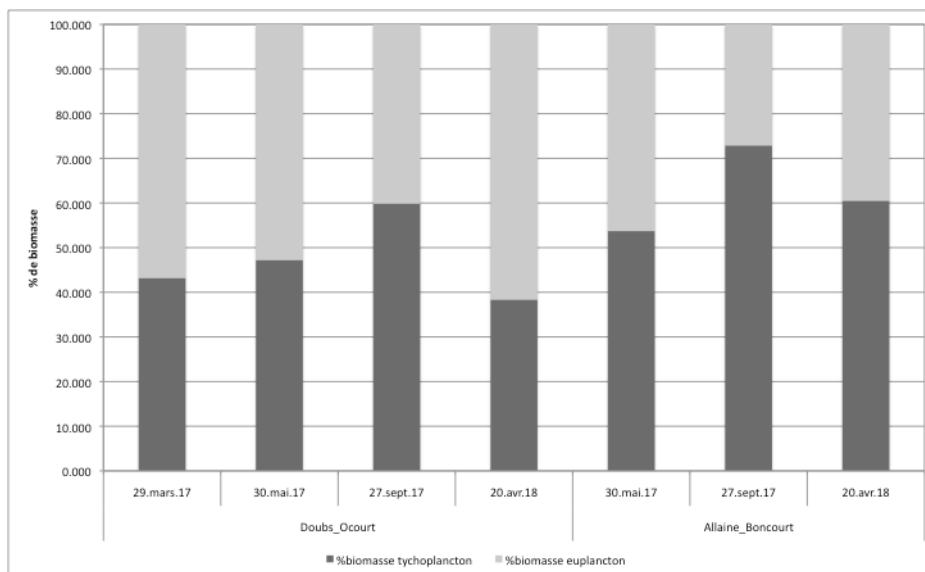


Figure 14 : proportions de tychoplancton et d'euplancton microscopiques trouvées en suspension dans les eaux à Ocourt et à Boncourt.

La part d'euplancton à Ocourt est en général plus élevée (en moyenne 52.8%) qu'à Boncourt (en moyenne 37.6%). Cela est probablement lié aux retenues plus importantes en amont dans le Doubs, malgré le fait qu'à Ocourt l'activité hydrologique est plus forte qu'à Boncourt. Cela est aussi dû au fait que les peuplements benthiques de diatomées (§chap. 4.1.3) sont plus denses à Boncourt qu'à Ocourt.

4.2.3 Les organismes planctoniques : aspect quantitatif

A Ocourt, les biomasses d'organismes microplanctoniques sont moindres qu'à Boncourt (figure 15).

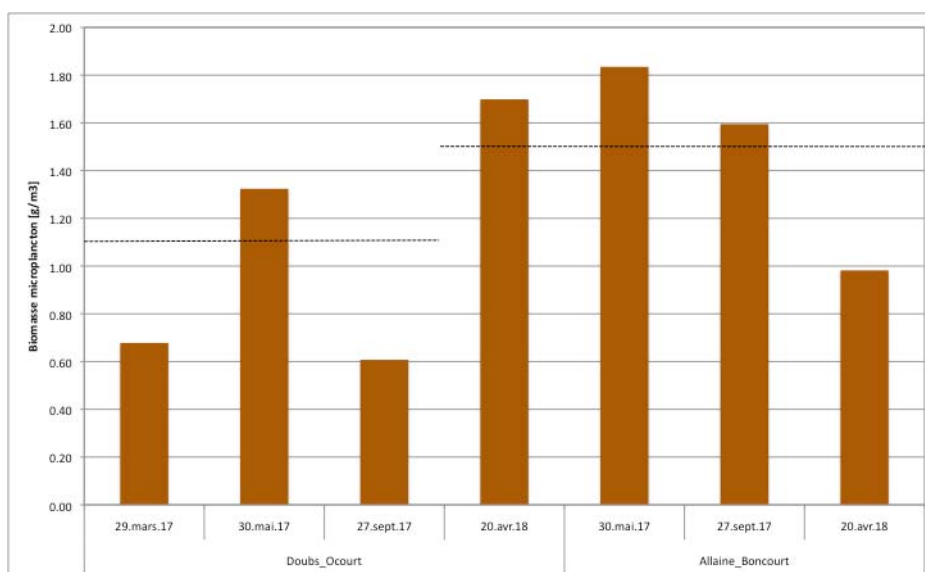


Figure 15 : biomasses de microplankton trouvées en suspension dans les eaux à Ocourt et à Boncourt. Ocourt, moyenne = 1.1 g/m³, Boncourt, moyenne = 1.5 g/m³.

La biomasse plus élevée à Ocourt le 30 mai 2017 est due aux gros vers trouvés en suspension. Sinon le reste de la biomasse se situe autour de 1 g/m^3 .

Les biomasses trouvées à Ocourt avec une moyenne de 1.1 g/m^3 sont un peu plus élevées que celles qu'on trouve actuellement en surface du lac de Neuchâtel. Les biomasses trouvées à Boncourt, en moyenne de 1.5 g/m^3 sont proches de celles trouvées actuellement en surface dans le Léman. Ces valeurs sont relativement faibles et correspondent aux eaux méso-eutrophes de ces lacs. A notre connaissance aucune comparaison ne peut être faite actuellement avec d'autres rivières suisses. Ces biomasses ne sont dépendantes ni de la vitesse des eaux, ni des débits. Dans une certaine mesure, ces biomasses sont corrélées avec les valeurs de l'indice trophique calculé à partir des communautés de diatomées épilithiques (Schap. 4.1.2) : une fonction de puissance expliquerait le 43.5% de la variance entre les deux grandeurs (figure 16).

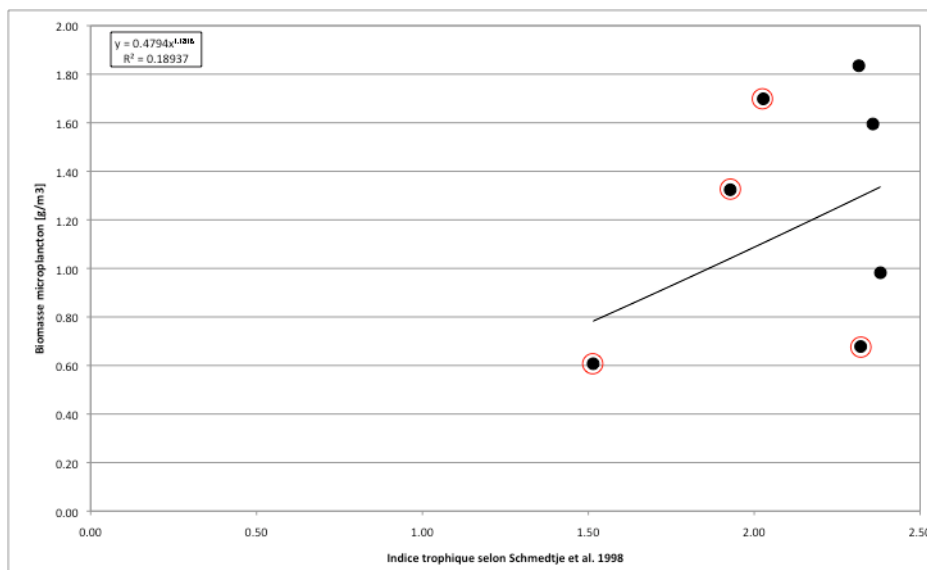


Figure 16 : distribution des biomasses de microplancton trouvées en suspension dans les eaux en fonction des valeurs de l'indice trophique selon SCHMEDITJE et al. 1998. Ocourt = points entourés de rouge, Boncourt = points noirs.

4.2.4 Particules (débris microscopiques) organiques en suspension dans l'eau (trypton organique)

Parmi les particules organiques en suspension, les fibres de cellulose colorée et les fibres de nylon proviennent uniquement de l'évacuation des eaux (lessives). Les fibres de cellulose incolores et les sclérites (papier WC) sont aussi très abondantes dans les rejets de stations d'épuration, en particulier lorsque celles-ci débordent. La somme des abondances relatives de ces 4 types de particules donne une idée de l'impact relatif des eaux d'évacuation dans les rivières (figure 17). A Ocourt, ces proportions sont très variables, de 100% en mai 2017 à moins de 50% en septembre 2017. Ces proportions ont tendance à augmenter en fonction du débit. A Boncourt, la proportion de ces particules est plus constante et élevée entre 92.3 et 98.5%, aussi en fonction du débit, bien que les débits à cet endroit sont 10 fois moindre qu'à Ocourt. En moyenne l'impact des rejets d'épuration semble plus marqué dans l'Allaine que dans le Doubs. Quelques autres débris particuliers sont liés aux caractéristiques des rivières ou au rythme de l'activité humaine : des feuilles de mousse n'ont été trouvées que dans le Doubs à Ocourt (septembre 2017) car une bonne partie des galets sont colonisés par ces végétaux (contrairement à l'Allaine à Boncourt), des particules de suie n'ont été trouvées aux deux stations qu'en septembre 2017 (début de la période de chauffage), la proportion des cellules épithéliales (qui proviennent essentiellement du tube digestif des poissons) sont plus élevées à

Ocourt (mais irrégulièrement) qu'à Boncourt, car dans le Doubs les proportions des débris d'évacuation des eaux sont plus faibles. A Boncourt, la présence de ces débris est constante, correspondant à la présence constante de poisson comme nous l'avons observé *in situ*. Enfin on trouve aussi des gouttelettes d'amidon hydraté (colorées en bleu violet par le lugol) aux deux stations mais de manière irrégulière : l'origine de cet amidon provient peut-être aussi des rejets d'eaux usées mais nous n'en sommes pas certains, car nous trouvons parfois aussi ces particules en plein milieu du lac de Neuchâtel.

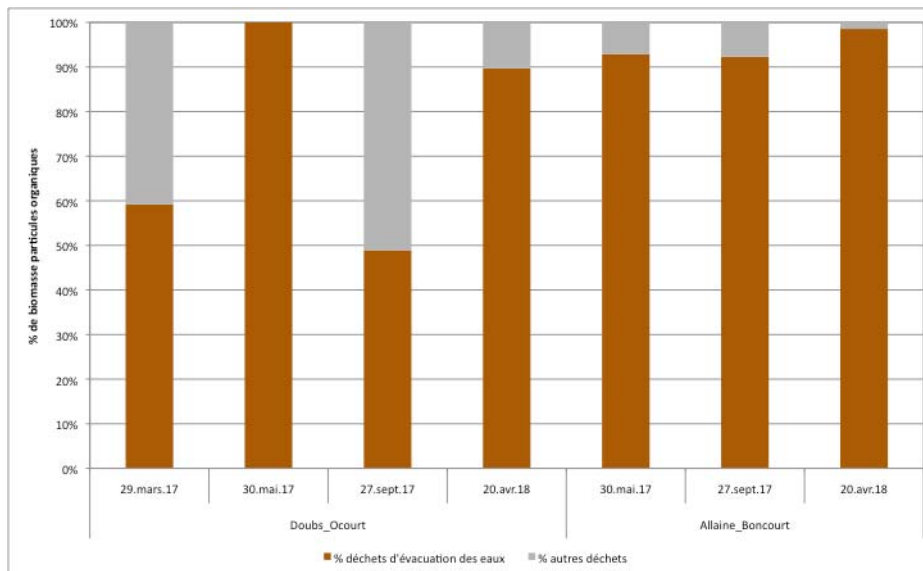


Figure 17 : proportions de débris organiques provenant de l'évacuation des eaux (STEP) par rapport aux autres particules.

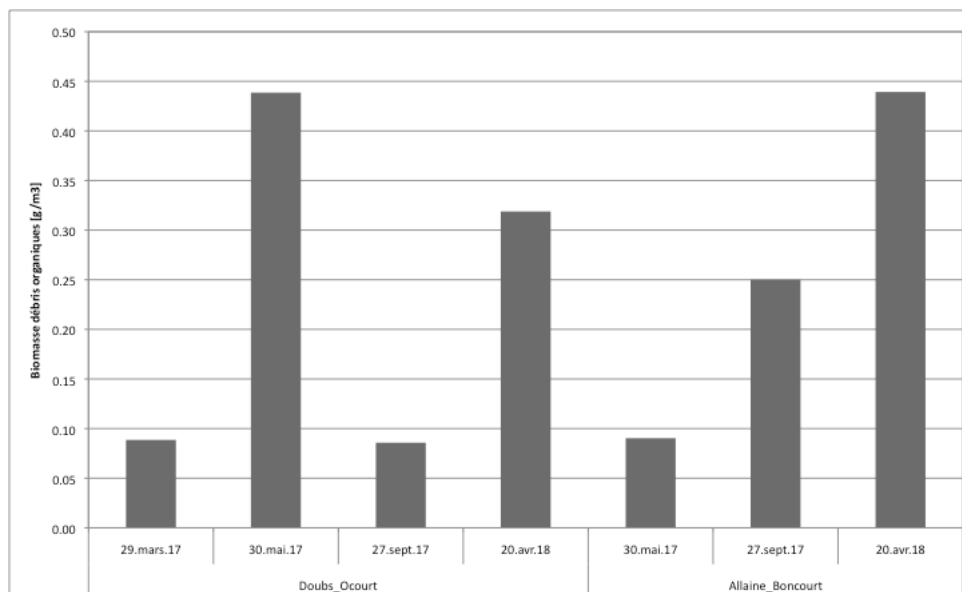


Figure 18 : distribution des biomasses des débris organiques microscopiques en suspension dans l'eau observés à Ocourt (moy. 0.23 g/m3) et à Boncourt (moy. 0.26 g/m3).

Les biomasses de ces débris mesurées aux deux stations sont représentées sur la figure 18. Aux deux stations, les valeurs sont très variables et en moyenne très proches. A Ocourt, les valeurs sont partiellement proportionnelles au débits (une fonction de puissance explique le 52.5% de la variance entre les deux grandeurs) : par fort débit, l'agitation de l'eau est plus forte à cet

endroit, ce qui a tendance à provoquer une augmentation des débris en suspension dans l'eau. Par contre à Boncourt, la variation n'est pas dépendante du débit : nous n'avons pas d'explication pour les différences observées lors des 3 prélèvements.

4.3 Algues macroscopiques

D'autres organismes observés figurent dans l'annexe DIA 1, tout en bas du tableau à partir de la ligne 300. Parmi ces organismes se trouvent les algues macroscopiques dont les abondances sont reprises dans le tableau 4. La densité moyenne de ces algues est comparable entre les deux stations : entre 2 et 3 selon l'indice de THOMAS & SCHANZ 1976, ce qui représente entre 10 et 50% de recouvrement. Aux deux stations, les maxima de recouvrement ont été observés en mai et septembre. Au point de vue quantitatif, les peuplements sont comparables aux deux stations, malgré la différence de débit moyen.

Tableau 4 : liste et densité des algues macroscopiques observées *in situ* (1 à 3) ou vues qu'au microscope (+) à Ocourt et à Boncourt. Les espèces sont arrangées de façon à mettre en évidence les différences entre les deux stations. Les couleurs correspondent aux groupes de macroalgues : vert = algues vertes (Chlorophycées et Conjugatophycées), bleu = algues bleues (Cyanophycées), beige = algue jaune doré (Chrysophycée), rouge = algue rouge (Rhodophycée), jaune = algues jaunes (Xanthophycée), brun = diatomées (Bacillariophycées).

	Doubs- Ocourt				Allaine- Boncourt		
	29-mars-17	30-mai-17	27-sept-17	20-avr-18	30-mai-17	27-sept-17	20-avr-18
<i>Stigeoclonium sp</i>		+		+			
<i>Mougeotia sp.</i>			+				
<i>Ulothrix tenuissima</i>	+						
<i>Ulothrix zonata</i>	+						
<i>Phormidium spp</i>		+	+				
<i>Hydrurus foetidus</i>				+			
<i>Bangia athropurpurea</i>				+			+
<i>Nostoc caeruleum</i>	1						
<i>Vaucheria sp.</i>	2	3	3	1	1		
<i>Cladophora glomerata</i>	1	+		1	+	1	2
<i>Spirogyra sp.</i>			+		+	1	
<i>Diatoma vulgare</i>							2
<i>Melosira varians</i>					3	2	1
<i>Oscillatoria limosa</i>						1	
<i>Cladophora rivularis</i>						1	
<i>Microspora stagnorum</i>					+		

Par contre, les espèces majoritaires sont différentes d'une station à l'autre et seuls trois taxons se retrouvent aux deux stations. A Ocourt, l'essentiel du peuplement est formé par *Vaucheria* (algue jaune), non identifiable à l'espèce car seuls les organes végétatifs sont présents (comme la plupart du temps chez ce genre). J'ai trouvé parfois de tels peuplements dans des tronçons de rivières mésotrophes, eutrophes ou même polytrophes. A part *Nostoc caeruleum* (d'eaux oligo-mésotrophes) et *Phormidium sp* (eaux très variées), les autres espèces observées sont aussi caractéristiques d'eaux eutrophes, en particulier *Cladophora glomerata*. A Boncourt, c'est les grosses colonies des diatomées *Melosira varians* et *Diatoma vulgaris* qui dominent largement. Ces espèces colonisent des eaux très eutrophes à polytrophes, voire nettement polluées pour la première. Les autres espèces, bien que présentes de façon modestes sont aussi des indicateurs de fortes charges trophiques, en particulier *Oscillatoria limosa* et *Spirogyra sp.*

D'après ces caractéristiques, on peut estimer que les eaux semblent eutrophes à Ocourt et eu-à polytrophes à Boncourt comme le montrent également les diatomées épilithiques (chap. §4.1.2).

4.4 Zooplancton (Macroplancton)

Le tableau 5 présente les organismes observés dans les échantillonnages réalisés à l'aide du filet à plancton. Contrairement aux prélèvements effectués en milieu lacustre dans un volume d'eau équivalent, la biomasse dominante est constituée ici par les premiers stades larvaires d'insectes aquatiques qui dérivent (Drift). Ces derniers sont complétés pour une part plus faible de crustacés, oligochètes et nématodes. La biomasse totale n'a pas pu être déterminée en raison de l'absence de tables de référence pour ces premiers stades larvaires. De plus une partie du matériel déterminé était constitué de mues et d'exuvies liés à l'émergence du macrozoobenthos. On peut cependant raisonnablement penser que les biomasses observées sont négligeables pour les poissons vis-à-vis de celles disponibles à la surface du lit du cours d'eau.

Tableau 5 : liste et abondances du Macroplancton observés dans les échantillons récoltés à Ocourt et à Boncourt. Les nombres sont ramenés à volume d'eau d'un m³.

ROTIFERA		11	4	9	22	-	-	20
GASTROTRICHA		2	-	-	9	-	-	-
NEMATHELMINTHES		4	49	33	7	-	-	243
OLIGOCHAETA	Tubificidae	22	-	-	20	7	-	11
ACARI	Hydracarina	-	-	-	0	2	-	-
CRUSTACEA	Daphniidae	-	-	-	-	-	-	2
	Cyclopidae	13	-	-	-	-	-	33
	Gammaridae (mues)	4	-	-	-	-	-	-
INSECTA	Baetidae (larves)	-	11	-	-	-	11	2
	Baetidae (mues)	-	7	7	-	-	-	-
	Caenidae (mues)	-	7	4	-	-	-	-
	Ephemereidae (mues)	-	-	-	-	15	-	-
	Leuctridae (larves)	-	-	-	-	4	-	-
	Elmidae (larves)	4	-	-	-	9	-	-
	Elmidae (adultes)	11	-	-	-	13	-	-
	Chironomidae (larves)	51	31	88	42	13	22	49
	Chironomidae (adultes)	11	-	9	7	-	-	-
	Chironomidae (mues)	-	11	-	11	-	-	-
	Simuliidae (larves)	7	13	-	-	-	-	-
		142	133	150	117	64	33	360

4.5 Faune des macroinvertébrés inféodés au substrat (Macrozoobenthos)

4.5.1 Résultats bruts

Les **résultats bruts** de l'analyse du Macrozoobenthos se trouvent dans le tableau de l'annexe MZB 1. Dans la colonne A de ce tableau figurent les taxons classés alphabétiquement au sein des ordres selon la liste de référence de la méthode IBCH (STUCKI 2010). Les colonnes B à H donnent les abondances absolues de chaque taxon pour les différentes campagnes de relevés dans les 2 stations étudiées. Les colonnes I et J indiquent le statut « Liste rouge » respectivement le degré de priorité des espèces menacées pour la faune Suisse. (LUBINI *et al.* 2011 ; Ruetschi *et al.* 2011 ; OFEV 2011). Ces indications servent à évaluer le degré de menace et la valeur patrimoniale des communautés de macroinvertébrés. Au bas des colonnes (à partir de la ligne 184) se trouvent les sommes des catégories d'espèces, les abondances et biomasses

totales par m², de même que les valeurs des différents indices qui servent aux diagnostics de qualité de l'eau.

4.5.2 Aspects qualitatifs et semi-quantitatifs

Les 7 échantillonnages effectués dans le Doubs et l'Allaine ont permis la mise en évidence 83 taxons parmi lesquels 29 appartiennent aux groupes sensibles des ordres d'insectes EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Les espèces observées et leur abondance respective correspondent à celles enregistrées depuis 2011 dans le cadre du programme NAWA dans ces 2 stations.

La diversité taxonomique des taxons tolérants comme des taxons sensibles est plus élevée à Ocourt (33 à 36 taxons IBCH et 16 à 21 espèces EPT) qu'à Boncourt (23 à 32 taxons IBCH et 8 à 13 espèces EPT). Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette différence notable, en particulier les qualités physico-chimique et écomorphologie meilleures du Doubs à Ocourt. La variation des facteurs hydrologiques plus marquée dans le Doubs ne semble pas affecter de façon prépondérante la diversité du macrozoobenthos.

Dans la liste des 29 espèces sensibles EPT figurent 1 Ephemeroptera, 1 Plecoptera et 4 Trichoptera appartenant aux **listes rouges suisses** des organismes aquatiques menacés, auxquels s'ajoutent encore un escargot de sources potentiellement menacé. Les 7 espèces sur listes rouges ont été observées à Ocourt avec parfois des abondances remarquables, alors que 3 individus d'une seule espèce étaient présents à deux reprises à Boncourt (figure 19 et annexe MZB 1). Le critère qualitatif des espèces sensibles permet de distinguer nettement les deux stations.

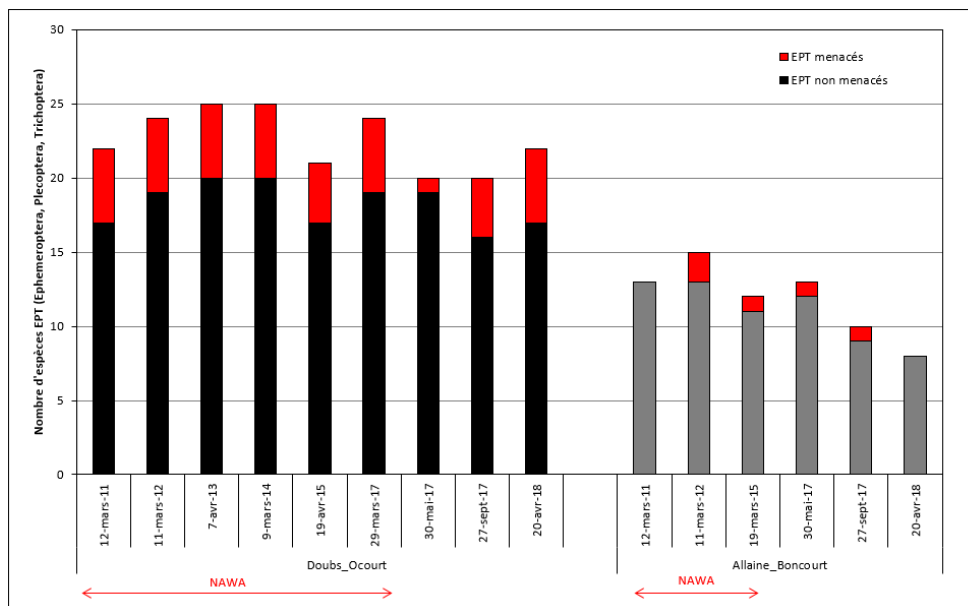


Figure 19 : Répartition des nombres d'espèces sensibles des groupes EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) et part des espèces menacées pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18), par rapport aux valeurs trouvées au cours des programmes NAWA (2011-2015).

Les deux tronçons de rivière se distinguent également en comparant les abondances relatives des EPT sensibles avec celles des autres groupes taxonomiques présents (Figure 20). Dans le Doubs la part moyenne des EPT atteint 44 %, alors qu'elle n'est que de 24% dans l'Allaine. A Boncourt, l'espèce d'éphémère tolérante *Serratella ignita* constitue à elle seule le gros des effectifs parmi les EPT. Les non-EPT sont essentiellement représentés par les Diptères et les

Coléoptères aquatiques, de même que par les Oligochètes et les Amphipodes (Gammaridae) qui constituent une part importante de la biomasse.

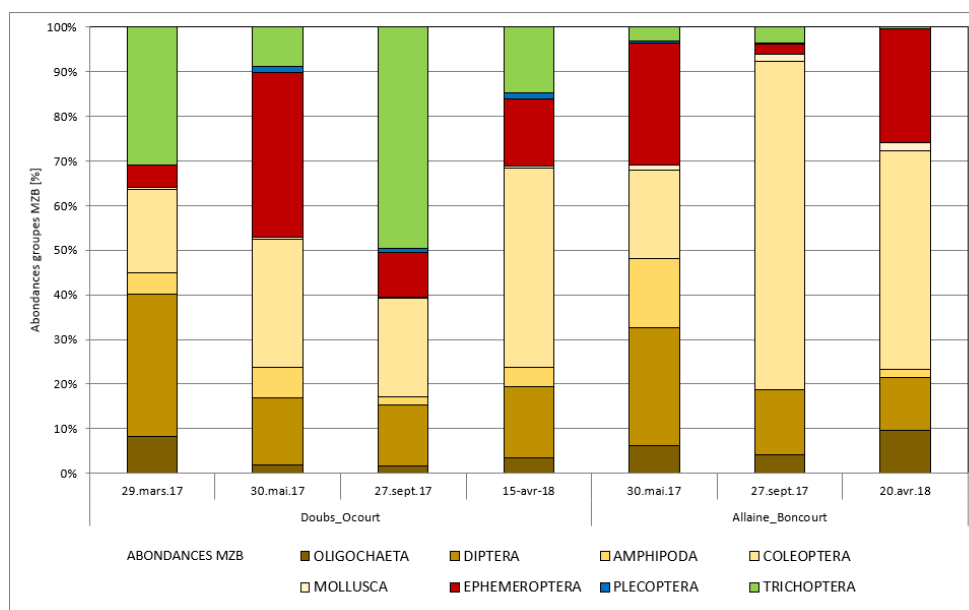


Figure 20 : Composition des communautés d'organismes benthiques par groupes taxonomique pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18).

L'indice IBCH de la qualité biologique des eaux courantes fournit une appréciation globale basée sur la qualité physico-chimique et écomorphologique des cours d'eau. Il permet de répartir dans 5 classes de qualité les stations étudiées. Les valeurs obtenues dans les 2 stations se situent en général dans la même gamme que celles relevées au cours des programmes NAWA (2011-2015) : qualité **très bonnes** (bleu) à Ocourt (IBCH moyen de 17.11) ; qualité de **bonne** (vert) à **moyenne** (jaune) à Boncourt (IBCH moyen de 13.83). La valeur d'avril 2018 dans l'Allaine est nettement inférieure à la moyenne des valeurs enregistrées depuis 2011 (figure 21). A noter que l'indice IBCH subira une adaptation des classes de qualité en fonction des régions dès 2019 (STUCKI *et al.* 2018). Il est à prévoir que les valeurs recalculées sur la base de l'IBCH_update abaisseront la classe de qualité du Doubs de très bonne à bonne, celle de l'Allaine de bonne à moyenne. Suite à ce réétalonnage, les valeurs des cours d'eau jurassiens correspondront mieux à la qualité observée sur les stations de surveillance en comparaison avec l'ensemble du réseau Suisse.

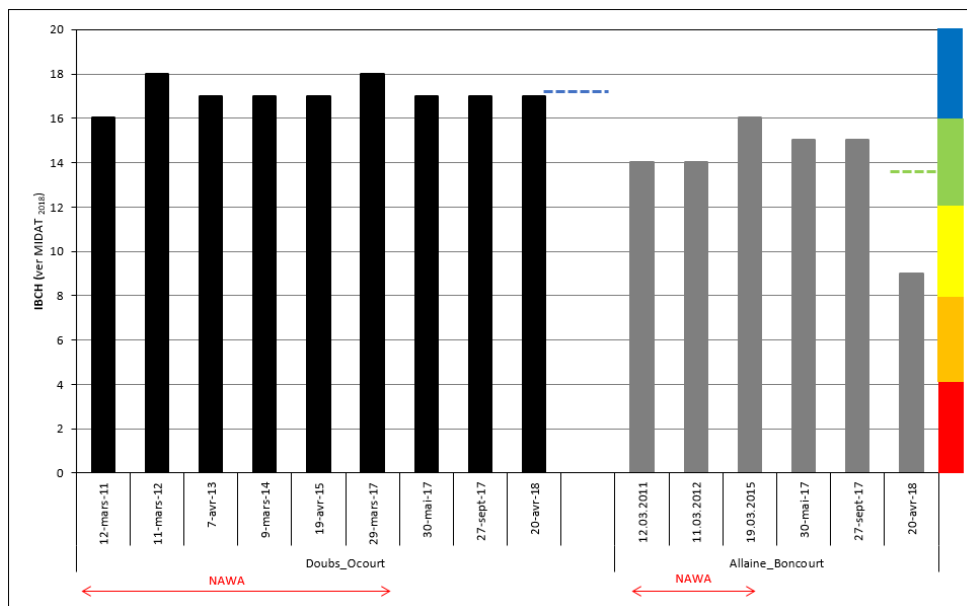


Figure 21 : Répartition des valeurs de l'indice IBCH pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18), par rapport aux valeurs trouvées au cours des programmes NAWA (2011-2015). Traitillés : valeurs moyennes pendant la période de comparaison, 17.11 à Ocourt, 13.83 à Boncourt. Les valeurs < 13 ne satisfont pas les objectifs de qualité (jaune = qualité moyenne, orange = médiocre, rouge = mauvaise. Bleu = qualité très bonne, vert = bonne).

Les **indices saprobiques** (reflètent des charges organiques) se calculent avec des valences saprobiques définies pour les espèces du macrozoobenthos (Moog 1995). Ces valences indiquent le lien d'une espèce à une charge organique déterminée. La figure 22 présente les valeurs enregistrées en fonction des dates des relevés, en regard des classes des niveaux trophiques.

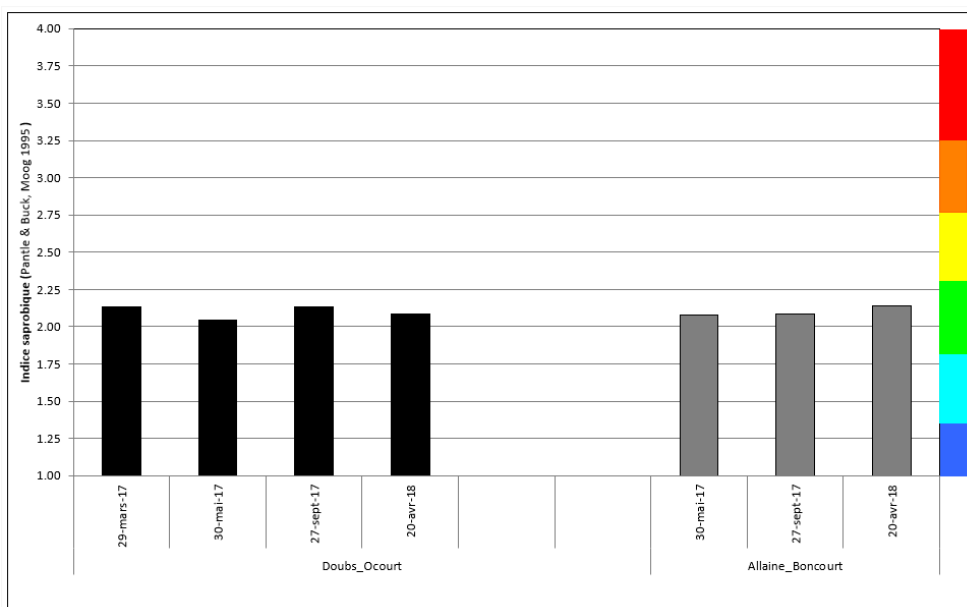


Figure 22 : Répartition des valeurs de l'indice saprobique trophique selon PANTLE & BUCK 1955 redéfini par MOOG 1995 pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18). Les valeurs > 2.25 ne satisfont pas les objectifs de qualité (jaune = eu- à polytrophie, orange = polytrophie, rouge = poly- à hypertrophie. Bleu foncé = oligotrophie, bleu = oligo- à mésotrophie, vert = eutrophie).

Les 2 stations étudiées présentent des valeurs d'indice très proches et variant très peu en fonction de la saison. Les valeurs obtenues se situent toutes en classe de qualité verte (II, eutrophe). Elles sont moins bonnes que celles calculées à partir de la communauté des diatomées.

Une analyse détaillée de la composition des peuplements, exprimée par groupes de résistance aux **matières organiques**, ne montre pas (contrairement aux diatomées) de différences significatives entre les communautés des deux rivières. La figure 23 permet de mettre en évidence la part dominante des organismes β/α -mésosaprobés et polysaprobés dans l'Allaine et le Doubs (moyenne > 50%).

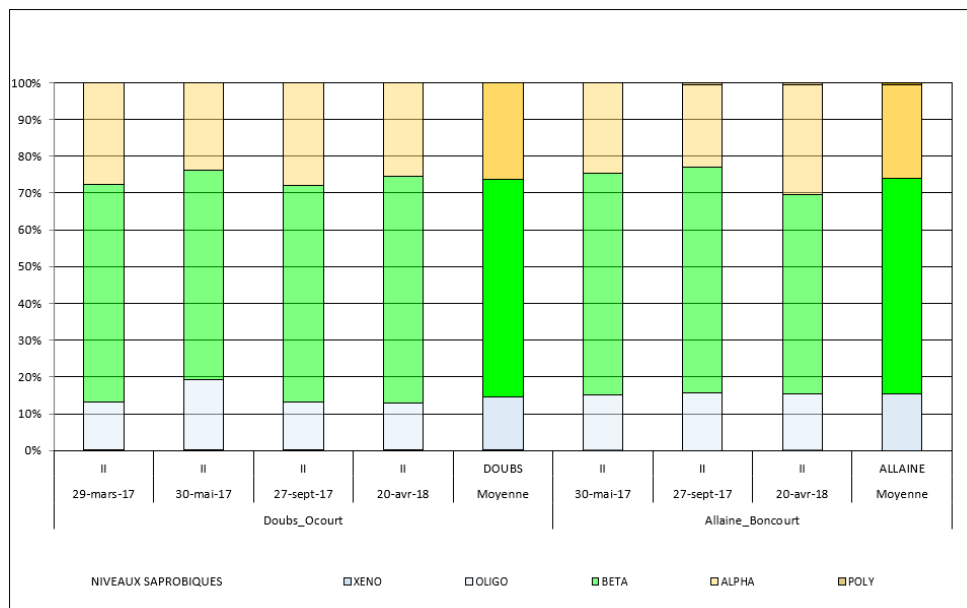


Figure 23 : Composition des communautés d'organismes benthiques par groupes de résistance aux matières organiques (Moog 1995) pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18) et valeurs moyennes par cours d'eau. Vert = Classe II = β -mésosaprobie, jaune à brun = classe III à IV β -mésosaprobie à polysaprobie.

En raison du développement annuel d'une grande part des organismes benthiques, ces derniers reflètent mal les variations saisonnières des charges organiques présentes dans les cours d'eau. Ils fonctionnent plutôt comme organismes intégrateurs de la charge organique moyenne présente au cours de l'année.

4.5.3 Aspects quantitatifs

Dans les échantillonnages effectués, des **abondances totales** de 2'868 à 12'606 invertébrés par m² ont été comptabilisés à partir des 8x 625 cm² = 0.5 m² prélevés dans chaque station (figure. 24). Ces valeurs correspondent aux ordres de grandeurs observés lors des prélèvements du programme NAWA effectués dans les mêmes stations. En comparaison Suisse, les rivières jurassiennes hébergent les abondances et les biomasses parmi les plus élevées observées dans les rivières du nord des Alpes (BAUMANN *et al.* 2012). Une partie de la variabilité des résultats s'explique par l'hétérogénéité de la répartition de la faune benthique sur le lit du cours d'eau. Les valeurs moyennes obtenues sur le Doubs (moyenne= 8508 ind./m²) sont légèrement plus élevées que sur l'Allaine (moyenne=7778 ind./ m²). Cette différence est principalement due au relevé effectué le 20 avril 2018 dont la pauvreté reste pour l'instant inexpliquée. En retirant ce relevé du set de données, on obtient des valeurs moyennes de 8508 individus et 12.13

grammes de poids frais/m² dans le Doubs contre 10'234 individus et 15.7 g /m² dans l'Allaine (figure 24).

La valeur la plus élevée enregistrée à Ocourt correspond à celle mise en évidence pour les diatomées le 29 mars 2017. Une analyse de la variation de débit durant la période précédant le prélèvement indique que le prélèvement a été effectué au tout début d'une période marquée par une importante chute de débit (concentration la faune benthique présente sur une surface mouillée réduite).

La valeur divergente à Boncourt date du 20 avril 2018. La faible biomasse enregistrée à cette date reste pour l'instant sans explication (pollution ponctuelle). Il est intéressant de noter que cette plus faible biomasse correspond à la plus forte biomasse de diatomées relevée dans la même station. L'absence d'une importante biomasse de brouteurs benthiques (en moyenne près de 50% du macrozoobenthos présent) a probablement eu un impact positif sur le développement des diatomées épilithiques (cf. figure 7).

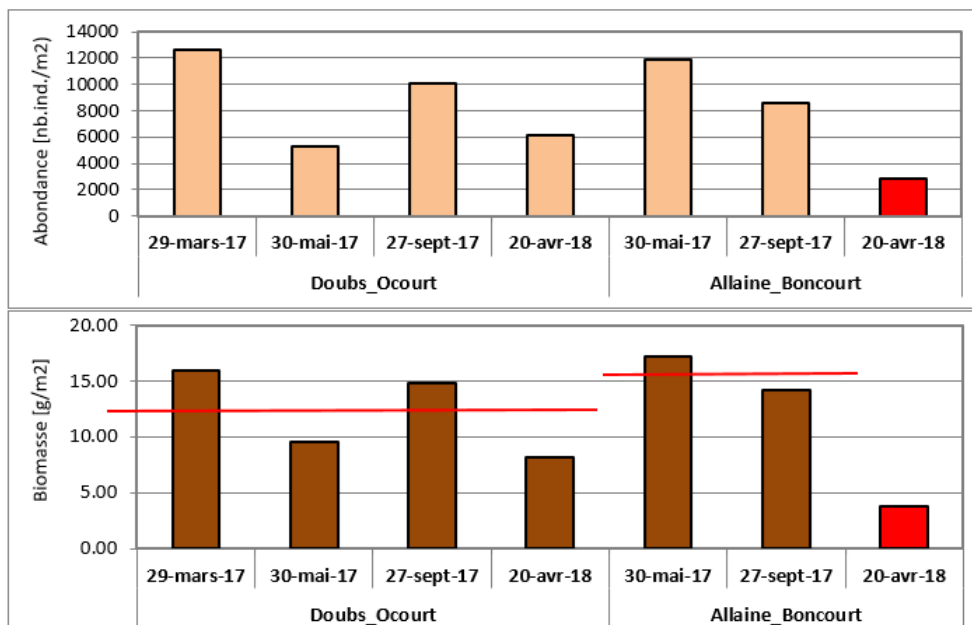


Figure 24 : abondance et biomasse du macrozoobenthos à Ocourt et à Boncourt. En retirant le relevé du 20 avril 2018 dont la pauvreté reste pour l'instant sans explication, la biomasse moyenne est de 12.13 g/m² à Ocourt et de 15.7 g/m² à Boncourt sur l'Allaine (lignes rouges).

Sur la figure 25, les biomasses calculées ont été distribuées en fonction des densités, séparément pour les deux stations. Les **corrélations** obtenues pour les deux stations entre les deux valeurs sont bonnes : la fonction explique 95.6% respectivement 98.8% de la variance à Ocourt et à Boncourt. Ces résultats sont excellents tenant compte de la variabilité de la taille au sein d'un même taxon et de l'utilisation d'un jeu de tamis de différents maillages pour séparer les fractions (séparation des individus par taille).

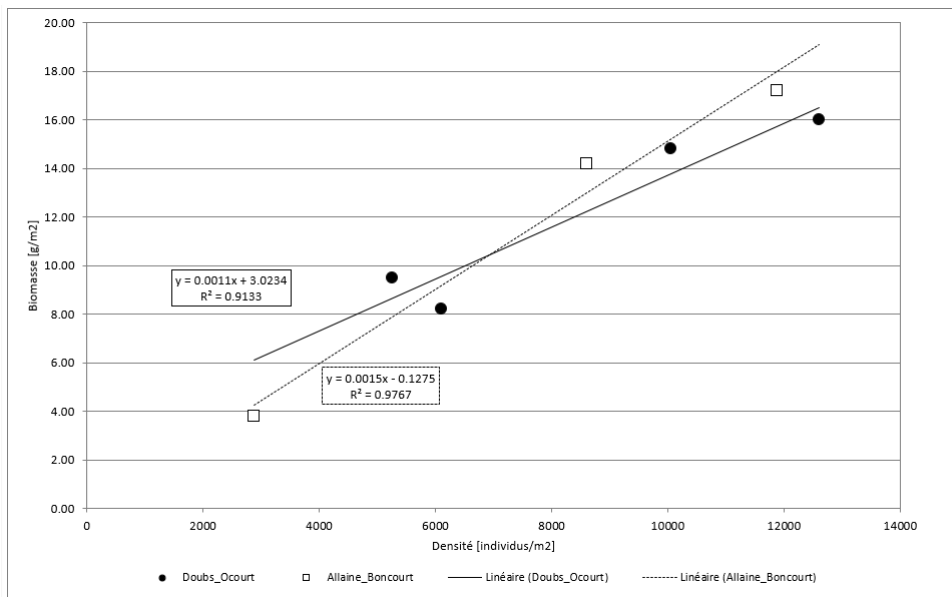


Figure 25 : distribution des biomasses calculées en fonction des abondances relevés. Les valeurs trouvées dans l'Allaine ont une meilleure corrélation que celles trouvées dans le Doubs.

Le macrozoobenthos est moins dépendant des **facteurs hydrologiques** que les diatomées (cf. §4.1.3) en raison de sa capacité à migrer de la surface du lit vers les zones interstitielles protégées du courant. Toutefois, en faisant abstraction de 2 valeurs divergentes, une relation linéaire entre le débit et la biomasse benthique semble se dessiner (figure 26).

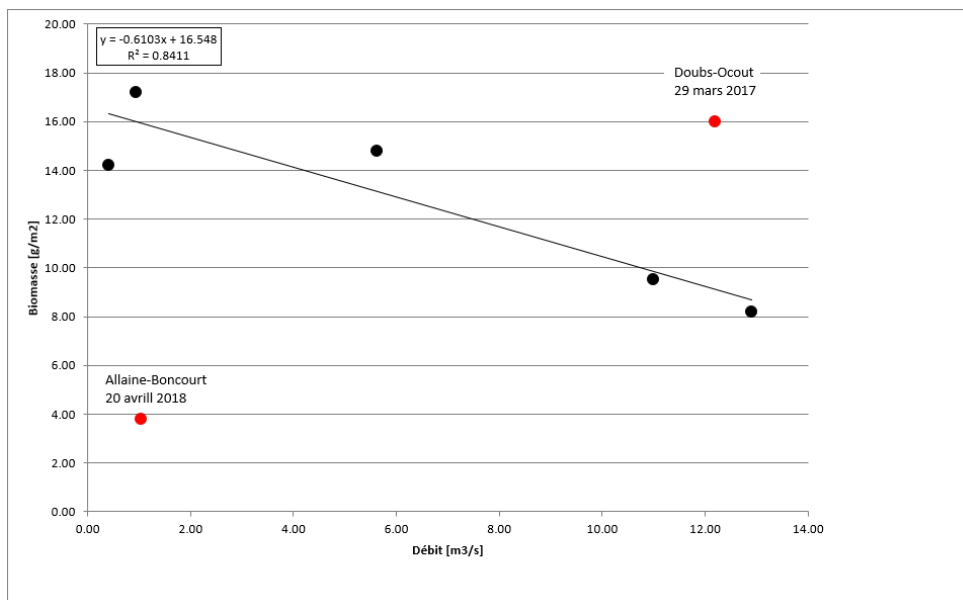


Figure 26 : distribution des biomasses calculées en fonction des débits mesurés aux stations limnimétriques le jour des prélèvements. Une fonction linéaire expliquerait le 91,7% de la variance entre les deux paramètres : à fort débit la biomasse est plus faible. Les valeurs trouvées à Ocourt le 29 mars 2017 et à Boncourt le 20 avril 2018 sortent de cette distribution.

4.5.4 Objectifs de qualité (biologique IBCH et écotoxicologique Spear_{pesticides})

Les valeurs des paramètres des communautés de macroinvertébrés qui servent à définir si les **objectifs de qualité** souhaités sont atteints, sont illustrés dans les figures 27 et 28).

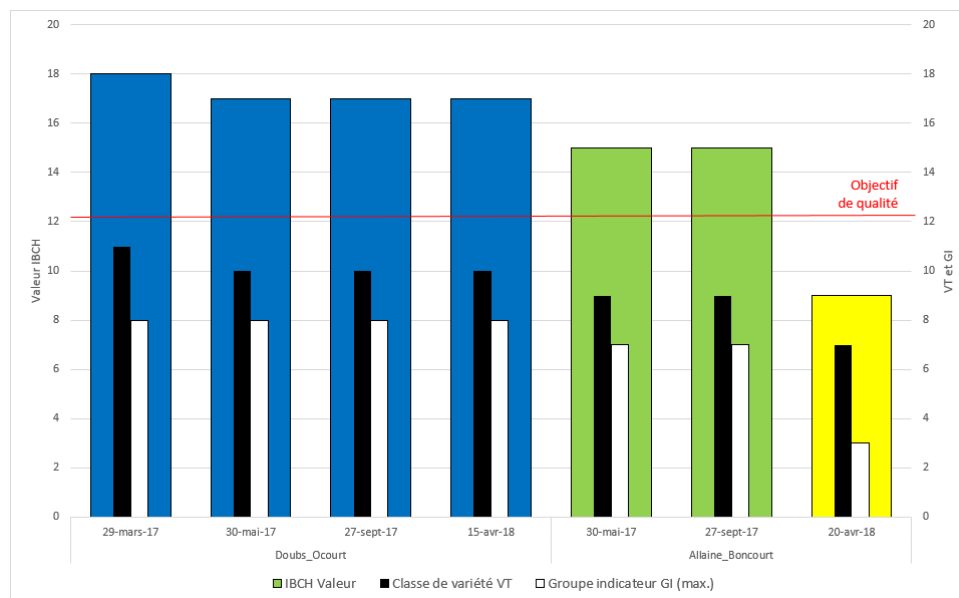


Figure 27 : Valeurs IBCH obtenues dans le Doubs et dans l'Allaine entre 2017 et 2018. IBCH entre 1 et 17 (20,) de mauvais à très bon ; variété taxonomique (VT) ; Groupe indicateur de sensibilité (GI) entre 1 et 9 de non-sensible à très sensible.

En général les **objectifs de qualité des eaux** selon le système modulaire gradué (SMG) semblent atteints et les résultats correspondent à ceux enregistrés dans les deux stations depuis 2011 dans le cadre du programme NAWA. Le relevé du 20 avril 2018 à Boncourt fait exception puisque toutes les valeurs chutent. On remarque en particulier l'absence de groupes indicateurs sensibles qui constituent des marqueurs pour la bonne qualité de l'eau.

A noter que la révision générale des objectifs de qualité pour les rivières suisses prévue pour 2019 produira une baisse -1 classe de qualité pour les valeurs enregistrées sur le Doubs et l'Allaine (cf. § 4.5.2). Les valeurs de l'Allaine en particulier ne répondront généralement plus aux objectifs de qualité fixés.

L'indice SPEAR_{pesticides} (figure 28) traduit l'impact des pesticides appartenant au cocktail de micropolluants présents dans les cours d'eau sur le macrozoobenthos. Conçu au départ comme indicateur du stress occasionné par les pesticides provenant de l'agriculture, les études récentes montre que l'indice SPEAR_{pesticides} met en évidence le stress toxique induit par un cocktail plus large, incluant notamment les produits pharmaceutiques, de soins corporels en plus des pesticides (LIESS *et al.* 2008). Les valeurs du Doubs se situent toutes dans la classe de qualité bonne à très bonne avec une valeur moyenne de 44.53. Celles de l'Allaine sont sensiblement plus faibles, la valeur moyenne de 31.73 se situent en dessous de l'objectif de qualité. A noter que la plupart des relevés ont été effectués au printemps, avant la période d'application des pesticides par l'agriculture. Le prélèvement de septembre à Boncourt après la période d'application présente la valeur la plus basse de la série.

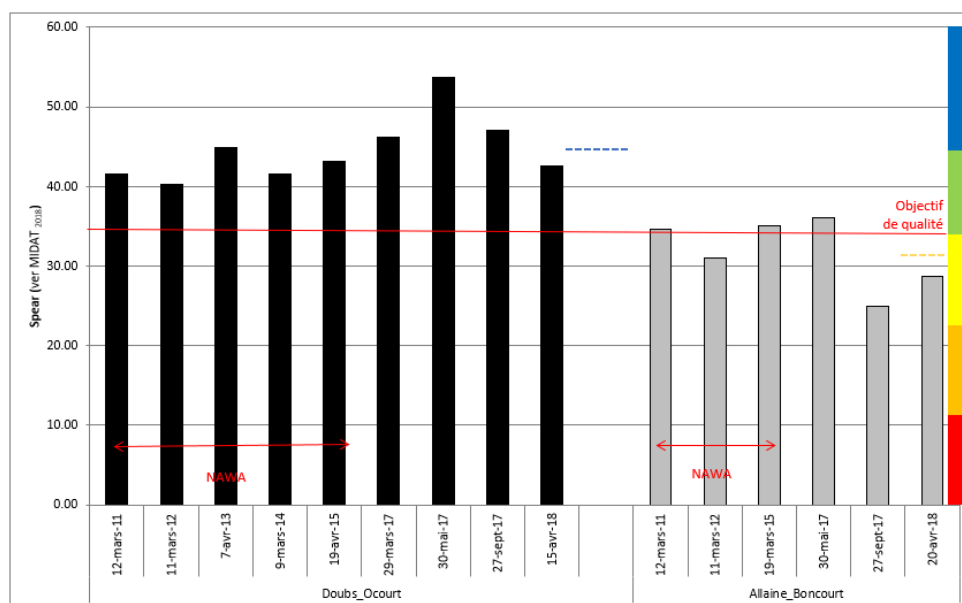


Figure 28 : Répartition des valeurs de l'indice SPEAR_{pesticides} pendant la période de comparaison entre le Doubs et l'Allaine (2017-18), par rapport aux valeurs trouvées au cours des programmes NAWA (2011-2015). Classes de qualité biologique : I high (bleu), II good (vert), III moderate (jaune), IV poor (orange), V bad (rouge). Traitillés : valeurs moyennes sur l'ensemble des relevés, 44.53 (high) à Ocourt, 31.73 (moderate) à Boncourt.

4.5.5 Evolution de la biomasse ces 30 dernières années (1990 à 2018)

La relation mise en évidence entre les abondances relevées et les biomasses mesurées (cf. figure 25) dans nos échantillonnages semblent justifier l'utilisation des données historiques des abondances totales au mètre carré pour évaluer grossièrement la biomasse du macrozoobenthos présent. Ainsi, les données d'abondances compilées dans les archives de l'Office de l'Environnement indiqueraient une **tendance à la baisse** de la biomasse aussi bien dans le Doubs que dans l'Allaine (figure 29). Ces résultats sont cependant à prendre avec prudence en raison du passage du filet Surber au filet Kicknet en 2011 et raison du grand nombre d'opérateurs différents ayant effectué les prélèvements cantonaux entre 1990-2002.

Notre hypothèse est que la diminution générale de la charge organique dans les cours d'eau s'accompagne d'une baisse de la biomasse benthique qui impacte elle-même « négativement » la biomasse piscicole.

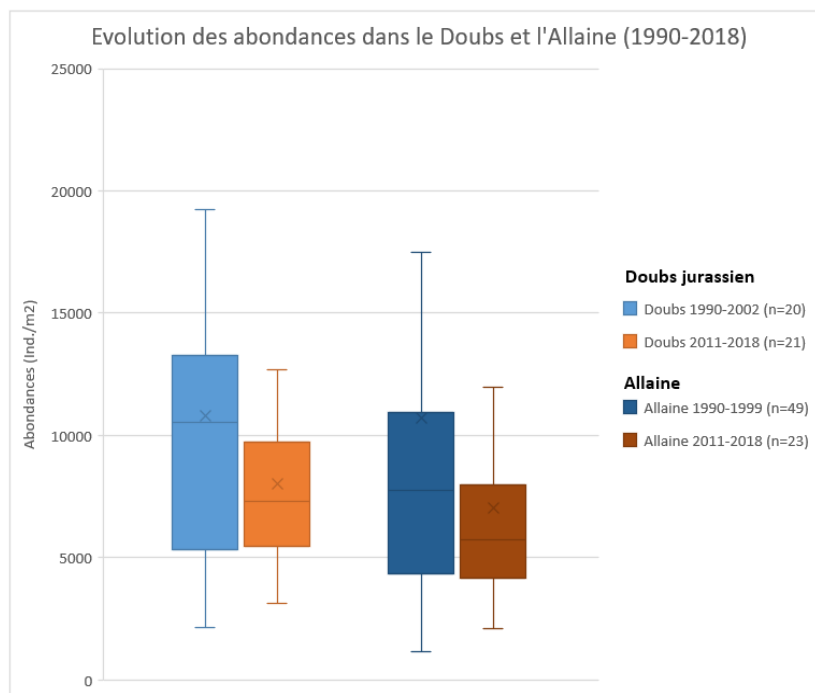


Figure 29 : Evolution des abondances dans le Doubs et l'Allaine.

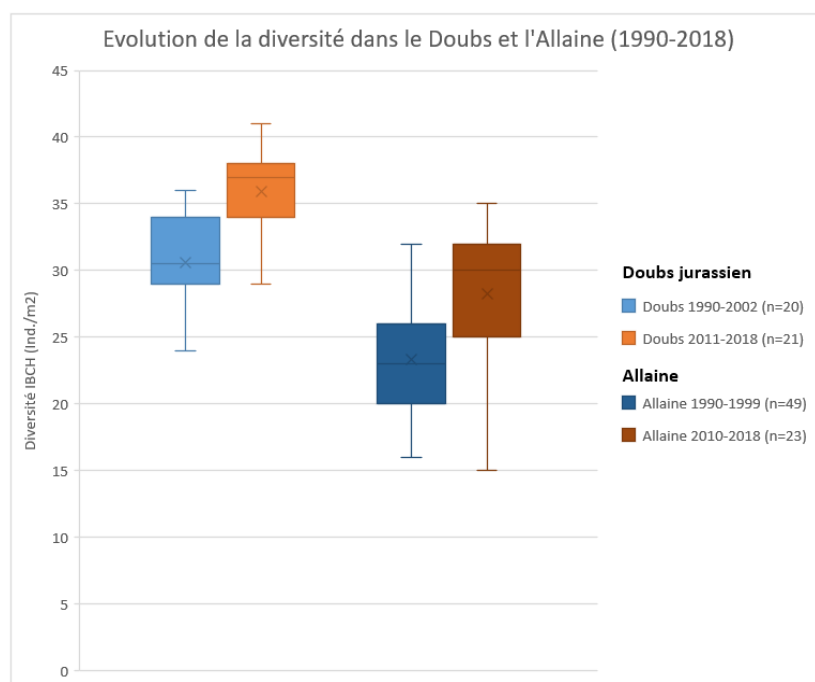


Figure 30 : Evolution de la diversité dans le Doubs et l'Allaine.

En revanche la figure 30 montre qu'à partir du même jeu de données, on assiste parallèlement à une augmentation de la biodiversité (nombre de familles IBCH pour les périodes 1990-2002 et 2011-2018). Dans le Doubs, cette tendance serait corroborée par des observations de plus en plus fréquentes d'espèces ombrelles (listes rouges et prioritaires) telles que *Besdolus imhoffi*, *Micrasema setiferum* ou *Chimarra marginata*. Cette dernière espèce vient d'être retrouvée dans le Doubs en 2017-18, sa dernière mention datait des années 60 (Verneaux 1973).

Les données des biomasses calculées dans le Doubs et dans l'Allaine et dans ont été comparées aux valeurs proposées par Baumann *et al.* (2012) pour l'évaluation des mesures entreprise dans le cadre de l'assainissement des éclusées. La figure 31 montre que les valeurs enregistrées correspondent aux valeurs cibles attendues (exception faite de la valeur inexplicable enregistrée le 20.04.2018 à Boncourt). En réalité selon la même publication, les cours d'eau biogènes du Jura devraient obtenir des valeurs supérieures aux valeurs cibles proposées ici pour la Suisse. On se situerait dans ce cas, pour les deux cours d'eau en-dessous de valeurs cibles.

	Doubs_Ocourt				moy. Doubs	Allaine_Boncourt			moy. Allaine
	29.mars.17	30.mai.17	27.sept.17	15-avr-18		30.mai.17	27.sept.17	20.avr.18	
Altitude	420	420	420	420	420	365	365	365	365
BM cible (g/m ²)	12.9	12.9	12.9	12.9	12.9	15.8	15.8	15.8	15.8
BM effective (g/m ²)	16	9.5	14.8	8.2	12.1	17.2	14.2	3.8	15.7
% MB (g/m ²) [B1]	124%	74%	115%	64%	94%	109%	90%	24%	99%
Evaluation	excellent	bon	excellent	bon	excellent	excellent	excellent	mauvais	excellent

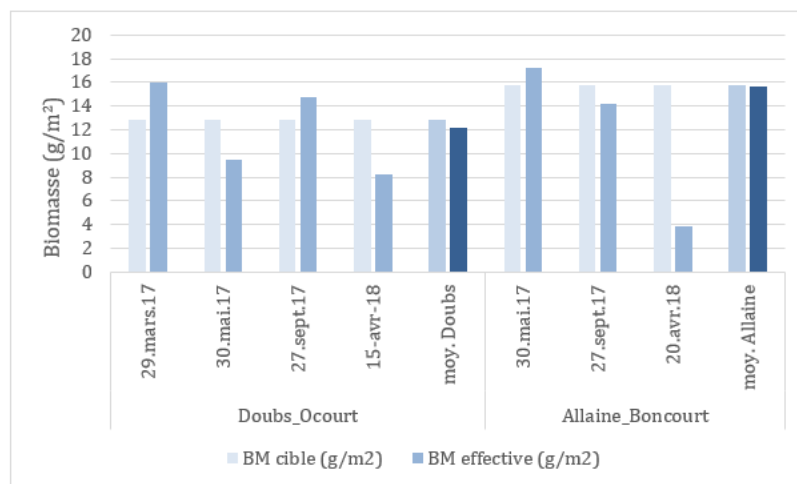


Figure 31 : évaluation des données du Doubs et de l'Allaine 2017-2018 selon les directives d'assainissement des éclusées (Baumann *et al.* 2012).

5. SYNTHÈSE

Les résultats des investigations effectuées sur les biomasses des différents compartiments de la chaîne trophique montrent une bonne correspondance entre les valeurs obtenues au niveau des algues et des invertébrés aquatiques. La comparaison horizontale (ou verticale) des différentes composantes fournit une image d'ensemble cohérente et en adéquation avec les connaissances à disposition sur les communautés végétales et animales de ce type de cours d'eau.

Pour cette synthèse, nous reprenons les questions formulées dans les objectifs de cette étude et tentons d'y répondre à l'aide des résultats obtenus.

1) Observe-t-on, à certaines périodes de l'année, une diminution du phosphore pouvant avoir un impact sur la productivité du milieu aquatique et plus particulièrement sur les biomasses benthiques et planctoniques?

Les données physico-chimiques ont été transmises par M. Jean Fernex de l'Office de l'Environnement indiquent que le phosphore total comme les phosphates ne présentent pas de variations particulières liées aux saisons. Les variations observées ne correspondent pas aux périodes de frai de la truite fario et du chevesne. Les données sur la biomasse piscicole ne sont pas à disposition.

2) L'éventuelle diminution de biomasse benthique et planctonique peut-elle avoir un impact direct sur la biomasse piscicole à certaines périodes de l'année?

Théoriquement, la diminution des biomasses benthiques et planctoniques devrait avoir un impact sur la biomasse piscicole. Au point de vue des algues (diatomées épilithiques et phytoplancton) notre étude ne permet pas de savoir si les biomasses diminuent à certaines saisons. Par contre, les faibles biomasses enregistrées à Ocourt peuvent expliquer le manque de poissons à cet endroit, mais ces faibles biomasses sont en bonne partie liées à l'hydrodynamisme fort du Doubs à cet endroit. De même les biomasses observées à Ocourt ne permettent pas d'expliquer une chute importante de la biomasse piscicole.

3) La période d'étiage constitue-t-elle un facteur limitant pour le développement de la faune piscicole et des différents compartiments du réseau trophique ?

Les résultats montrent que les différents compartiments ne réagissent pas de la même manière aux variations de débit :

1. Les biomasses benthiques (macroinvertébrés et diatomées) sont plus élevées à faible débit, donc devraient favoriser la production piscicole.
2. Les biomasses planctoniques sont plus élevées à fort débit car les organismes en suspension sont essentiellement arrachés aux substrats, donc dans ce cas elles devraient favoriser la production piscicole.

4) D'une manière générale, la biomasse benthique a-t-elle fortement diminuée dans le Doubs au cours de la dernière décennie ?

Au point de vue des algues (périphyton, phytoplancton ou macroalgues) nous ne pouvons pas répondre à cette question car aucune étude quantitative n'a été réalisée dans le Doubs à Ocourt avant la recherche actuelle. Pour le macrozoobenthos, on ne remarque aucun changement significatif des abondances depuis 2011 (moyenne des abondances de tous les

échantillonnages effectués de 2011 à 2015 entre Clairbief et Ocourt (n=13) : 8246 ind./m² (8508 ind./m² pour 2017-18). Moyenne des abondances de tous les échantillonnages effectués de 2011 à 2015 entre Porrentruy et Boncourt (n=9) : 9310 ind./m² (10234 ind./m² pour 2017-18). En revanche, les données historiques à disposition semblent effectivement indiquer une **tendance à la baisse** de la biomasse du macrozoobenthos. Cette comparaison nécessite toutefois une grande prudence en raison de la faible standardisation des méthodes utilisées avant 2011.

5) Peut-on mettre en évidence un dysfonctionnement net de l'hydrosystème à partir des relevés effectués ?

L'étude des algues ne met pas en évidence de véritable dysfonctionnement des deux rivières, mais montre que les charges trophiques et saprobiques sont plus élevées à Boncourt qu'à Ocourt. A Boncourt l'objectif de qualité des eaux n'est parfois pas atteint, et la plupart du temps, l'adaptation des communautés de diatomées à la station n'est pas atteinte. En particulier, la charge saprobique est parfois proche du niveau critique, c'est-à-dire que l'activité respiratoire dans l'eau a tendance à contrebalancer l'activité photosynthétique, ce qui peut représenter un dysfonctionnement. Dans ce sens plusieurs indicateurs montrent qu'à Boncourt les eaux sont plus polluées qu'à Ocourt (taux de diatomées résistantes, formes tératologiques de diatomées, taux de phytoplancton résistant, débris provenant de l'évacuation des eaux). Les résultats obtenus à partir du macrozoobenthos corroborent ces observations (qualités biologique et écotoxicologique insuffisantes sur l'Allaine à Boncourt).

6) Existe-t-il une différence nette entre les biomasses mesurées dans la station de Ocourt dans le Doubs et celle de Boncourt dans l'Allaine

Les biomasses de diatomées épilithiques et de microplancton sont plus faibles à Ocourt qu'à Boncourt, car à cette station, d'une part l'hydrodynamisme est plus fort, mais d'autre part la charge trophique moins élevée. On peut penser que la biomasse de poissons plus élevée à Boncourt est partiellement due à une charge trophique un peu plus élevée qu'à Ocourt. Les résultats du macrozoobenthos corroborent les observations faites au niveau des algues, les différences observées entre les deux tronçons sont cependant moins marquées. Pour les invertébrés aquatiques, les résultats indiquent clairement que « **quantité ne rime pas avec qualité** ».

6. REMERCIEMENTS

A Monsieur Ami Lièvre pour avoir suscité cette étude par ses questions et les nombreux échanges de vues en cours d'étude. A MM Jean Fernex et Nicolas Eichenberger de l'Office de l'Environnement pour leur soutien et la mise à disposition des données physico-chimiques.

7. BIBLIOGRAPHIE

- DFI 2017. Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 1 mai 2017). Office fédéral des imprimés et du matériel, Berne, no 814.201
- BAUMANN P., KIRCHHOFER A., SCHÄLCHLI U. 2012. Assainissement des éclusées – Planification stratégique. Un module de l'aide à l'exécution Renaturation des eaux. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1203: 127 p.
- DOUGLAS, B. 1958. The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream. *J. Ecol.*, 46 : 295-322.
- GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. 2009. Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe. LANVU-Arbeitsblatt 9, Recklinghausen, 474 p.
- HOFMANN G., WERUM M. & LANGE-BERTALOT H. 2011. Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Scientific Books, Königstein, 908 pp.
- HÜRLIMANN, J. et NIEDERHÄUSER, P. 2007: Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Diatomées Niveau R (région). État de l'environnement n° 0740. Office fédéral de l'environnement, Berne. 132 p.
- HÜRLIMANN, J. & STRAUB, F. 2017. NAWA TREND Biologie, 2e campagne (2015). Rapport technique diatomées et aspect général. Sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). Document 1311-B-01.
- LANGE-BERTALOT H., 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 51 : 393-427.
- LANGE-BERTALOT H., 1979. Pollution tolerance of Diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia, Beiheft* 64 : 285-304.
- LANGE-BERTALOT H., (unter Mitarbeit von A. Steindorf) 1996. Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 633-677.
- LAPLACE-TREYTURE, CHR., PELTRE, M.-CHR., LAMBERT, E., RODRIGUEZ, S., VERGON, J.-P. & CHAUVIN, CHR. 2015. Guide pratique de détermination générique des algues macroscopiques d'eau douce et de quelques organismes hétérotrophes. Version électronique. Les éditions d'Irstea Bordeaux, Cestas, 204 p.
- LIEBMANN H., 1958. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Frischwassers, Vorfluters und Abwassers. Band 1. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena : 1-640.
- LISS M., SCHÄFER R., SCHRIEVER C., 2008. The footprint of pesticide stress in communities - species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment*, 406, 484-490.
- LUBINI V., KNISPEL S., SARTORI M., VICENTINI H., WAGNER A. 2011. Listes rouges Ephémères, Plécoptères, Trichoptères. Espèces menacées en Suisse, état 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne, et Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel. L'environnement pratique n° 1112: 111 p.
- MISCHKE, U. & BEHRENDT, H. 2015. Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. E. Scheizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 88 p.
- MOOG, O. 1995. Fauna Aquatica Austriaca, A Comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organisms with Ecological Notes. Otto Moog ED. 92 p.
- OFEV 2011: Liste des espèces prioritaires au niveau national. Espèces prioritaires pour la conservation au niveau national, état 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n° 1103: 132 p.
- PANTEL, R. & BUCK, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasser Fach.* 96:604.

- RIMET, F. & BOUCHER, A. 2012. Life forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 406 (01), 14 p.
- RÜETSCHI J., STUCKI P., MÜLLER P., VICENTINI H., CLAUDE F. 2012. Liste rouge Mollusques (gastéropodes et bivalves). Espèces menacées en Suisse, état 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne, et Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel. L'environnement pratique n° 1216: 148 p.
- SCHMEDITJE U., BAUER A., GUTOWSKI A., HOFMANN G., LEUKART P., MELZER A., MOLLENHAUER D., SCHNEIDER S. & TREMP, H. 1998. Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. Informationberichte Heft 4/99, 516 p.
- STRAUB, F. – 2013. Diatomées et qualité des eaux de rivières : méthodes du bureau PhycoEco. Publications PhycoEco 1(9), 18 p.
http://www.phycoeco.ch/publications_pdf/PhycoEco2013_Methode1_9.pdf
- STRAUB, F., DERLETH-SARTORI, P. & LODS-CROZET, B. 2014. Les diatomées (algues silicatées), indicatrices de la qualité des cours d'eau vaudois : synthèse 2005 à 2013. Bull. Soc. vaud. Sc. nat. 94(1) : 73-106.
http://www.phycoeco.ch/publications_pdf/Straub_al2014.pdf
- STUCKI P. 2010. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Macrozoobenthos – niveau R. Office fédéral de l'environnement, Berne. L'environnement pratique n°1026: 61 p.
- STUCKI P., KNISPEL S. 2017. NAWA TREND biologie, Rapport technique macrozoobenthos et aspect général, 2ème campagne (2015), 51 p. et annexes.
- STUCKI P. 2016. Surveillance biologique des cours d'eau, bassin versant de La Birse, état 2015. Rapport sur mandat des offices de l'environnement des cantons de Berne, Jura et Bâle-Campagne, 34 p. et annexes.
- STUCKI P. MARTINEZ, N. KÜRY, D. ROTH, T. 2018. Überarbeitung Modul Makrozoobenthos Stufe F / IBCH. Rapport d'expert sur mandat de l'Eawag et de l'OFEV. 112 p.
- THOMAS, E. A. & SCHANZ, F. 1976. Beziehungen zwischen Wasserchemismus und Primärproduktion in Fließgewässern, ein limnologisches Problem. Vjsschr. Natf. Ges. Zürich, 121 (4), 309-317.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Int. Verein theor. angew. Limnol. 9 : 1-38.
- VERNEAUX, J. 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse d'état, Besançon.

8. ANNEXES

Annexe DIA 1 : Diatomées épilithiques et autres algues observées dans le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt (2017-2018)

Annexe DIA 2 : diatomées de la liste rouge trouvées dans les communautés de diatomées épilithiques dans le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt (2017-2018)

Annexe DIA 3 : microplancton et débris organiques en suspension dans les eaux du Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt (2017-2018)

Annexe MZB 1 : Macrozoobenthos observées dans le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt (2017-2018)

Annexe MZB 2 : Protocoles IBCH relevés dans le Doubs à Ocourt et dans l'Allaine à Boncourt (2017-2018)

Annexe MZB 4 : Tableau récapitulatif des biomasses

ANNEXES