

Proposition de sujet de thèse Irstea/CARMA 2016
Impact de la contamination pesticide sur les relations d'herbivorie à l'échelle du biofilm

Résumé

Malgré une recherche abondante sur les biofilms aquatiques, l'influence (quantitative, qualitative) des herbivores est rarement prise en compte. Ces données exceptionnelles s'intéressent au broutage par les macroinvertébrés, et non par les organismes microscopiques comme la micro-méiofaune benthique (2µm-2mm). La pression de sélection qu'ils peuvent exercer demeure inexplorée, malgré un impact potentiel sur la structure de la communauté microbienne et, en fin de compte, les fonctions qu'elle assure. Par ailleurs, des perturbations locales dans les cours d'eau, telles que la dégradation de la qualité de l'eau, peuvent modifier les relations prédateurs-proies (microalgues) à l'échelle microscopique. Il est donc primordial de pouvoir caractériser l'impact quantitatif et qualitatif de la micro-méiofaune brouteuse sur les biofilms, et de comprendre comment les relations d'herbivorie sont susceptibles d'être modifiées par les conditions environnementales, et notamment la pollution toxique (pesticides) des cours d'eau.

Dans ce contexte, le présent projet de thèse vise à élucider les cinétiques individuelles et conjointes de développement de la micro-méiofaune et des microalgues du biofilm, soumis à une pression pesticide. Pour ce faire, des approches de terrain viseront à décrire, sur un cycle annuel complet, la dynamique temporelle de mise en place des équilibres entre microorganismes. Les évolutions de la biodiversité des différentes composantes du biofilm (microalgues, micro-méiofaune) des cours d'eau seront analysées au regard de leur exposition à des variations environnementales saisonnières (température, lumière notamment) et de contamination (amont/aval d'apports toxiques), susceptibles d'affecter la mise en place des équilibres entre les composantes périphytiques. En complément, des expérimentations en conditions simplifiées de laboratoire (diverses combinaisons microalgue/herbivore) permettront d'établir les relations causales entre les dynamiques des proies et des prédateurs, en fonction de facteurs biotiques (type de proie et de prédateur, densités relatives) et toxiques (mode d'action des pesticides). Enfin, l'ensemble de ces résultats donnera lieu à des propositions de modèles de relations proie-prédateur, en tenant compte de l'environnement toxique.

L'innovation scientifique de ce sujet repose, d'un point de vue fondamental, sur l'étude des déterminants structurant les communautés périphytiques, avec une attention particulière portée à la composante micro-méiofaune, qui n'a encore jamais été considérée dans des approches écotoxicologiques à notre connaissance. D'un point de vue appliqué, ces travaux pourraient apporter des éléments nouveaux (disparition sélective d'espèces due à la pression de broutage) à prendre en compte dans les méthodes biologiques d'évaluation de la qualité de l'eau actuellement en usage, basées sur les abondances relatives d'espèces indicatrices.

Mots-clés: broutage, eaux douces, périphyton, protozoaires, rotifères, diatomées

Coexistence of microorganisms in biofilms under pesticide contamination: exploring the drivers of microalgal and micromeiofaunal abundances

Extended abstract

In freshwater streams, key biological processes are ensured by biofilms (primary production, nutrient cycling, provision of food resources), which are at the basis of ecosystem functioning. Aquatic biofilms are complex microscale ecosystems, as they are composed of microscopic algae, bacteria, protozoans and other micrograzers in constant interaction together, and with their environment. The close spatial vicinity between these very diverse life-strategy organisms engenders many biotic interactions: competition for resources, facilitation, protection (providing refuge), syntrophism (e.g. bacterial utilization of algal exudates released during photosynthesis, algal use of inorganic nutrients produced by heterotrophic mineralization), and predation by micrograzers.

Moreover, the organisms are under permanent control by their environment and by any modifications made to it. Thus, river biofilms are interfaces that integrate a variety of responses to environmental changes and chemical stressors; their rapid interaction with dissolved substances results in functional and structural responses, endorsing them as “early warning systems” of disturbances (Sabater et al. 2007). In these microecosystems, the responses to environmental stressors vary depending on the target organisms, and the overall impacts of pollutants result from both direct and indirect effects (Proia et al. 2012). Biodiversity, as well as species dynamics and interactions, is expected to be impacted by pollutants. On the other hand, under permanent or recurrent pollution, the interplay between selection and plasticity may result in adaptation at the community level. The dynamics and the extent of this complex network of biological interactions under toxic pollution are thus difficult to predict and require dedicated investigations. Unlike diatoms (brown microalgae) or bacteria that have received great attention over recent decades, the micro-meiofauna has been overlooked. Its biodiversity in river biofilms remains almost totally unexplored, despite its potential influence on algal composition, as also exerted by macrofauna (more extensively studied; e.g. Lange et al. 2011, Bott et Borchardt 1999). Micro-meiofauna is composed of microscopic heterotrophs (generally defined in a size range of 2µm-2mm, e.g. Artois et al. 2011) but few data are available on their quantitative importance in fluvial biofilms. In these attached communities, prey species (microalgae) may have difficulty avoiding their predators, and must coexist with them, at the cost of high predation risk. Algal ingestion by microconsumers, reviewed by Bott (1996), can reach hourly rates of 13.5 diatoms per predator, suggesting significant potential top-down control of microalgal abundance by micro-meiofauna.

Understanding prey-predator relationships in biofilms under natural, complex environmental conditions, is as topical a question as for higher level organisms (Hammill et al. 2015). Prey species (microalgae) may either be: (i) directly impacted by herbicides plus predators, thereby increasing mortality and potentially selecting for some microalgal traits, or (ii) indirectly favoured by pesticides targeting their predators, increasing their habitat availability. Several studies suggest that predators are more susceptible to environmental changes than their prey, due to their longer life cycles and their dependence on the productivity of lower trophic levels (Petchey et al. 1999). Prey/predator coexistence may consequently be shaped

by environmental (abiotic) fluctuations, and indicate greater quality (in terms of abiotic stability) of the sites colonized. On the other hand, grazing selectivity may influence the assessment of water quality, through e.g. diatom indices. Indeed, the Biological Diatom Index (BDI, Coste et al. 2009) is based on the ecological profiles of key diatom species. The BDI score is calculated from the presence and abundance of these species in samples, and their specific sensitivity to pollution. For instance, higher abundances of the diatom *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki increase water quality scores (Coste et al. 2009). Yet, this species was reported by McCormick (1991) to be preferentially ingested by the ubiquitous ciliate *Chilodonella* sp., highlighting its potential influence on community composition (diatom species abundances). Selective grazing could therefore have implications for our interpretation of diatom indices.

It is therefore crucial to be able to characterize the quantitative and qualitative impact of micro-meiofaunal grazers on freshwater biofilms, and to understand how prey/predator relationships are subject to change by environmental conditions, including toxic pollution (pesticides). In this context, this thesis project aims at elucidating the individual and joint growth kinetics of micro-meiofauna and microalgae in biofilms, exposed or not to pesticides.

To do this, complementary field and laboratory experiments will be performed. Specifically, field approaches aim to describe, over a full annual cycle, the temporal dynamics of microorganisms settlement, and balances between taxonomic groups. Changes in biodiversity of the components of the biofilm (microalgae, micro-meiofauna) will be analyzed considering seasonal environmental changes (temperature, light in particular) and contamination (upstream / downstream toxic inputs), which may, directly or indirectly, drive the growth kinetics of those periphytic components. In addition, laboratory experiments under simplified conditions (various combinations of microalgae and grazers) will establish causal relationships between the dynamics of predators and prey, according to biotic factors (type of prey and predator, relative densities, traits) and toxic ones (mode of action of pesticides). Finally, all these results will give rise to proposals of predator-prey relationships models taking into account toxic exposure.

Scientific innovation of the thesis relies, from a fundamental point of view, in the study of structural determinants driving periphytic communities' composition, with special attention to micro-meiofauna, an overlooked component in ecological and ecotoxicological approaches. From an applied perspective, this work will bring new insights (selective loss of species due to grazing pressure) to be considered in biological methods of quality assessment of the water currently in use, based on the relative abundances of indicator diatom species.

Keywords: grazing, freshwater, periphyton, protozoa, rotifers, diatoms

I- Contexte général et enjeux

Dans les cours d'eau, les biofilms assurent les principaux processus biologiques à la base du fonctionnement de l'écosystème (production primaire, cycle des éléments nutritifs, fourniture de ressources alimentaires). Les biofilms aquatiques constituent des écosystèmes complexes à une échelle microscopique : ils sont composés d'algues microscopiques, de bactéries, de champignons, de protozoaires et d'autres microorganismes brouteurs en constante interaction ensemble, et avec leur environnement. La proximité spatiale étroite entre ces organismes aux stratégies très diverses engendre de nombreuses interactions biotiques : concurrence pour les ressources (dissoutes ou particulières, suivant la niche écologique : eau interstitielle ou matrice), facilitation, remaniement du biofilm avec remise en suspension d'éléments, protection (fourniture de refuge), syntrophisme (par exemple utilisation bactérienne des exsudats d'algues libérés lors de la photosynthèse, ou utilisation par les algues des nutriments inorganiques produits par la minéralisation hétérotrophe), et prédation par les microorganismes brouteurs.

En outre, ces organismes sont sous contrôle permanent de leur environnement et de ses perturbations potentielles. Ainsi, les biofilms de rivière sont des interfaces qui intègrent une variété de réponses aux changements environnementaux et notamment aux stress chimiques; leur interaction rapide avec les substances dissoutes engendrent des réponses fonctionnelles et structurelles, leur conférant le statut de "systèmes d'alerte précoce" de perturbations environnementales variées (Sabater et al. 2007). Dans ces microécosystèmes, la réponse aux stress environnementaux varie selon les organismes cibles et leur localisation dans le biofilm, et les impacts globaux de polluants dérivent de leurs effets directs et indirects (Proia et al. 2012). La biodiversité des espèces microbiennes, leurs dynamiques et leurs interactions, peuvent être affectées par les polluants. D'autre part, une contamination permanente ou récurrente peut, par le jeu d'interactions entre sélection spécifique et plasticité phénotypique, entraîner une adaptation au niveau de la communauté. Il est alors difficile de prédire comment ce réseau complexe d'interactions biologiques peut être modifié par une pollution toxique, exigeant des recherches dédiées. Contrairement aux diatomées (microalgues brunes) ou aux bactéries qui ont été largement étudiées au cours de ces dernières décennies, la micro-méiofaune reste inexplorée, tant en termes de modifications de biodiversité que pour son influence potentielle sur les organismes broutés. La micro-méiofaune est composée d'individus hétérotrophes microscopiques (généralement définis dans une gamme de taille de 2µm-2mm, par exemple Artois et al. 2011). Rares sont les données disponibles concernant son importance quantitative dans les biofilms fluviaux, contrairement à celle de la macrofaune, plus largement étudiée (voir par exemple Bott et Borchardt 1999, Lange et al. 2011). Or, dans les communautés fixées que sont les biofilms, les proies (microalgues) peuvent difficilement éviter leurs prédateurs, et cohabitent donc avec, au risque d'une prédation potentiellement importante. En effet, l'ingestion d'algues par la méiofaune peut atteindre des taux horaires de 13,5 diatomées par prédateur (Bott 1996), ce qui suggère un contrôle top-down potentiel important de l'abondance des microalgues par les microorganismes brouteurs.

Ainsi la compréhension des relations proies-prédateurs à échelle microscopique dans les biofilms, dans des conditions environnementales complexes, est une question d'actualité, de même que pour les organismes supérieurs (Hammill et al. 2015). Les espèces de microalgues peuvent être (i) soit directement altérées par une contamination herbicide, en plus de la prédation, augmentant ainsi la mortalité et potentiellement une sélection pour

certaines traits de microalgues, (ii) soit indirectement favorisées par des pesticides ciblant leurs prédateurs, augmentant leur disponibilité d'habitat.

Plusieurs études suggèrent que les prédateurs sont plus sensibles aux changements environnementaux que leurs proies, en raison de leurs cycles de vie plus longs et de leur dépendance à la productivité des niveaux trophiques inférieurs (Petchey et al. 1999). La coexistence proies-prédateurs peut par conséquent être façonnée par les fluctuations environnementales (facteurs abiotiques), et l'équilibre entre proies et prédateurs est susceptible d'indiquer une plus grande stabilité abiotique des sites colonisés. D'autre part, à un niveau plus appliqué, la prise en compte de l'impact du broutage sur la composition spécifique du biofilm devrait pouvoir permettre de mieux comprendre la réponse des indices aux différents types de contamination. Notamment, la présence de la diatomée *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki conduit à une classification apparemment incohérente des sites sur la base du calcul de l'Indice Biologique Diatomées (IBD, Coste et al. 2009) est basé sur les profils écologiques des espèces-clés de diatomées. La valeur de l'IBD est calculée à partir de la présence et de l'abondance de ces espèces dans les échantillons, et de leur sensibilité individuelle à la pollution. *Achnanthydium minutissimum* contribue à augmenter significativement les valeurs de l'indice, donc à indiquer une meilleure qualité d'eau. Pourtant, cette espèce est fréquemment reportée en conditions de pollution toxique (Morin et al. 2009, Morin et al. 2012). Or, McCormick (1991) a démontré une sélectivité dans le broutage par le cilié ubiquiste *Chilodonella* sp., avec une préférence pour la diatomée *Achnanthydium minutissimum*. Une sensibilité relative de cette espèce aux contaminants, combinée à une pression de broutage réduite par mortalité accrue des prédateurs, pourrait expliquer les notes apparemment décalées fournies par l'IBD. Une meilleure connaissance du comportement alimentaire des prédateurs et de la sélectivité des proies permettrait donc de nuancer les évaluations du risque actuellement basées sur la seule composition diatomique, voire de contribuer à la révision du calcul de ces indices.

II- Etat de l'art

II.1- Utilisation du biofilm pour l'évaluation du risque écotoxique en rivière

Le biofilm est un modèle biologique largement utilisé en écotoxicologie (cf. revue de Guasch et al. 2012). L'enchevêtrement de microorganismes diversifiés le composant, occupant des positions-clé à la base du fonctionnement des écosystèmes aquatiques (en particulier, les processus de photosynthèse et de recyclage de la matière), lui confère un intérêt particulier pour les études environnementales. Sa structuration en "forêt miniature" est le lieu idéal pour de nombreuses interactions entre espèces de différents règnes. Les temps de génération des organismes périphytiques sont extrêmement courts, et les préférences écologiques variées des différents compartiments biologiques (et des espèces) assurent au biofilm un ubiquisme et une capacité de réponse rapide et sensible à de nombreuses altérations chimiques, physiques et biologiques. Les réponses observées traduisent les modifications des conditions environnementales, aux différentes échelles d'observation (du sub-individu à la communauté, voir Segner et al. 2014) et de temps selon les propriétés individuelles des organismes et les descripteurs d'impact mesurés (Sabater et al. 2007).

Par ailleurs, ces communautés microscopiques permettent de mettre en œuvre un large éventail d'approches expérimentales plus ou moins contrôlées, depuis des expérimentations de laboratoire aux conditions environnementales parfaitement maîtrisées utilisant des cultures mono ou plurispécifiques jusqu'à des expositions *in situ* de communautés

complexes collectées sur substrats artificiels ou naturels (Morin et al. 2007). La complémentarité de ces différentes échelles d'analyse permet de prendre en compte la part d'incertitude croissante liée à l'augmentation de complexité des interactions possibles et à la variabilité des conditions.

L'exposition chronique aux contaminants exerce une pression de sélection sur la communauté périphytique, qui peut être reflétée par des adaptations des espèces (modification de leur tolérance) ou par des changements dans la composition et les abondances relatives, de la communauté. Les modifications structurelles peuvent être mesurées par des descripteurs grossiers (biomasse), ou au travers de changements de composition via l'utilisation de diverses techniques : fluorimétrie ou chromatographie pour la distribution des groupes algaux, observation microscopique pour l'identification des microalgues et micro-méiofaune, cytométrie pour la numération des microalgues et bactéries, fingerprint pour la caractérisation des communautés bactériennes. Les techniques de séquençage nouvelle génération (NGS) permettent de plus en plus de décrire des changements de composition pour les différentes classes de microorganismes (Guasch et al. 2016).

II.2- Pertinence du compartiment "micro-méiofaune" : occurrence, abondance et capacité de broutage

Contrairement aux microalgues et aux bactéries (et aux champignons dans une moindre mesure), la composante micro-méiofaune a été délaissée dans les études récentes consacrées au biofilm (hormis les travaux sur la méiofaune d'Ainhoa Gaudes Saez 2011). Sur les quelques 80 publications consacrées aux protozoaires des biofilms recensées par Dawn Parry (2004), plus d'un tiers ne faisait que mentionner leur présence ou leur rôle en tant qu'hôte d'agents pathogènes. En outre, la plupart de ces publications s'intéressent plus spécifiquement aux écosystèmes marins. La rareté des études consacrées spécifiquement à la micro-méiofaune depuis les années 1990 (depuis la revue bibliographique de Bott 1996) s'explique en partie par les contraintes techniques de conservation de ses organismes, leur identification laborieuse, la disparition progressive de l'expertise taxonomique...

Or, cette composante joue un rôle, potentiellement majeur, dans la régulation complexe de la boucle microbienne dans le biofilm. La caractérisation quantitative de la micro-méiofaune des biofilms de quatre cours d'eau aquitains, réalisée par Jacky Vedrenne et Julie Neury-Ormanni (Neury-Ormanni et al. 2016), a permis de souligner l'importance numérique (basée sur les effectifs) et la biodiversité élevée de cette composante biologique. En moyenne, la micro-méiofaune représentait 50% individus inventoriés dans des biofilms matures, mais pouvait dépasser 97% dans certains cours d'eau. Parmi les taxons inventoriés, 40-60% ont déjà été reportés comme des brouteurs potentiels (Bertrand et al. 2011, de Puytorac et al. 1987, Majdi et al. 2012, Vedry 1996), et les observations microscopiques ont confirmé que certains individus (amibes, ciliés, rotifères) présentaient un contenu cellulaire algal (Figure 1). Ces observations ponctuelles (limitées à l'échantillonnage de biofilms matures) ne suffisent pas à chiffrer un taux de broutage, mais objectivent la possibilité d'interactions fortes entre microflore et micro-méiofaune des biofilms.

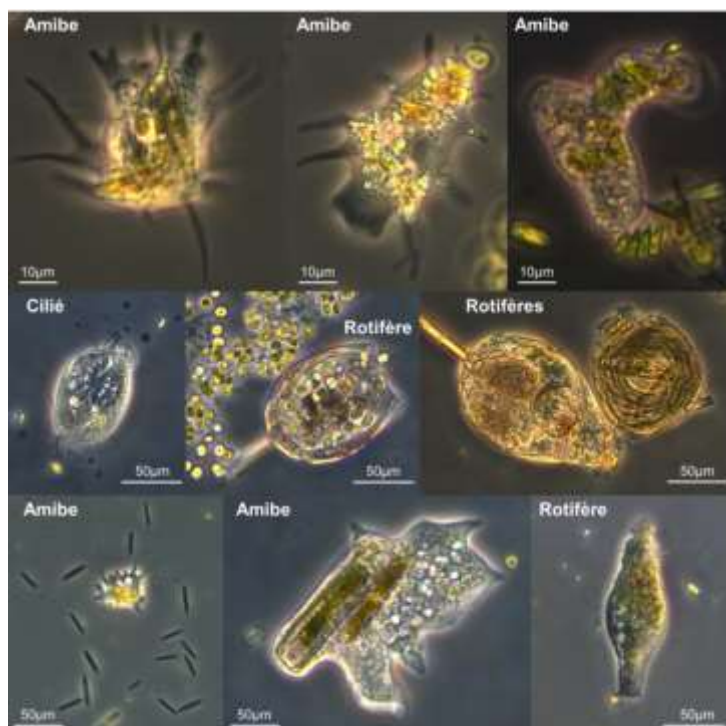


Figure 1. Exemples d'ingestion de microalgues par la micro-méiofaune (microphotographies : J. Vedrenne et J. Neury-Ormanni).

La revue bibliographique réalisée par Julie Neury-Ormanni en 2014 (Tableau 1) souligne une capacité de broutage (en termes quantitatifs) variable selon les environnements considérés et selon les prédateurs présents. Appliquer les taux de prédation des diatomées recensés ici aux inventaires réalisés dans les cours d'eau du Sud-Ouest étudiés signifierait que la composante diatomique observée est inférieure de plusieurs (1 à 5) ordres à la quantité de diatomées ayant été potentiellement broutée.

Tableau 1. Taux d'ingestion de diatomées et de bactéries par la micro-méiofaune reportés dans la bibliographie (p* = prédateur)

Brouteurs	Milieu	Diatomées/ cm ² /h	Diatomées/p*/h	Bactéries/p*/h	Référence
<i>Chilodonella</i> sp., <i>Trithigmostoma</i> <i>cucullulus</i> , <i>Pelomyxa</i> sp	Canaux expérimentaux	4400	5 (p* = ciliés)	/	McCormick (1991)
		4640	6 (p* = ciliés)	/	
		150	3 (p* = ciliés)	/	
<i>Prorodon</i> sp. (cilié)	Estran, port de Boston	/	/	704	Epstein et Shiaris (1992)
<i>Bodo</i> sp., <i>Monas</i> sp., <i>Oikomonas</i> sp. (microflagellés)	Etang de la toundra Arctique	/	/	~ 8% de la biomasse bactérienne/j	Fenchel (1975)
Rotifères	Cours d'eau (5 expériences)	/	morphotype a= 0 ; morphotype b=13,5	237 - 2125	Borchardt et Bott (1995)
Nématodes	Cours d'eau (5 expériences)	/	0	6 - 320	
Méiofaune (co- dominance de ciliés et de rotifères)	Cours d'eau	/	3-37	3513 - 8981	

D'autres études ne quantifient pas la capacité d'ingestion mais démontrent l'interdépendance de la micro-méiofaune et des microalgues, notamment les diatomées. Des corrélations positives entre les densités de diatomées et de prédateurs sont observées, avec des ratios de 20:1 diatomées/brouteur (amibes, ciliés et rotifères confondus) en conditions de laboratoire (Neury-Ormanni et al. 2016), à 100:1 diatomées/protozoaire dans 4 sites lenticques du Canada (Kanavillil et Kurissery 2013). La variabilité des valeurs mesurées traduit vraisemblablement la diversité de conditions expérimentales et d'origine géographique des communautés, mais confirment les dynamiques conjointes de ces compartiments.

II.3- Broutage sélectif au sein du biofilm et conséquences pour l'évaluation du risque au travers des indicateurs actuels.

Au-delà des aspects quantitatifs du broutage, McCormick (1991) a démontré une sélectivité dans le broutage de certains microherbivores, suggérant des préférences alimentaires pouvant remanier qualitativement la composition des communautés, et donc fausser notre interprétation des effets structurels de facteurs de forçage anthropique additionnels. Il recense notamment une ingestion préférentielle de la diatomée *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki par le cilié ubiquiste *Chilodonella* sp., soulignant une influence possible sur la composition des communautés de diatomées par une diminution de la proportion de cette espèce, majoritairement broutée. Or la note d'IBD est fortement influencée par des abondances relatives élevées d'*A. minutissimum* (Coste et al. 2009). Cette espèce, du fait de son caractère pionnier, est aussi utilisée comme un marqueur de pression toxique (Rosebery et Morin 2011).

Un broutage sélectif pourrait donc réguler les abondances relatives des espèces de diatomées inégalement et ainsi avoir des implications majeures pour le calcul des indices diatomiques de la qualité écologique des eaux actuellement en usage.

II.4- Communautés périphytiques en conditions de multistress.

La pollution toxique (à plus forte raison en conditions de multistress) induit des effets directement mesurables, mais également indirects liés à des déséquilibres dans les interactions biologiques (au sein de la communauté microbienne, et/ou entre niveaux trophiques). La complémentarité des organismes étudiés permettrait de répondre à des enjeux forts liés à l'évaluation appropriée du risque écotoxique et à la préservation de la biodiversité aquatique.

Certains facteurs saisonniers (lumière, température) ou liés à l'anthropisation (substances dissoutes dont les polluants toxiques) modifient la composition de microalgues, et déterminent également les cycles biologiques de la micro-méiofaune (de Puytorac et al. 1987). Ces déterminants environnementaux façonnent diversement les communautés périphytiques au long de l'année, directement et indirectement au sein du réseau complexe d'interactions entre les espèces (Proia et al. 2012). Le déséquilibre potentiel entre composantes susceptibles d'être impactées par des polluants (organismes cibles et non cibles) peut menacer la stabilité structurale et fonctionnelle des biofilms. Compte tenu du fait que les mêmes facteurs environnementaux déterminent variablement les composantes auto-

et hétérotrophe, leurs dynamiques conjointes en condition de multistress sont difficilement prédictibles et méritent des études dédiées.

III- Objectifs de la recherche, méthodologie et résultats attendus

Les travaux récents de l'équipe ont démontré une part quantitative importante de la micro-méiofaune dans les biofilms naturels des cours d'eau du Sud-Ouest de la France (jusqu'à plus de 97% des individus inventoriés), et un impact vraisemblable de la contamination anthropique sur les abondances relatives des différentes composantes du biofilm (confirmé par l'analyse bibliographique). Ces travaux de terrain nécessitent un effort d'échantillonnage *in situ* plus systématique, pour mieux comprendre les facteurs qui régissent conjointement la coexistence des différents microorganismes du biofilm en conditions naturelles, et un approfondissement expérimental, permettant d'établir l'importance relative du broutage sur la structuration finale du biofilm, par rapport aux autres facteurs de forçage et notamment de la contamination toxique ciblant diversement les organismes.

Dans ce contexte, le présent projet de thèse vise à combiner des approches complémentaires de terrain et de laboratoire, permettant d'élucider les impacts de la contamination pesticide sur les relations d'herbivorie à l'échelle du biofilm. Les travaux seront organisés en 3 axes, composés d'un suivi de terrain, d'expérimentations en laboratoire, et de modélisation des relations prédateur-proie et de leurs déterminants biotiques et abiotiques (pression toxique). Spécifiquement, la thèse abordera les questions suivantes :

- 1- Quelle est la variabilité naturelle (saisonnnière et spatiale) de la biodiversité et des dynamiques entre micro-méiofaune et microflore ? Comment les facteurs de stress environnementaux (naturels ou anthropiques) structurent-ils, directement et indirectement, les deux communautés en termes de biodiversité et de traits (caractéristiques écologiques non taxonomiques) ?
- 2- Les organismes de la micro-méiofaune ont-ils des préférences de broutage, sélectionnant ainsi certaines espèces ? Le cas échéant, le choix des proies dépend-il du type de microalgue, de ses attributs morphologiques, et/ou des modes d'alimentation des prédateurs (modes de capture et caractéristiques de digestion, notamment) ? Les relations proies-prédateurs au sein des biofilms sont-elles modifiées par les conditions environnementales, en particulier la contamination en pesticide ?
- 3- Peut-on modéliser les relations prédateur-proie et prédire l'influence des contaminations anthropiques sur la stabilité trophique de l'écosystème biofilm ? La sélection de broutage augmente-t-elle la vulnérabilité du biofilm ?

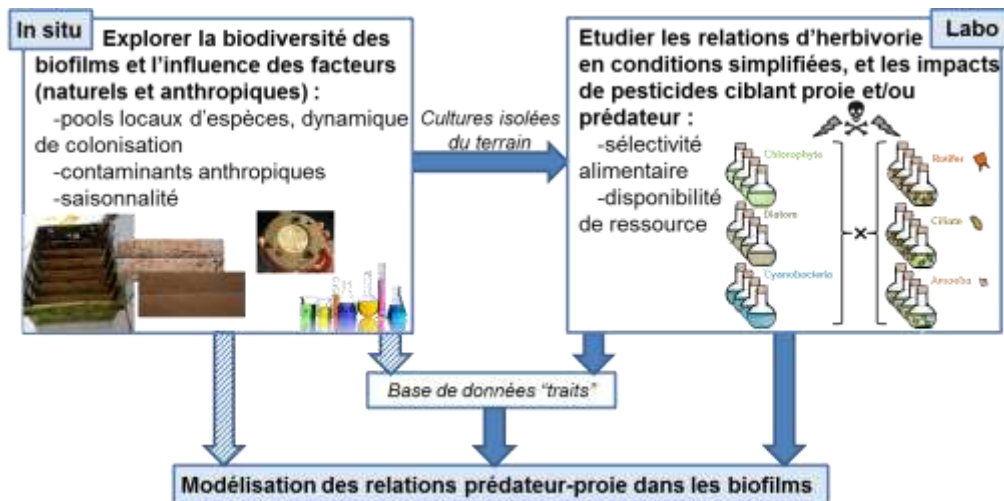


Figure 2. Organisation générale du projet de thèse

IV- Echancier de déroulement des travaux

Description des tâches par trimestre :

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12
Bibliographie												
Base de données	Création Alimentation de la bdd											
Suivi terrain												
Expérimentation laboratoire							Brouteur1	Brouteur2	Brouteur3			
Modèles proie-prédateurs												
Valorisation												
Rédaction du mémoire												

Première année :

- Bibliographie (notamment pour les espèces d'intérêt utilisées au laboratoire : occurrence, traits, conditions optimales de développement, etc.), appropriation du sujet ;
- Création d'une base de données de traits de la micro-méiofaune à partir de la littérature (dont certaines entrées préexistantes dans les bases de macroinvertébrés) qui sera par la suite alimentée également par les observations microscopiques ;
- Planification et organisation des campagnes de terrain ;
- Echantillonnage et analyse microscopique des communautés (suivi terrain) ;
- Communication scientifique (colloque).

Deuxième année :

- Expérimentations de laboratoire de croissance, prédation et exposition toxique (2 espèces de brouteurs) ;
- Suivi des densités de population et analyse des impacts fonctionnels (physiologie, comportement) des prédateurs et des proies ;
- Premières étapes de modélisation¹ ;
- Communication scientifique (colloques, formatage d'un premier article).

¹ Compétence existante et aide/soutien de la part de biostatisticiens au sein de l'équipe pour la mise en œuvre de modèles statistiques sous R.

Troisième année :

- Finalisation des expérimentations au laboratoire (3^{ème} espèce de brouteur) ;
- Finalisation de la modélisation ;
- Confrontation aux résultats obtenus en conditions réelles (suivi de terrain) ;
- Communication scientifique (colloques, articles)
- Rédaction et soumission du manuscrit, soutenance avant la fin d'année.

V- Références

- Artois T, Fontaneto D, Hummon WD, McInnes SJ, Todaro MA, Sørensen MV, Zullini A.** 2011. Ubiquity of microscopic animals? Evidence from the morphological approach in species identification. *In* Fontaneto D, ed. Biogeography of microscopic organisms: Is everything small everywhere? Cambridge, U.K.: Cambridge University Press, 244-283.
- Bertrand JC, Caumette P, Lebaron P, Matheron R, Normand P.** 2011. Ecologie microbienne : microbiologie des milieux naturels et anthropisés. Pau: Presses Universitaires de Pau et des Pays de l'Adour.
- Borchardt MA, Bott TL.** 1995. Meiofaunal Grazing of Bacteria and Algae in a Piedmont Stream. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 278-298.
- Bott TL.** 1996. Algae in microscopic food webs. *In* Stevenson RJ, Bothwell ML, Lowe RL, eds. Algal ecology: freshwater benthic ecosystems, Academic Press, San Diego,
- Bott TL, Borchardt MA.** 1999. Grazing of protozoa, bacteria, and diatoms by meiofauna in lotic epibenthic communities. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 499-513.
- Coste M, Boutry S, Tison-Rosebery J, Delmas F.** 2009. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators* 9: 621-650.
- Dawn Parry J.** 2004. Protozoan grazing of Freshwater Biofilms. *Advances in applied microbiology*, vol. 54 Elsevier, 167-196.
- de Puytorac P, Grain J, Mignot JP.** 1987. Précis de protistologie: Société Nouvelle des Editions Boubée.
- Epstein SS, Shiaris MP.** 1992. Rates of microbenthic and meiobenthic bacterivory in a temperate muddy tidal flat community. *Applied and Environmental Microbiology* 58: 2426-2431.
- Fenchel T.** 1975. The quantitative importance of the benthic microfauna of an Arctic tundra pond. *Hydrobiologia* 46: 445-464.
- Gaudes Saez A.** 2011. Freshwater meiofauna in Mediterranean lotic systems: community structure, adaptations and contribution to functional processes. PhD thesis - Universitat de Barcelona.
- Guasch H, Bonet B, Bonnineau C, Corcoll N, López-Doval J, Muñoz I, Ricart M, Serra A, Clements W.** 2012. How to link field observations with causality? Field and experimental approaches linking chemical pollution with ecological alterations. *In* Guasch H, Ginebreda A, Geislinger A, eds. Emerging and Priority Pollutants in Rivers, vol. 19 Springer Berlin Heidelberg, 181-218.
- Guasch H, Artigas J, Bonet B, Bonnineau C, Canals O, Corcoll N, Foulquier A, López-Doval J, Kim-Tiam S, Morin S, Navarro E, Pesce S, Proia L, Salvadó H, Serra A.** 2016. The use of biofilms to assess the effects of chemicals on freshwater ecosystems *In* Romani AM, Guasch H, Balaguer MD, eds. Aquatic Biofilms: Ecology, Water Quality and Wastewater Treatment, Caister Academic Press, 125-144.
- Hammill E, Atwood TB, Corvalan P, Srivastava DS.** 2015. Behavioural responses to predation may explain shifts in community structure. *Freshwater Biology* 60: 125-135.
- Kanavillil N, Kurissery S.** 2013. Dynamics of grazing protozoa follow that of microalgae in natural biofilm communities. *Hydrobiologia* 718: 93-107.
- Lange K, Liess A, Piggott JJ, Townsend CR, Matthaei CD.** 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology* 56: 264-278.
- Majdi N, Tackx M, Traunspurger W, Buffan-Dubau E.** 2012. Feeding of biofilm-dwelling nematodes examined using HPLC-analysis of gut pigment contents. *Hydrobiologia* 680: 219-232.
- McCormick PV.** 1991. Lotic protistan herbivore selectivity and its potential impact on benthic algal assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 238-250.

- Morin S, Vivas-Nogues M, Duong TT, Boudou A, Coste M, Delmas F.** 2007. Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (Riou-Mort, France). *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 168: 179-187.
- Morin S, Bottin M, Mazzella N, Macary F, Delmas F, Winterton P, Coste M.** 2009. Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopixal): A case study in the Neste river system (South-West France). *Aquatic Toxicology* 94: 28-39.
- Morin S, Cordonier A, Lavoie I, Arini A, Blanco S, Duong TT, Tornés E, Bonet B, Corcoll N, Faggiano L, Laviale M, Pérès F, Becares E, Coste M, Feurtet-Mazel A, Fortin C, Guasch H, Sabater S.** 2012. Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In Guasch H, Ginebreda A, Geiszinger A, eds. *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 19 Springer, Heidelberg, 117-146.
- Neury-Ormanni J, Vedrenne J, Morin S.** 2016. Who eats who in biofilms? Exploring the drivers of microalgal and micro-meiofaunal abundance. *Botany Letters* 163: 83-92.
- Petchey OL, McPhearson PT, Casey TM, Morin PJ.** 1999. Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature* 402: 69-72.
- Proia L, Cassió F, Pascoal C, Tlili A, Romaní AM.** 2012. The Use of Attached Microbial Communities to Assess Ecological Risks of Pollutants in River Ecosystems: The Role of Heterotrophs. In Guasch H, Ginebreda A, Geiszinger A, eds. *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 19 Springer, Heidelberg, 55-83.
- Rosebery J, Morin S.** 2011. L'indice biologique diatomées et la bio-indication des pollutions toxiques. *Adour Garonne* 114: 14.
- Sabater S, Guasch H, Ricart M, Romaní A, Vidal G, Klünder C, Schmitt-Jansen M.** 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 387: 1425-1434.
- Segner H, Schmitt-Jansen M, Sabater S.** 2014. Assessing the impact of multiple stressors on aquatic biota: the receptor's side matters. *Environmental Science & Technology*.
- Vedry B.** 1996. Les biomasses épuratrices. Nanterre: Agence de l'eau Seine-Normandie.