



Programme DELICE : Décomposition des litières en cours d'eau

Rapport Final

Novembre 2023

Marion Labeille et Jérémy Jabiol



Sommaire

I.	Présentation	3
1.	Contexte, état de l’art et problématique	3
2.	Objectifs	4
II.	Méthodes	6
1.	Choix des cours d’eau et des stations	6
2.	Mesures de la décomposition	8
	Technique des sacs à litière	8
	Décomposition des bandes de coton	9
3.	Caractérisation des paramètres environnementaux	10
	Chimie et physico-chimie.....	10
	Description des communautés	10
	Indicateurs biologiques DCE	12
4.	Dates et conditions d’intervention.....	12
5.	Analyse statistique des résultats.....	13
III.	Résultats.....	14
1.	Mesures de la décomposition.....	14
	Qualité initiale des litières de bambou	14
	Vitesse de décomposition des litières	14
	Perte de résistance des bandes de coton	16
2.	Paramètres environnementaux.....	16
	Chimie et physico-chime.....	16
	Description des communautés	18
3.	Relations entre décomposition et paramètres environnementaux.....	23
	Relations entre décomposition des litières et physico-chimie de l’eau des cours d’eau (Figure 13)	23
	Relations entre décomposition des litières et structure des communautés (Figure 14)	24
	Relations entre décomposition des litières et indicateurs biologiques DCE (Figure 15).....	25
IV.	Discussion.....	26
	Remerciements.....	29
	Autorisations accordées	30
	Références	30

I. Présentation

1. Contexte, état de l'art et problématique

La surveillance de la qualité des cours d'eau est essentielle à la pérennité ou au rétablissement des usages (eau potable, pêche, baignade...) et de la biodiversité des organismes associés à ces milieux. Cette surveillance repose à l'échelle nationale sur plusieurs indicateurs, incluant des suivis physico-chimiques, hydromorphologiques et biologiques (communautés de poissons, d'invertébrés, de diatomées et de macrophytes) (MTES, 2019). Dans les DROMs, cette surveillance pose un véritable défi du fait que les outils de diagnostic ou réglementaires établis sur l'hexagone ne sont pas nécessairement adaptés (ex : problématiques de contamination spécifiques, espèces indicatrices non présentes dans les cours d'eau tropicaux, grille de température...).

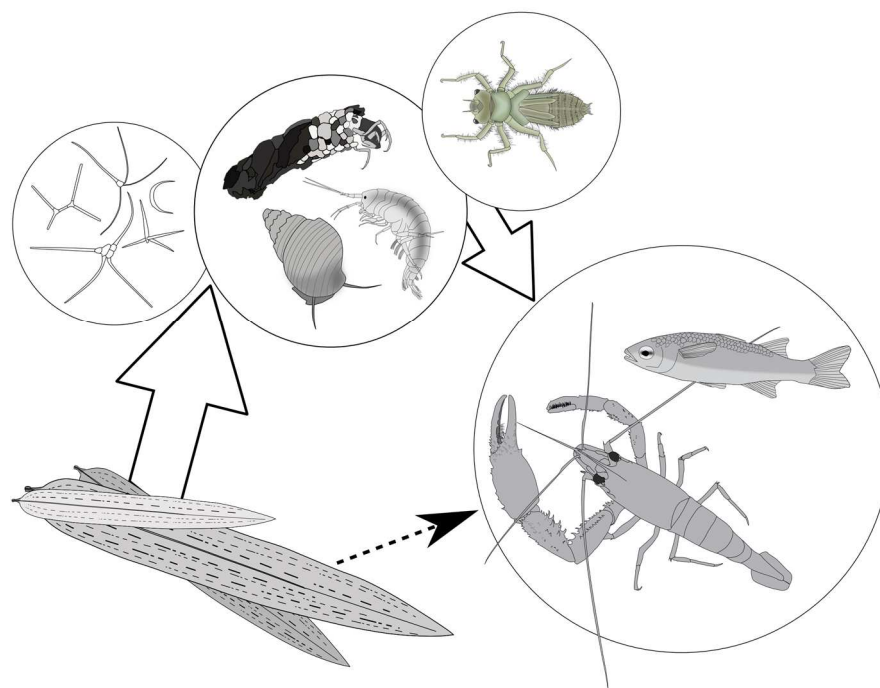


Figure 1 - Représentation schématique d'un réseau trophique aquatique basé sur la décomposition des litières. La flèche en pointillés symbolise l'incertitude portant sur la contribution des macro-consommateurs à la consommation de litières.

La décomposition de la matière organique est un processus naturel dans la plupart des cours d'eau à l'échelle mondiale. Découlant de l'activité biologique de micro-organismes (champignons, bactéries) et d'invertébrés (insectes, crustacés), ce processus est à la base de réseaux trophiques diversifiés (Figure 1) (Wallace et al. 1997). Il est donc influencé par l'ensemble des facteurs susceptibles d'altérer l'activité, la densité ou la diversité de ces organismes, tels que la chimie (ex : contamination par les pesticides) (Ferreira et al. 2015 ; Brosted et al. 2016) et l'hydromorphologie (Colas et al. 2017) du cours d'eau. La mesure de ce processus peut ainsi constituer un outil très pertinent pour l'évaluation et le suivi de l'état écologique des cours d'eau (Ferreira et al. 2020). Elle est réalisée par la mesure de la

perte de masse de feuilles mortes (litières), placées dans des sacs grillagés fixés dans le lit du cours d'eau pour une durée déterminée.

Ses atouts en tant qu'indicateur incluent :

- une prise en compte explicite du fonctionnement écologique des cours d'eau : l'outil permet de rendre compte de la capacité des écosystèmes à maintenir des fonctions dans des situations plus ou moins dégradées,
- l'intégration de l'influence de nombreuses pressions anthropiques sur l'ensemble de la chaîne alimentaire (échelle de l'écosystème),
- la possibilité de transposer l'outil dans de nombreux contextes biogéographiques : il ne dépend pas de la présence d'une faune/flore spécifique, et repose sur un processus naturellement assuré par la faune et les micro-organismes autochtones,
- la méthodologie simple, intuitive et low-tech pouvant être facilement transférable aux gestionnaires et opérateurs locaux.

Cet indicateur pourrait en particulier permettre de répondre aux défis que pose l'homogénéisation des méthodologies à l'échelle nationale (hexagone et DROMs), et résoudre les difficultés propres aux DROMs en matière de bio-indication, telles que :

- des pressions anthropiques locales/actuelles et historiques (AMPA et assainissement vs chlordécone et β -hexachlorocyclohexane par exemple) particulièrement préoccupantes qui poussent les gestionnaires à faire des suivis spécifiques à leur territoire,
- une méconnaissance du fonctionnement écologique et de la biologie des organismes des cours d'eau insulaires tropicaux. Ainsi les outils existants et en développement, qui concernent majoritairement des masses d'eau hexagonales, ne sont pas directement transposables aux cours d'eau des DROMs (ex : espèces indicatrices « métropolitaines » continentales non présentes dans les cours d'eau tropicaux),
- leur isolement de l'hexagone. De ce fait les DROMs ne disposent pas du panel de moyens analytiques et d'experts présents en Europe continentale, ni d'outils simples d'utilisation, low-tech, ou dont la réalisation serait tout ou en partie transférable dans les Antilles.

Sur l'hexagone et à l'international, plusieurs projets passés et actuels visent à développer et standardiser des outils de bioindication basés sur la décomposition des litières végétales dans les cours d'eau (ex : Impact-CE financement OFB [Gouy et al. 2021], projet en cours avec l'AE Adour Garonne). Toutefois, l'interprétation des résultats repose sur une bonne connaissance du processus de décomposition des litières, et sur les facteurs naturels et anthropiques qui l'influencent. La plupart des études ayant à ce jour concerné les cours d'eau tempérés, nos connaissances pour les cours d'eau insulaires tropicaux restent lacunaires. Le présent projet vise à combler ces lacunes en déployant l'indicateur sur une douzaine de stations du territoire guadeloupéen. Si la méthode s'avère pertinente les résultats rendront possible un développement ultérieur de l'outil pour la Guadeloupe et les DROMs en général, en parallèle des initiatives actuelles concernant l'hexagone.

2. Objectifs

Un premier objectif du projet DELICE est de valider l'utilisation de la méthode dans les cours d'eau antillais, dont certaines caractéristiques pourraient constituer un obstacle à la mise en œuvre du protocole ou à l'interprétation des résultats. Ces spécificités incluent :

- les crues, fréquentes et potentiellement intenses dans les cours d'eau guadeloupéens, pouvant impacter l'expérimentation (maintien des dispositifs dans la rivière) ou l'interprétation des résultats (abrasion physique des litières),
- l'implication de la faune (larves d'insectes, crustacés, poissons) dans le processus de décomposition des litières qui n'est pas clairement établie :
 - les organismes décomposeurs communs des milieux tempérés (hyphomycètes aquatiques, larves de trichoptères et de plécoptères) sont peu diversifiées et peu abondantes sous les tropiques (Graça et al. 2016). A l'inverse, la macro-faune (crustacés, poissons) pourrait jouer un rôle important dans la décomposition des litières (ex : Crowl et al. 2001). Il convient d'établir si le protocole utilisé est adapté pour rendre compte de l'activité de ces organismes,
 - la quasi-totalité des espèces de poissons et de crustacés, ainsi que certains mollusques sont amphidromes. C'est-à-dire qu'ils se reproduisent en rivière et rejoignent une zone saumâtre ou marine à l'état de larve pour y subir différentes métamorphoses avant de revenir dans l'eau douce à l'état de post-larves puis juvéniles et d'y poursuivre leur vie d'adulte. Alors que l'ensemble des juvéniles passe nécessairement à un moment à l'aval, la répartition longitudinale des adultes est en partie influencée par les capacités de nage (passage ou non des premiers courant en radier/rapide) et de franchissement des obstacles (anthropiques ou naturels, i.e. chute/cascades) de chaque espèce. Cette particularité est importante à considérer dans l'interprétation des résultats puisqu'elle entraîne des abondances et des richesses spécifiques plus importantes à l'aval (présence de juvéniles de toutes espèces) qu'à l'amont,
 - cela ne permet pas de considérer les stations amont comme « référence » comme c'est souvent le cas pour les cours d'eau tempérés.
- La fréquentation importante des rivières dans les Antilles (baignade, pêche ; Morandi et al. 2016) qui augmente la probabilité de « vandalisme » sur les dispositifs expérimentaux.

Un deuxième objectif du projet DELICE est d'évaluer la pertinence de ce processus comme indicateur de la qualité écologique des cours d'eau antillais. Il s'agit pour cela de caractériser l'influence de paramètres environnementaux, qu'ils soient abiotiques (physico-chimie) ou biotiques (communautés de décomposeurs potentiels), et d'origine naturelle (ex : gradients amont-aval) ou anthropique (ex : pollutions agricoles, assainissement). Un indicateur pertinent devrait afficher des valeurs stables (ou au moins prédictibles) dans des situations peu impactées - utilisées comme références, et être altéré de manière significative dans des stations impactées par des pressions anthropiques.

Enfin, le troisième objectif est de sensibiliser différents acteurs à l'utilisation de la décomposition des litières comme indicateur de la qualité écologique des rivières, et en particulier de :

- motiver l'inclusion des cours d'eau ultramarins dans les futures études à portée nationale portant sur la décomposition des litières,
- sensibiliser les gestionnaires et acteurs locaux à l'utilisation de cet indicateur low-tech pour l'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau.

Afin de remplir ces objectifs, la décomposition des litières a été mesurée dans 3 rivières (4 stations par rivière). Ces vitesses de décomposition ont pu être confrontées aux données de chimie et physico-chimie, ainsi qu'aux données relatives aux communautés d'hyphomycètes aquatiques, d'invertébrés, de crustacés, et de poissons disponibles sur les différents sites. Pour terminer, les valeurs de décomposition ont été comparées aux indices de qualité biologique des cours d'eau utilisés en Guadeloupe (IBMA, IDA DCE compatible) afin d'évaluer le niveau de complémentarité entre les indicateurs existants et la décomposition des litières.

II. Méthodes

1. Choix des cours d'eau et des stations

Dans le cadre de cette première étude, il a semblé important d'étudier plusieurs stations réparties longitudinalement sur les cours d'eau. Il est en effet nécessaire de caractériser l'impact sur le processus de décomposition des litières des variations (1) de la typologie des cours d'eau (faciès d'écoulement, taille), (2) des communautés faunistiques (diadromie chez de nombreuses espèces de crustacés, poissons et certains mollusques) ainsi que (3) des différences d'usages et d'occupation du sol le long de ce gradient.

Ainsi 3 rivières d'étude ont été sélectionnées (Figure 2) selon les critères suivants :

- présenter des contextes géographiques et hydrologiques représentatifs et si possible à gradient d'impacts (notamment un plus préservé que les autres),
- permettre d'évaluer l'effet de rejets d'installations industrielles, de rejets de stations d'épuration, de travaux d'aménagement, etc.
- permettre de positionner 3 à 4 stations dont une station amont en zone préservée (cœur du Parc National ou à sa proximité) ; une station en amont de rejet et une station en aval de rejet si possible en aval de cours d'eau,
- disposer de stations de suivis, notamment DCE, permettant de disposer de données sur la contamination chimique et physico-chimique, et si possible avec des données d'inventaire d'invertébrés, voire de crustacés et de poissons.

In fine, le dispositif a été déployé sur 12 stations réparties sur 3 rivières et permettant d'évaluer l'effet de 3 installations : rejet industriel de distillerie, et de 2 rejets de STEPs d'ampleurs différentes¹. Les 3 rivières et l'occupation du sol de leur bassin versant sont présentés ci-dessous (Tableau 1 et 2) :

- la Grande Rivière de Vieux-Habitants constitue un système très préservé (96% d'espace naturel dont 82% de cœur de parc) sur lequel l'impact d'une station d'épuration de faible capacité a été évalué à l'aval (STEP Le Bouchu, 1800 EH, conforme en équipement et performance),
- la Petite Rivière à Goyave présente un niveau d'anthropisation intermédiaire, avec 20 % du bassin versant bâti/artificialisé (6,1%) et dédié à l'agriculture (13,9%), sur lequel l'impact d'une station d'épuration de grande capacité (STEP Ste Claire, 8560 EH, conforme en équipement et non conforme en performance) a été évalué,
- le bassin versant de la Grande Rivière à Goyaves est le plus anthropisé avec 26% du bassin versant bâti/artificialisé (7,5%) et dédié à l'agriculture (18,7%). L'impact d'un rejet industriel (distillerie) a été effectué dans sa partie aval.

¹ <https://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/PortailAC> (consulté le 7/10/2022)

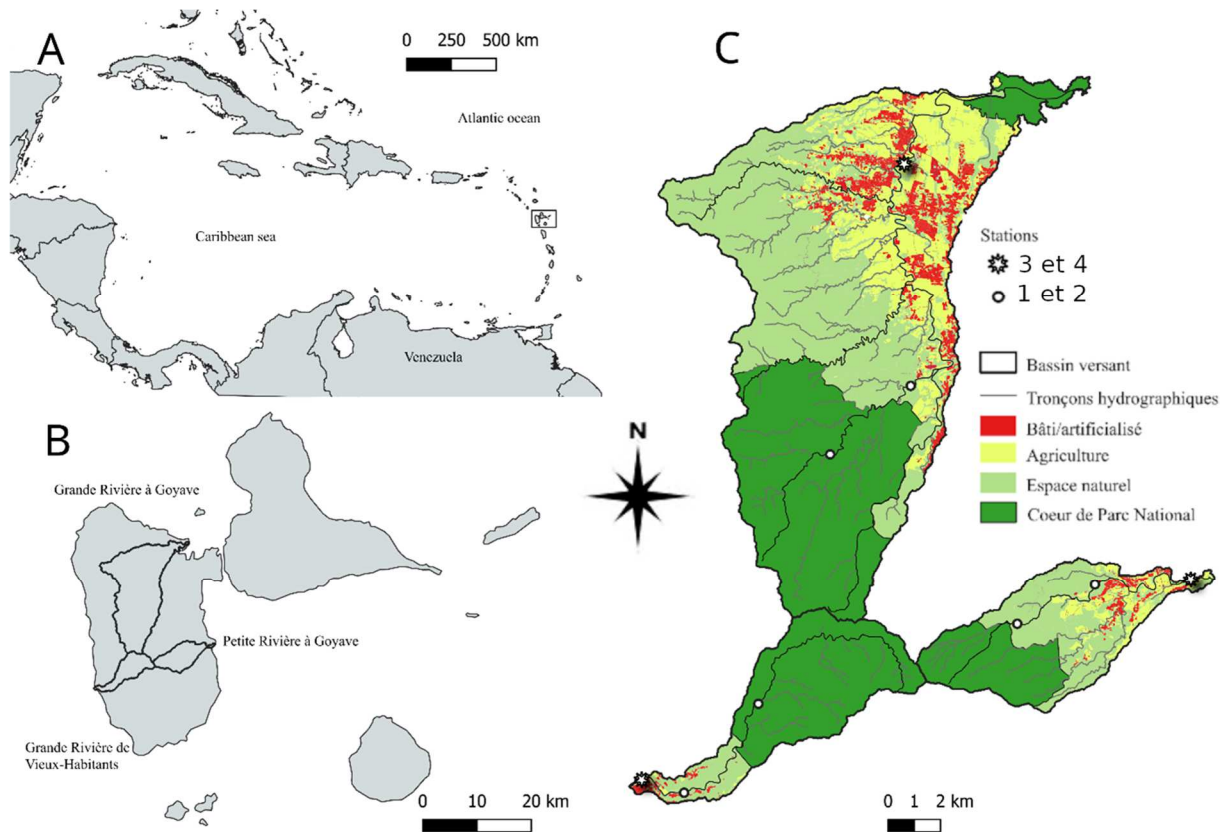


Figure 2- Présentation de la zone d'étude A : Localisation de la Guadeloupe, B : Localisation des bassins versants étudiés et C : Occupation du sol et localisation des stations (Karucover, 2017 ; BDCarthage).

Tableau 1 - Description de l'occupation du sol des bassins versants des cours d'eau étudiés (Karucover, 2017²).

Bassin versant	Surface du BV (ha)	Occupation du sol (en %)			
		Artificialisé/bati	Agriculture	Espace naturel (hors cœur de Parc National)	Cœur de Parc National
Grande Rivière de Vieux-Habitants	2958.19	2,9	1,1	14,0	82,0
Petite Rivière à Goyave	3249.44	6,1	13,9	43,3	36,7
Grande Rivière à Goyaves	15826.75	7,5	18,7	40,3	33,5

Sur chacune de ces 3 rivières 4 stations ont été positionnées de la manière suivante :

- 1 station en zone amont cœur de parc – préservée (Station 1),
- 1 station en zone intermédiaire – agriculture/habitats (Station 2),
- 2 stations en zone aval -contexte urbain et agricole :
 - 1 station en amont du rejet (Station 3),
 - 1 station en aval du rejet (Station 4).

Des photos des stations sont présentées en Annexe 1.

²<https://www.karugeo.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/0bc2aeb1-55e4-4f19-a164-10a892395152>

Tableau 2 - Localisation des stations.

Rivières	Stations	Coordonnées UTM 20 wgs 84		Altitude m
		X	Y	
Gde Riv. à Goyaves	1	639254	1788556	220
	2	642331	1791169	110
	3	641948	1799186	5
	4	642078	1799652	2
Pte Riv. à Goyave	1	646515	1782050	230
	2	649367	1783569	63
	3	652750	1783670	1
	4	653027	1783774	1
Gde Riv. de Vieux- Habitants	1	636515	1779028	250
	2	633678	1775649	46
	3	632612	1775970	16
	4	632057	1776145	5

2. Mesures de la décomposition

Technique des sacs à litière

La vitesse de décomposition des litières est mesurée à partir de la diminution de la masse de lots de feuilles mortes lors de leur exposition dans les cours d'eau. Les litières de bambou (*Bambusa vulgaris*) utilisées à cet effet ont été récoltées aux alentours de la Grande Rivière à Goyaves sur la commune du Lamentin. La qualité initiale de cette litière a été caractérisée par la mesure des taux de carbone (C), azote (N) et phosphore (P) et par une analyse de fibres réalisées sur des échantillons de litière préalablement broyée. Les analyses de C et N ont été réalisées à l'aide d'un analyseur élémentaire Flash2000 ThermoScientific. L'analyse du P a été réalisée par spectrométrie après oxydation au persulfate en milieu acide. Les analyses de fibres ont été réalisées selon la méthode de Goering et Van Soest (1970).

Afin de déterminer la vitesse de décomposition, des lots de masse connue de litière (3 g dans le cadre de notre étude) ont été disposés dans des filets de 15 × 20 cm environ. Deux types de filets constitués de mailles différentes ont été utilisés : des filets à mailles fines (0.5 mm) et des filets à grosses mailles (10 mm). Les filets à grosses mailles permettent de mesurer la décomposition totale due aux macro-organismes et aux microorganismes consommateurs de litières (Figure 3). Les filets à mailles fines, empêchant l'accès aux macro-organismes, permettent de mesurer la décomposition liée uniquement à l'activité des micro-organismes. Cela permet de mesurer, via la perte de masse entre le début et la fin de l'exposition dans le cours d'eau, la décomposition due aux micro-organismes, et celle liée à l'activité des macro-organismes.

Sur chacune des stations, 4 filets à mailles fines et 4 filets à grosses mailles ont été déposés dans le cours d'eau et fixés au substrat à l'aide de fers à béton. Après environ 3 semaines (entre 19 et 21 jours) d'exposition dans le cours d'eau, les sacs à litière ont été rapportés au laboratoire, et les feuilles nettoyées, placées à l'étuve (48 h à 60 °C), puis pesées (à 0.001 g près, balance Kern Emb 100-3). Quatre lots de litière témoins séchés à l'air libre mais non exposés sur le terrain ont été pesés après séchage à l'étuve afin de corriger la masse sèche initiale. En l'occurrence cette dernière a été estimée à 2.786 g (écart-type : 0.014 g).

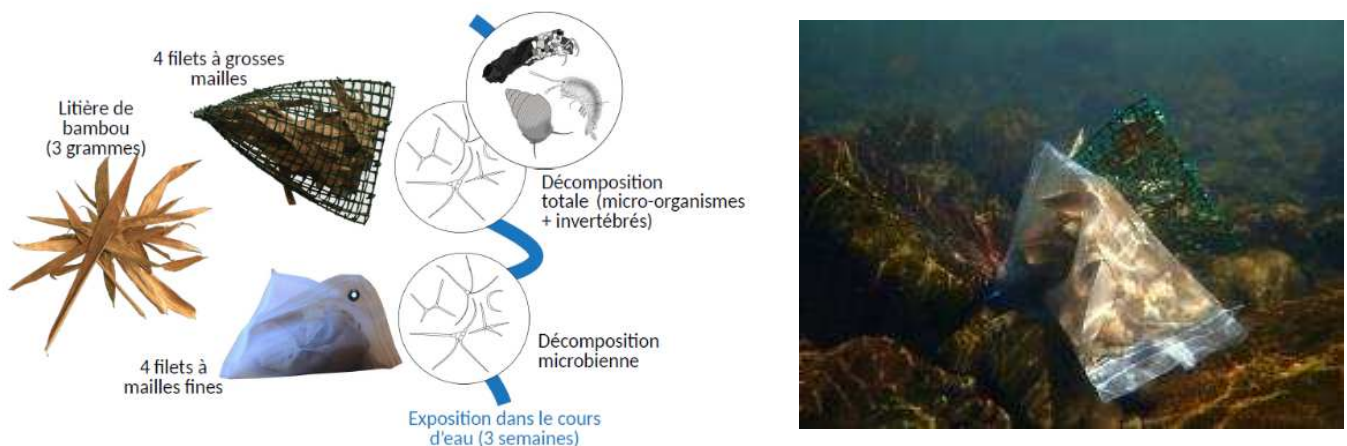


Figure 3 - Principe de la mesure de décomposition des litières dans les cours d'eau et photo de l'installation en rivière.

La vitesse de décomposition des litières a été exprimée en termes de perte de masse (en % de la masse initiale) par jour. Cette mesure de la vitesse de décomposition a été préférée à un taux de décomposition exponentiel plus classiquement utilisé (Lecerf 2021) car (1) les données existantes ne sont pas nécessairement en faveur d'une dynamique exponentielle (Brosed et al. non publié) et (2) les taux exponentiels ne peuvent pas être calculés lorsque la masse restante est nulle, ce qui était le cas pour un certain nombre de filets (voir III.1). La vitesse de décomposition a été calculée pour les filets à grosses mailles et les filets à mailles fines, reflétant la *décomposition totale* et la *décomposition microbienne*, respectivement. Par ailleurs, nous avons défini la vitesse de *fragmentation* des litières comme la différence de perte de masse entre les filets à grosses mailles et les filets à mailles fines.

L'ensemble des métriques de décomposition a également été exprimé en degré-jours⁻¹, une correction utilisée pour comparer des stations présentant des températures différentes. Cette correction revient à diviser la vitesse de décomposition par la température moyenne sur la station. Elle repose sur l'existence d'un effet positif de la température sur la vitesse de décomposition dans différents types de milieux, lié au métabolisme des organismes décomposeurs notamment (Boyero et al. 2011 ; Follstad Shah et al. 2017).

Décomposition des bandes de coton

La dégradation du coton, principalement composé de cellulose (un composé majoritaire dans les litières naturelles) constitue une méthode standardisée de mesure de la décomposition de la matière organique (Colas et al. 2019). En effet, le textile est supposé moins variable en termes de qualité que la litière, qui peut varier d'une région à l'autre, d'une plante à l'autre, ou d'une année à l'autre. La dégradation des bandes de coton est évaluée par une mesure de résistance à la traction, qui diminue à mesure que les fibres de celluloses sont décomposées par les micro-organismes. Quatre bandes de coton de 2.5 × 8 cm ont été immergées dans chaque station (Figure 4) pendant environ 2 semaines (entre 14 et 16 jours). Une fois récupérées les bandes de coton ont été immergées dans l'éthanol pendant au moins 5 minutes afin de stopper la décomposition qui pourrait continuer même en dehors de l'eau. Elles ont ensuite été séchées à l'étuve à 60 °C pendant 48 h et leur résistance à la traction a été évaluée à l'aide d'un testeur de force (AMETEK CS225). La résistance de bandes de coton « témoins » non exposées dans les cours d'eau, mais immergées dans l'éthanol puis séchées, a également été évaluée afin de calculer une perte de résistance journalière.

Sur un des bassins versants (Grande Rivière de Vieux-Habitants), un lot supplémentaire de 3 bandes de coton a été placé sur chaque station dans un filet à mailles fines. Ce test a été réalisé dans une tentative d'adapter le protocole au contexte guadeloupéen, c'est-à-dire de protéger les bandes

de coton de l'abrasion (fréquence et intensité des crues) et de l'activité des poissons et macro-crustacés opportunistes, qui pourraient essayer de la manger. La bande de coton peut en effet évoquer un leurre de légume racine blanc traditionnellement utilisé pour la pêche au macro-crustacé.

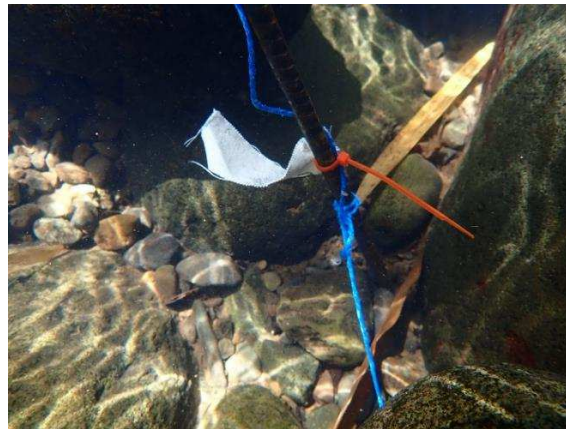


Figure 4 - Principe de la mesure de décomposition des bandes de coton dans les cours d'eau.

3. Caractérisation des paramètres environnementaux

Chimie et physico-chimie

En parallèle différents éléments descripteurs ont été étudiés. La température a été mesurée et enregistrée en continu (une mesure toutes les ½ h) sur chacun des sites à l'aide d'enregistreurs HOBO (UA 001-64) au 0.01°C près. Lors de chacun des 3 passages (installation – retrait des bandes de coton – retrait des sacs à litière) sur la station, 50 mL d'eau ont été prélevés pour l'analyse des ions majeurs (incluant les formes dissoutes de l'azote et du phosphore). Les analyses ont été réalisées par la plateforme d'analyses physico-chimiques du laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (Toulouse) par chromatographie (protocoles NF EN ISO 14911 et NF EN ISO 10304). Les paramètres physico-chimiques *in situ* (pH, oxygénation, conductivité) ont été mesurés à l'aide d'une sonde multi-paramètres (Hach HQ40D) lors de ces 3 passages.

Les données de contamination chimique par les pesticides ont été rassemblées pour les années 2020 et 2021 à partir des données DCE de l'Office de l'Eau de la Guadeloupe disponibles sur l'outil en ligne naïades (<https://naiades.eaufrance.fr/>). Ces données sont uniquement disponibles sur les 8 stations incluses dans le réseau de suivi de l'Office de l'Eau (Tableau 3). Pour rendre compte de la contamination des stations, nous avons utilisé le nombre de quantifications (c'est-à-dire le nombre de fois où la concentration d'une molécule donnée est supérieure au seuil de quantification) que nous avons rapporté au nombre d'analyses tous pesticides confondus. Cette approximation du niveau de contamination permet de corriger les variations de l'effort d'échantillonnage (en nombre de campagnes et/ou de nombre de molécules analysées) d'une station à l'autre existant dans les données utilisées.

Description des communautés

Pour les hyphomycètes aquatiques, une description des communautés a été réalisée sur l'ensemble des stations dans le cadre d'un projet financé par l'UMS Patrinat. Les méthodes utilisées et les résultats de cet inventaire sont présentés dans un rapport dédié (Jabiol & Labeille 2022) dont un extrait présentant les protocoles utilisés est fourni en Annexe 2.

Selon les stations, les listes faunistiques ont été collectées auprès de l'Office de l'Eau de la Guadeloupe, du Parc National de la Guadeloupe (macro-invertébrés, crustacés et poissons). Des pêches électriques et des prélèvements de macro-invertébrés ont été réalisés dans le cadre du projet DELICE afin de compléter le jeu de données disponible et obtenir une description complète des communautés sur le linéaire de la Petite Rivière à Goyave (voir Tableau 3). Dans la suite du rapport, les organismes prélevés par prélèvement Surber seront désignés comme macro-invertébrés (ex : mollusques, larves d'insectes), tandis que les crustacés (ex : Atyidae, *Macrobrachium spp.*, Xiphocaridae) prélevés par pêche électrique seront appelés macro-crustacés. Le terme macro-organisme sera utilisé en opposition à micro-organisme pour désigner l'ensemble des organismes de grande taille considérés dans le cadre de l'étude (macro-invertébrés, macro-crustacés et poissons). On notera que certains macro-crustacés ont pu être prélevés au Surber et sont intégrés à l'analyse des communautés de macro-invertébrés.

Les prélèvements de macro-invertébrés benthiques réalisés dans le cadre de l'étude sur 5 stations ont été effectués selon un protocole standardisé (NF T90-333 ; AFNOR 2016) le 7/04/2022 sur les stations aval rejet, amont rejet et intermédiaire, et le 22/04/2022, sur la station en cœur de parc. Il consiste en la réalisation de 12 prélèvements réalisés à l'aide d'un filet Surber standard (surface de prélèvement 1/20 m², maille 0.5 mm). Les prélèvements sont réalisés sur les différents substrats représentés, dont le pourcentage de recouvrement et la répartition dans chaque classe de vitesse de courant sont préalablement évalués sur l'ensemble de la station. Ils sont regroupés en 3 phases (A : substrats marginaux, B : substrats dominants, et C : substrats dominants complémentaires). Pour 5 autres stations, les données faunistiques issues de la campagne de suivi DCE 2022 ont été recueillies auprès de l'ODE (Tableau 3).

Tableau 3 - Données acquises ou rassemblées pour le projet DELICE. Les croix indiquent les données acquises dans le cadre de l'étude et les tirets l'absence de données. Les autres cases indiquent l'origine des données : UMS Patrinat, ODE (Office de l'Eau de la Guadeloupe) et PNG (Parc National de la Guadeloupe).

	Stations	Physico-chimie	Pesticides 2020-2021	Communa- utés hyphomy- cètes	Communautés invertébrés et IBMA (2022)	Communautés macro-faune (pêches)	IDA (2021)
Gde Riv. à Goyaves	1	X	ODE	Patrinat	ODE	ODE	ODE
	2	X	ODE	Patrinat	ODE	ODE	ODE
	3	X	ODE	Patrinat	ODE	ODE	ODE
	4	X	ODE	Patrinat	X	-	ODE
Pte Riv. à Goyave	1	X	-	Patrinat	X	PNG	-
	2	X	ODE	Patrinat	X	X	ODE
	3	X	-	Patrinat	X	X	ODE
	4	X	ODE	Patrinat	X	X	-
Gde Riv. de Vieux- Habitants	1	X	ODE	Patrinat	ODE	ODE	ODE
	2	X	-	Patrinat	-	-	-
	3	X	ODE	Patrinat	-	-	-
	4	X	-	Patrinat	ODE	ODE	ODE

Les macro-crustacés et les poissons ont été capturés via pêche électrique selon les préconisations des normes NF EN 14011 (AFNOR 2003) et XP T90-383 (AFNOR 2009) via EPA (50 points). L'appareil de pêche électropêcheur portable de type LR-24, Smith-Root™ a été réglé sur un courant crénelé entre 200 V et 450 V et entre 40 Hz et 60 Hz (20 % duty cycle) en fonction de la conductivité de chaque

station. Les individus ont été capturés à l'aide de 2 épauillettes de vide de maille de 4 mm. La méthode de biométrie utilisée permet de connaître la richesse spécifique et l'abondance par classe de tailles (de 50 mm ou 10 mm pour les espèces de petites tailles et les juvéniles) pour chaque espèce. Les pêches électriques ont été effectuées le 21 avril 2022 pour 3 stations de la petite rivière à Goyave. La station 1 de la petite rivière à Goyave a été échantillonnée en avril 2022 par les agents du PNG selon un protocole équivalent.

Indicateurs biologiques DCE

Les prélèvements Surber réalisés pour échantillonner les macro-invertébrés permettent également de calculer la valeur de l'indice IBMA (Indice Biologique Macro-invertébrés des Antilles), qui est utilisé en routine pour évaluer la qualité des rivières des Antilles françaises dans le cadre de la DCE. Le calcul de l'indice, décrit dans Bernadet et al. (2020) prend en compte la diversité des communautés, l'abondance de taxons sensibles ainsi que les préférences en termes d'habitat des taxons représentés. L'IBMA a été calculé d'après les prélèvements réalisés dans le cadre de l'étude pour 5 stations. Pour 5 autres stations, les valeurs ont été collectées pour l'année 2022 auprès de l'Office de l'Eau de la Guadeloupe.

Un autre indicateur utilisé dans le cadre de la DCE en Guadeloupe est l'Indice Diatomique Antillais (IDA) basé sur les communautés de diatomées (Lefrançois et al. 2019). Le calcul de l'indice est basé sur l'abondance relative de taxons polluo-sensibles au sein de la communauté. Les valeurs pour les 8 stations localisées sur des stations de suivi DCE ont été collectées auprès de l'ODE pour l'année 2021.

4. Dates et conditions d'intervention

Le déploiement des indicateurs sur le terrain est soumis aux aléas climatiques et hydrologiques pouvant entraîner la perte ou le report de tout ou partie du déploiement. Afin de minimiser ces risques, les déploiements ont eu lieu au cours de la saison sèche, ce qui permet d'éviter les crues de saison cyclonique et les assècs de fin de saison sèche. Les dispositifs sont en effet assez vulnérables aux effets des crues pouvant arracher les fers à béton et entraîner une abrasion importante des litières.

Le chronogramme du déploiement des dispositifs en cours d'eau est présenté sur la Figure 5.

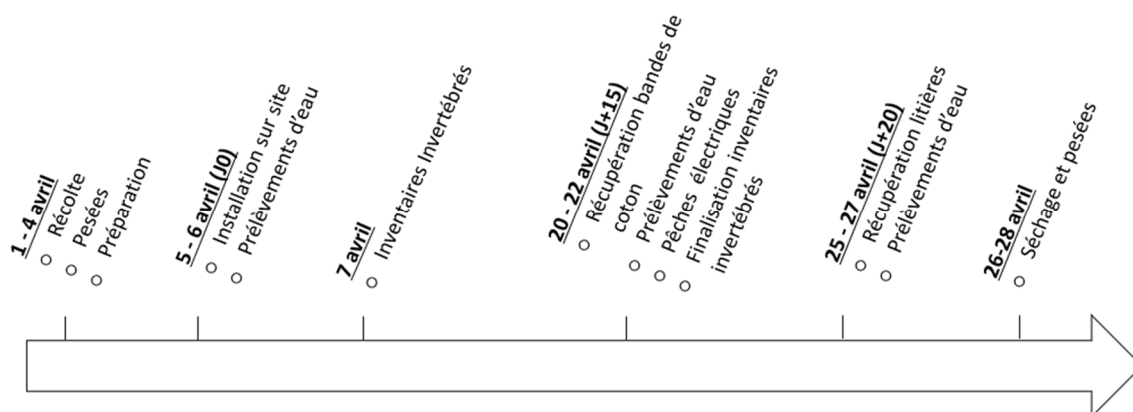


Figure 5 - Chronogramme déploiement sur site.

Lors de l'installation des dispositifs la météo était stable et tout à fait habituelle pour un carême (ensoleillé et faible pluie). Au cours de l'exposition des litières dans les cours d'eau, une onde tropicale

est passée le 18/04/2022 (Figure 6), apportant un fort cumul de pluie et engendrant des crues (Figure 7). Signalons toutefois que des pluies exceptionnelles s’abattent le 29 avril, quand les dispositifs sont déjà retirés, avec des cumuls équivalent à 3 fois la normale mensuelle (bulletin météo France).

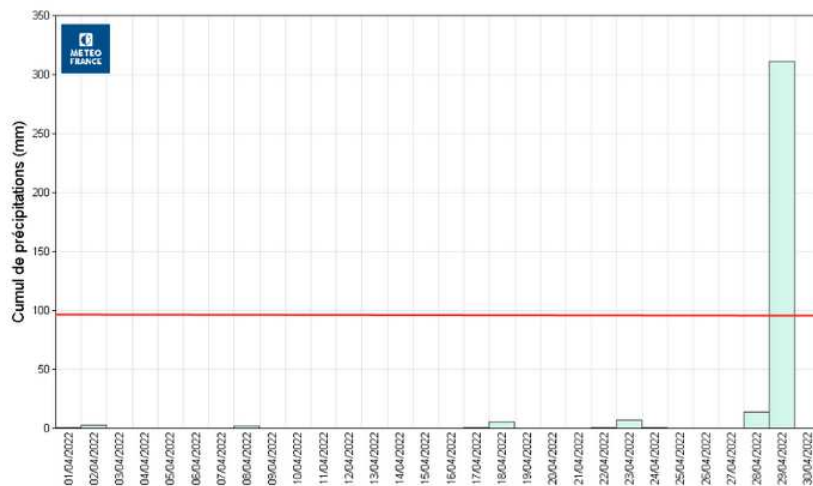


Figure 6 - Cumul des précipitation en Guadeloupe en avril 2022 (Source meteofrance.gp bulletin climatique mensuel avril 2022).

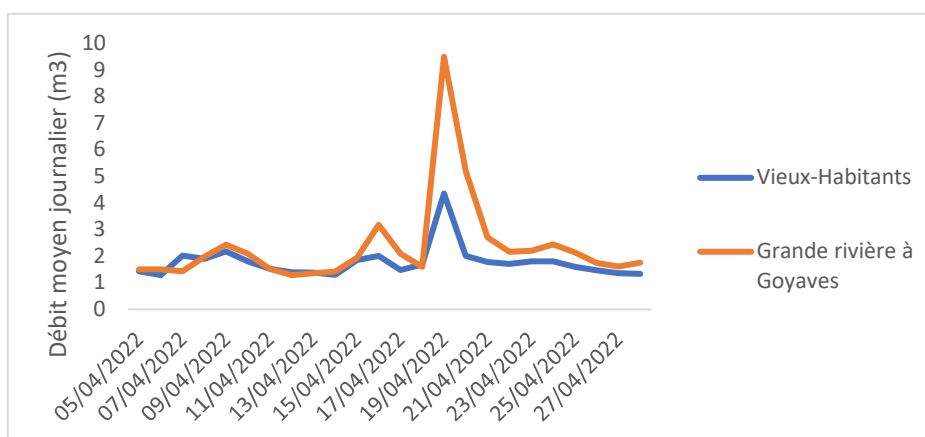


Figure 7 - Variation du débit mesuré au niveau de stations hydrologiques à l’aval de la Grande Rivière de Vieux-Habitants et la Grande Rivière à Goyaves sur la période de déploiement des sacs à litière. Source : DREAL Guadeloupe.

5. Analyse statistique des résultats

Les données de décomposition des litières (totale, microbienne et fragmentation) en jour⁻¹ et degré-jour⁻¹ ont été comparées entre stations par des Analyses de la Variance (ANOVAs), prenant en compte l’effet de la position de la station le long du gradient amont-aval, et l’effet du bassin versant. Les données de communautés (champignons, macro-invertébrés, poissons et macro-crustacés) ont été représentées par une méthode d’ordination non paramétrique (Non Metric Multidimensional Scaling ; NMDS) après transformation des données et calcul de la distance écologique de Bray. Enfin, la significativité des relations entre métriques a été testée par régression linéaire. Les vitesses de décomposition ont été comparées le long de gradients environnementaux dont l’influence sur le processus est connue dans la littérature, y compris pour les cours d’eau tropicaux. Il s’agit de la concentration en nitrates (Ferreira et al. 2015), la température (Follstadh Shah et al. 2017) et la

concentration en produits phytosanitaires (Brosed et al. 2016). L'évolution des vitesses de décomposition a également été confrontée aux variations d'abondance des organismes potentiellement impliqués dans le processus. Des transformations logarithmiques ont été appliquées lorsqu'elles permettaient une amélioration de l'adéquation des modèles. Pour ces régressions, les valeurs ont été pondérées par le nombre de répliques (sacs à litières non vides) disponibles afin de donner plus de poids aux stations les moins impactées par les crues et/ou le vandalisme.

III. Résultats

1. Mesures de la décomposition

Qualité initiale des litières de bambou

Les analyses élémentaires réalisées sur les litières de bambou avant leur exposition révèlent une teneur en carbone de 38.76 (± 3.30 écartype), d'azote de 1.21 % (± 0.10) et de phosphore 0.042 % (± 0.011). Par ailleurs, ces litières contiennent 18.52 % de lignine (± 0.27) et 28.29 % de cellulose (± 0.49). Ces caractéristiques font de la litière de bambou un substrat relativement comparables aux litières tempérées, mais présentant une concentration en lignine supérieure et une teneur en azote inférieure à la litière d'aulne, communément utilisée pour la mesure des vitesses de décomposition des litières dans les cours d'eau. Les teneurs en lignine et en azote en particulier auront une influence importante sur les vitesses de décomposition des litières (Gessner & Chauvet 1994).

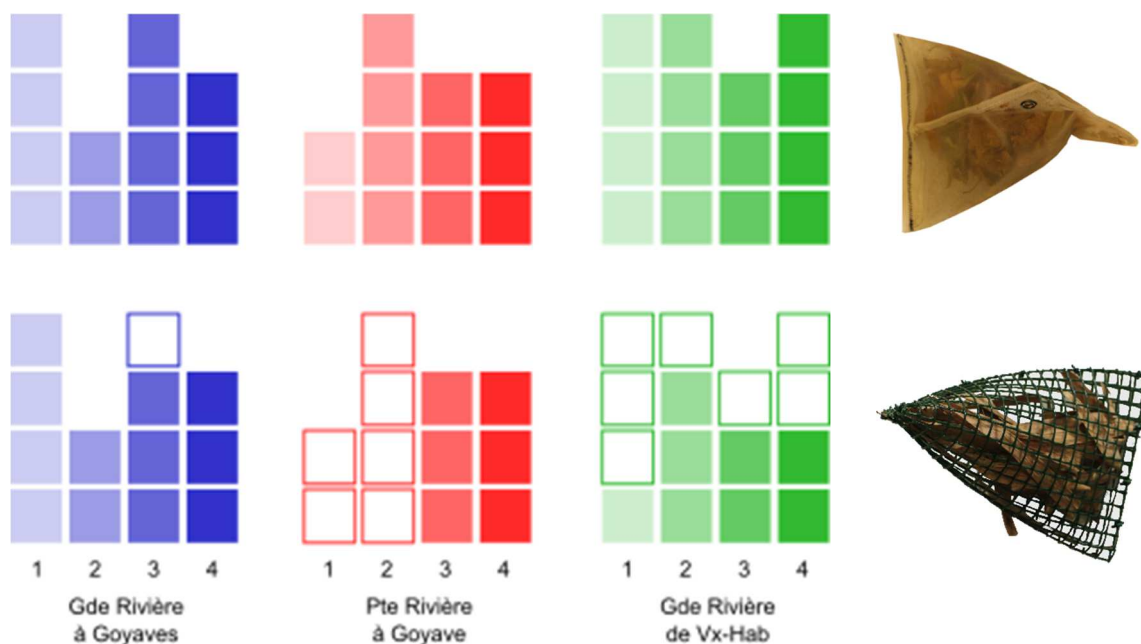


Figure 8 - Nombre de filets présents sur chaque station après les 3 semaines d'exposition pour les mailles fines (en haut) et les grosses mailles (en bas) dans les 4 stations (1-4) de chaque rivière. Les carrés manquants représentent les filets perdus et les carrés vides les filets retrouvés vides de litière.

Vitesse de décomposition des litières

Sur les 48 filets grosses mailles et les 48 filets mailles fines installés, 40 filets de chaque type ont été retrouvés (Figure 8), ce qui correspond à 83% des dispositifs. Il n'est pas clair si la disparition de

certaines dispositifs (piquets) est uniquement liée à l'épisode de crue modérée du 19/04 ou à du vandalisme lié à la fréquentation des rivières (en particulier sur le week-end de Pâques). Sur 2 stations, ce sont les piquets portant les enregistreurs de température qui n'ont pas été retrouvés. Par ailleurs, pour 14 filets à grosses mailles, la totalité de la litière a été complètement dégradée et les sacs retrouvés vides. Cela peut appuyer le fait que des débits importants ont eu lieu au cours de l'exposition des filets sur le terrain, entraînant une abrasion des litières. On ne peut toutefois pas exclure que la consommation des litières par les macro-organismes a été importante, incluant les macro-crustacés (crabes, crevettes) et les poissons, potentiellement capable d'extraire les litières de bambou des filets voire d'y entrer pour les juvéniles ou les espèces de petites tailles.

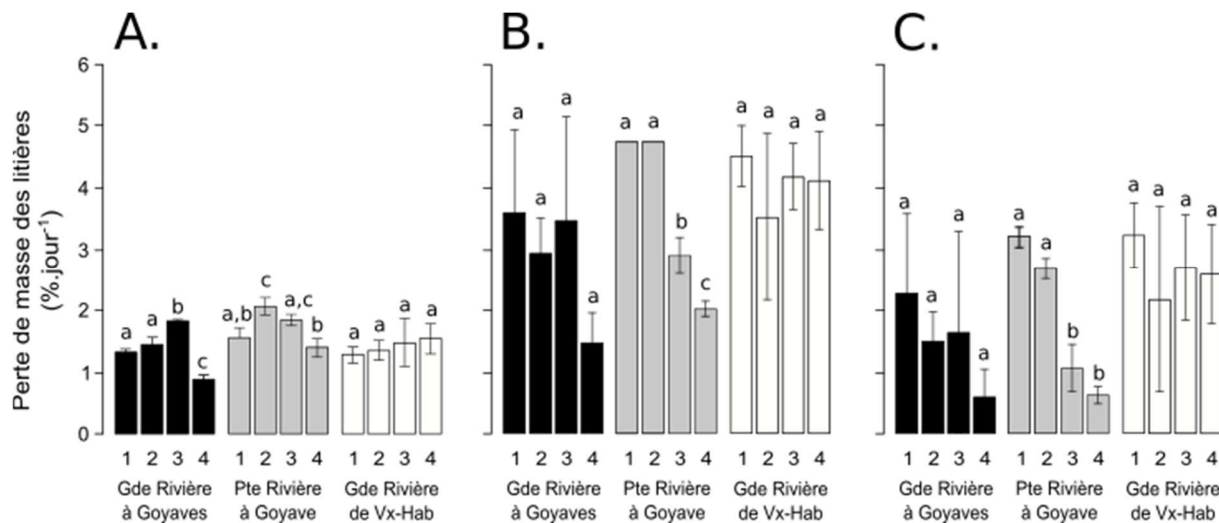


Figure 9 - Vitesse de décomposition (moyenne \pm écart-type) des litières dans (A) les filets à mailles fines et (B) les filets à grosses mailles dans les différentes stations (1-4) et cours d'eau. Le volet (C) représente les vitesses de fragmentation des litières. Différentes lettres indiquent des différences statistiquement significative (ANOVA) entre stations d'une même rivière.

Dans les filets à maille fine, la vitesse de décomposition microbienne a pu être déterminée pour l'ensemble des stations, et varie de 0.88 à 2.06 %.jour⁻¹ (moyenne 1.50 \pm 0.31). Ces vitesses varient d'une rivière à l'autre et d'une station à l'autre (ANOVA ; P<0.001) (Figure 9). La vitesse de décomposition microbienne sur les stations en cœur de parc (station 1) est comparable d'une rivière à l'autre (1.29 – 1.56 %.jour⁻¹). Sur la Grande Rivière de Vieux-Habitants, la décomposition microbienne ne varie pas statistiquement le long du gradient amont-aval (P = 0.46). Au contraire, sur les 2 autres rivières, elle augmente vers l'aval entre les stations 1 et 2 (P = 0.014 ; Petite Rivière à Goyave) et entre 2 et 3 (P < 0.001 ; Grande Rivière à Goyaves), puis est inhibée de 24.1 % (P = 0.014) et 51.6 % (P < 0.001) respectivement au niveau des rejets ponctuels identifiés sur ces deux rivières.

Dans les filets à grosses mailles les vitesses de décomposition sont nettement supérieures (1.5 à 3.5 \times plus importantes) à celles observées dans les filets à mailles fines (en moyenne), ce qui reflète la participation des macro-organismes et de la fragmentation physique à la perte de masse des litières. La vitesse de décomposition totale varie entre rivières et entre stations (ANOVA ; P = 0.011), avec une vitesse supérieure dans la Grande Rivière de Vieux-Habitants. Du fait d'une variabilité importante et de la perte de filets, les différences entre stations prises 2 à 2 n'apparaissent pas statistiquement significatives, sauf sur la Petite Rivière à Goyave où une différence est observée entre les stations à l'amont (3) et l'aval (4) de la station d'épuration (diminution de 30.3%). Malgré l'absence de différence significative, la Figure 9 suggère que la décomposition totale sur la Grande Rivière à Goyave est

également inhibée par les rejets (inhibition de 57.4 %), ce qui n'est pas le cas sur la Grande Rivière de Vieux-Habitants. Les valeurs de vitesses de fragmentation, largement déterminées par les vitesses de décomposition totale, suivent globalement le même schéma.

Perte de résistance des bandes de coton

De nombreuses bandes de coton n'ont pas pu être exploitées car perdues, déchirées ou largement effilochées. En revanche, les bandes de coton protégées dans des sacs à maille fine déployées sur la Grande Rivière de Vieux-Habitants ont toutes pu être exploitées, ce qui souligne l'importance de protéger les bandes de coton dans de futures études.

Dans les filets à maille fine (Grande Rivière de Vieux habitants), la dégradation des bandes de coton est de l'ordre de 3-5 % de perte de résistance par jour. Elle s'accélère de l'amont vers l'aval, suivant une évolution similaire à celle des vitesses de décomposition microbienne des litières ($R^2 = 0.74$) (Tableau 4).

Tableau 4 - Comparaison des vitesses de décomposition microbienne des litières (moyenne \pm écartype) et de la perte de résistance des bandes de coton sur les 4 stations de la Grande Rivière de Vieux-Habitants.

	Stations	Perte de résistance des bandes de coton (% jour ⁻¹) dans les filets à maille fine	Vitesse de décomposition microbienne des litières (%.jour ⁻¹)
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	3.34 \pm 0.34	1.29 \pm 0.13
	2	3.89 \pm 1.15	1.34 \pm 0.17
	3	4.13 \pm 0.40	1.48 \pm 0.39
	4	5.72 \pm 0.52	1.53 \pm 0.24

2. Paramètres environnementaux

Chimie et physico-chimie

Le Tableau 5 présente l'ensemble des données physico-chimiques rassemblées, soit par mesure *in situ* (moyenne de 3 mesures ; pH, conductivité, O₂), par mesure continue (température), ou par analyse au laboratoire (3 prélèvements ; Ca²⁺, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻). Le Tableau 6 présente les données pesticides associées au réseau de contrôle de l'ODE (données pesticides 2020-2021) et collectées sur la plateforme naïades (<https://naiades.eaufrance.fr/>). Au vu de ces tableaux, les cours d'eau de la Guadeloupe se distinguent par rapport aux cours d'eau de l'hexagone par la présence de produits phytosanitaires distincts (chlordécone, β -HCH) et la température plus élevée, mais aussi la concentration en certains ions (nitrates notamment), très nettement inférieure à la moyenne nationale dans l'ensemble des cours d'eau guadeloupéens échantillonnés.

Des différences sont observées entre bassins-versants avec des concentrations en Ca²⁺ les plus importantes sur la Petite Rivière à Goyave. Des variations amont-aval apparaissent également, avec les stations situées à l'aval plus chaudes et plus chargées en nutriments (nitrates en particulier). L'oxygène dissous ne varie pas de manière importante avec la température, et n'apparaît limitante que sur la station GRG 4 en aval du rejet industriel. On note enfin la concentration importante de NH₄⁺ associée au rejet de la station d'épuration sur la Petite Rivière à Goyave.

Tableau 5 - Qualité physico-chimique de l'eau sur les stations (moyenne de 3 analyses sauf pour la température en enregistrement continu).

	Stations	pH	Cond.	O ₂	Temp.	Ca ²⁺	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻
			μS.cm ⁻¹	mg.L ⁻¹	°C	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Gde Riv. à Goyaves	1	8.16	80.30	8.31	21.93	5.92	0.0877	<0.008	0.0011	0.0065
	2	8.19	76.23	8.54	24.21	5.79	0.0503	<0.008	0.0013	0.0077
	3	7.87	81.07	8.52	27.01	5.76	0.0710	0.0086	0.0228	0.0042
	4	7.41	85.03	7.63	27.28	5.77	0.0343	0.0089	0.0212	0.0087
Pte Riv. à Goyave	1	8.12	56.10	8.52	20.90	6.95	0.0297	<0.008	0.0202	0.0064
	2	8.20	91.07	8.27	23.98	10.43	0.0493	0.0087	0.0453	0.0059
	3	7.96	95.47	8.87	26.14	9.39	0.0447	0.0087	0.0318	0.0069
	4	7.78	100.07	8.35	25.95	9.14	0.4080	0.0092	0.0342	0.0781
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	8.10	71.00	8.70	NA	5.13	0.0430	<0.008	0.0069	0.0058
	2	8.19	70.10	8.51	23.10	5.59	0.0663	<0.008	0.0062	0.0058
	3	8.19	71.73	8.29	22.88	6.01	0.0493	0.0086	0.0062	0.0089
	4	8.24	71.97	8.57	NA	6.60	0.0653	0.0090	0.0119	0.0079

Tableau 6 - Données pesticides sur les stations issues de la plateforme naiades (<https://naiades.eaufrance.fr/>) pour les années 2020 – 2021.

	Stations	Nombre d'analyses réalisées	Nombre de pesticides quantifiées	Nombre de quantifications	Fréquence de quantification (en %)	Identité des pesticides quantifiés	Concentration max (μg/L)
Gde Riv. à Goyaves	1	431	1	1	0.2	β-HCH	0.01 (β-HCH)
	2	431	4	7	1.6	chlordécone, dithiocarbamates, mésotrione, métolachlore	0.14 (dithiocarbamates)
	3	431	5	18	4.2	2.4-D, chlordécone, β-HCH, dithiocarbamates, métolachlore	0.18 (dithiocarbamates)
	4	258	4	10	3.9	2.4-D, chlordécone, métolachlore	0.13 (chlordécone)
Pte Riv. à Goyave	1	0	NA	NA	NA		
	2	716	5	24	3.3	AMPA, chlordécone, glyphosate, β-HCH, dithiocarbamates	0.45 (chlordécone)
	3	0	NA	NA			
	4	259	11	24	9.3	2.4-D, 3,4-dichlorophenyluree, AMPA, carbendazime, chlordécone, chlordecol, diuron, glyphosate, β-HCH, dithiocarbamates, piperonyl butoxyde	0.39 (chlordécone)
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	398	0	0	0		
	2	0	NA	NA	NA		
	3	431	4	6	1.4	AMPA, chlordécone, β-HCH, dithiocarbamates	0.11 (chlordécone)
	4	0	NA	NA			

Le Tableau 6 indique également une augmentation de la contamination par les pesticides de l'amont vers l'aval, avec des fréquences de quantification supérieures, et un cocktail de molécules plus varié dans les stations 3 et 4. Sur la station GRG 4 la contamination semble moins sévère que sur GRG 3 en termes de concentration maximale et du nombre de molécules différentes quantifiées, mais est associée à un effort d'échantillonnage moins important (les fréquences de quantification sont très proches et très différentes des 2 autres stations). Les molécules quantifiées sont représentatives de la situation guadeloupéenne. La chlordécone (dont le chlordecol est un métabolite) et le β-HCH ont été

utilisés pour la lutte contre le charançon du bananier jusqu'en 1993 et leur usage est à présent interdit. L'herbicide diuron (et son métabolite le 3.4 dichlorophenylurée) et le fongicide carbendazime sont d'autres exemples de contaminations persistantes héritées d'un usage historique (aujourd'hui interdit) sur diverses cultures, à moins que des usages illégaux ne demeurent (quantifiés en PRG 4). Les autres molécules quantifiées comprennent des herbicides utilisés actuellement notamment dans les cultures de canne à sucre (2,4-D, S-métolachlore, mésotrione), l'herbicide glyphosate et son métabolite (AMPA) ainsi que des fongicides (dithio-carbamates) et insecticides (piperonyl butoxyde).

Description des communautés

Communautés d'hyphomycètes : une description complète des communautés d'hyphomycètes aquatiques, réalisée dans le cadre d'un projet financé par l'UMS Patrinat, est présentée dans Jabiol & Labeille (2022). Dans ce rapport, l'accent est mis sur la présentation des données en lien avec les communautés faunistiques et/ou le processus de décomposition des litières. La Figure 10 illustre les variations de la composition spécifique des communautés le long du gradient amont-aval. Les stations en cœur de parc (stations 1) se retrouvent dans le même secteur de l'ordination (Figure 10), dominées par des espèces comme *Triscelophorus acuminatus* et *Triscelophorus monosporus* et présentant par ailleurs quelques espèces communes des cours d'eau tempérés (*Alatospora acuminata*, *Tetracladium marchalianum*, *Anguillospora crassa*). Pour les 3 rivières étudiées les stations se décalent vers la droite de la figure, ce qui indique une évolution comparable des communautés de l'amont vers l'aval sur les 3 rivières considérées. Les stations les plus diversifiées se situent globalement à l'aval des cours d'eau.

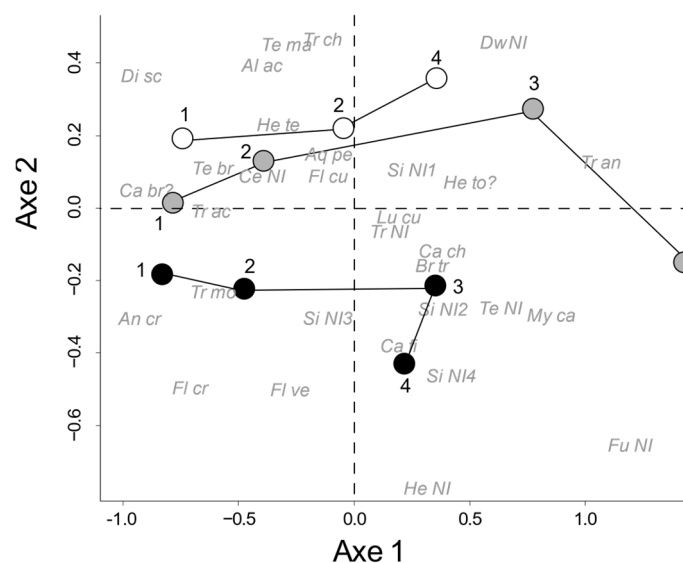


Figure 10 - Ordination (NMDS) des communautés d'hyphomycètes aquatiques échantillonnées dans l'écumé des cours d'eau. Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave, Blanc : Grande Rivière de Vieux-Habitants. Les traits noirs relient les stations le long du gradient longitudinal. Les numéros (1-4) identifient les différentes stations. La correspondance des noms d'espèces est donnée en Annexe 3.

Les taux de sporulation et la diversité des hyphomycètes aquatiques sur les litières de bambou sont faibles (Tableau 7) en comparaison des résultats communément observés en milieu tempéré. La variabilité est également très importante, y compris entre échantillons provenant d'une même station. Il demeure que pour l'ensemble des cours d'eau, les taux de sporulation les plus importants sont observés dans les stations à l'amont immédiat des rejets (stations 3). La diversité observée sur les

échantillons de sporulation est également nettement moindre par rapport à la diversité observée dans l'écume. Ce résultat est relativement classique, et reflète le fait que toutes les espèces présentes dans un cours d'eau ne se retrouvent pas nécessairement associées aux litières incubées au moment de l'expérience. Elles peuvent également y être associées mais ne pas produire de conidies dans les conditions de laboratoire.

Tableau 7 - Richesse taxonomique et activité de sporulation des hyphomycètes aquatiques sur les différentes stations. L'astérisque indique une valeur de richesse taxonomique n'ayant pas pu être raréfiée car le nombre de conidies était inférieur au seuil de raréfaction.

	Stations	Richesse écume (raréfaction pour 90 conidies)	Taux de sporulation (conidies/mg/jour) (moyenne ± écart-type)	Richesse sporulation
Gde Riv. à Goyaves	1	9.49	4.18 ± 5.59	7
	2	12.44	0.83 ± 0.11	3
	3	17.88	17.87 ± 13.89	8
	4	16.16	0.07 ± 0.13	1
Pte Riv. à Goyave	1	7.52	0.05 ± 0.08	1
	2	14.07	1.66 ± 3.31	1
	3	10.35	32.33 ± 52.79	9
	4	4*	1.08 ± 0.38	3
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	11.8	1.79 ± 2.07	10
	2	13.99	3.29 ± 2.93	11
	3	-	12.87 ± 9.40	9
	4	13.62	6.74 ± 10.64	5

Communautés de macro-invertébrés : les listes faunistiques obtenues par les prélèvements Surber sont présentées en Annexe 4. La quantité de macro-invertébrés prélevés varie considérablement d'une station et d'une rivière à l'autre, avec des abondances globalement plus faibles sur les zones amont que sur les zones aval (Tableau 8). A l'inverse, la richesse taxonomique tend à diminuer de l'amont vers l'aval, avec les richesses les plus importantes observées sur les stations 1 ou 2.

Tableau 8 - Abondance et richesse taxonomique des communautés de macro-invertébrés dans les différentes stations.

	Stations	Abondance	Richesse taxonomique
Gde Riv. à Goyaves	1	242	31
	2	1342	31
	3	641	25
	4	1530	25
Pte Riv. à Goyave	1	289	37
	2	699	30
	3	897	25
	4	4196	21
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	183	24
	2	NA	NA
	3	NA	NA
	4	198	6

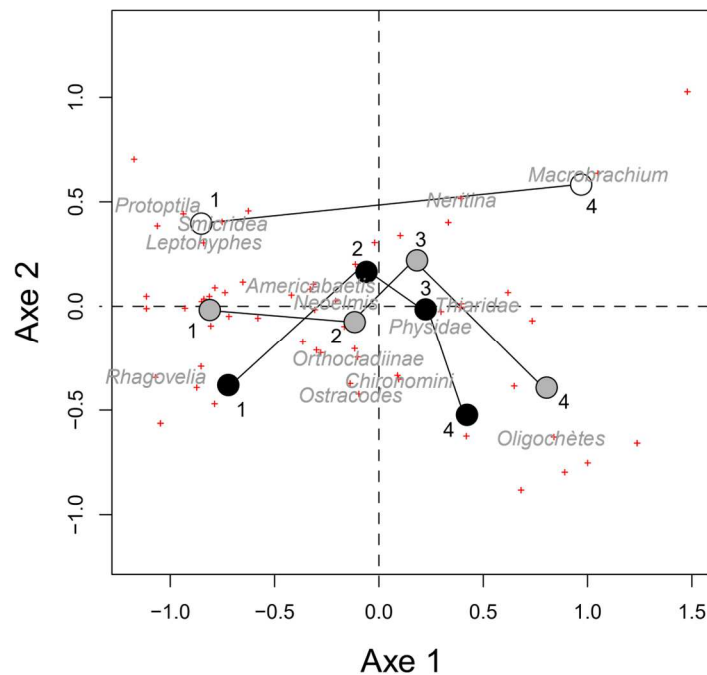


Figure 11 - Ordination (NMDS) des communautés de macro-invertébrés échantillonnées pour les IBMA. Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave, Blanc : Grande Rivière de Vieux-Habitants. Les traits noirs relient les stations le long du gradient longitudinal. Les numéros (1-4) identifient les différentes stations. Le nom des espèces représentant au moins 10% des macro-invertébrés échantillonnés sur au moins 1 station sont donnés en gris. Les autres espèces sont représentées par des croix. Les espèces rares (<3 individus) ou apparaissant dans moins de 3 stations ont été exclues de l'analyse.

L'ordination présentée en Figure 11 présente les variations amont-aval de la composition spécifique des communautés. Sur les 3 rivières, une même tendance est observée, avec des stations en cœur de parc dominées par des larves d'insectes incluant notamment des trichoptères et des éphémères (*Protophila sp.*, *Smicridea sp.*, *Leptohyphes sp.*) sur la partie gauche de la Figure 11 et des zones aval dominées par des mollusques (*Thiaridae*, *Physidae*, *Neritina sp.*) et la présence de macro-crustacés juvéniles (*Macrobrachium sp.*) sur la partie droite de la Figure 11. Sur les stations situées en aval des rejets de la Petite Rivière à Goyave et de la Grande Rivière à Goyaves, les communautés sont dominées par les oligochètes et les chironomes (quart inférieur droit de la Figure 11) qui sont des taxons généralement tolérants à la pollution et à la dégradation de l'habitat.

Communautés de macro-crustacés et de poissons : les listes faunistiques obtenues par les pêches électriques sont présentées en Annexe 4. Les macro-crustacés et poissons sont moins abondants et diversifiés en cœur de parc (Tableau 9), sauf pour la Grande Rivière à Goyaves où de fortes abondances de *Micratya poeyi* sont observées. L'analyse de la répartition des différentes espèces (Figure 12) révèle également des gradients longitudinaux. Les parties aval des rivières (amont et aval rejet) sont regroupées sur la gauche de la figure et la partie droite regroupe les stations intermédiaires et en cœur de parc. Certaines espèces apparaissent plus abondantes à l'aval ce qui est en accord avec leur écologie. C'est le cas de *Macrobrachium acanthurus* dont les adultes affectionnent l'aval des cours d'eau et ne se trouvent pas dans les zones amont et d'*Eleotris perniger* dont les capacités de migrations ne permettent pas de passer les premiers rapides et obstacles. D'autres sont plus abondants sur l'amont des têtes de bassin ou à des altitudes intermédiaires. Il s'agit de *Sicydium punctatum* et

Micratya poeyi très ubiquistes et pouvant être très abondantes par rapport aux autres poissons et crustacés.

Tableau 9 - Abondance et richesse taxonomique des macro-crustacés et poissons prélevés lors des pêches électriques.

	Stations	Abondance macro-crustacés	Richesse macro-crustacés	Abondance poissons	Richesse poissons
Gde Riv. à Goyaves	1	590	6	7	1
	2	193	7	37	2
	3	541	5	12	4
	4	-	-	-	-
Pte Riv. à Goyave	1	157	4	6	2
	2	289	7	119	3
	3	659	6	89	5
	4	56	3	33	5
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	68	3	50	4
	2	-	-	-	-
	3	-	-	-	-
	4	1819	6	81	5

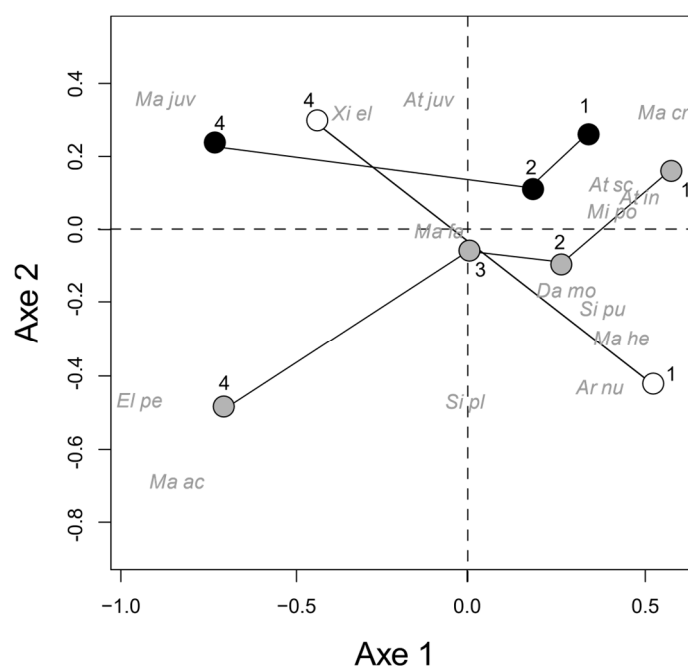


Figure 12 - Ordination (NMDS) des communautés de macro-crustacés et de poissons échantillonnés par pêche électrique. Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave, Blanc : Grande Rivière de Vieux-Habitants. Les traits noirs relient les stations le long du gradient longitudinal. Les numéros (1-4) identifient les différentes stations. La correspondance des noms d'espèces est donnée en Annexe 4. Les espèces rares (<3 individus) ou apparaissant dans moins de 3 stations ont été exclues de l'analyse.

Pour certains taxons, et en accord avec leur trait de vie amphidrome, une répartition différente apparaît selon la classe de taille. Ainsi les *Macrobrachium spp.* juvéniles sont abondants dans la partie aval des rivières, tandis que les individus adultes se retrouvent essentiellement à l'amont (sauf pour *M. acanthurus* dont les adultes fréquentent l'aval des cours d'eau). C'est également le cas pour les

Atyidae, *Xiphocaris elongata* et *Sicydium plumieri*. A noter qu'afin d'en préserver la lisibilité, la Figure 12 ne distingue les différentes classes de taille (juvénile vs adulte) que pour les Atyidae et les *Macrobrachium spp.*, dont les abondances et la répartition dans l'ensemble des stations permettent une bonne représentativité des résultats. Les *S. plumieri* de moins de 5 cm n'ont par exemple été rencontrés que dans 1 seule station (aval de la Grande Rivière de Vieux Habitants).

Indicateurs biologiques DCE

Les différences observées entre communautés de macro-invertébrés issues des différentes stations entraînent des variations de l'indice biologique IBMA (Tableau 10). Ce dernier est toujours maximum en cœur de parc (état moyen à très bon) et diminue vers l'aval. Cette diminution reflète probablement l'accumulation des sources de pressions anthropiques à mesure que l'on se déplace vers l'aval. Pour la Grande rivière à Goyaves et la Petite Rivière à Goyave, un très fort déclassement est constaté entre les stations à l'amont et à l'aval du rejet, classant les stations en aval des rejets en mauvais état biologique. Ces notes sont liées à la forte abondance dans ces stations de taxons résistants à la pollution (oligochètes, chironomes), associée à une disparition de la plupart des taxons polluo-sensibles (comme discuté dans les paragraphes précédents). Sur la station aval de la Grande Rivière de Vieux-Habitants, le mauvais score IBMA reflète davantage la pauvreté générale de la communauté (faible richesse taxonomique).

Les scores IDA confirment cette diminution de la qualité biologique des cours d'eau vers l'aval, quoiqu'avec une amplitude moins importante. Les stations en cœur de parc sont classées en très bon état écologique, et les stations plus à l'aval en bon état à l'exception de la station aval de la Petite Rivière à Goyave, classée en état médiocre (Tableau 10).

Tableau 10 - Valeurs des indices de qualité biologique IBMA et IDA et classes de qualité correspondantes pour les différentes stations (n.d.=non disponible).

	Stations	IBMA	Classe de qualité	IDA	Classe de qualité
Gde Riv. à Goyaves	1	0.538	Moyen	20	Très bon
	2	0.358	Médiocre	18.9	Bon
	3	0.485	Médiocre	18.4	Bon
	4	0.033	Mauvais	18.8	Bon
Pte Riv. à Goyave	1	0.791	Très bon	NA	n.d.
	2	0.761	Très bon	19.1	Très bon
	3	0.284	Mauvais	14.9	Médiocre
	4	0.053	Mauvais	NA	n.d.
Gde Riv. de Vieux-Habitants	1	0.689	Très Bon	19.5	Très bon
	2	NA	NA	NA	n.d.
	3	NA	NA	NA	n.d.
	4	0.104	Mauvais	18.9	Bon

3. Relations entre décomposition et paramètres environnementaux

Relations entre décomposition des litières et physico-chimie de l'eau des cours d'eau (Figure 13)

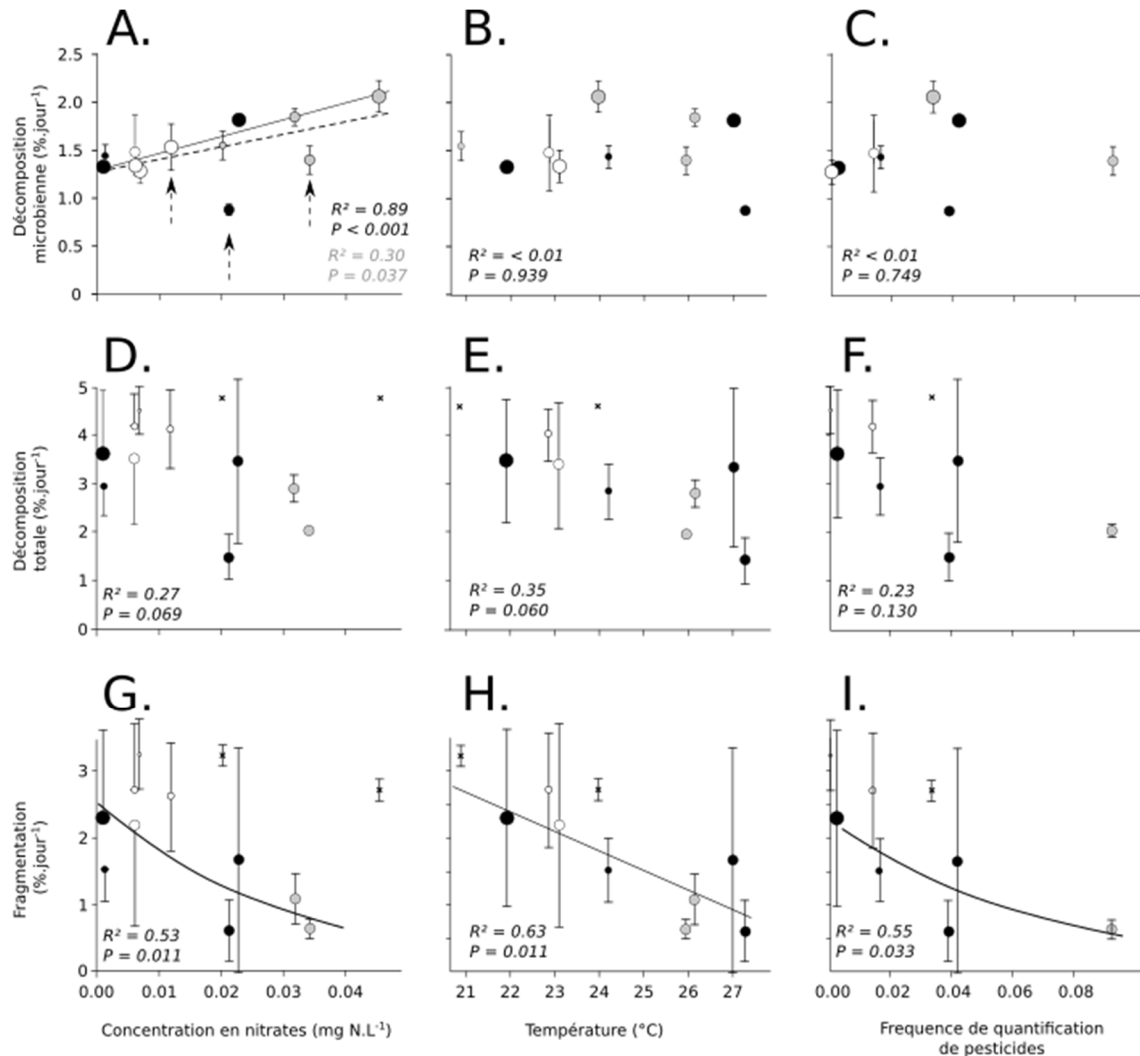


Figure 13 - Relations entre la vitesse de décomposition des litières (moyenne \pm écart-type) dans les filets à mailles fines (A-C), à grosses mailles (D-F), et leur différence (G-I) et des paramètres physico-chimiques considérés (nitrates, température, contamination par les pesticides). Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave et Blanc : Grande Rivière de Vieux Habitants. Les droites et résultats de tests sont relatifs aux modèles obtenus par régression linéaire avec ou sans transformation des variables. La taille des points représente le nombre de répliques disponibles. En (A), 2 régressions linéaires ont été réalisées, l'une excluant les stations 4 indiquées par des flèches en pointillé. La taille des points représente le nombre de répliques disponibles (sacs non vides).

Pour la décomposition microbienne, la vitesse de décomposition augmente significativement avec la concentration en nitrates. La robustesse de cette relation est améliorée si l'on exclut les stations localisées en aval des rejets, dont la vitesse de décomposition est largement influencée par la pollution qu'ils génèrent. Ni la température ni la contamination par les pesticides n'ont d'influence sur la décomposition microbienne des litières. La décomposition totale n'est pas régie par les mêmes paramètres environnementaux que la décomposition microbienne, avec aucun effet significatif de la

concentration en nitrates. La vitesse de fragmentation semble diminuer le long du gradient de température, de concentration en nitrates et en pesticides, mais présente une variabilité importante. Les résultats portant sur les vitesses de décomposition exprimées en degré-jours sont présentés en Annexe 5.

Relations entre décomposition des litières et structure des communautés (Figure 14)

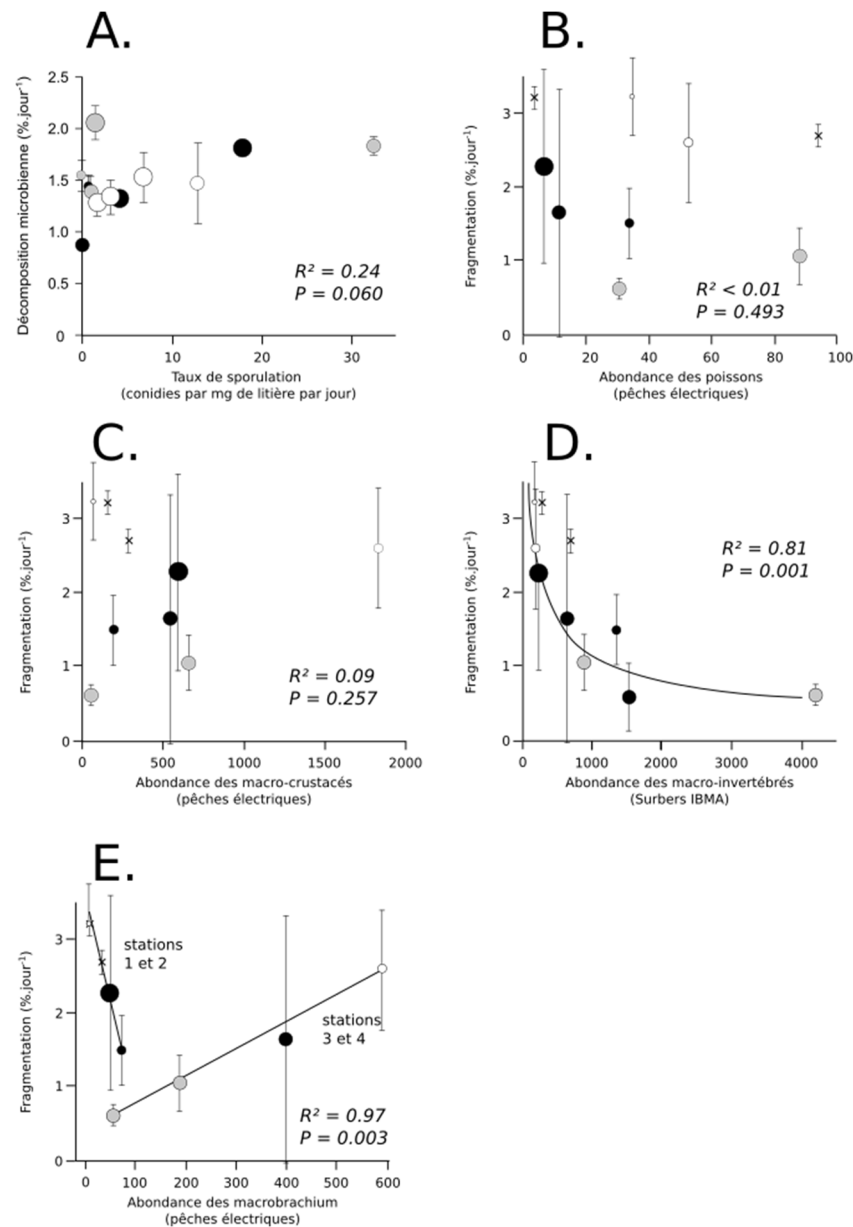


Figure 14 - Relations entre la décomposition microbienne / fragmentation des litières (moyenne \pm écart-type) et abondance des organismes échantillonnés. Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave et Blanc : Grande Rivière de Vieux Habitants. Les droites et résultats de tests sont relatifs aux modèles obtenus par régression linéaire avec ou sans transformation des variables. La taille des points représente le nombre de répliques disponibles (sacs non vides).

Pour les hyphomycètes aquatiques, on n’observe aucune relation entre le taux de sporulation et la décomposition microbienne.

Pour les macro-invertébrés, une relation négative apparaît entre leur abondance et la fragmentation des litières, **avec les vitesses de fragmentation les plus importantes dans les stations présentant les abondances de macro-invertébrés les plus faibles.**

En revanche, l'abondance des poissons et des macro-crustacés n'est pas corrélée à la vitesse de fragmentation. On note toutefois que dans les stations situées à l'amont (stations 1 et 2) et à l'aval (stations 3 et 4) **la vitesse de fragmentation ne semble pas répondre de la même manière aux variations d'abondance des *Macrobrachium spp.*, avec un effet positif des *Macrobrachium spp.* sur les stations aval vs. un effet négatif dans les stations amont.**

Relations entre décomposition des litières et indicateurs biologiques DCE (Figure 15)

La décomposition microbienne a été comparée à l'IDA (Indice Diatomique Antillais), basé sur les diatomées. Dans la mesure où décomposeurs microbiens et diatomées sont des micro-organismes, on peut s'attendre à ce qu'ils soient confrontés aux mêmes contraintes, notamment d'un point de vue de la qualité chimique de l'eau et de la disponibilité en nutriments. Par exemple les indices diatomiques sont réputés sensibles à l'eutrophisation des rivières. Il semble donc intéressant de comparer l'IDA avec la décomposition microbienne qui est stimulée par la concentration en nitrates dans les cours d'eau guadeloupéens.

Par contre, la décomposition totale et la fragmentation des litières ont été comparées à l'IBMA (Indice Biologique Macro-Invertébrés des Antilles), dans la mesure où les macro-invertébrés (ciblés par l'IBMA) en sont des acteurs essentiels. On peut donc s'attendre à ce qu'ils répondent globalement aux mêmes types de pressions.

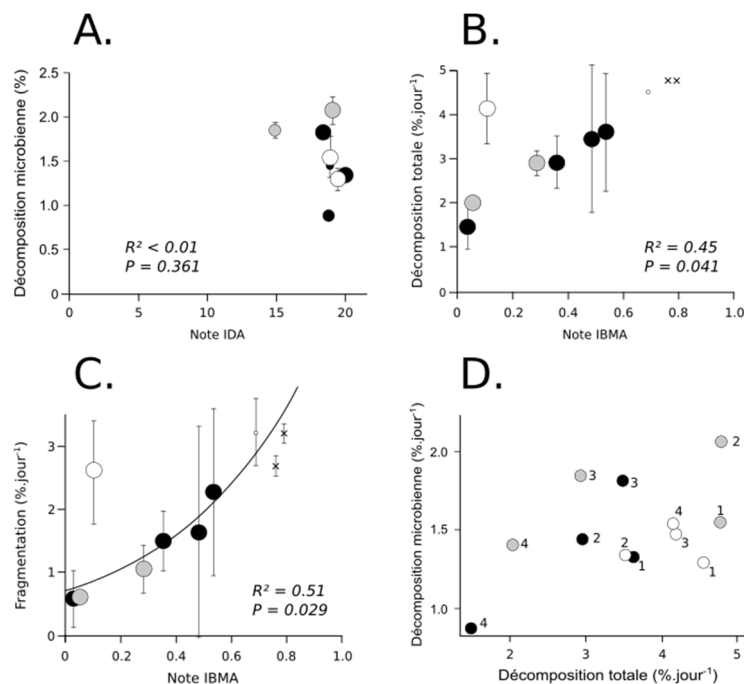


Figure 15 - Relations entre les vitesses de décomposition et les indicateurs réglementaires IBMA et IDA. Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave et Blanc : Grande Rivière de Vieux Habitants. Les droites et résultats de tests sont relatifs aux modèles obtenus par régression linéaire avec ou sans transformation des variables. En A-C la taille des points représente le nombre de répliques disponibles (sacs non vides).

Aucun lien statistique n'est observé entre les vitesses de décomposition microbiens et l'IDA. L'IDA présente relativement peu de variation entre les stations étudiées, contrairement à la vitesse de décomposition microbienne, qui apparaît donc plus sensible à l'eutrophisation (nitrate) que l'IDA en Guadeloupe pour les gammes de concentrations étudiées (très faibles et largement inférieures aux seuils de bonne qualité de la DCE).

Par contre, **une relation positive entre IBMA et vitesse de fragmentation des litières est observée.** Une station toutefois (VH 4) n'obéit pas à cette relation, avec un score IBMA très faible mais une vitesse de décomposition comparable à celle des stations situées plus à l'amont.

Le quatrième graphique de la Figure 15 s'inspire d'une représentation proposée par Brosed et al. (2022) visant à constituer une grille d'interprétation pour exprimer les valeurs de décomposition en classes de qualité écologique. Les stations a priori peu impactées s'y retrouvent rassemblées dans la partie droite (stations sur la Grande Rivière de Vieux-Habitants et stations en cœur de parc) et pourraient constituer une première estimation des valeurs de référence pour la décomposition. **Une eutrophisation du cours d'eau entraîne une augmentation de la décomposition microbienne (décalage vers le haut de la figure comme la station 2 de la Petite Rivière à Goyave) tandis que les autres pressions entraînent une diminution de la décomposition totale (décalage vers la gauche).** La station apparaissant la plus impactée est localisée dans le coin en bas à gauche de la figure (station 4 de la Grande Rivière à Goyaves). L'origine de l'eutrophisation modérée en station 2 de la Petite Rivière à Goyave n'est pas clairement établie, mais pourrait être liée à la présence d'habitations et d'un système d'épuration aux abords de la station.

IV. Discussion

Cette étude constitue la première quantification du processus de décomposition des litières dans les cours d'eau de la Guadeloupe. En 1994, Irons et al. ont suggéré que les vitesses de décomposition microbiennes devraient augmenter du pôle vers les tropiques du fait de l'augmentation de la température. En revanche, il est suggéré que la décomposition totale, impliquant l'action des macro-organismes, suit le schéma inverse en raison de l'absence de macro-invertébrés spécialisés dans la consommation de ces litières (e.g. larves de trichoptères et plécoptères détritivores). Nos résultats semblent en contradiction avec ces prédictions, validées empiriquement à l'échelle globale (Boyero et al. 2011a,b). La décomposition microbienne des litières de bambous est en effet très similaire à ce que l'on pourrait observer dans des cours d'eau tempérés pour des litières de qualité comparable. A l'inverse, la décomposition totale est très rapide. Cette contradiction est à nuancer en considérant (1) la grande variabilité naturelle des cours d'eau d'une région tropicale à une autre (Boyero et al. 2015), (2) le fait que la qualité de la litière (ici le bambou, jamais utilisé dans les études tempérées) influence grandement sa dégradation (Schindler et al. 2009) et que (3) la contribution respective de la faune et de l'abrasion physique dans notre étude n'est pas clairement établie.

Contrairement à ce qui était attendu, aucune stimulation de la décomposition par la température n'a été observée. D'après la théorie la température stimule le métabolisme des organismes poïkilothermes (Brown et al. 2004) jusqu'à un optimum au-delà duquel l'activité des organismes décroît (ex : Deutsch et al. 2008). L'absence d'effet de la température sur la décomposition dans les cours d'eau de Guadeloupe pourrait signifier que la température optimale de l'activité des décomposeurs y est proche des températures environnementales, ce qui serait en accord avec des estimations réalisées pour certains hyphomycètes aquatiques (Chauvet & Suberkropp 1998) et invertébrés (Deutsch et al. 2008 ; Shah et al. 2021). Ce point mériterait d'être clarifié par le biais d'expérimentation dédiées, car il pourrait être à l'origine de conséquences négatives de

l'augmentation de la température des cours d'eau (réchauffement climatique, ouverture de la canopée) sur leur fonctionnement écologique.

Un potentiel effet de la température a également pu être masqué par les très faibles concentrations de l'eau en éléments nutritifs, nécessaires aux activités biologiques. Ce type de limitation pourrait être fréquent dans les cours d'eau tropicaux (Gonçalves et al. 2007 ; Medeiros et al. 2015), souvent pauvres en éléments nutritifs du fait du lessivage des nutriments par les précipitations importantes (Lewis 2008) et les crues associées. Du fait de la perte de répliques et de la grande variabilité des données, nous n'avons pas pu quantifier de manière fiable la contribution des macro-organismes à la décomposition des litières. D'après la littérature, on s'attend à ce qu'elle soit limitée en raison de la faible diversité et abondance des macro-invertébrés détritvres dans les cours d'eau tropicaux (Boyero et al. 2011b). Toutefois, la rareté des invertébrés détritvres pourrait être compensée par l'abondance de macro-crustacés, incluant des espèces détritvres comme *Xiphocaris elongata* (Crowl et al. 2006) et des espèces omnivores telles que *Macrobrachium sp* (Coat et al. 2009) qui participeraient de manière significative à la décomposition des litières et justifierait les valeurs élevées de fragmentation. Il a même été suggéré que les crustacés Atyidae (filtreurs/racleurs) pouvaient participer de manière significative à la décomposition des litières en consommant des fragments de feuilles conditionnées par les champignons, ou en raclant le biofilm à la surface des feuilles (Crowl et al. 2001 ; Williams 2002 ; Coat et al. 2009). La contribution réelle des macro-crustacés reste d'autant plus incertaine que certaines espèces (ex : *Macrobrachium spp.*, *Guinotia dentata*) sont également prédatrices, et pourraient en fait inhiber la décomposition en consommant les organismes détritvres (March et al. 2001 ; Bobeldyk & Ramírez 2007 ; Costa et al. 2016 ; Moulton et al. 2010 ; Yang et al. 2020). En fait, l'influence des macro-crustacés sur la décomposition dépend certainement de leur identité taxonomique, de leur stade de développement, voire du contexte environnemental – comme par exemple la position de la station le long d'un gradient amont-aval (March et al. 2001). Cela pourrait expliquer la variabilité de l'influence des *Macrobrachium spp.* selon la position longitudinale de nos stations (Figure 14).

La répartition des stations de notre étude nous permet d'évaluer l'évolution de différents paramètres biotiques et abiotiques le long du gradient amont-aval, ainsi que les conséquences sur la vitesse de décomposition des litières. Malgré des différences de contexte environnemental entre rivières, les stations étudiées peuvent être catégorisées selon leur position le long de ce gradient. Les stations en cœur de parc, situées à des altitudes supérieures à 200 m, sont caractérisées par un régime torrentiel (écoulements rapide et turbulent) et sont bordées par une forêt présentant une canopée dense. L'eau y est particulièrement pauvre en azote dissous, ce qui limite la décomposition microbienne des litières. Une vitesse de fragmentation importante peut être attribuée soit au régime torrentiel (abrasion physique ; Bastias et al. 2020), soit à la présence d'une communauté diverse de macro-invertébrés parmi lesquels figurent des taxons détritvres (ex : amphipodes, trichoptères). Les macro-crustacés et les poissons y sont globalement peu diversifiés et peu abondants, ce qui est à attribuer au caractère amphidrome de nombreuses espèces : les larves se développent en mer ou dans les embouchures de fleuves, puis remontent vers les stations amont des cours d'eau où ils se rencontrent au stade adulte (Benstead et al. 2000) mais avec des densités moindres.

A mesure que l'on se déplace vers l'aval, la température augmente, favorisée par la diminution de l'altitude et l'ouverture de la canopée due à l'artificialisation des sols et des berges (la ripisylve devenant dominée par des herbacées ; voir Annexe 1 et Figure 2). De plus, l'eau du cours d'eau se charge en éléments nutritifs, probablement sous l'effet de facteurs naturels et anthropiques (agriculture, urbanisation). Cette augmentation de la concentration en nutriments, en particulier en nitrates, stimule clairement les communautés d'hyphomycètes aquatiques, qui présentent une

diversité et une activité (décomposition microbienne) plus importante dans les stations les plus riches en nitrates. De tels effets sur la diversité des hyphomycètes (Gulis & Suberkropp 2004) et la décomposition microbienne (Ferreira et al. 2006) sont connus, et réputés d'autant plus forts que la concentration de base est faible (Ferreira et al. 2015), ce qui est le cas dans les cours d'eau guadeloupéens étudiés. Les modifications dans la structure et la composition des communautés faunistiques le long du gradient d'altitude s'accompagnent d'une diminution de la vitesse de fragmentation des litières. Les taxons rencontrés à l'amont sont progressivement remplacés vers l'aval par une grande abondance de larves de diptères (chironomes) et par des mollusques Thiaridae qui ne semblent pas impliqués dans la décomposition des litières (Coat et al. 2009). Le caractère moins torrentiel et l'apparition d'habitats lenthiques à l'aval ou encore l'accumulation de pesticides liées à l'agriculture contribuent sans doute également à ce ralentissement de la fragmentation.

Enfin, situées de part et d'autre d'un rejet (industriel ou eaux usées domestiques) mais très proche l'une de l'autre, les stations 3 et 4 permettent d'interpréter les différences observées comme une conséquence directe des rejets, et non d'un facteur naturel. La décomposition microbienne apparaît fortement inhibée par 2 rejets dont les effets sur le milieu incluent une diminution de l'oxygénation de l'eau (rejet industriel sur la Grande Rivière à Goyaves) et une augmentation de la concentration en ammonium (rejet de station d'épuration sur la Petite Rivière à Goyave), deux paramètres dont l'influence sur les organismes décomposeurs est connue (Lecerf et al. 2006 ; Medeiros et al. 2009). Des altérations importantes de l'habitat pour la faune sont aussi remarquées (colmatage, prolifération de *Sphaerotilus natans*, obs. personnelle). Ces altérations physico-chimiques et d'habitat inhibent la fragmentation des litières par la faune de 30.3 et 57.4 %, ce qui reflète une altération sensible du fonctionnement de l'écosystème d'après les seuils établis par Gessner et al. (2002). Cette inhibition, non significative du fait de la forte variabilité des résultats nécessiterait d'être confirmée par des études dédiées. L'absence d'impact lié au troisième rejet (Grande Rivière de Vieux-Habitants) est par ailleurs cohérente avec la conformité de l'installation.

Ces résultats illustrent le potentiel de la décomposition des litières comme outil pour quantifier l'impact de pollutions ponctuelles telles que des rejets industriels ou de stations d'épuration (Englert et al. 2013 ; Bastias et al. 2017), y compris pour discriminer entre des rejets plus ou moins impactants pour le fonctionnement de l'écosystème. L'outil s'avère par ailleurs pertinent pour évaluer des altérations à l'échelle du bassin versant. La décomposition microbienne apparaît par exemple plus sensible que les indicateurs existants à l'augmentation de la concentration en nitrates dans les cours d'eau. En répondant à de très faibles modifications de la concentration en nutriments, elle pourrait servir d'alerte et permettre la mise en place de mesures précoces pour endiguer un processus d'eutrophisation.

Il semble que les bandes de coton puisse être utilisées comme substitut à la litière pour évaluer la décomposition microbienne. Ce point reste toutefois à confirmer et est conditionné à une protection des bandes de coton dans des sacs à mailles fines. Enfin, l'examen des vitesses de fragmentation s'est également avéré utile malgré des limites méthodologiques qu'il conviendra de résoudre (voir ci-dessous). Ces dernières varient en effet dans le même sens que l'indice IBMA, et les cours d'eau de bonne qualité apparaissent associés à des vitesses de fragmentation élevées. Dans la station aval du cours d'eau le moins impacté (Grande Rivière de Vieux-Habitants) une fragmentation rapide est observée malgré un score IBMA bas, associé à une faible diversité de macro-invertébrés. Dans cette station, l'impact de la pauvreté des communautés d'invertébrés sur la décomposition pourrait être compensé par une forte abondance de *Macrobrachium spp.* juvéniles, dont la taille permet l'accès aux litières et dont la contribution à la décomposition reste largement à explorer.

Le projet DELICE a permis d'améliorer les connaissances scientifiques sur le fonctionnement écologique des cours d'eau de la Guadeloupe, et illustré la pertinence de ce processus pour l'évaluation de la qualité écologique. Du fait de crues et/ou de vandalisme, les conclusions relatives aux vitesses de décomposition totale et de fragmentation sont peu robustes et mériteraient d'être confirmées. Par ailleurs, le projet a permis d'identifier plusieurs actions à mener pour exploiter pleinement le potentiel de l'outil dans les Antilles :

- ajuster de la méthodologie pour limiter la perte de litière dans les grosses mailles, la perte des bandes de coton et l'impact des crues. Par exemple, la diminution du temps d'exposition, l'utilisation d'une litière moins fragile, ou d'une maille moins grossière pour les filets à grosses mailles (ex : 5 mm), le placement des bandes de coton dans des sacs à mailles fines,
- déployer l'indicateur dans des conditions plus contrastées en termes d'impact anthropique, incluant des stations sur les îles de la Guadeloupe et de la Martinique,
- définir des conditions et valeurs de référence ainsi que les seuils de classes de qualité pour la décomposition microbienne et la décomposition totale dans les différentes hydro-éco-régions du territoire.

De plus, pour une interprétation pertinente des données de décomposition, certains résultats suggérés par cette première étude mériteraient d'être approfondis ou clarifiés :

- l'influence des macro-crustacés sur la décomposition des litières peut être évaluée par une approche expérimentale en combinant des approches milieu contrôlé (tests de consommation de litières par différentes espèces de crevettes, à différents stades de développement) et des expérimentations sur le terrain (enclos ; Yang et al. 2020, isotopes),
- l'évaluation de l'impact des pesticides sur la décomposition nécessiterait de travailler le long de gradients de pression plus marqués et mieux caractérisés, avec des analyses réalisées sur le même pas de temps que le déploiement des litières. De plus, d'après des travaux antérieurs (Brosed et al. non publié), la quantité de chlordécone associée aux litières (adsorbée ou accumulée) pourrait refléter les niveaux de contaminations de l'eau et agir comme un échantillonneur passif.

Enfin, un des avantages de la décomposition des litières est d'être pertinent dans une grande variété d'écosystèmes. Ainsi la déclinaison de l'outil dans les eaux de transition (embouchures, mangroves) et dans les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées (ex : canaux de Grande Terre) pourrait s'avérer intéressante. Il s'agit en effet de systèmes largement représentés dans les Antilles, qui ont un intérêt écologique, social et patrimonial très importants, mais pour lesquels aucun indicateur de qualité biologique (au sens de la DCE) n'est disponible à ce jour.

Remerciements

Le projet DELICE a été subventionné par l'Office de l'Eau de la Guadeloupe dans le cadre d'une convention recherche / développement (convention n° 286) et par le Parc National de la Guadeloupe (convention ° 2022-039) dans le cadre de l'Appel à Projet Scientifique, soutenu par le programme France Relance. Les données relatives aux communautés d'hyphomycètes aquatiques ont été recueillies et analysées dans le cadre d'un projet financé par l'UMS Patrinat (Appel à projets pour la connaissance naturaliste). Nous remercions par ailleurs l'unité de recherche ASSET d'INRAE pour la mise à disposition de ses locaux et de matériel (étuves). Les analyses d'eau ont été réalisées par le plateau d'Analyses Physico-Chimiques du laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et Environnement à Toulouse. Nous remercions également Sarah Tolla et Alexandra Le Moal pour leur assistance sur le terrain et Jimmy Benjamin (DEAL Guadeloupe), le personnel de l'ODE et du PNG pour la mise à

disposition de données. Merci enfin aux membres du comité de pilotage pour leurs retours et discussions sur le projet.

Autorisations accordées

Les autorisations suivantes ont été accordées pour la bonne mise en œuvre du projet :

- Prélèvements d'invertébrés en cœur de Parc national : PNG Arrêté 2022-23 du 11/04/2022,
- Installation des dispositifs protocole « Litière » en cœur de Parc National : PNG Arrêté 2022-23
- Pêche à l'électricité : DEAL Arrêté RN-2022-12 du 14/04/2022

Références

- AFNOR (2003). Qualité de l'eau - Échantillonnage des poissons à l'électricité. NF EN 14011, 20 pp.
- AFNOR (2016). Qualité de l'eau – Prélèvement des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes. NF T90-333, 39 pp.
- AFNOR (2008) Qualité de l'eau – Échantillonnage des poissons à l'électricité dans le cadre des réseaux de suivi des peuplements de poissons en lien avec la qualité des cours d'eau. XP T90-383, 30 pp.
- Bastias E, Ribot M, Romaní AM, Mora-Gómez J, Sabater F, López P, Martí E (2018) Responses of microbially driven leaf litter decomposition to stream nutrients depend on litter quality. *Hydrobiologia* 806, 333–346
- Bastias E, Bolivar M, Ribot M, Peipoch M, Thomas SA, Sabater F, Marti E (2020) Spatial heterogeneity in water velocity drives leaf litter dynamics in streams. *Freshwater Biology* 65, 435–445
- Benstead JP, March JG, Pringle CM (2000) Estuarine larval development and upstream post-larval migration of freshwater shrimps in two tropical rivers of Puerto Rico. *Biotropica* 32, 545–548
- Bernadet C, Tournon-Poncet H, Bargier N, Céréghino R, Mondy C, Monnier O (2020) Guide pour la mise en œuvre d'indices biologiques outre-mer. L'indice biologique macroinvertébrés des Antilles IBMA. OFB, collection Guides et protocoles, 54 pp.
- Bobeldyk AM, Ramírez A (2007) Leaf breakdown in a tropical headwater stream (Puerto Rico): the role of freshwater shrimps and detritivorous insects. *Journal of Freshwater Ecology* 22, 581–590
- Boyero L, Pearson RG, Dudgeon D, Graça MAS, Gessner MO, Albariño RJ, Ferreira V, Yule CM, Boulton AJ, Arunachalam M, Callisto M, Chauvet E, Ramírez A, Chará J, Moretti MS, Gonçalves JF Jr, Helson JE, Chará-Serna AM, Encalada AC, Davies JN, Lamothe S, Cornejo A, Li AOY, Buria LM, Villanueva VD, Zúñiga MC, Pringle CM (2011) Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology* 92, 1839–1848
- Boyero L, Pearson RG, Gessner MO, Barmuta LA, Ferreira V, Graça MAS, Dudgeon D, Boulton AJ, Callisto M, Chauvet E, Helson JE, Bruder A, Albariño RJ, Yule CM, Arunachalam M, Davies JN, Figueroa R, Flecker AS, Ramírez A, Death RG, Iwata T, Mathooko JM, Mathuriau C, Gonçalves JF Jr, Moretti MS, Jinggut T, Lamothe S, M'Erimba C, Ratnarajah L, Schindler MH, Castela J, Buria LM, Cornejo A, Villanueva VD, West DC (2011) A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters* 14, 289–294
- Boyero L, Pearson RG, Gessner MO, Dudgeon D, Ramírez A, Yule CM, Callisto M, Pringle CM, Encalada AC, Arunachalam M, Mathooko J, Helson JE, Rincón J, Bruder A, Cornejo A, Flecker AS, Mathuriau C, M'Erimba C, Gonçalves JF Jr, Moretti M, Jinggut T (2015) Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm? *Freshwater Science* 34, 759–769
- Brosed M, Jabiol J, Chauvet E (2022) Towards a functional assessment of stream integrity: A first large-scale application using leaf litter decomposition. *Ecological Indicators* 143, 109403

- Brosed M, Lamothe S, Chauvet E (2016) Litter breakdown for ecosystem functioning also applies to streams affected by pesticides. *Hydrobiologia* 773, 87–102
- Chauvet E, Suberkropp K (1998) Temperature and sporulation of aquatic hyphomycete. *Applied and Environmental Microbiology* 64, 1522-1525
- Coat S, Monti D, Bouchon C, Lepoint G (2009) Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology* 54, 1028–1041
- Colas F, Baudoin J-M, Gob F, Tamissier V, Valette L, Kreutzenberger K, Lambrigot D, Chauvet E (2017) Scale dependency in the hydromorphological control of a stream ecosystem functioning. *Water Research* 115, 60–73
- Colas F, Woodward G, Burdon FJ, Guérold F, Chauvet E, Cornut J, Cébron A, Clivot H, Danger M, Danner MC, Pagnout C, Tiegs SD (2019) Towards a simple global-standard bioassay for a key ecosystem process: organic matter decomposition using cotton strips. *Ecological Indicators* 106, 105466
- Costa L, Kiffer W Jr, Casotti C, Rangel J, Moretti M. Influence of *Trichodactylus fluviatilis* on leaf breakdown in streams: understanding the role of freshwater crabs in detritus-based food webs. *Zoological Studies* 55, e54
- Crowl TA, McDowell WH, Covich AP, Johnson SL (2001) Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. *Ecology* 82, 775–783
- Crowl TA, Welsh V, Heartsill-Scalley T, Covich AP (2006) Effects of different types of conditioning on rates of leaf-litter shredding by *Xiphocaris elongata*, a Neotropical freshwater shrimp. *Journal of the North American Benthological Society* 25, 198–208
- Deutsch CA, Tewksbury JJ, Huey RB, Sheldon KS, Ghalambor CK, Haak DC, Martin PR (2008) Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 105, 6668-6672
- Englert D, Zubrod JP, Schulz R, Bundschuh M (2013) Effects of municipal wastewater on aquatic ecosystem structure and function in the receiving stream. *Science of the Total Environment* 454-455, 401–410
- Ferreira V, Gulis V, Graça MAS (2006) Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia* 149, 718–729
- Ferreira V, Castagnyrol B, Koricheva J, Gulis V, Chauvet E, Graça MAS (2015) A meta-analysis of the effects of nutrients enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews* 90, 669–688
- Ferreira V, Elozegi A, Tiegs SD, von Schiller D, Young R (2020) Organic matter decomposition and ecosystem metabolism as tools to assess the functional integrity of streams and rivers-A systematic review. *Water* 12, 3523
- Follstad Shah JJ, Kominoski JS, Ardon M, Dodds WK, Gessner MO, Griffiths NA, Hawkins CP, Johnson SL, Lecerf A, LeRoy CJ, Manning DWP, Rosemond AD, Sinsabaugh RL, Swan CM, Webster JR, Zeglin LH (2017) Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Global Change Biology* 23, 3064–3075
- Gessner MO, Chauvet E (1994) Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75, 1807–1817
- Gessner MO, Chauvet E (2002) A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12, 498–510
- Goering HK, Van Soest PJ (1970) Forage fiber analysis (apparatus, reagents, procedures, and some applications). *Agriculture Handbook* 379, Department of Agriculture, pp. 1-20
- Gonçalves JF Jr, Graça MAS, Callisto M (2007) Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology* 52, 1440–1451
- Gouy V, Artigas J, Bonnineau C, Chaumot A, Chauvet E, Guérold F, Le Dréau M, François A, Jabiol J, Legrand C, Margoum C, Martin-Laurent F, Mazzella N, Usseglio-Polatera P, Pesce S, Tardy V (2021) Développement et

- transfert aux opérationnels d'outils intégratifs de mesure chimique et biologique au sein des cours d'eau pour le suivi de l'impact des pratiques agricoles et de leur évolution, rapport Ecophyto II, 156 pp.
- Graça MAS, Hyde K, Chauvet E (2016) Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical-subtropical low order streams. *Fungal Ecology* 19, 182–189
- Gulis V, Suberkropp K (2004) Effects of whole-stream nutrient enrichment on the concentration and abundance of aquatic hyphomycete conidia in transport. *Mycologia* 96, 57–65
- Irons JG, Oswood MW, Stout RJ, Pringle CM (1994) Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology* 32, 401–411
- Jabiol J, Labeille M (2022) Première description des communautés d'hyphomycètes aquatiques de la Guadeloupe. Rapport d'étude UMS Patrinat, 16 pp
- Lecerf A (2021) The construction of plant litter decomposition curves. In: *The ecology of plant litter decomposition in stream ecosystems* (eds: Swan C, Boyero L, Canhoto C), Springer, pp. 433–453
- Lecerf A, Usseglio-Polatera P, Charcosset J-Y, Lambrigot D, Bracht B, Chauvet E (2006) Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 165, 105–126
- Lefrançois E, Eulin A, Guéguen J, Coste M, Delmas F, Monnier O (2019) Guide pour la mise en œuvre d'indices biologiques en outre-mer. L'indice diatomique antillais IDA. Collection Guides et Protocoles, Agence Française pour la Biodiversité, 52 pp.
- Lewis WM Jr (2008) Physical and chemical features of tropical flowing waters. In: *Tropical Stream Ecology* (ed: Dudgeon D), Aquatic Ecology Series, Academic Press, 316 pp.
- March, JG, Benstead JP, Pringle CM, Ruebel MW (2001) Linking shrimp assemblages with rates of detrital processing along an elevational gradient in a tropical stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 470–478.
- Medeiros AO, Pascoal C, Graça MAS (2009) Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54, 142–149
- Medeiros AO, Callisto M, Graça MAS, Ferreira V, Rosa CA, França J, Eller A, Rezende RS, Gonçalves JF Jr (2015) Microbial colonisation and litter decomposition in a Verrado stream are limited by low dissolved nutrient concentrations. *Limnetica* 34, 283–292
- Morandi B, Rivière-Honegger A, Cottet M (2016) Les Martiniquais et les rivières : « Etude en Sciences Humaines et Sociales sur l'Eau et les Milieux Aquatiques en Martinique. Rapport de recherche CNRS, CIRAD, ODE Martinique, ONEMA, 202 pp.
- Moulton TP, Magalhães-Fraga SAP, Brito EF, Barbosa FA (2010) Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638, 55–66
- MTES (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire) (2019) Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentale (cours d'eau, canaux, plans d'eau), 44 pp.
- Schindler MH, Gessner MO (2009) Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90, 1641–1649
- Shah AA, Woods HA, Havird JC, Encalada AC, Flecker AS, Funk WC, Guayasamin JM, Kondratieff BC, LeRoy Poff N, Thomas SA, Zamudio KR, Ghalambor CK (2020) Temperature dependence of metabolic rate in tropical and temperate aquatic insects: Support for the Climate Variability Hypothesis in mayflies but not stoneflies. *Global Change Biology* 27, 297–311
- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL, Webster JR (1997) Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial inputs. *Science* 277, 102–104



Williams JL (2002) Effects of the tropical freshwater shrimp *Caridina weberi* (Atyidae) on leaf litter decomposition. *Biotropica* 34, 616–619

Yang C, Wenger SJ, Rugenski AT, Wehrmann IS, Connelly S, Freeman MC (2020) Freshwater crabs (Decapoda: Pseudothelphusidae) increase rates of leaf breakdown in a neotropical headwater stream. *Freshwater Biology* 65, 1673–1684



Annexes



Annexe 1 : Photos des stations

Grande Rivière à Goyaves

Cœur de parc



Intermédiaire



Amont rejet



Aval rejet



Petite Rivière à Goyave

Cœur de parc



Intermédiaire



Amont rejet



Aval rejet



Grande Rivière de Vieux-Habitants :

Cœur de parc



Intermédiaire



Amont rejet



Aval rejet



Annexe 2 : Protocoles d'inventaire des communautés d'hyphomycètes aquatiques

Extrait de Jabiol & Labeille (2022) : Première description des communautés d'hyphomycètes aquatiques de la Guadeloupe. Rapport d'étude UMS Patrinat, 16 pp. :

« Sur l'ensemble des 12 stations suivies, 2 méthodes d'échantillonnage complémentaires ont été utilisées pour décrire les communautés d'hyphomycètes aquatiques : la sporulation sur des litières de bambou et l'échantillonnage d'écume (protocoles adaptés de Gessner et al. 2003, Descals 2020, et Bärlocher 2020). L'utilisation de ces 2 approches permet d'échantillonner un nombre plus important d'espèces. La sporulation est une méthode standardisée qui permet la comparaison de la diversité et de la densité de conidies entre stations. En revanche, le nombre d'espèces est souvent moindre, et la diversité et la densité de conidies dépend fortement de l'espèce de litière et de son stade de décomposition (à priori comparable entre stations). Par ailleurs, un grand nombre de conidies est souvent piégé par les bulles d'air qui s'accumulent sous forme d'écume dans laquelle les conidies peuvent être identifiées et comptées. On y trouve généralement une diversité plus importante que dans les échantillons de sporulation. Cependant, cette méthode n'est pas standardisée car le nombre de conidies dépend de la présence, la taille et l'âge des paquets d'écume. Les conidies aux formes complexes sont par ailleurs préférentiellement captées par l'écume, introduisant un biais en leur faveur.

La sporulation consiste à induire la production de conidies sur des feuilles mortes incubées sur le terrain. Une même espèce de litière est utilisée et incubée dans le cours d'eau pour un temps équivalent entre stations afin de standardiser le protocole et pouvoir comparer les stations entre elles. Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé des litières de bambou (*Bambusa vulgaris* Schrad.) incubées pendant 19-21 jours sur les différentes stations. La litière a été récoltée sur la commune du Lamentin à proximité de la Grande Rivière à Goyaves puis séchée à l'air libre. Des lots de 3 g de litière ont ensuite été placés dans des filets de nylon (ca. 15 × 20 cm) de maille 0.5 mm, suffisamment large pour permettre l'accès aux conidies d'hyphomycètes aquatiques, mais suffisamment fine pour limiter la dégradation des litières par les invertébrés ou l'abrasion physique. Sur chaque station, 4 sacs à litière ont été déployés, et fixés à des fers à béton le 5 - 6 avril 2022 selon les stations.

Après 3 semaines d'exposition sur le terrain, les litières ont été transportées au laboratoire et nettoyées. Dix disques de 1 cm de diamètre ont été découpés sur les litières de chaque filet, et placés dans des boîtes de Petri en verre contenant 20 mL d'eau déminéralisée. Les boîtes de Petri ont ensuite été placées sous agitation constante (ca. 100 tours par minute) dans une pièce climatisée à une température proche de celle de l'eau des cours d'eau (ca. 25 °C). Après 48 h, la suspension contenant les conidies produites par les litières a été récoltée dans des tubes Falcon et fixée au formol (concentration finale 2 %). Par ailleurs, 2 prélèvements d'écume ont été réalisés sur chaque station (lorsque cela était possible). L'écume a été prélevée à l'aide d'une cuillère, placée dans des tubes de centrifugeuse (2 mL) et fixée avec quelques gouttes de FAA (mélange de formol, éthanol et acide acétique). Pour l'ensemble des répliques pour les 2 méthodes, un aliquot (5 mL pour les sporulations, 0.5-1 mL pour les échantillons d'écume) a ensuite été filtré sur une membrane en nitro-cellulose de porosité 5 µm. La membrane est alors colorée au bleu Trypan (5 % de bleu Trypan dans de l'acide acétique à 60 %), placée entre lame et lamelle et observée au microscope. Les conidies présentes sur la membrane sont alors dénombrées et identifiées à l'aide de clés d'identification des espèces tempérées et tropicales (Santos-Flores & Betancourt-López 1997, Chan et al. 2000, Fiuza et al. 2017, Gulis et al. 2020) et de divers articles spécialisés.

Certains sacs à litières déployés sur le terrain n'ont pas été retrouvés (vandalisme, piquet emporté par le courant). Toutefois, au moins 2 échantillons ont pu être récupérés sur toutes les stations (2 pour 2 stations, 3 pour 5 stations, 4 pour 5 stations). En ce qui concerne l'écume, 2 prélèvements par station ont pu être réalisés entre le 25 et le 27 avril 2022, sauf sur 2 stations de la rivière de Vieux-Habitants sur lesquels 1 (en aval du rejet) et aucune (en amont du rejet) accumulation d'écume n'a été trouvée. »

Références citées dans l'annexe :

- Gessner MO, Bärlocher F, Chauvet E (2003) Qualitative and quantitative analyses of aquatic hyphomycetes in streams. *Fungal Diversity Research Series* **10**: 127–157
- Descals E (2020) Techniques for handling Ingoldian fungi. Dans “Methods to study litter decomposition – A practical guide” (éditeurs : F Bärlocher, MO Gessner & MAS Graça). Springer, Cham, pp. 197–209
- Bärlocher F (2020) Leaf mass loss estimated by the litter bag technique. Dans “Methods to study litter decomposition – A practical guide” (éditeurs : F Bärlocher, MO Gessner & MAS Graça). Springer, Cham, pp. 43–51
- Santos-Flores CJ, Betancourt-López (1997) Aquatic and water-borne hyphomycetes (Deuteromycotina) in streams of Puerto Rico (including records from other neotropical locations). *Caribbean Journal of Science* **2**:1–116
- Chan SY, Goh TK, Hyde KD (2000) Ingoldian fungi in Hong Kong. *Fungal Diversity* **5**: 89–107
- Fiuza PO, Cantillo-Pérez T, Gulis V, Gusmão LFP (2017) Ingoldian fungi of Brazil: some new records and a review including a checklist and a key. *Phytotaxa* **306**: 171–200
- Gulis V, Marvanová L, Descals E (2020) An illustrated key to the common temperate species of aquatic hyphomycetes. Dans “Methods to study litter decomposition – A practical guide” (éditeurs : F Bärlocher, MO Gessner & MAS Graça). Springer, Cham, pp. 223–239

Annexe 3 : Hyphomycètes aquatiques échantillonnés dans les différentes stations du projet DELICE.

Extrait de Jabiol & Labeille (2022) : Première description des communautés d'hyphomycètes aquatiques de la Guadeloupe. Rapport d'étude UMS Patrinat, 16 pp. :

Morphes et espèces de conidies de champignons aquatiques observés lors de l'étude. La colonne Abr. donne l'abréviation utilisée pour la représentation graphique en Figure 10. Les croix dans la colonne FR indiquent les espèces encore jamais observées sur le territoire français. cf. indique une incertitude sur le nom d'espèce ou de genre qu'il précède. Pour les affiliations les plus certaines, la colonne Néotropiques indique les régions voisines où l'espèce a été mentionnée dans la littérature sur la base de ces articles et revues : Santos-Flores & Betancourt-López (1997), Fiuza et al. (2017), Smits et al. (2007), Bärlocher et al. (2010), Mathuriau & Chauvet (2002), Schoenlein-Crusius & Grandi (2003), Jabiol et al. (2013) et do Nascimento et al. (2021) (Br : Brésil, Co : Colombie, Cu : Cuba, Eq : Equateur, GF : Guyane Française, Ja : Jamaïque, Me : Mexique, Pa : Panama, Pe : Pérou, PR : Puerto Rico, RD : République Dominicaine, Ve : Venezuela). Les colonnes de droite indiquent la présence de chaque morphe/espèce dans les différentes stations, avec une coloration grise pour les espèces trouvées dans l'écume, et un point pour les espèces trouvées dans les échantillons de sporulation

Espèce ou morphe	Abr.	FR	Néotropiques	Gde Rivière à Goyaves				Pte Rivière à Goyave				Gde Riv. de Vieux-Habitants			
				1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
<i>Alatospora acuminata</i> Ingold	Al ac		Br, Co, Cu, Ja, Pa, PR, RD, Ve												
<i>Anguillospora crassa</i> Ingold	An cr		Br, Ja, Pa, PR, RD, Ve												
<i>Anguillospora cf. gigantea</i> Ranzoni	An gi		C, GF, PR,												
<i>Aquanectria penicillioides</i> (Ingold) L. Lombard & Crous	Aq pe	X	Br, Cu, Ja, PR, Ve												
<i>Blodgettia indica</i> Subram.	Bl in	X	Br		*	*			*	*		*	*	*	*
<i>Brachiosphaera tropicalis</i> Nawawi	Br tr		Br, Pa, PR, RD, Ve												
<i>Campylospora chaetocladia</i> Ranzoni	Ca ch		Br, Co, Cu, Ja, Pe, PR, RD, Ve	*		*		*	*			*	*	*	*
<i>Campylospora filicladia</i> Nawawi	Ca fi		Br, Eq, Pa, Pe, PR, Ve			*			*			*	*	*	*
<i>Campylospora cf. brasiliensis</i> Moro	Ca br ?	X	Br												
<i>Campylospora sp.</i> Ranzoni	Ca NI								*			*	*	*	*
cf. <i>Cercospora sp.</i> Fresen. ex Fuckel	Ce NI														
<i>Clavariana aquatica</i> Nawawi	Cl aq	X	PR												
<i>Dendrospora sp.</i> Ingold	De NI														
<i>Diplocladiella scalaroides</i> G. Arnaud ex M.B. Ellis	Di sc		Pe, PR, Ve												
<i>Dwayaangam sp.</i> Subram.	Dw NI														
<i>Flabellospora crassa</i> Alas.	Fl cr	X	Br, PR, RD, Ve												
<i>Flabellospora multiradiata</i> Nawawi	Fl mu	X	Br, PR												
<i>Flabellospora verticillata</i> Alas.	Fl ve	X	Br, PR, RD												
<i>Flagellospora curvula</i> Ingold	Fl cu		Br, Co, GF, Pa, PR, Ve												
<i>Fusarium sp.</i> Link	Fu NI			*		*	*			*		*	*	*	*
<i>Helicomyces sp.</i>	He NI														
<i>Helicomyces cf. torquatus</i> L.C. Lane & Shearer	He to		Pa, PR, Ve	*		*		*							
cf. <i>Heliscus submersus</i> H.J. Hudds	He su		Br, Co, Ja, Pa, PR, RD, Ve												
<i>Heliscus tentaculus</i> Umphlett	He te		Cu, Co, RD, PR												
<i>Isthmotricladiella gombakiensis</i> Nawawi	Is go	X	Cu, Me, Pa, PR, RD, Ve												
cf. <i>Lateriramulosa uniinflata</i> Matsush.	La un		Pa, PR												
<i>Lunulospora curvula</i> Matsush.	Lu cu		Br, Co, Cu, Ja, Pa, PR, RD, Ve	*								*	*	*	*
<i>Monacrosporium tentaculatum</i> A. Rubner & W. Gams	Mo te	X	Cu												
<i>Mycofalcella calcarata</i> Marvanová, Om-Kalth. & J. Webster	My ca		Br												
cf. <i>Phalangispora sp.</i> Nawawi & J. Webster	Ph NI														

Tableau Annexe 3 (suite)

Espèce ou morphe	Abr.	FR	Néotropiques	Grande Rivière à Goyaves				Petite Rivière à Goyave				Gde Riv. de Vieux-Habitants				
				1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
Sigmoïde 1	Si NI1			•	•	•				•	•	•				
Sigmoïde 2	Si NI2			•	•	•						•	•	•		
Sigmoïde 3	Si NI3			•								•				
Sigmoïde 4	Si NI4									•						
<i>Tetracladium breve</i> A. Roldán	Te br		Br													
<i>Tetracladium marchalianum</i> De Wild.	Te ma		Br, Cu, GF, Ja, Pa, PR, RD, Ve													
<i>Tetraploa</i> sp. Berk. & Broome	Te NI												•			
<i>Tricladium angulatum</i> Ingold	Tr an		Br			•							•	•		
<i>Tricladium</i> cf. <i>chaetocladium</i> Ingold	Tr ch		Br							•		•	•	•	•	
<i>Tripospermum</i> sp. Speg.	Tr NI															
cf. <i>Triposporina yakuensis</i> Matsush.	Tr ya	?	Aucun													
<i>Triscelophorus acuminatus</i> Nawawi	Tr ac		Br, Cu, GF, Pa, PR, RD, Ve									•				
<i>Triscelophorus monosporus</i> Ingold	Tr mo		Br, Cu, GF, Ja, Pa, PR, RD, Ve							•						
cf. <i>Trisulcosporium acerinum</i> H.J. Huds & B. Sutton	Tris?	?	Br, PR													

Références citées dans l'annexe :

- Bärlocher F, Helson JE, Williams DD (2010) Aquatic hyphomycete communities across a land-use gradient of Panamanian streams. *Fundamental and Applied Limnology* 3: 209-221
- Do Nascimento EGR, Barbosa MA, Tavares WL, Malosso E (2021) Diversity of hyphomycetes on submerged leaf litter in two Atlantic Forest areas in the Northeast of Brazil with comments on the water quality. *Acta Limnologica Brasiliensa* 33:e30
- Fiuza PO, Cantillo-Pérez T, Gulis V, Gusmão LFP (2017) Ingoldian fungi of Brazil: some new records and a review including a checklist and a key. *Phytotaxa* 306: 171–200
- Jabiol J, Bruder A, Gessner MO, Makkonen M, McKie BG, Peeters ETHM, Vos VCA, Chauvet E (2013) Diversity patterns of leaf-associated aquatic hyphomycetes along a broad latitudinal gradient. *Fungal Ecology* 6: 439–448
- Mathuriau C, Chauvet E (2002) Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 384–396
- Santos-Flores CJ, Betancourt-López (1997) Aquatic and water-borne hyphomycetes (Deuteromycotina) in streams of Puerto Rico (including records from other neotropical locations). *Caribbean Journal of Science* 2:1–116
- Schoenlein-Crusius IH, Grandi RAP (2003) The diversity of aquatic hyphomycetes in South America. *Brazilian Journal of Microbiology* 34: 183–193
- Smits G, Fernández R, Cressa C (2007) Preliminary study of aquatic hyphomycetes from Venezuelan streams. *Acta Botanica Venezuelica* 30: 345–355

Annexe 4 : Listes faunistiques

A. Macro-crustacés et poissons échantillonnés par pêche électrique. La colonne Abr. Indique les abréviations utilisées en Figure 12. Les espèces n'ayant pas d'abréviation sont les espèces rares, non prises en compte dans l'analyse NMDS. Les cellules vides correspondent aux stations non échantillonnées.

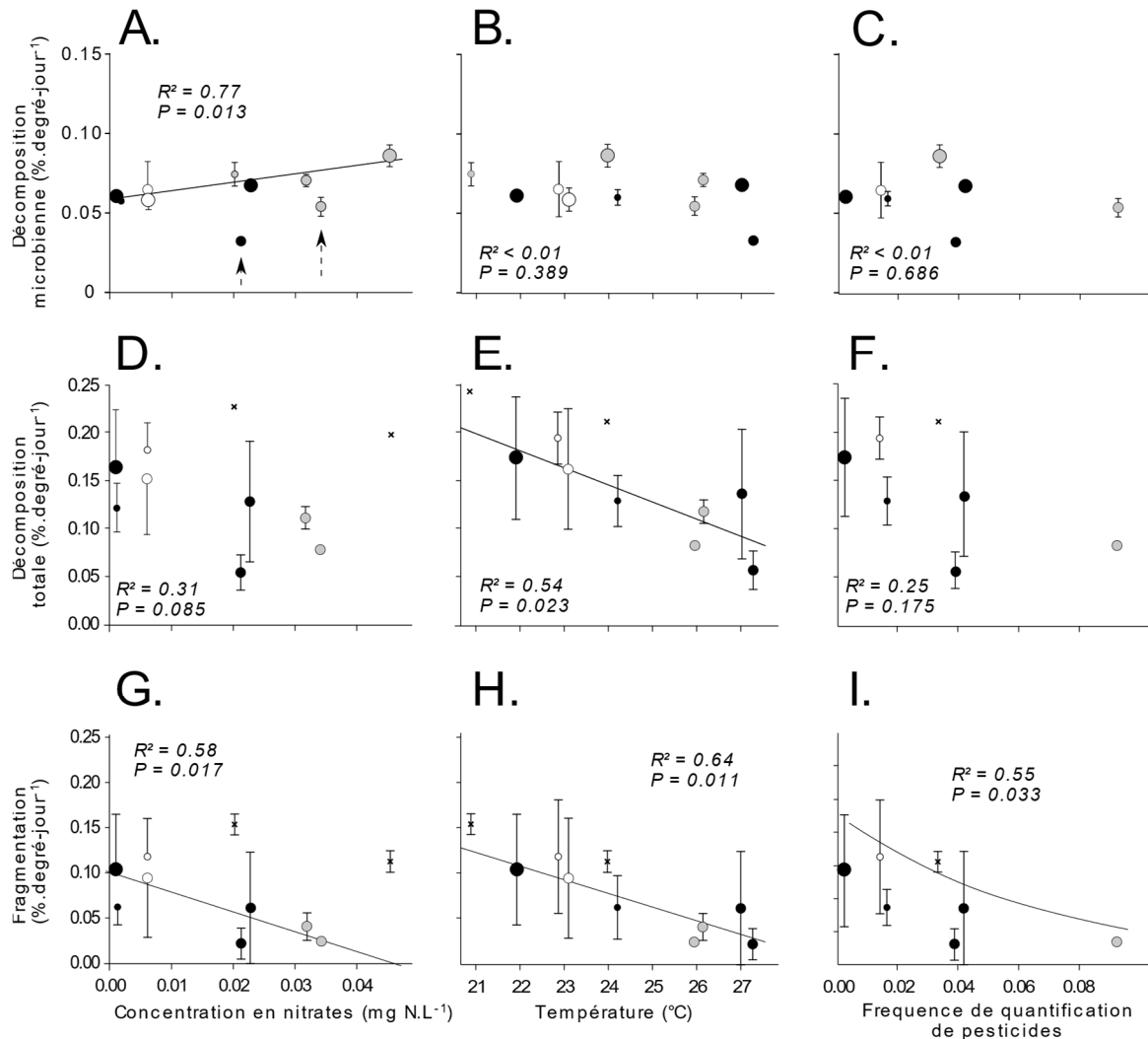
	Abr.	Gde Riv. à Goyaves				Pte Riv. à Goyave				Gde Riv. de Vieux-Habitants			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Macro-crustacés													
<i>Atyidae</i> juvénile	At juv	11	5	2		1	29	31	0	0			96 3
<i>Atya innocous</i>	At in	4	3	0		0	16	0	0	0			0
<i>Atya scabra</i>	At sc	22	6	0		12	27	21 2	0	0			4
<i>Jonga sp.</i>	-	0	0	0		0	0	0	0	0			9
<i>Macrobrachium</i> juvénile	Ma juv	23	11	347		1	0	46	23	0			53 2
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	Ma ac	0	0	2		0	0	18	21	0			0
<i>Macrobrachium crenulatum</i>	Ma cr	1	15	0		4	0	0	0	0			0
<i>Macrobrachium faustinum</i>	Ma fa	25	45	48		3	29	12 1	11	1			44
<i>Macrobrachium heterochirus</i>	Ma he	0	1	0		0	3	2	0	5			13
<i>Micratya poeyi</i>	Mi po	503	87	28		136	153	22 8	1	62			17 0
<i>Potimirim sp.</i>	-	0	0	15		0	2	0	0	0			0
<i>Xiphocaris elongata</i>	Xi el	1	20	99		0	30	1	0	0			84
Poissons													
<i>Anguilla rostrata</i>	-	0	0	0		0	0	1	0	0			0
<i>Arcos nudus</i>	Ar nu	0	0	0		0	0	4	0	2			3
<i>Awaous banana</i>	-	0	0	2		0	0	0	0	0			0
<i>Dajaus monticola</i>	Da mo	0	5	2		0	2	0	0	4			6
<i>Eleotris perniger</i>	El pe	0	0	7		0	0	15	16	0			8
<i>Gobiomorus dormitor</i>	-	0	0	1		0	0	0	0	0			0
<i>Mugil sp.</i>	-	0	0	0		0	0	0	1	0			0
<i>Sicydium plumieri</i>	Si pl	0	0	0		1	30	22	13	11			45
<i>Sicydium punctatum</i>	Si pu	7	32	0		5	87	47	2	32			9
<i>Stenogobius sp.</i>	-	0	0	0		0	0	0	1	0			0

B. Macro-invertébrés échantillonnés au Surber pour le calcul de l'IBMA. La résolution taxonomique correspond aux niveau requis pour le calcul de l'IBMA. Les cellules vides correspondent aux stations non échantillonnées.

	Gde Riv. à Goyaves				Pte Riv. à Goyave				Gde Riv. de Vieux-Habitants			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Glossiphoniidae	0	0	0	1	0	0	0	1	0			0
Hydracarina	3	0	0	1	2	0	0	0	0			0
Nemertea	0	0	0	0	0	0	1	1	0			0
Oligochètes	0	1	0	346	1	1	3	2047	0			0
Polychètes	0	0	0	0	0	0	0	0	0			1
Mollusques												
<i>Gundlachia</i>	0	0	13	17	0	1	5	325	0			0
Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0			0
<i>Marisa cornuarietis</i>	0	0	16	0	0	0	0	0	0			0
Neritiliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0			30
<i>Neritina</i>	0	0	6	5	0	0	35	147	43			69
Physidae	0	68	73	14	0	6	0	0	0			0
Planorbidae	0	0	0	1	0	0	0	5	0			0
<i>Pomacea glauca</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0			0
<i>Pyrgophorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0			0
Sphaeridae	0	0	0	26	0	3	0	0	0			0
Thiaridae	15	1030	376	537	2	364	586	1305	0			76
Crustacés												
<i>Atya sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	3	0			0
<i>Hyaella</i>	0	42	0	0	0	0	8	0	0			0
<i>Macrobrachium</i>	0	2	11	3	0	0	6	0	0			51
<i>Micratya poeyi</i>	1	6	0	0	10	7	20	0	0			0
Ostracoda	14	2	15	19	1	4	0	22	0			0
<i>Potimirim sp.</i>	0	0	16	0	0	1	0	0	0			0
<i>Xiphocaris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0			0
Trichoptères												
<i>Allisotrichia</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0			0
<i>Amphoropsyche</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0			0
<i>Cernotina</i>	10	6	0	0	1	0	0	0	0			0
<i>Chimarra</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	7			0
<i>Helicopsyche</i>	1	2	0	0	0	10	0	0	0			0
<i>Neotrichia</i>	0	6	2	0	0	19	8	0	1			0
<i>Oecetis</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0			0
<i>Oxyethira</i>	2	1	5	0	0	0	0	0	0			0
<i>Phylloicus</i>	1	0	0	0	7	0	0	0	1			0
<i>Polypsectropus</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0			0
<i>Protoptila</i>	0	0	0	0	14	2	0	0	23			0
<i>Smicridea</i>	0	36	3	0	6	0	0	0	22			0
<i>Xiphocentron</i>	1	8	0	0	1	8	0	0	2			0
<i>Zumatrichia</i>	0	0	0	4	2	1	4	0	0			0
Ephéméroptères												
<i>Americabaetis</i>	4	19	38	1	35	26	76	0	3			0
<i>Caenis</i>	2	2	0	16	0	4	4	7	0			0
<i>Fallceon</i>	16	12	1	1	15	9	13	0	1			0

<i>Leptohyphes</i>	1	8	0	0	16	2	6	0	24			0
<i>Tricorythodes</i>	1	21	15	1	25	50	59	0	3			0
Coléoptères												
<i>Elsianus</i>	11	0	1	0	3	2	3	0	7			0
<i>Gyretes</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0			0
<i>Hexanchorus</i>	9	14	0	0	9	3	0	0	4			0
<i>Laccophilus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0			0
<i>Neoelmis</i>	4	10	2	0	2	84	41	6	1			0
<i>Psephenops</i>	7	2	0	0	18	4	0	0	3			0
Hétéroptères												
<i>Brachymetra</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0			0
<i>Mesovelis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0			0
<i>Microvelis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0			0
<i>Rhagovelia</i>	66	0	0	0	4	0	0	0	1			0
Diptères												
Blephariceridae	0	0	0	0	1	0	0	0	0			0
Ceratopogonidae - Ceratopogoninae	4	0	0	2	1	0	0	0	0			0
Ceratopogonidae - Dasyheleinae	0	0	0	0	1	0	0	0	0			0
Ceratopogonidae - Forcypomyidae	0	0	0	8	0	0	0	0	0			0
Chironomidae - Chironomini	0	1	4	146	42	17	1	256	0			0
Chironomidae - Orthocladiinae	2	0	1	216	8	30	10	7	4			0
Chironomidae - Stenochironomus	6	1	1	0	4	16	0	0	10			0
Chironomidae - Tanypodinae	11	14	4	104	13	12	0	35	5			0
Chironomidae - Tanytarsini	14	5	16	44	4	0	0	21	1			1
<i>Chrysopilus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Dolichopodidae	0	0	0	0	1	1	0	0	0			0
Empididae	0	1	0	2	8	1	0	0	1			0
Psychodidae	0	0	0	0	3	0	0	1	0			0
Psychodidae - <i>Maruina</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0			0
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2			0
Tabanidae	0	0	1	0	0	0	0	0	1			0
Odonates												
<i>Argia concinna</i>	20	11	2	0	17	7	0	0	13			0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0			0
<i>Enallagma coecum</i>	3	0	8	7	0	0	0	0	0			0
<i>Ischnura ramburii</i>	0	0	0	0	0	0	1	3	0			0
Protoneuridae	1	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Lépidoptères												
Autres lépidoptères	0	0	0	0	0	1	0	0	0			0
Pyralidae	1	8	2	0	2	0	2	1	0			0

Annexe 5 : Analyses avec expression de la décomposition en degré-jours



Annexe 5 - Relations entre la vitesse de décomposition des litières (moyenne \pm écart-type) exprimée en degré-jours dans les filets à mailles fines (A-C), à grosses mailles (D-F), et leur différence (G-I) et des paramètres physico-chimiques considérés (nitrates, température, contamination par les pesticides). Noir : Grande Rivière à Goyaves, Gris : Petite Rivière à Goyave et Blanc : Grande Rivière de Vieux Habitants. Les droites et résultats de tests sont relatifs aux modèles obtenus par régression linéaire avec ou sans transformation des variables. La taille des points représente le nombre de répliques disponibles. En (A), la régression réalisée exclut les stations 4 indiquées par des flèches en pointillé. La taille des points représente le nombre de répliques disponibles (sacs non vides).

Exprimés en degré-jours, les taux de décomposition varient globalement suivant les mêmes paramètres environnementaux que lorsqu'exprimés en jours (Annexe 5). Un effet négatif de la température sur la décomposition totale apparaît. Toutefois, cet effet reflète probablement le fait que la température ne stimule pas la décomposition, contrairement à ce qui est observé dans la littérature.