



Etude sur la pertinence des indicateurs fonctionnels sur le Réseau de Référence Pérenne

Consultation n°2022-013

Réalisée par Magali Brosed et Jérémie Jabiol
en partenariat avec le CRBE, Toulouse

Rapport final du 25 novembre 2025



Table des matières

Table des matières.....	3
Résumé.....	5
1. Introduction.....	6
2. Matériel & Méthodes.....	11
2.1. Stations étudiées.....	11
2.2. Données physico-chimiques	12
2.3 Décomposition de la matière organique	13
A. Les litières d'aulne	13
B. Les bandes de coton.....	15
C. Les baguettes de bois	15
2.4 Plan expérimental	16
2.5 Analyse des données.....	17
A. Démarche pour la définition de valeurs de référence théorique	17
B. Examen de la variabilité intra-stationnelle	20
C. Relation entre décomposition et communautés d'invertébrés	20
D. Comparaison avec l'I ₂ M ₂ et ses métriques	21
3. Résultats.....	22
3.1 Le suivi infra-saisonnier sur le Tarn au pont de Montvert	22
A. Physico-chimie	22
B. Décomposition microbienne des litières.....	23
C. Décomposition totale des litières	24
D. Variabilité inter-répliques de la vitesse de décomposition des litières	25
E. Les substrats standards alternatifs.....	26
F. Implications pour la définition de valeurs de références et la bioindication	29
3.2 Le suivi saisonnier sur 10 stations du bassin Adour-Garonne	30
A. Physico-chimie	30
B. Décomposition microbienne des litières.....	33
C. Décomposition totale des litières	35
D. Les substrats standards alternatifs	37
E. Implications pour la définition de valeurs de références et la bioindication	39

3.3 Les relations entre invertébrés et taux de décomposition	40
A. Les invertébrés des prélèvements I ₂ M ₂	40
B. Les invertébrés du prélèvement litière de l'I ₂ M ₂	42
C. Les invertébrés des filets à larges mailles au printemps	43
3.4 Comparaison avec un indicateur structurel : l'I₂M₂	44
3.5. Application à l'échelle du bassin Adour-Garonne.....	45
4. Conclusions.....	49
5. Bibliographie	51
Annexes.....	54
Profils thermiques	54
La Bayse au niveau de Lasseube (05211930)	55
Le Bergons en amont de Sère-en-Lavedan (05217350)	56
L'Oussouet en amont de Trébons (05235850)	57
La Grande Leyre à Sabres (05192040)	58
La Petite Leyre au niveau de Luxey (05192020)	59
L'Estrigon à Cère (05226150)	60
La Boralde Flaujaguèse à Espalion (05099170)	61
Le Tantayrou à Lapanouse (05128050)	62
La Dourbie à Dourbies (05148200)	64
Le Tarn à Pont de Montvert (051500900)	65
Valeur de l'I ₂ M ₂ et des métriques associées	67

Résumé

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000) impose de surveiller l'état écologique des milieux aquatiques, fondée sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Les méthodes d'évaluation des cours d'eau s'appuient largement sur l'analyse des communautés faunistiques et floristiques. Cependant, les indicateurs structurels qui en découlent n'apportent que des informations partielles sur l'intégrité fonctionnelle. Celle-ci nécessite la quantification directe des processus écologiques fondamentaux pour le fonctionnement des écosystèmes, qui sont des clés pour comprendre leur vigueur et leur durabilité.

La décomposition de la matière végétale, processus clé dans les cours d'eau, mobilise divers organismes (microbes, invertébrés) et connecte les écosystèmes terrestres et aquatiques. Sensible aux pressions anthropiques (pollution, changements d'usage des sols), ce processus reflète la capacité des cours d'eau à maintenir des fonctions écologiques comme le recyclage des nutriments et les flux de carbone. En surveillant les taux de décomposition, il est possible de détecter les impacts des perturbations humaines sur les réseaux trophiques et d'obtenir des indications cruciales sur l'état fonctionnel des écosystèmes. Pour une application à grande échelle, il est essentiel de simplifier et de standardiser le protocole de décomposition, en établissant des conditions de référence et des classes de qualité claires. Une collaboration étroite avec les institutions responsables est cruciale pour garantir une mise en œuvre cohérente et intégrer efficacement cet indicateur dans les programmes de biosurveillance.

Pour rendre cet outil de bio-indication opérationnel, il est essentiel d'en maîtriser les sources de variation indépendantes des pressions anthropiques : nature du substrat, facteurs abiotiques régionaux et variations saisonnières. Réalisée sur 10 stations du bassin Adour-Garonne, cette étude a mesuré la décomposition des feuilles d'aulne et de substrats standards (coton, bois) à chaque saison, avec un suivi mensuel sur une station. Les résultats fonctionnels ont été comparés à l'indicateur structurel I2M2 mesuré sur ces mêmes stations. L'analyse a également pris en compte l'ensemble de la gamme de qualité écologique observée à l'échelle du bassin versant Adour-Garonne, telle que mesurée dans une étude antérieure. Les résultats suggèrent de nouvelles recommandations pour un outil standardisé capable de détecter les écarts écologiques invisibles aux indicateurs homologués, afin de mieux préserver durablement les écosystèmes aquatiques.

1. Introduction

Dans de nombreux cours d'eau, la base des réseaux trophique dépend des apports de la zone rivulaire, y compris la matière organique (ex : bois mort, feuilles mortes). Les feuilles mortes peuvent y représenter jusqu'à 95% des ressources en carbone de la rivière, et de fait s'avérer indispensable au maintien des réseaux trophiques et de la biodiversité aquatique (Wallace et al., 1997 ; 2015). Cette litière végétale provenant de la végétation riveraine est relativement pauvre en nutriments, mais est néanmoins essentielle pour de nombreux consommateurs dans les rivières de tête de bassin qui traitent d'énormes quantités de matière organique morte. De nombreux détritivores, tels que les déchetiqueurs macroinvertébrés se nourrissent principalement de litières de feuilles conditionnées par des microbes dominés par un groupe de champignons : les hyphomycètes aquatiques (Gessner & Chauvet, 1994). Ces champignons émettent dans le milieu des enzymes capables de dégrader les composés foliaires tels que la cellulose et la lignine et de ce fait favorisent la consommation des litières par des invertébrés détritivores (Graça et al., 1993), représentés par des larves d'insectes et de crustacés. Le réseau trophique détritique (Figure 1), composé de matière organique morte, de décomposeurs microbiens et de détritivores, soutient les niveaux trophiques supérieurs dans les écosystèmes aquatiques et terrestres tels que les poissons, amphibiens, araignées et oiseaux.

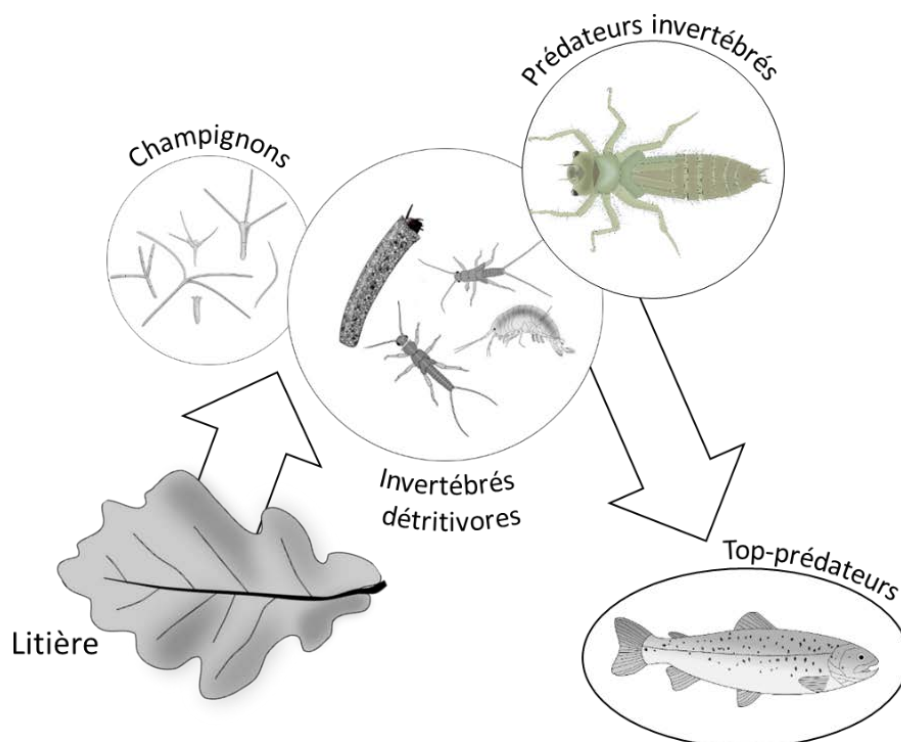


Figure 1 - Représentation schématique de la chaîne alimentaire d'un cours d'eau hétérotrophe

Des études portant sur la décomposition des litières en milieu aquatique sont publiées depuis les années 1970 avec les travaux de Petersen & Cummins (1974). Les méthodes ont subi depuis des améliorations permettant aujourd'hui de disposer de protocoles génériques et répétables pour la mesure des vitesses de décomposition dans les cours d'eau. Ces protocoles permettent de distinguer la décomposition réalisée par le compartiment microbien, et la décomposition totale incluant à la fois l'action des micro-organismes et celle des détritivores invertébrés. Un guide technique pour mesurer la décomposition des litières a été édité par des chercheurs internationaux spécialisés (Bärlocher, 2020). Ces outils, longtemps utilisés à des seules fins de recherche fondamentale, sont à présent plébiscités par un nombre croissant d'auteurs pour leur adoption par les gestionnaires en tant qu'outils pour l'évaluation de l'état écologique des rivières (ex : Gessner & Chauvet, 2002 ; Chauvet et al., 2016, Ferreira et al., 2020 ; Frainer et al., 2021 ; Brosed et al., 2022). En effet, un socle solide de littérature scientifique permet aujourd'hui d'affirmer que la vitesse à laquelle la litière se décompose dans un cours d'eau peut être altérée par un panel de perturbations d'origine anthropique. La Figure 2 adaptée de la méta-analyse de Ferreira et al. (2020) représente l'efficacité de la décomposition des litières à discriminer entre des stations de référence et des stations impactées par diverses pressions anthropiques. Il apparaît que 100% des études portant sur l'impact de perturbations multiples (7 études), de l'acidification (7 études) et de la restauration (3 études) ont mis en évidence des altérations significatives de l'efficacité de la décomposition dans les stations impactées. Pour les autres pressions les résultats varient entre 52 et 82 % des études. Les mécanismes à l'origine de ces altérations sont variables, mais impliquent soit une diminution soit une augmentation de la densité et/ou de l'activité des organismes décomposeurs (champignons et invertébrés) consécutives à la perturbation.

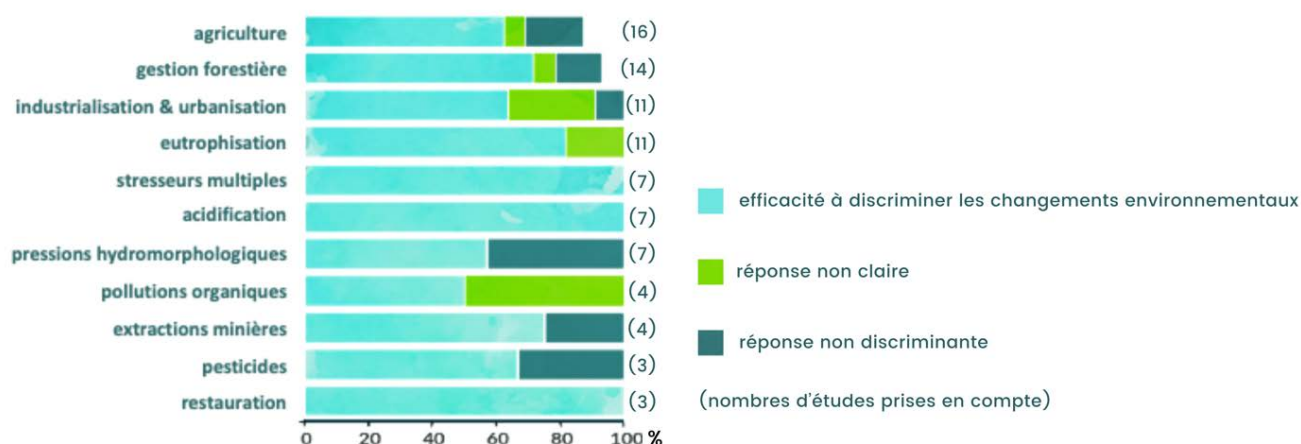


Figure 2 - Synthèse de l'efficacité de la décomposition des litières à répondre à différents types de pressions, d'après une analyse de 88 études indépendantes. Adapté de Ferreira et al. (2020)

Un des intérêts principaux de cet indicateur est de refléter explicitement le fonctionnement écologique des cours d'eau, en lien direct avec les services écosystémiques (Richardson & Hanna, 2021). A l'heure actuelle, alors même que la Directive Cadre sur l'Eau stipule que « l'état écologique est l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes associés aux eaux de surface », l'ensemble des indicateurs disponibles sont basés exclusivement sur des analyses structurales (composition des communautés, diversité).

D'autres avantages propres à l'outil de décomposition des litières pour la bioindication incluent :

- La mise en œuvre technique est relativement facile et ne requiert aucune compétence ou équipement sophistiqué. De ce fait la méthode pourrait être facilement transférable à un grand nombre d'opérateurs.
- La mise en œuvre ne dépend pas de l'identité taxonomique des faunes et flores locales. Ainsi, elle peut être facilement généralisable à des contextes environnementaux variables, incluant par exemple les outremer (ex : Jabiol et al., 2024) ou différents types d'écosystèmes (écosystèmes lenticques, zones humides voire milieu terrestre).
- L'effet de plusieurs facteurs environnementaux est bien maîtrisé. De ce fait les variations de la vitesse de décomposition peuvent orienter une interprétation diagnostique (i.e. identification des pressions) dans certaines situations.
- Le protocole utilisé pour mesurer la décomposition des litières permet de rendre compte des activités microbiennes et de celle des invertébrés, mais aussi de distinguer leurs contributions respectives (multi-métrique).

- Une réponse plus sensible que celle des indicateurs structurels de routine pour certaines pressions pourrait permettre un diagnostic plus précoce ou à plus faible niveau de pression.

En dépit de ces avantages, un certain nombre de freins opérationnels rendent impropre l'utilisation de l'indicateur à grande échelle :

- La vitesse de décomposition est intrinsèquement liée à la qualité des litières. Même en utilisant des litières provenant d'une même espèce de plante, une certaine variabilité persiste d'une région à l'autre, d'une plante à l'autre ou encore d'une année sur l'autre.
- Les variations de la vitesse de décomposition le long des gradients environnementaux naturels (variabilité spatiale et temporelle) sont encore trop peu maîtrisées.

Du fait de ces freins opérationnels, l'utilisation de l'outil est à ce jour restreinte à des études locales au sein desquelles un lot homogène de litière est utilisé pour comparer les vitesses de décomposition entre stations de références et stations impactées. Un usage à plus large échelle nécessiterait une meilleure maîtrise de la qualité du substrat (ou de l'influence de sa variabilité) ainsi que le recours, à l'instar des indicateurs structurels DCE, de conditions de référence théoriques déterminées pour l'ensemble du territoire.

Alternativement, des substrats organiques hautement standardisés ont été proposés comme substituts aux feuilles mortes naturelles, et incluent les suivants. Les bandes de coton, composées à 95 % de cellulose, offrent une homogénéité chimique qui élimine les biais associés à la complexité biochimique des litières naturelles (présence de lignine, nutriments, tanins ; Colas et al., 2019). Cette simplification permet d'attribuer plus directement les variations des taux de décomposition aux facteurs environnementaux, facilitant ainsi les comparaisons à grande échelle (Tiegs et al., 2007). De plus, leur simplicité d'utilisation et leur accessibilité rendent ces substrats adaptés à des études dans des environnements éloignés ou peu dotés en ressources, comblant des lacunes géographiques, notamment dans les zones tropicales sous-étudiées (Tiegs et al., 2019). Bien que les caractéristiques physiques des fibres de coton empêchent largement l'alimentation par les invertébrés (van Gestel et al., 2003), elles ont montré une sensibilité aux concentrations dissoutes d'azote et de phosphore, ainsi qu'au pH et à la température de l'eau (Boulton & Quinn, 2000 ; Jenkins et al., 2013 ; Colas et al., 2019), ainsi qu'aux effets globaux de l'agriculture et de l'urbanisation (Clapcott et al., 2012). Les placages en bois ou bâtonnets (par exemple, les bâtons de glace commercialement disponibles) ont été utilisés pour quantifier les taux de décomposition des matériaux végétaux de faible

qualité en ressources. L'étude de la décomposition du bois en tant que substrat organique standardisé revêt une importance particulière dans les cours d'eau où il constitue une composante dominante, représentant parfois jusqu'à 41 % des stocks de matière organique benthique (Molinero & Pozo, 2004). Son taux de décomposition lent, associé à une teneur élevée en lignine et à des rapports carbone-nutriments importants, favorise une dégradation majoritairement microbienne tout en limitant son attractivité pour les invertébrés (McTammany et al., 2008). Contrairement aux litières de feuilles, mieux étudiées, les processus de décomposition du bois restent sous-documentés, notamment en ce qui concerne leur variabilité saisonnière, bien que celle-ci soit cruciale pour comprendre le rôle du bois dans les dynamiques écologiques à long terme. En outre, les gradients environnementaux, tels que le pH ou la concentration en nutriments, et les impacts anthropiques affectent différemment la décomposition du bois, ce qui en fait un indicateur complémentaire pour évaluer les processus biogéochimiques dans les cours d'eau (McTammany et al., 2008 ; Arroita et al., 2012 ; Abril et al., 2015).

L'objectif principal de l'étude est d'évaluer la variabilité spatiale et temporelle de la vitesse de décomposition dans des cours d'eau de référence (peu impactés par les activités anthropiques) du bassin Adour-Garonne. La variabilité entre cours d'eau est évaluée en comparant les vitesses de décomposition sur 10 stations situées dans des contextes différents (climat, altitude, minéralisation) et représentatifs de la diversité des milieux sur l'ensemble du bassin Adour-Garonne. La variabilité temporelle est évaluée à deux échelles : une échelle saisonnière avec des déploiements à chaque saison sur l'ensemble des 10 cours d'eau, et une échelle infra-saisonnière sur un cours d'eau parmi les 10. Par ailleurs, afin de répondre à la problématique liée à la variabilité du substrat, des substrats standards couramment utilisés comme proxy de la décomposition de la matière organique (coton, baguettes de bois) sont déployés en parallèle des litières afin de comparer la variabilité associée à chacun des substrats. Les résultats de l'étude permettront de calculer, si cela s'avère pertinent, des valeurs de référence pour l'indicateur à l'échelle du bassin Adour-Garonne. Selon les résultats obtenus, il pourra s'agir d'une valeur unique (si la variabilité spatiale s'avère négligeable), d'une valeur théorique déterminée selon la typologie (HER), ou encore calculée d'après les paramètres environnementaux sélectionnés par une méthode statistique. Des préconisations seront données quant à la saisonnalité de l'utilisation de l'indicateur (pertinent à toutes les saisons ou pas), ainsi que sur l'éventualité de favoriser un ou des substrats standards plutôt que la litière naturelle. Enfin, les vitesses de décomposition des litières et des substrats standards seront comparées aux

indicateurs structurels disponibles sur les stations afin de statuer sur la complémentarité des différentes approches.

2. Matériel & Méthodes

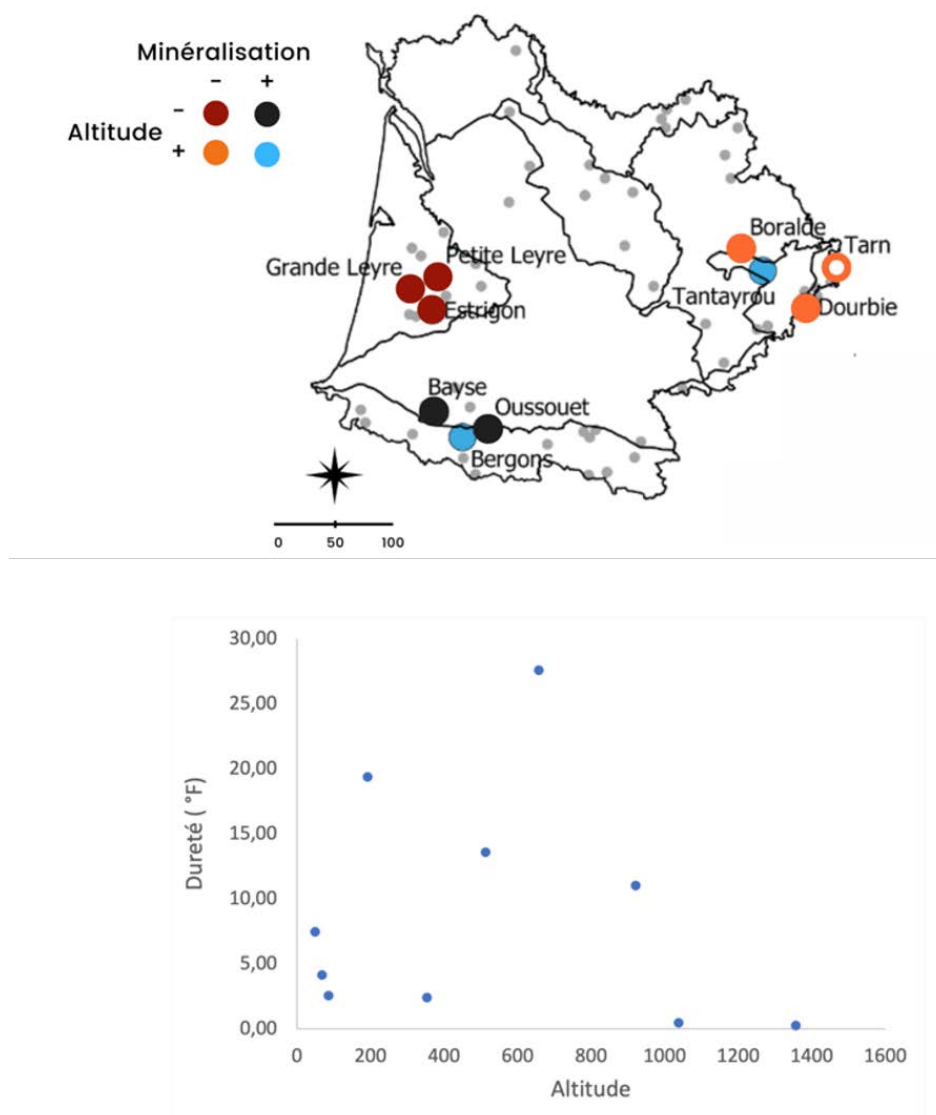
2.1. Stations étudiées

Les déploiements de l'indicateur sont effectués sur 9 stations du réseau de référence pérenne (RRP) du bassin Adour-Garonne, avec des mesures répétées chaque saison (soit 4 fois dans l'année). Pour une dixième station, le Tarn en amont de Pont de Montvert, le suivi est infra-saisonnier, comprenant 20 déploiements.

Les stations ont été sélectionnées parmi les 64 stations du RRP en tenant compte d'un ensemble de critères prioritaires, dans la mesure du possible dans l'ordre suivant :

- **Gradients environnementaux naturels** : les propriétés physico-chimiques des stations doivent se répartir le long de gradients environnementaux naturels, dont l'influence sur la décomposition sera évaluée. Les gradients retenus incluent l'altitude (reflétant notamment la température) et la minéralisation des cours d'eau qui expliquent ensemble 71 % de la variabilité physico-chimique entre stations à l'échelle du bassin Adour-Garonne (Féret & Rebillard, 2021), et sont connus pour avoir une influence sur la décomposition (Taylor & Chauvet, 2014 ; Suberkropp & Chauvet, 1995). Ces gradients ne doivent pas être corrélés l'un à l'autre afin de pouvoir distinguer leur influence respective sur la décomposition.
- **Faible concentration en éléments d'origine anthropique** : les concentrations en nutriments et autres éléments possiblement issus de l'activité humaine doivent être les plus faibles possible.
- **Représentation des milieux et climats** : la répartition des stations doit couvrir la diversité des milieux et climats du territoire Adour-Garonne avec des stations situées dans différentes Hydro-Eco-Régions (HERs).
- **Proximité des stations** : la distance entre les stations est minimisée au maximum de manière à rationaliser les déplacements

La sélection finale, présentée en Figure 3 et Tableau 1 représente le meilleur compromis pour satisfaire ces critères.



2.2. Données physico-chimiques

La physico-chimie est caractérisée *in situ* (pH, conductivité, O₂ dissous ; sonde multi paramètres WTW, Multi 3630 wireless, pH SENTIX 940-3, TETRACON 925-3, FDO 925-3 et sonde Hanna Instruments HI9829) à chaque passage (installation et récolte pour chacun des déploiements) et la température est enregistrée en continu (toutes les 1/2 h) à l'aide d'enregistreurs HOBO (UA-001-64, Bourne, MA, USA). Les données relatives à l'analyse physico-chimique de l'eau ont été rassemblées pour les années 2023 et 2024 sur la plateforme SIEAG (<https://adour-garonne.eaufrance.fr/>).

Tableau 1 - Caractéristique des stations

Nom	Code SANDRE	X (L93)	Y (L93)	Altitude (m)	HER	Type physico-chimique
La petite Leyre à Luxey	05192020	420544	6356870	85	Landes	Plaine, peu minéralisé
La grande Leyre à Sabres	05192040	396934	6346470	68	Landes	Plaine, peu minéralisé
L'Estrigon à Cère	05226150	416041	6327970	49	Landes	Plaine, peu minéralisé
La Bayse à Lasseube	05211930	418481	6239780	192	Coteaux Aquitains	Plaine/piémont, fortement minéralisé
Le Bergons à Sère en Lavedan	05217350	442250	6218040	921	Pyrénées	Altitude, fortement minéralisé
L'Oussouet à Trébons	05235850	463192	6225280	512	Pyrénées	Plaine/piémont, fortement minéralisé
La Dourbie à Dourbies	05148200	739362	6330830	1037	Cévennes	Altitude, peu minéralisé
La Boralde à Espalion	05099170	683487	6381270	353	Massif Central Sud	Altitude, peu minéralisé
Le Tantayrou à Lapanouse	05128050	701576	6362130	657	Grands Causses	Altitude, fortement minéralisé
Le Tarn en amont de Pont de Montvert	05150900	765261	6365710	1356	Cévennes	Altitude, peu minéralisé

2.3 Décomposition de la matière organique

A. Les litières d'aulne

Des feuilles d'aulne glutineux (*Alnus glutinosa* Gaertn.) ont été collectées juste après l'abscission dans une zone riparienne non directement impactée par l'activité humaine (automne 2021, ruisseau de l'Espace, code SANDRE Y250620). Les feuilles ont été séchées à température ambiante dans une pièce ventilée durant au moins 7 jours. Des lots de $4,00 \text{ g} \pm 0,04 \text{ g}$ de feuilles séchées ont été constitués et placés dans des filets de dimension de $15 \times 20 \text{ cm}$, avec deux types de mailles : fine (0.5 mm d'ouverture) et large (10 mm d'ouverture).

Dans chaque cours d'eau, 6 dispositifs ont été installés, chacun constitué d'un piquet métallique auquel est attaché un filet à larges mailles et un filet à mailles fines. Les dispositifs ont été ancrés dans le lit de la rivière à l'aide d'une masse, avec des pierres et des blocs ajoutés pour maintenir les filets au fond de la rivière (Figure 4). Les 6 dispositifs ont été espacés de

plus de 5 m les uns des autres dans des conditions comparables d'exposition (profondeur, substrat, courant). Après une période d'immersion de 2 à 3 semaines dans le cours d'eau (déterminée selon les conditions, notamment la température), les feuilles sont retirées des filets et nettoyées avec l'eau du cours d'eau. Les échantillons sont ensuite transportés dans une glacière puis stockés au congélateur à -20 °C. Ils sont par la suite séchés à 60 °C durant 48h, puis pesés avec une précision au centième de gramme pour déterminer la masse sèche finale. A chaque saison, la masse initiale est corrigée à partir de 6 lots de 4,00 g ± 0,04 g (masse mesurée après séchage à température ambiante), qui sont également séchés à 60°C pendant 48 h puis pesés à nouveau.

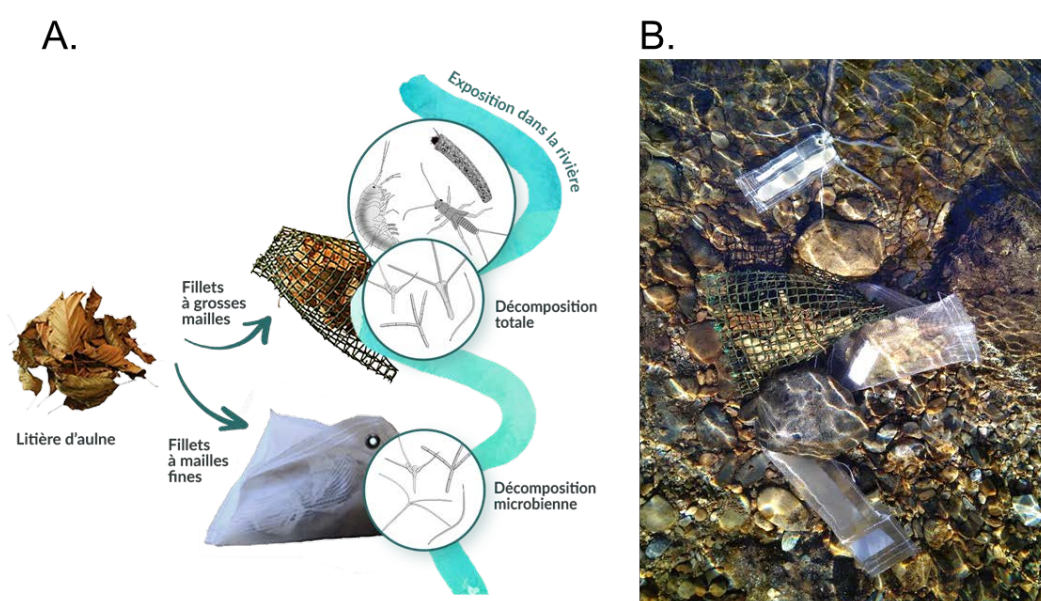


Figure 4 - Représentation schématique du déploiement des litières. B : Photographie d'un dispositif incluant un filet de chaque maille, une bande de coton et une baguette de bois

Le taux de décomposition k est ensuite calculé pour chaque filet en prenant en compte le temps d'exposition (t), la masse initiale (M_0) et la masse finale (M_t) de litière selon un modèle exponentiel inverse.

$$M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$$

Des lots de litière non exposés en cours d'eau sont broyés afin d'en déterminer leur teneur initiale en carbone, azote (par analyseur CHN), phosphore (par chromatographie) et fibres (par la méthode de Van Soest) (Tableau 2). Cette dernière est une méthode de dosage séquentiel, permettant de quantifier les différents constituants de la paroi (hémicelluloses, cellulose et lignines), par l'action successive de différents traitements puis une minéralisation :

- NDS : solution neutre, permettant de mesurer les parois totales (NDF)
- ADS : solution acide, permettant de mesurer le résidu ligno-cellulosique (ADF)
- ADL : attaque à l'acide sulfurique 72 % pour déterminer le taux de lignine (ADL)

Enfin, une minéralisation de 3 h à 500 °C est effectuée pour déterminer le taux de matière minérale. Les résultats sont exprimés en pourcentage de la matière sèche sans cendre.

Tableau 2 - Caractérisation des litières d'aulnes (moyenne $\pm$ écart-type, $n = 6$).
Les résultats sont exprimés en % de masse sèche sans cendre.

	Carbone	Azote	Phosphore	Cellulose	Hémicellulose	Lignine
<i>Alnus glutinosae</i>	49,66 $\pm$ 0,54	2,12 $\pm$ 0,12	0,073 $\pm$ 0,004	18,00 $\pm$ 0,48	12,69 $\pm$ 0,58	14,90 $\pm$ 1,62

B. Les bandes de coton

Dans cette expérimentation, du coton cretonne non blanchit de $\sim 200 \text{ g.m}^{-2}$ (CFT E-222 ; Testfabrics, Inc, West Pittson PA, USA ; <http://testfabrics.com>) a été utilisé. Chaque bande de coton (dimensions 120 $\times$ 40 mm) a été placée dans un filet à mailles fines (0.5 mm d'ouverture). Dans chaque station, 6 bandes de coton ont été fixées aux 6 dispositifs expérimentaux décrits en 2.3.A et installées et récoltées en même temps que les filets de litière.

Lors de la récolte, les bandes de coton ont été brièvement plongées dans de l'alcool à 95° pendant environ 3 minutes afin de stopper les activités microbiennes, puis séchées dans une étuve à 60 °C durant 48 h. Les bandes séchées ont ensuite été conservées à l'abri de la lumière jusqu'à la mesure de la perte de résistance à la traction réalisée à l'aide d'un testeur numérique de force (AMETEK Chatillon C225). Simultanément un lot de 6 bandes témoins non immergées a subi le même traitement. La perte de résistance est exprimée en % de perte de résistance par jour d'exposition dans le cours d'eau.

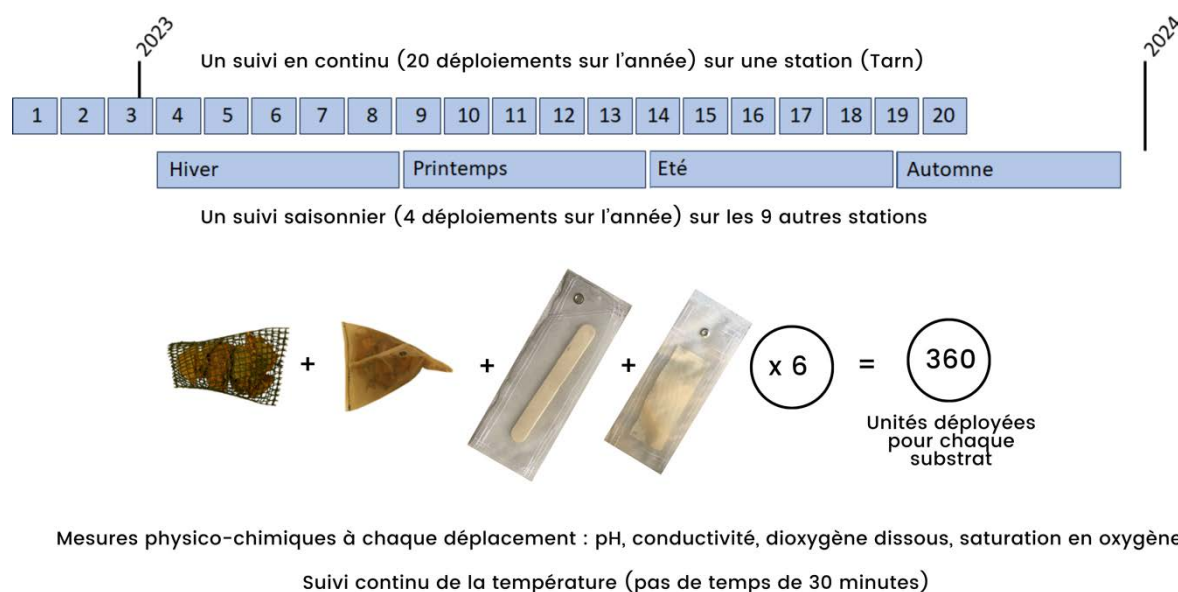
C. Les baguettes de bois

Le bois constitue une seconde alternative standardisée aux litières naturelles. Des baguettes de bois (abaisse-langue en bois non traité de *Populus nigra x canadensis* Moench ; 150 $\times$ 18 $\times$ 1,6 mm fabriqués par Betik Indistrias, Guipuzkoa, Espagne ; procédé de fabrication disponible) ont été placées dans des filets à mailles fines et exposées durant une saison entière > 84 jours, à raison de 6 répliques par station (Figure 4).

Avant leur immersion, chaque baguette de bois est pesée individuellement au 0,01 g près. A la fin de la période d'exposition, les baguettes de bois sont délicatement nettoyées, séchées à 60 °C durant 48 h, puis pesées de nouveau avec la même précision. La perte de masse est calculée en comparant la masse initiale et la masse finale, puis exprimée en pourcentage de perte de masse par jour d'exposition dans le cours d'eau.

2.4 Plan expérimental

La Figure 5 résume le plan expérimental décrit ci-dessous.



Le suivi infra-saisonnier sur le Tarn en amont du Pont de Montvert a inclut 20 déploiements de litières et bandes de coton entre le 18 octobre 2022 et le 19 octobre 2023. Cela représente un total de 240 filets de litière (6 répliques × 20 déploiements pour chaque type de maille) et 120 bandes de coton (6 répliques × 20 déploiements). Chaque déploiement a duré entre 2 et 3 semaines, la durée étant plus longue en hiver et en automne, lorsque des températures plus basses sont susceptibles de ralentir la décomposition. Des baguettes de bois ont également été déployées à chaque saison (6 répliques par saison, soit 24 baguettes de bois au total). Finalement le bilan des pertes correspond à 3 filets de litière à larges mailles, 8 bandes de coton et 3 baguettes de bois qui n'ont pu être analysées (perdus, filets vides ou bandes de coton endommagées) ; une valeur aberrante a par ailleurs été exclue de l'analyse pour la vitesse de décomposition des litières (sac exondé).

Pour le suivi saisonnier sur les 9 autres stations, les dispositifs ont été déployés de la même manière à 4 reprises au cours de l'année (un déploiement par saison). Les données du Tarn pour la même période de déploiement (un par saison) ont été intégrées au suivi saisonnier. En raison de crues survenues en été sur le Bergons et l'Oussouet, ainsi qu'en automne sur la Grande Leyre et l'Estrigon, certains déploiements ont dû être répétés. Sur la Boralde, la campagne de bois hivernale ayant été totalement perdue, celle-ci a été reproduite l'année suivante à la même saison. Au total, 12 valeurs de décomposition dans les filets à mailles fines et 19 valeurs de décomposition totale sont manquantes (sur un total de 432). De plus, 18 bandes de coton (sur 216) et 64 baguettes de bois (sur 216) n'ont pas pu être analysées (pertes ou dommages importants). La perte d'un grand nombre de baguettes de bois s'explique par leur longue période de résidence dans le cours d'eau, augmentant ainsi leur exposition aux aléas hydrologiques.

Enfin, afin de rendre compte d'un état de référence pour l'indicateur, certaines stations ont été déplacées (voir annexe) par rapport à la position des stations suivies par l'Agence de l'Eau Adour Garonne :

- La Grande Leyre en amont de l'étang de Rotgé
- La Boralde en amont, dans la ripisylve
- La Dourbie en amont afin d'être plus discret et la facilité d'accès
- La Bayse a été déplacée vers l'amont pour limiter les risques de perturber les mesures invertébrés

2.5 Analyse des données

A. Démarche pour la définition de valeurs de référence théorique

L'analyse des données répond à plusieurs objectifs qui permettent de définir - lorsque cela s'avère pertinent - des valeurs de référence théoriques pour les différentes mesures de la décomposition de la matière organique dans les cours d'eau (décomposition microbienne et totale des litières, dégradation des bandes de coton, décomposition du bois), et d'interpréter ces valeurs en termes de qualité écologique. La démarche se déroule en plusieurs étapes :

- **Déterminer la variabilité de la vitesse de décomposition** : identifier si la vitesse de décomposition varie selon la saison et la station pour les cours d'eau de référence en utilisant une analyse de la variance avec la saison et la station en facteurs.

- **Identifier les facteurs naturels influençant ces variations** : analyser l'effet des facteurs environnementaux et typologiques (pH, Ca^{2+} , NO_3^- , PO_4^{3-} et température, HER, Type Physico-Chimique, altitude) susceptibles d'influencer les variations spatiales et temporelles de la décomposition, à l'aide d'un modèle hiérarchique avec la saison comme facteur et la station comme terme d'erreur. La simplification du modèle permet d'éliminer les facteurs non-significatifs, trouvant ainsi le meilleur compromis entre simplicité et précision des prédictions. Afin de réduire la colinéarité entre les variables et de simplifier l'interprétation des résultats, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été préalablement effectuée, permettant de ne conserver que les variables les plus indépendantes et représentatives des variations observées.
- **Calculer des valeurs de référence théoriques** : utiliser les paramètres du modèle optimisé pour prédire des valeurs théoriques de décomposition dans tout cours d'eau du bassin Adour Garonne.
- **Exprimer les résultats en Ratio de Qualité Ecologique (EQR)** : calculer l'EQR comme le ratio entre la valeur de décomposition observée et la valeur de décomposition théorique, selon la formule :

$$EQR = \frac{k_{\text{observé}}}{k_{\text{théorique}}}$$

- **Interpréter les résultats en termes de qualité écologique** : en suivant les seuils proposés par Gessner et Chauvet (2002), traduire les valeurs de décomposition de la matière organique en termes de qualité écologique. Selon la nature de la pression, la vitesse de décomposition peut être accélérée ou ralentie dans des conditions impactées. Ainsi un déclassement de la qualité écologique du cours d'eau est appliqué aux valeurs significativement plus élevées et plus faibles que la valeur de référence. Brosed et al. (2022) proposent une méthode d'agrégation des valeurs de décomposition microbienne et totale sous forme d'une grille présentée en Figure 6.

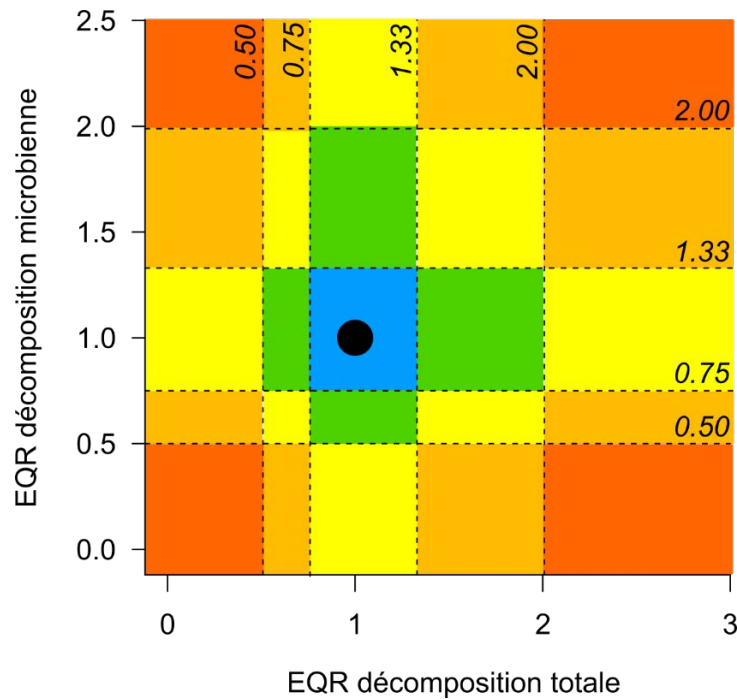


Figure 6 - Grille d'interprétation pour traduire les taux de décomposition en termes de classes de qualité écologique. Le point noir indique la valeur de référence théorique et les lignes en pointillés les valeurs seuil proposées par Gessner & Chauvet (2002). Bleu : très bon, Vert : bon, Jaune : moyen, Orange : médiocre et Rouge : mauvais

Pour l'ensemble des analyses, les valeurs de décomposition ont subi une transformation logarithmique (logarithme népérien) permettant d'améliorer l'adéquation des modèles aux données et de satisfaire les conditions de normalité et d'homoscédasticité des résidus pour les tests statistiques. De plus, l'effet de la température a été intégré dans les modèles en appliquant la relation d'Arrhenius, qui prévoit une augmentation exponentielle des processus biologiques avec la température. Ce modèle, théoriquement pertinent, a été employé avec succès pour décrire l'influence de la température sur la décomposition des litières dans les cours d'eau (Follstad Shah et al., 2017 ; Jabiol et al., 2020).

La relation d'Arrhénius est formulée ainsi :

$$k = A \cdot e^{\frac{-E_a}{BT}}$$

où k est le processus considéré (ici la vitesse de décomposition des litières), A une constante de normalisation, E_a l'énergie d'activation en eV, B la constante de Boltzmann ($8,617 \cdot 10^{-5}$ eV.K⁻¹) et T la température en Kelvin.

La constante de normalisation dans la relation d'Arrhénius (notée A) est appelée le facteur pré-exponentiel ou facteur de fréquence. Elle représente la fréquence des collisions efficaces entre les molécules qui peuvent déclencher la réaction, dans ce cas, la décomposition. Dans le

contexte de la décomposition de la matière organique dans les écosystèmes aquatiques, cette constante peut être vue comme une mesure de la probabilité qu'une réaction se produise, en tenant compte des conditions spécifiques (par exemple, la disponibilité de la matière organique et des enzymes). Le facteur pré-exponentiel A dépend de plusieurs variables, notamment de la nature des matériaux (comme les litières et le coton) et des micro-organismes présents. Essentiellement, cette constante ajuste le modèle d'Arrhénius en tenant compte des caractéristiques intrinsèques du processus ou du système écologique étudié.

B. Examen de la variabilité intra-stationnelle

Les données issues du suivi infra-saisonnier sur le Tarn ont permis d'évaluer la variabilité entre différentes répliques, placées au même endroit dans le cours d'eau au fil des déploiements. Cette analyse quantifie l'influence de la position des filets de litière dans le cours d'eau et permet d'évaluer la répétabilité du protocole. La variabilité a été testée pour les différentes mesures de la décomposition en utilisant une analyse de la variance.

Une comparaison entre les différentes mesures du processus de décomposition a également été réalisée en évaluant la covariation de la décomposition de chaque substrat standard (coton et bois) avec le taux de décomposition des litières. Ces comparaisons consistent en une mesure des corrélations et une comparaison de la variabilité intra-stationnelle. L'objectif est de vérifier si la décomposition des substrats standards reflète fidèlement celle des litières, et comme attendu, présente une variabilité moindre.

C. Relation entre décomposition et communautés d'invertébrés

Un examen des communautés d'invertébrés benthiques a été réalisé afin d'interpréter les variations de la décomposition des litières dans les filets à mailles larges. Cet examen repose sur les données collectées dans le cadre du suivi des stations pour le paramètre I₂M₂, ainsi que sur l'échantillonnage des invertébrés associés aux filets de litière lors de la campagne de printemps. L'identification des invertébrés au genre a été réalisée par les services d'hydrobiologie de l'Office de la Biodiversité Française de Nouvelle Aquitaine et d'Occitanie.

Pour chaque taxon, la densité des invertébrés mesurée dans le cadre des prélèvements I₂M₂ a été pondérée par la surface relative de recouvrement des micro-habitats échantillonnés, de manière à refléter les densités à l'échelle stationnelle. Les taux de décomposition totale ont

ensuite été comparés aux densités d'invertébrés, à la fois à l'échelle stationnelle dans les prélèvements « litière » des I₂M₂, et à l'échelle des filets de litière.

Ces analyses ont été réalisées avec la densité totale d'invertébrés et avec la densité des taxons décomposeurs dominants (Asellidae, Astacidae, Gammaridae, Lepidostomatidae, Limnephilidae, Sericostomatidae, Leuctridae, Nemouridae et Tipulidae).

D. Comparaison avec l'I₂M₂ et ses métriques

L'échantillonnage des invertébrés selon le protocole I₂M₂ a été effectué par différentes entités : la direction régionale de l'OFB de Toulouse pour la Boralde et le Bergons, celle de Montpellier pour le Tantayrou, la Dourbie et le Tarn et par le bureau d'étude Aquabio pour la Petite Leyre, la Grande Leyre, l'Estrigon et l'Oussouet. Pour la station de la Bayse, l'entité responsable n'a pas été précisée. Les prélèvements ont été effectués durant l'été 2023 (entre juillet et septembre), période critique pour la faune aquatique en raison de l'étiage estival et des températures élevées.

A partir du formulaire de saisie IRSTEA du plan d'échantillonnage et des listes faunistiques de chaque station, un fichier regroupant l'ensemble des données nécessaires a été traité par le Système d'évaluation de l'état des eaux (SEEE, <https://seee.eaufrance.fr>) pour le calcul des indices I₂M₂ et des métriques associées. Des analyses de covariance ont été réalisées pour tester la corrélation entre les valeurs I₂M₂ et les taux de décomposition obtenus aux différentes stations. Ces analyses ont également été répétées sur les métriques constitutives de l'I₂M₂ : la richesse taxonomique, l'indice de Shannon, la polluosensibilité, le polyvoltinisme et l'indice d'ovoviviparité.

3. Résultats

3.1 Le suivi infra-saisonnier sur le Tarn au pont de Montvert

A. Physico-chimie

Tableau 3 - Caractéristiques physico-chimiques sur la station du Tarn lors des 20 déploiements (1 – 20)

N°	Date (installation – récolte)	pH	Conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	O ₂ (mg.L ⁻¹)	O ₂ (%)	Température (°C) moyenne (min–max)
1	18/10/2022 – 8/11/2022	6,5	13,4	9,2	95	9,34 (4,52 – 12,30)
2	08/11/2022 – 29/11/2022	6,3	13,6	10,14	95,9	5,14 (2,41 – 8,58)
3	29/11/2022 – 20/12/2022	6,3	13,8	11,21	98,1	2,45 (0,12 – 5,35)
4	20/12/2022 – 10/01/2023	6,4	13,9	10,9	99,1	5,84 (2,84 – 7,38)
5	10/01/2023 – 31/01/2023	6,3	12,2	11,46	99,1	2,14 (0,12 – 5,14)
6	31/01/2023 – 21/02/2023	7,3	12,2	12,08	99,5	2,40 (0,34 – 5,76)
7	21/02/2023 – 13/03/2023	6,6	12,3	11,14	100,2	3,92 (0,12 – 7,78)
8	13/03/2023 – 03/04/2023	6,9	11,8	10,7	99,6	5,75 (2,30 – 9,18)
9	03/04/2023 – 23/04/2023	6,8	11,4	10,48	99,8	5,99 (2,30 – 9,37)
10	23/04/2023 – 08/05/2023	7,2	11,8	10,41	100,1	9,70 (5,86 – 14,23)
11	08/05/2023 – 21/05/2023	6,6	12	9,49	99,6	8,40 (5,24 – 12,59)
12	21/05/2023 – 05/06/2023	6,3	11,6	9,82	98,6	10,24 (8,28 – 13,08)
13	05/06/2023 – 19/06/2023	6,4	11,4	9,14	98,9	11,00 (8,68 – 14,04)
14	19/06/2023 – 04/07/2023	6,0	11,5	8,85	98,3	12,54 (10,16 – 15,76)
15	04/07/2023 – 19/07/2023	6,0	11,8	9,24	98,3	14,45 (11,24 – 17,28)
16	19/07/2023 – 03/08/2023	6,3	12,3	8,31	98,2	14,54 (11,24 – 17,28)
17	03/08/2023 – 17/08/2023	6,9	12	8,75	97,6	14,23 (10,46 – 17,48)
18	17/08/2023 – 08/09/2023	6,4	12,3	8,42	95,4	14,53 (10,75 – 18,33)
19	08/09/2023 – 29/09/2023	6,2	12	8,46	97	12,02 (8,08 – 15,00)
20	29/09/2023 – 19/10/2023	6,4	15,1	9,08	96,7	10,57 (7,90 – 13,65)
bois (automne)	29/09/2023 – 21/12/2023	6,6	11,9	11,11	99,2	6,1 (1,11 – 11,43)

La station du Tarn au Pont de Montvert est caractérisée par une eau très faiblement minéralisée et oligotrophe. Le pH est neutre à légèrement acide (6,1 – 7,3), la conductivité comprise entre 11,4 et 15,1 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ est très stable au cours de l'année et les concentrations en nutriments dissous (nitrates, nitrites, ammonium, orthophosphates) sont régulièrement inférieures aux limites de quantification (données Agence de l'Eau). La concentration en

nitrate maximale au cours des déploiements est observée en juin 2023 avec une concentration de 1,6 mg.L⁻¹. L'eau est bien oxygénée tout au long de l'année.

La température fluctue entre 0 et 18 °C sur la période de suivi et le profil thermique (Figure 7) met en évidence les variabilités saisonnières et notamment la plus grande variabilité nyctémérale entre mars et octobre 2023.

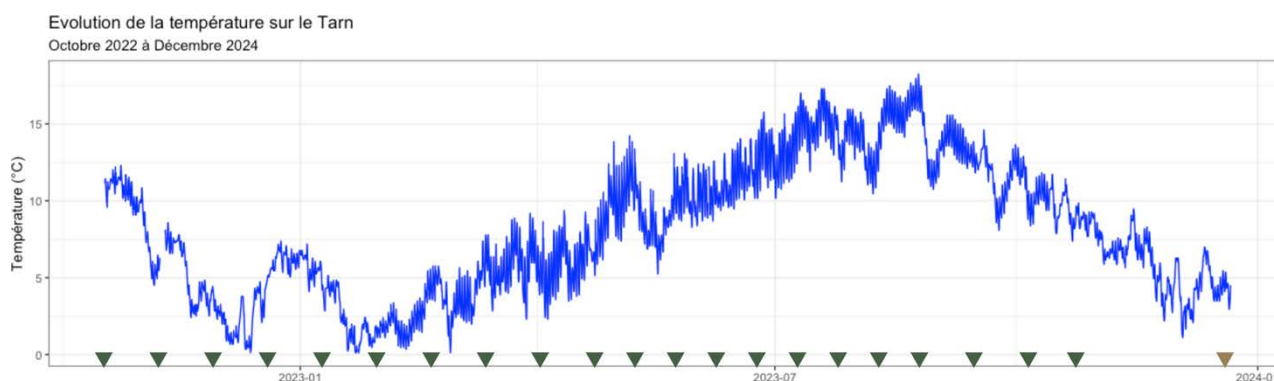


Figure 7 - Profil thermique mesuré sur le Tarn d'octobre 2022 à décembre 2024. Les triangles verts correspondent aux vingt installations/récoles et le triangle brun au prélèvement final du bois.

B. Décomposition microbienne des litières

Dans les filets à mailles fines, le taux de décomposition moyen sur l'année est de 0,018 jour⁻¹. Il fluctue entre 0,012 jour⁻¹ (campagne 6 en février/mars) et 0,025 jour⁻¹ (campagne 14 en juillet), ce qui est cohérent avec les données de la littérature pour des stations peu impactées (ex : Lecerf et al., 2005).

Les variations saisonnières des vitesses de décomposition des litières s'avèrent fortement liées aux variations de température. Les taux de décomposition les plus élevés sont dans l'ensemble observés au cours des déploiements de juillet et août (campagnes 14-17), sauf au mois de mai (campagne 11) au cours duquel la décomposition est rapide malgré des températures plus fraîches. Cette décomposition plus rapide est toutefois associée à une valeur extrême observée sur une réplique. A l'inverse, les déploiements ayant eu lieu entre novembre 2022 et avril 2023 (campagnes 3 à 9) affichent les taux de décomposition les plus faibles.

Cet effet positif de la température se traduit par une augmentation exponentielle de la vitesse de décomposition avec la température, dont on peut rendre compte en utilisant l'équation d'Arrhenius (Figure 8A). Cette observation est cohérente avec la théorie et les données de la littérature, et serait liée à un effet positif de la température sur le métabolisme des décomposeurs

et de ce fait sur l'ensemble des processus biologiques de dégradation des litières (Follstah Shah et al., 2017)

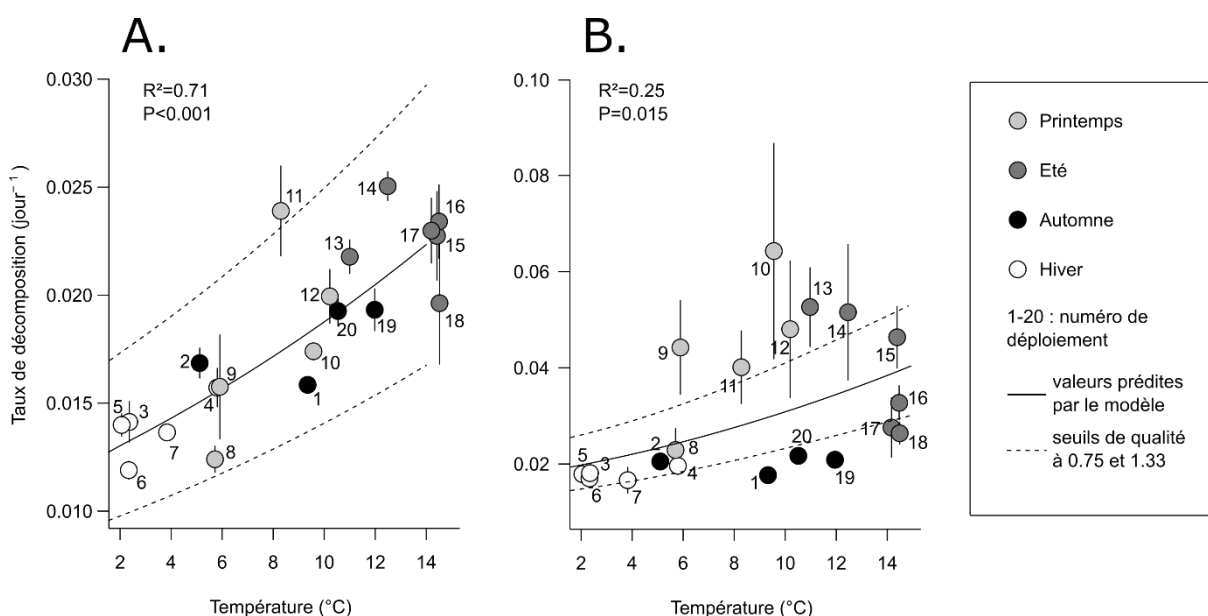


Figure 8 - Taux de décomposition des litières d'aulne dans les filets à mailles fines (A) et les filets à larges mailles (B) dans la station du Tarn aux différentes déploiement (1 à 20). Les barres d'erreur sont des erreurs standard

C. Décomposition totale des litières

La décomposition totale mesurée dans les filets à larges mailles résulte de l'activité combinée des micro-organismes et des invertébrés. La valeur moyenne sur l'année est de 0,031 jour⁻¹, soit environ 1,7× plus rapide que la décomposition liée à la seule activité microbienne. Le taux de décomposition totale varie considérablement au cours de l'année, avec un minimum de 0,017 jour⁻¹ au cours des campagnes 6 et 7 (février et mars) et un maximum de 0,064 jour⁻¹ au cours du printemps (campagne 10, mai). Au contraire de la décomposition microbienne, les variations saisonnières de la vitesse de décomposition totale ne semblent que marginalement liées aux fluctuations de température (Figure 8B ; $R^2 = 0,25$).

Un effet saisonnier indépendant de la température est par contre observé. Entre fin septembre et avril (campagnes 1 à 8 et 19, 20) la vitesse de décomposition totale est relativement stable et varie selon ces campagnes entre 0,017 et 0,023 jour⁻¹. Cette stabilité relative intervient malgré des écarts de la température de l'ordre de 8°C d'une campagne à l'autre. Dès le mois de mai, et ce jusqu'en juillet, les taux de décomposition deviennent plus importants, mais aussi plus variables, et fluctuent entre 0,040 et 0,064 jour⁻¹. Ces valeurs sont plus de 2× supérieures à celles observées en automne, malgré des températures similaires entre

les campagnes d'automne et de printemps. Enfin, entre août et octobre, les taux de décomposition retrouvent progressivement des valeurs proches de celles observées à l'automne.

L'absence d'événement hydrologique notable au cours du printemps exclut un effet du courant, qui aurait pu amplifier le phénomène de fragmentation physique des litières dans les filets à larges mailles au cours du printemps. En revanche, un effet de la phénologie des invertébrés détritivores semble plausible. Les détritivores dominants sur cette station sont tous des larves d'insectes (Leuctridae, Nemouridae, Limnephilidae, *Sericostoma*) dont les émergences ont pour un grand nombre lieu au printemps et au début de l'été. Ainsi, à ces périodes, les larves ont atteint leur biomasse maximale, et pourraient avoir besoin de ressources abondantes pour satisfaire des besoins énergétiques accrus pour le passage au stade imago, alors même que les litières naturelles dans le cours d'eau sont rares ou de mauvaise qualité (feuilles réfractaires, morceaux de bois et d'écorce).

D. Variabilité inter-répliques de la vitesse de décomposition des litières

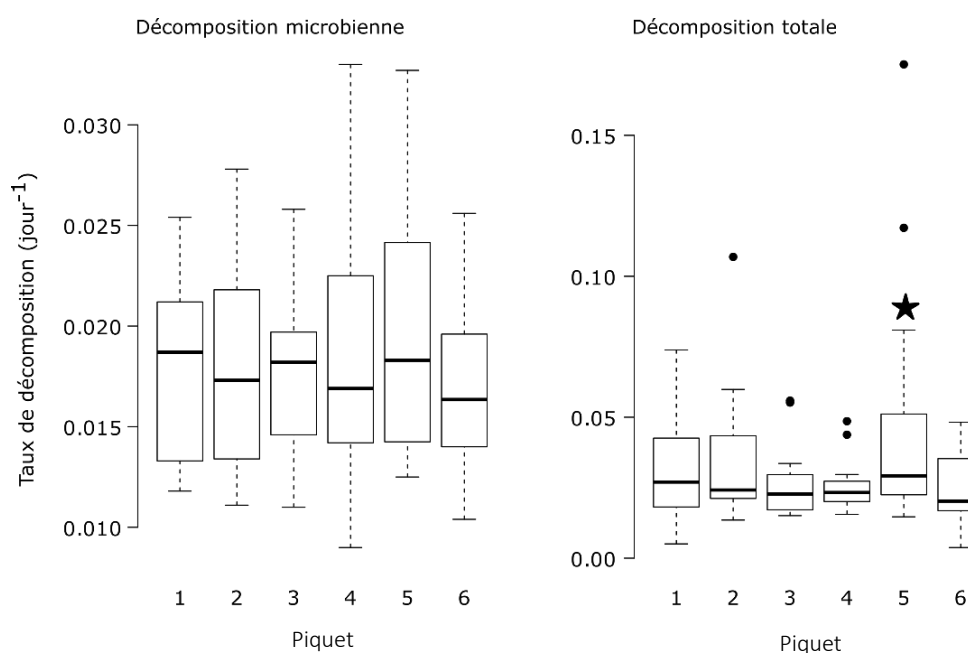


Figure 9 - Boîtes à moustache illustrant l'effet du positionnement du piquet dans la rivière sur les taux de décomposition. L'étoile indique qu'une différence significative a été détectée (ANOVA puis Tukey).

Nous avons pu évaluer la variabilité intra-stationnelle des vitesses de décomposition des litières en comparant les résultats entre différents piquets, dont la position dans le cours d'eau n'a pas changé d'un déploiement à l'autre (Figure 9). D'après les résultats de l'analyse, la vitesse de décomposition microbienne varie peu d'un piquet à l'autre. Au contraire, la vitesse de décomposition totale s'est avérée significativement plus rapide au niveau d'un des 6 piquets

(n°5) (Figure 9). Cette décomposition plus rapide est associée à une plus grande variabilité, avec des valeurs très importantes observées sur les campagnes 10 ($k = 0,18 \text{ jour}^{-1}$; fin avril) et 12 ($k = 0,12 \text{ jour}^{-1}$; fin mai).

Il n'est pas surprenant que la décomposition totale soit plus sensible au positionnement du piquet dans le cours d'eau. D'une part, les litières contenues dans les filets à larges mailles sont plus exposées à une possible abrasion mécanique due au courant, et des fragments de feuilles de petite taille peuvent sortir du filet, ce qui n'est pas le cas dans les filets à mailles fines. D'autre part, le micro-habitat (défini par le couple substrat/courant) influence largement l'identité taxonomique et la densité des invertébrés en présence, et donc susceptibles de coloniser le filet à litière. A l'inverse, les décomposeurs microbiens sont dispersés dans l'eau du courant, et l'on peut raisonnablement s'attendre à ce que l'influence de la position du filet à litière dans le cours d'eau soit moindre.

E. Les substrats standards alternatifs

La dégradation des substrats standards (coton et bois) a été comparée aux taux de décomposition des litières dans les filets à mailles fines. En effet, ces mesures de dégradation reflètent davantage les activités microbiennes que l'activité des invertébrés, étant donné leur ensachage dans de la toile fine-maille de $500 \mu\text{m}$. En tout, 8 bandes de coton n'ont pas pu être traitées (trop abîmées ou perdues). La perte de résistance des bandes de coton varie entre $0,14 \text{ \%.jour}^{-1}$ (campagne 18 en septembre) et $1,47 \text{ \%.jour}^{-1}$ (campagne 15 en juillet). Globalement, ces valeurs semblent corrélées à la perte de masse des litières dans les filets à mailles fines (Figure 10A). Lors de 4 campagnes estivales, les pertes de résistance se sont révélées faibles alors même que les taux de décomposition des litières y sont les plus rapides, entraînant une rupture de la corrélation entre ces 2 métriques, rompant ainsi la corrélation habituellement observée entre ces deux indicateurs.

Du fait de ces 4 déploiements, aucun effet de la température sur la perte de résistance des bandes de coton n'apparaît clairement, les températures estivales étant tantôt associées à une perte de résistance rapide (campagne 15) ou ralentie (campagnes 14, 16, 17 et 18) (Figure 10B). La raison de ces différences n'est pas élucidée, mais indique que dans certaines conditions au moins, la dégradation des bandes de coton et des litières ne sont pas régies par les mêmes facteurs écologiques. En termes de variation intra-stationnelle, la dégradation des bandes de coton s'avère plus variable que la décomposition microbienne des litières, avec un coefficient

de variation systématiquement plus important (Figure 11A). La différence entre piquets reste toutefois non significative, indiquant une faible influence de la position du piquet dans le cours d'eau (Figure 11B).

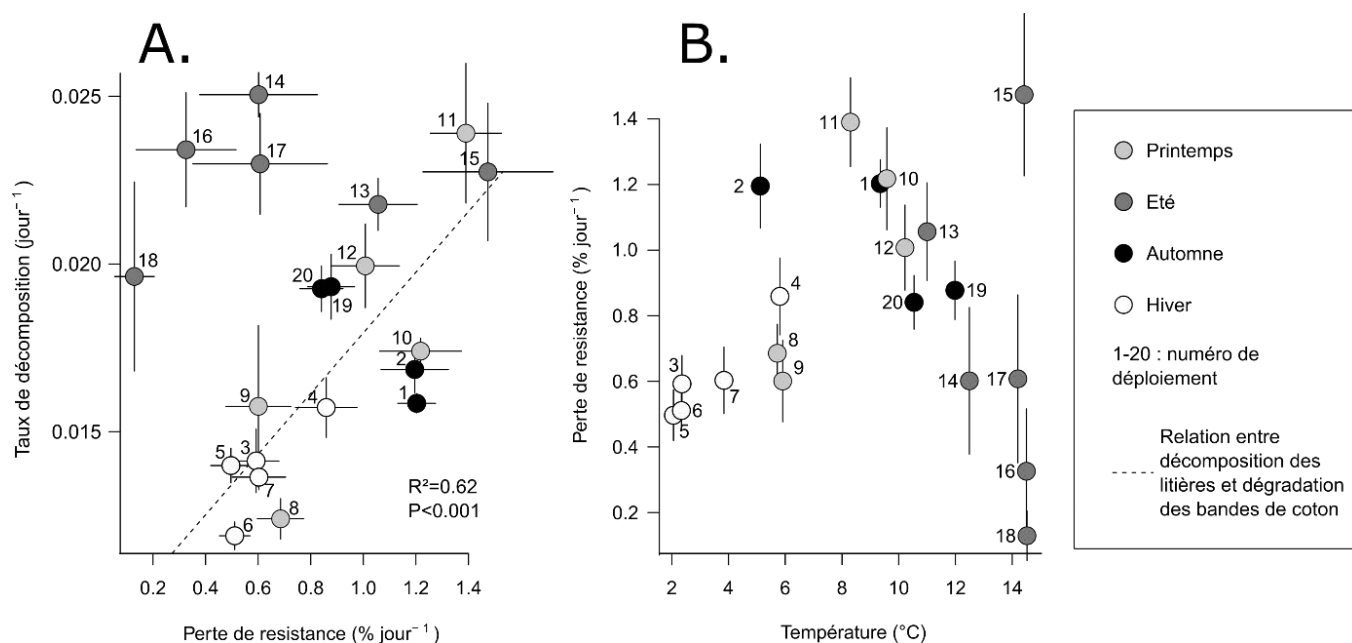


Figure 10 - A : relation entre dégradation des bandes de coton et décomposition microbienne des litières. B : effet de la température sur la dégradation des bandes de coton sur la station du Tarn.

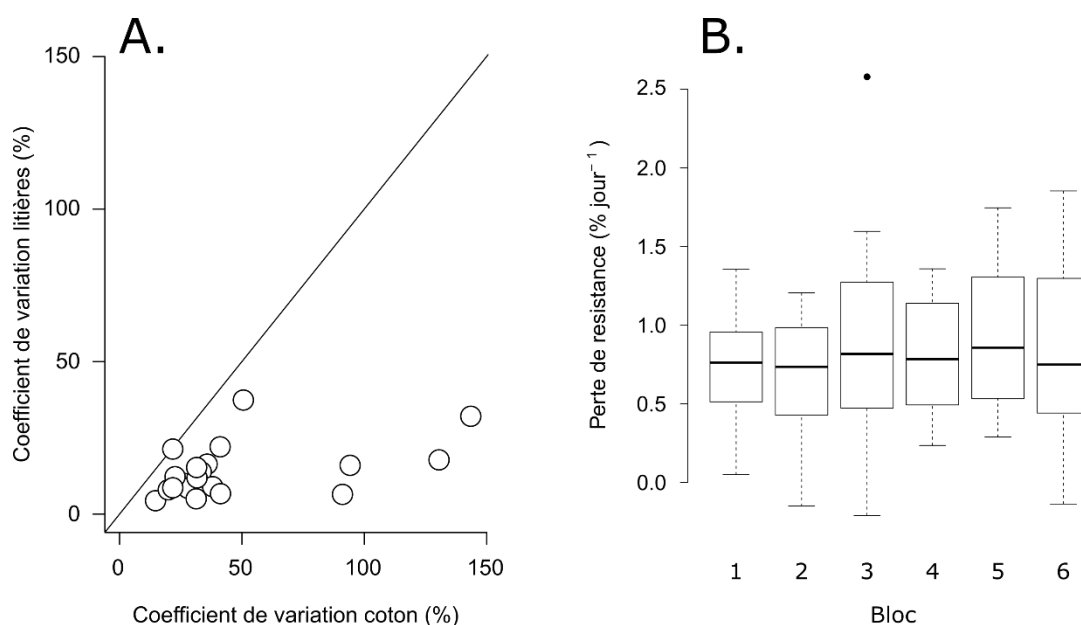


Figure 11 - A : comparaison des coefficients de variation entre décomposition des litières et dégradation des bandes de coton. Les points situés en dessous de la ligne correspondent à des campagnes présentant des valeurs de dégradation plus variables que les valeurs de décomposition des litières et inversement. B : effet du positionnement du piquet dans le cours d'eau sur la dégradation des bandes de coton

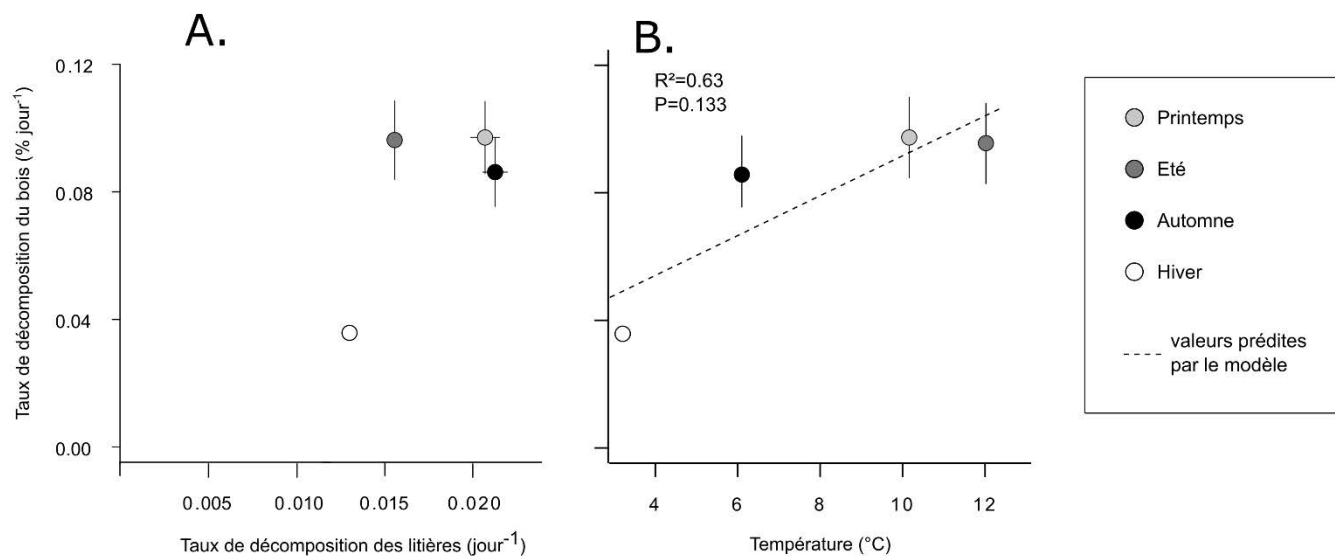


Figure 12 - A : relation entre décomposition du bois et décomposition microbienne des litières.
B : effet de la température sur la décomposition du bois sur la station du Tarn

La vitesse de décomposition du bois varie selon les saisons entre 0,0363 % jour⁻¹ en hiver et 0,0980 % jour⁻¹ au printemps. La comparaison avec la décomposition des litières reste toutefois moins robuste que celle des bandes de coton, en raison d'un nombre de déploiements de bois limité. Toutefois, on observe comme pour les bandes de coton une cohérence avec la décomposition des litières (Figure 12A), qui se traduit par un effet positif significatif de la température (Figure 12B). Le coefficient de variation est comme pour les bandes de coton plus important que celui observé pour la décomposition microbienne des litières (Figure 13A), tandis que la variabilité entre piquets est non significative (Figure 13B).

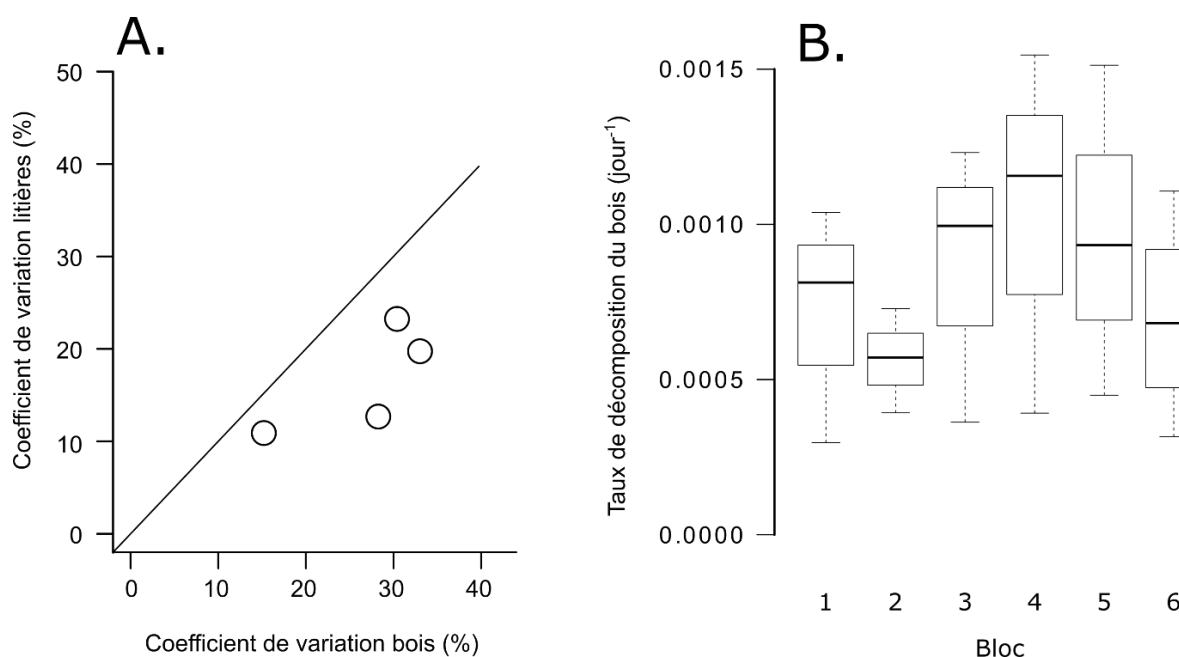


Figure 13 - A : comparaison des coefficients de variation entre décomposition des litières et décomposition du bois. Les points situés en dessous de la ligne correspondent à des campagnes présentant des valeurs de dégradation plus variables que les valeurs de décomposition des litières et inversement. B : effet du positionnement du piquet dans le cours d'eau sur la décomposition du bois

F. Implications pour la définition de valeurs de références et la bioindication

Pour la décomposition microbienne, la variabilité du processus peut largement être prédite par les valeurs de température. De ce fait, on peut raisonnablement établir des valeurs théoriques de références sur la base de ce seul paramètre pour cette métrique. D'après le modèle établi sur la station du Tarn en amont du Pont de Montvert, la valeur de référence théorique pour la décomposition microbienne des litières serait de :

$$k_{ref} = e^{8.68} \times e^{\frac{-0.31}{BT}}$$

où B est la constante de Boltzmann ($8,617 \cdot 10^{-5}$ eV) et T la température en Kelvin

Pour la décomposition totale, les variations saisonnières sont plus marquées que l'effet de la température, qui orienterait vers la définition d'une valeur de référence par saison. Sur la base des résultats obtenus sur le Tarn en amont du Pont de Montvert, des valeurs de référence pourraient être fixées à $0,019 \text{ jour}^{-1}$ pour l'hiver/automne et à $0,050 \text{ jour}^{-1}$ pour le printemps/été. Une autre possibilité serait de restreindre l'usage de l'indicateur sur une période spécifique de l'année, par exemple l'automne/hiver, lorsque la variabilité entre répliques est plus faible et qu'une valeur de référence robuste peut être établie. Bien qu'il soit impossible de définir une

valeur de référence unique pour toute l'année, il convient de noter que d'autres indicateurs, comme l'I₂M₂, sont également prévu pour être réalisé à une saison, durant l'été et de préférence lors d'un étiage. Cette caractéristique n'est donc pas exclusive à cet indicateur et souligne la nécessité d'aborder la saisonnalité dans l'interprétation des données.

D'après les résultats obtenus sur ces déploiements, la dégradation des bandes de coton ne rend compte que marginalement de l'activité de décomposition des litières dans le cours d'eau. Les deux processus sont faiblement corrélés et surtout ne présentent pas les mêmes variations vis-à-vis de la température. Les bandes de coton sont largement préférées pour leur stabilité présumée dans la mesure de dégradation par rapport aux litières. Cependant, les résultats obtenus sur le Tarn montrent des coefficients de variation plus élevés pour la dégradation des bandes de coton que pour celle des litières, ce qui invite à explorer plus en détail les sources potentielles de variabilité propres à chaque indicateur.

Les résultats décrits ci-dessus ont été obtenus au cours du suivi d'une seule station et ne peuvent être généralisés sans vérifier au préalable leur cohérence avec les données issues de plusieurs autres stations, présentées ci-dessous.

3.2 Le suivi saisonnier sur 10 stations du bassin Adour-Garonne

A. Physico-chimie

Le pH est compris entre 6,05 et 8,31, les stations les plus acides (pH < 6,5) se trouvant dans les Landes avec la Grande et la Petite Leyre, tandis que les plus basiques (pH > 8,2) sont les stations de piémont ou d'altitude fortement minéralisées (Bayse, Bergons et Oussouet) (Tableau 4). La saturation en oxygène est supérieure à 90 % pour toutes les stations exceptée la Grande Leyre (86 %). Les conductivités les plus basses (< 60 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) correspondent aux rivières d'altitude naturellement peu minéralisées (Tarn et Dourbie). Les concentrations en nitrates sont inférieures à 2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la Dourbie, le Tarn, l'Oussouet et le Bergons tandis que des valeurs > 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ sont échantillonnées dans la Grande Leyre et la Petite Leyre. Seule la Grande Leyre a des concentrations en nitrites et ammonium déclassantes (> 0,03 et > 0,1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement). Toutes les stations de références sont classées en très bonne qualité pour les phosphates, avec des valeurs comprise entre 0,02 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (seuil de quantification) et 0,038 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Tableau 4 - Moyenne $\pm$ écart-type (nombre de point de mesure) des données physico-chimiques relevées sur le terrain (pH, O₂, conductivité et température et pour la température la moyenne et entre parenthèses les valeurs minimales et maximales mesurées. Pour les autres paramètres est reportée la moyenne annuelle 2023 $\pm$ écart-type (nombre de point de mesure) téléchargées depuis du SIEAG. Les classes de qualité sont exprimées selon l'Arrêté du 30 août 2018, sauf pour les nitrates (valeurs issues du SEQ-Eau V2 – III- Classes et indices de qualité de l'eau par altération), bleu : très bonne, vert : bonne, jaune : moyenne, orange : médiocre

Station (type physico-chimique)	pH	O ₂ (%)	Cond. (μS.cm ⁻¹)	Temp. (° C)	Ca ²⁺ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)
Bayse (piémont, fortement minéralisée)	8,31 ± 0,11 (9)	95,5 ± 5,4 (9)	351,1 ± 25,4 (9)	13,0 (3,8 à 20,8)	72,8 ± 13,86 (2)	3,57 ± 0,36 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	<0,020 ± 0,00 (6)
Bergons (altitude, fortement minéralisée)	8,30 ± 0,09 (9)	95,2 ± 4,0 (9)	186,7 ± 32,7 (9)	9,6 (2,0 à 17,2)	35,9 ± 5,52 (2)	1,3 ± 1,05 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	0,02 ± 0,00 (6)
Boralde (altitude, peu minéralisée)	7,46 ± 0,08 (11)	99,1 ± 0,7 (11)	65,4 ± 7,4 (11)	12,3 (1,7 à 21,3)	5,4 ± 1,27 (2)	3,36 ± 1,13 (12)	<0,010 ± 0,00 (12)	0,022 ± 0,01 (12)	0,017 ± 0,01 (12)
Dourbie (altitude, peu minéralisée)	7,22 ± 0,26 (9)	100,0 ± 1,4 (9)	27,9 ± 2,0 (9)	9,0 (0,1 à 23,3)	1,9 ± 0,21 (2)	0,55 ± 0,08 (12)	<0,010 ± 0,00 (12)	0,012 ± 0,01 (12)	<0,020 ± 0,00 (12)
Estrigon (plaine, peu minéralisée)	7,29 ± 0,47 (9)	92,1 ± 2,8 (9)	178,6 ± 39,1 (9)	14,8 (5,6 à 23,0)	26,5 ± 14,00 (2)	7,05 ± 4,10 (6)	0,015 ± 0,01 (6)	0,037 ± 0,01 (6)	0,038 ± 0,01 (6)
Grande Leyre (plaine, peu minéralisée)	6,18 ± 0,86 (9)	86,4 ± 28,1 (9)	171,1 ± 46,3 (9)	13,9 (4,8 à 26,8)	10,2 ± 5,37 (2)	13,8 ± 10,27 (6)	0,04 ± 0,02 (6)	0,123 ± 0,07 (6)	0,024 ± 0,01 (6)
Oussouet (piémont, fortement minéralisée)	8,30 ± 0,07 (9)	98,9 ± 3,7 (9)	248,9 ± 24,3 (9)	10,9 (4,0 à 19,0)	47,5 ± 3,32 (2)	1,56 ± 0,50 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	0,021 ± 0,00 (6)
Petite Leyre (plaine, peu minéralisée)	6,26 ± 0,40 (9)	90,7 ± 2,1 (9)	120,4 ± 58,1 (9)	13,7 (4,9 à 27,1)	5,9 ± 3,04 (2)	10,37 ± 8,19 (6)	0,012 ± 0,00 (6)	0,033 ± 0,01 (6)	<0,020 ± 0,00 (6)
Tantayrou (altitude, fortement minéralisée)	8,13 ± 0,08 (9)	96,3 ± 5,4 (9)	492,3 ± 15,2 (9)	11,0 (7,7 à 15,2)	88,4 ± 4,31 (2)	8,47 ± 3,16 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	<0,010 ± 0,00 (6)	0,022 ± 0,00 (6)
Tarn (altitude, peu minéralisée)	6,60 ± 0,31 (22)	99,2 ± 1,52 (22)	11,9 ± 0,98 (22)	11,2 (4,8 à 16,7)	1,0 ± 0,00 (11)	0,62 ± 0,33 (11)	<0,010 ± 0,00 (11)	<0,010 ± 0,00 (11)	<0,020 ± 0,00 (11)

Le suivi en continu de la température met en évidence des différences de régimes entre stations tirées par les extrêmes. Le Tantayrou, le Tarn, le Bergons et l'Oussouet sont les rivières aux eaux les plus fraîches en été restant en permanence sous les 20 °C, au contraire de la Grande Leyre et la Petite Leyre qui dépassent ponctuellement les 25 °C en été. Le Tantayrou se distingue par sa grande stabilité thermique, avec des températures relativement chaudes en hiver (> 7,6 °C) et fraîches en été (< 15,3 °C), tandis que les rivières comme la Dourbie, la Grande Leyre et la Petite Leyre montrent les variations thermiques annuelles les plus marquées (Figure 14, Annexes).

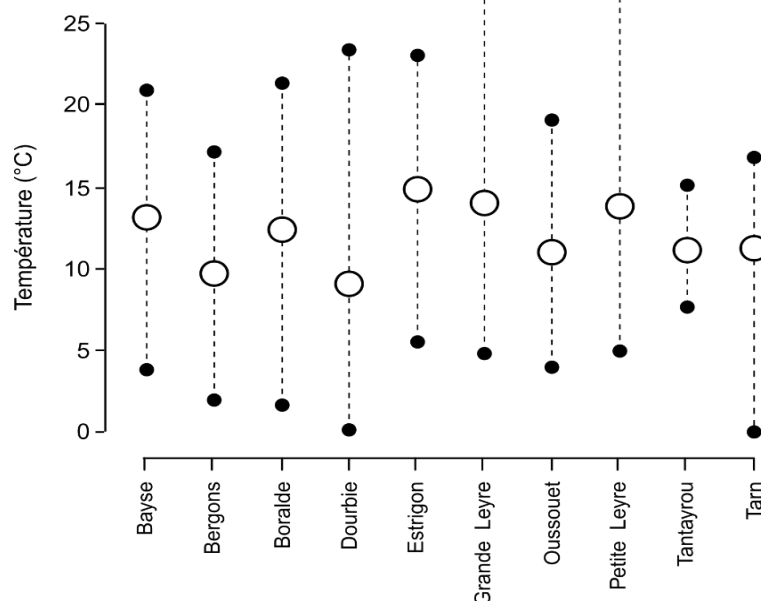


Figure 14 - Moyennes (points blancs) et valeurs extrêmes (points noirs) de la température suivie en continu pour les 10 stations d'études (de janvier 2023 à décembre 2024 pour les 9 stations suivies en saisonnier, d'octobre 2023 à décembre 2024 pour la station du Tarn). Les profils thermiques sont présentés en annexe

Une Analyse en Composantes Principales (ACP ; Figure 15) a été réalisée pour explorer les principales sources de variation des paramètres physico-chimiques mesurés dans les différentes stations suivies, afin de réduire la dimensionnalité des données tout en conservant l'essentiel de la variance. Les deux premières composantes principales (PC1 et PC2) expliquent respectivement 43 % et 33 % de la variance, soit un cumul de 76 %. La PC1 est fortement corrélée aux indicateurs d'eutrophisation, tels que le Carbone Organique Dissous (COD), l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-), et inversement corrélée à l'altitude, l'oxygène dissous (O_2), et au pH. La PC2 est associée aux variables de minéralisation, notamment le Titre Alcalimétrique Complet (TAC), la dureté, la conductivité et la concentration en calcium (Ca^{2+}), suggérant un gradient de minéralisation.

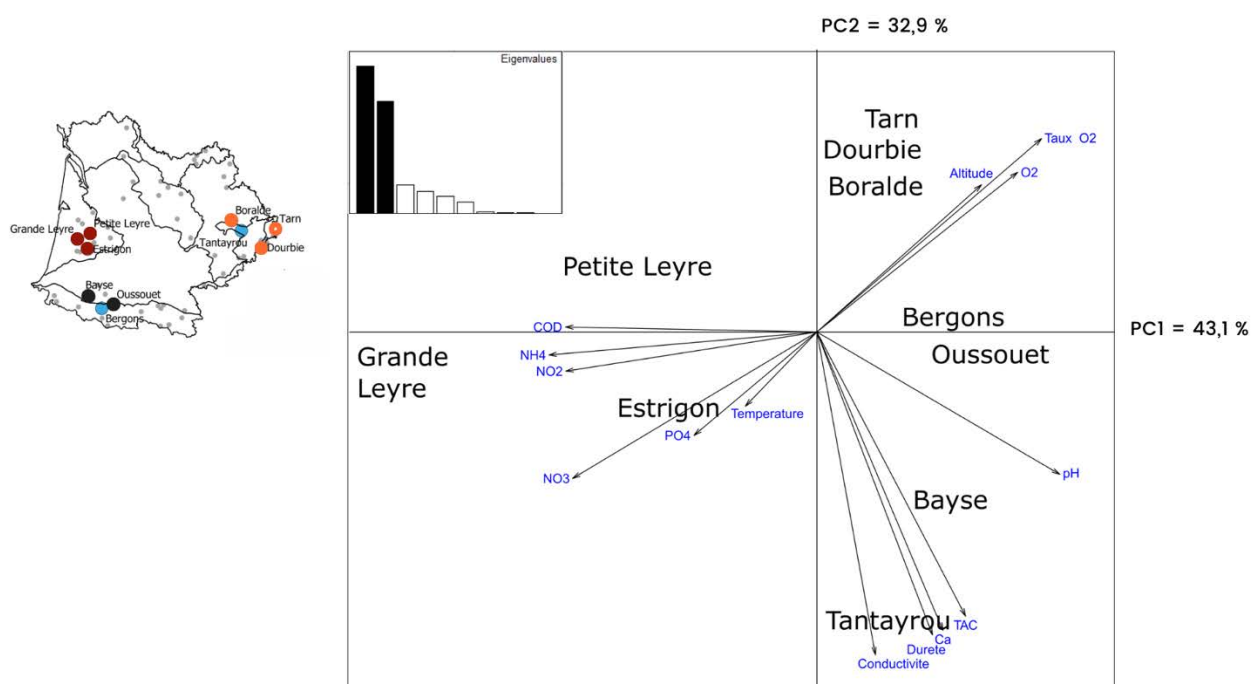


Figure 15 - Biplot de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) des paramètres physico-chimiques à partir des données du SIEAG. Ce biplot représente les deux premières composantes principales (PC1 et PC2), qui expliquent respectivement 43 % et 33 % de la variance totale des données. Les flèches montrent la direction et la contribution des variables physico-chimiques à chaque composante : « Taux O2 » (taux d'oxygène dissous), « O2 » (concentration en dioxygène dissous), « Ca » (concentration en calcium), « COD » (Carbone Organique Dissous).

Le biplot (Figure 15) illustre la répartition des stations selon les quatre types physico-chimiques identifiés par Ferret & Rebillard (2021) : les stations Tarn, Dourbie et Boralde sont les moins minéralisées et situées à plus haute altitude, les stations Bayse et Tantayrou montrent les niveaux de minéralisation les plus élevés, tandis que le Bergons et l'Oussouet présentent des valeurs intermédiaires en termes d'altitude et de minéralisation. Les stations des Landes, comme la Grande et la Petite Leyre, sont situées aux altitudes les plus basses, avec un enrichissement en nutriments moindre dans les autres stations.

B. Décomposition microbienne des litières

Les taux de décomposition microbien se répartissent significativement le long du gradient de température des eaux mesurées dans chaque stations ($R^2 = 0,50$; Figure 16), avec une variation significative entre saison et stations (Figure 16).

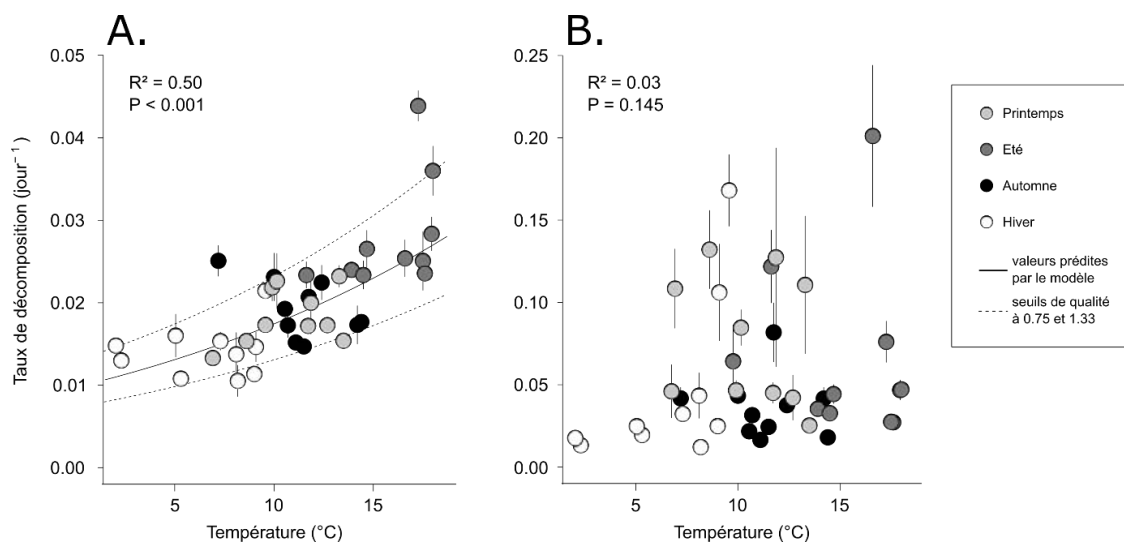


Figure 16 - Taux de décomposition des litières d'aulne dans les filets à mailles fines (A) et dans les filets à larges mailles (B) dans les 10 stations aux 4 saisons le long du gradient de température. Les barres d'erreur sont des erreurs standards

Le taux de décomposition le plus rapide (0,044 jour⁻¹) est observé sur la Boralde en été, tandis que le plus lent (0,011 jour⁻¹) correspond à la Grande Leyre en hiver. L'effet de la température sur la décomposition microbienne peut être décrite par le modèle d'Arrhenius suivant :

$$k = e^{11.667} \times e^{\frac{-0.383}{B T}}$$

où B est la constante de Boltzmann ($8,617 \cdot 10^{-5}$ eV) et T la température en Kelvin.

Toutefois, pour quelques déploiements, les valeurs de décomposition des litières s'avèrent plus rapides ou plus lentes que les valeurs de références théoriques prédites par le modèle. Par exemple, la décomposition microbienne sur la Boralde en été et en automne est plus de 1,33× supérieure à la valeur prédite. A l'inverse, la décomposition sur la Grande Leyre (hiver et automne) et la Petite Leyre (automne) sont légèrement inférieures aux valeurs attendues. Pour ces deux cours d'eau landais, les valeurs faibles de pH pourraient limiter la vitesse de décomposition. Dangles et al. (2004) notent par exemple un effondrement de la décomposition des litières à des valeurs de pH inférieures à 6-6,5, associé à une diminution des activités microbiennes. A ce titre, Ferreira & Guérold (2017) proposent l'utilisation de la décomposition des litières comme indicateur pour la surveillance de l'acidification des cours d'eau.

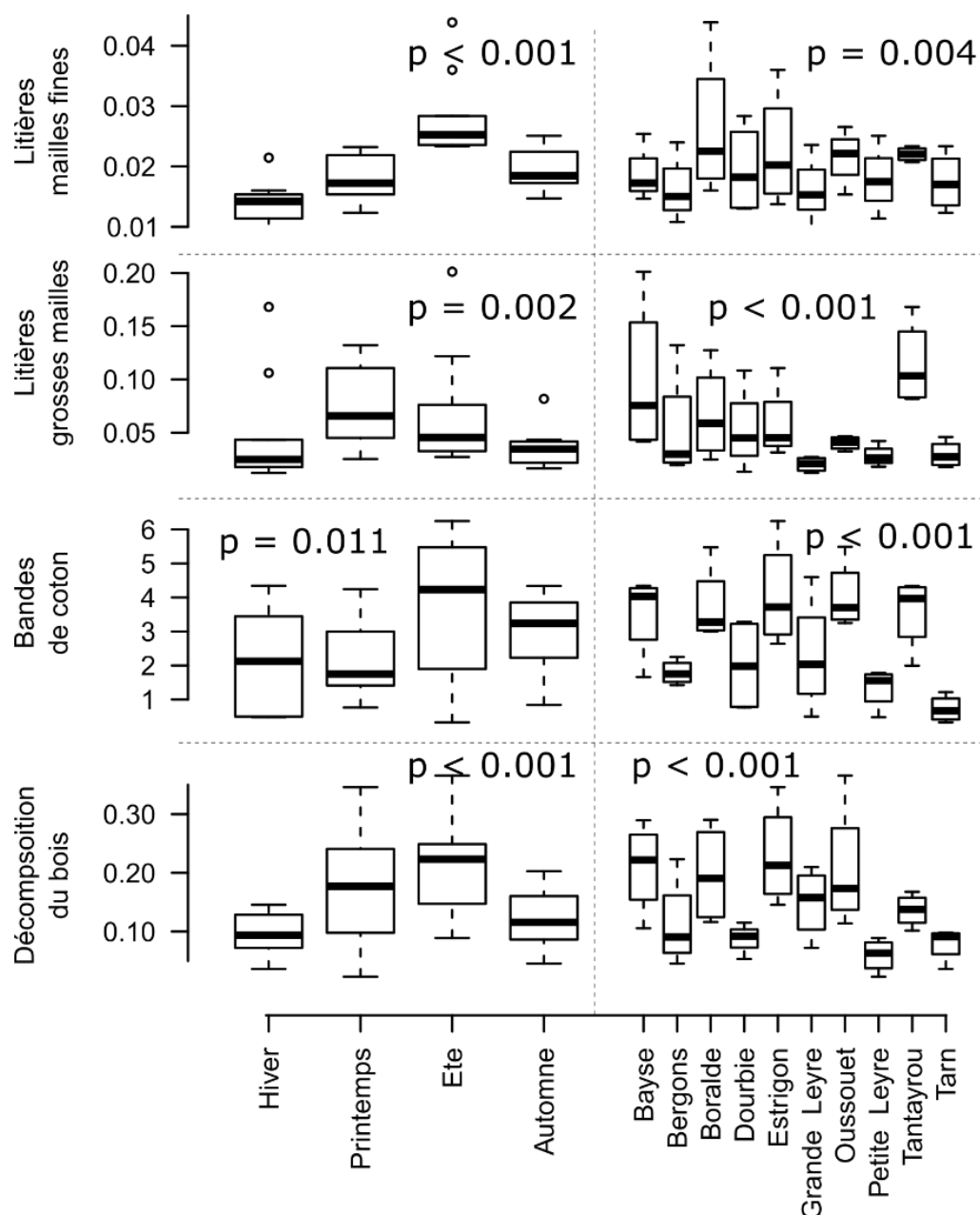


Figure 17 - Effets de la saison et de la station sur la décomposition des litières (microbienne et totale), la perte de résistance (% $\cdot$ jour $^{-1}$) des bandes de coton et la décomposition des baguettes de bois (jour $^{-1}$). Les résultats statistiques correspondent à des ANOVAs

C. Décomposition totale des litières

Comme pour le déploiement infra-saisonnier sur le Tarn, la décomposition totale présente une variabilité saisonnière importante (Figure 17) qui ne semble pas être liée directement à la température (Figure 16B). Si comme le Tarn, la plupart des cours d'eau présentent des taux de décomposition maximaux au printemps, d'autres affichent les taux de décomposition les plus rapides en hiver (Tantayrou) ou en été (Bayse, Grande Leyre).

La concentration en calcium s'avère être l'indicateur de la minéralisation le plus fortement corrélé à la décomposition totale des litières. Cet effet varie toutefois selon la saison : il est particulièrement prononcé et robuste en hiver ($R^2 = 0,78$), modéré en été ($R^2 = 0,50$) et en automne ($R^2 = 0,37$), et n'apparaît pas du tout significatif au printemps (Figure 18). L'effet positif du calcium sur la décomposition totale des litières pourrait s'expliquer par la présence de gammaridés (*Gammarus* et *Echinogammarus*) dans les cours d'eau. Ces crustacés détritivores, souvent présent en densités importantes dépendent en grande partie de la concentration en calcium pour leur distribution et leur abondance (Zehmer et al., 2002). L'absence d'influence du calcium sur la décomposition totale au printemps pourrait être liée, comme suggéré pour le Tarn, à la phénologie des larves d'insecte.

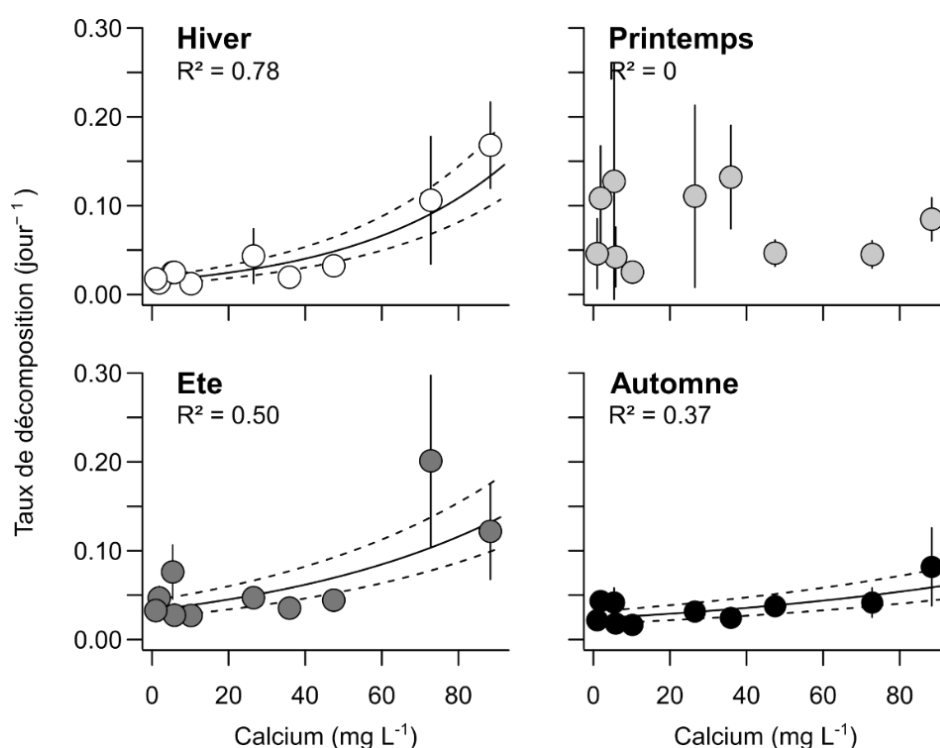


Figure 18 - Relation entre taux de décomposition des litières d'aulne dans les filets à larges mailles et concentration en calcium dans les 10 stations aux 4 saisons. Les barres d'erreur sont des erreurs standards.

Afin de consolider ces observations, des études ultérieures devraient intégrer davantage de stations de référence réparties le long du gradient de minéralisation. Cela permettrait de mieux comprendre comment la minéralisation influence le processus de décomposition dans différents contextes saisonniers et d'affiner les modèles écologiques liés à ces interactions.

D. Les substrats standards alternatifs

Sur l'ensemble des déploiements saisonniers, la perte de résistance des bandes de coton a varié de 0,38 % jour⁻¹ (sur le Tarn et été) à 6,25 % jour⁻¹ sur l'Estrigon, également lors des déploiements d'été. Globalement, la perte de résistance des bandes de coton est corrélée à la décomposition microbienne des litières ($P < 0,001$; $R^2 = 0,44$), malgré une importante dispersion des points (Figure 19).

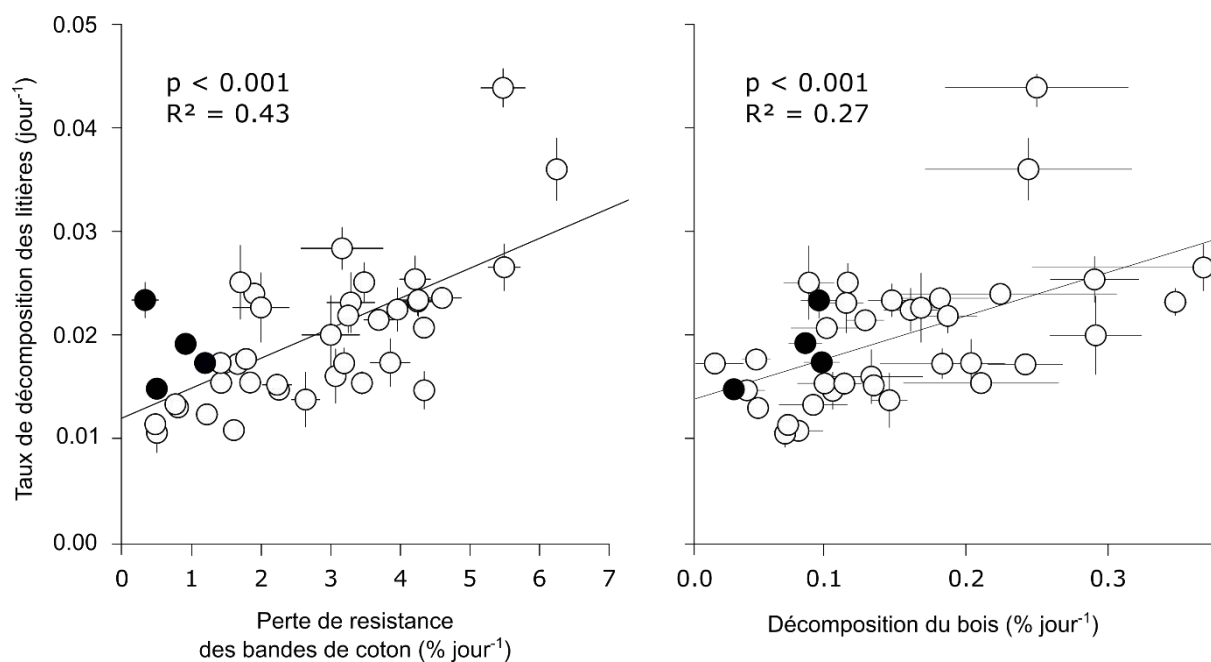


Figure 19 - Comparaison des taux de décomposition des litières et de la dégradation des substrats standards.

Les points noirs indiquent la station du Tarn suivie en continu.

Les corrélations significatives indiquent que globalement la dégradation des substrats standards constitue bien un proxy de la décomposition microbienne dans le cours d'eau (Figure 19). Toutefois, l'ajustement relativement faible des modèles, exprimé à l'aide du R^2 , suggère que les différents processus ne répondent pas de la même manière ou dans les mêmes proportions aux facteurs environnementaux. Ainsi, connaître la vitesse de dégradation des bandes de coton ou du bois ne permet pas de prédire la vitesse de décomposition des litières de manière quantitative avec suffisamment de précision. La plus faible corrélation avec la décomposition du bois pourrait également être due au temps d'exposition plus long pour le bois. Ainsi la décomposition du bois aura potentiellement intégré des phénomènes (ex : fluctuation des conditions environnementales) auxquels les litières n'ont pas été confrontées.

A l'instar de la décomposition microbienne des litières, la température influence significativement la perte de résistance des bandes de coton, mais explique une part faible de la

variation du processus ($P < 0.002$; $R^2 = 0,21$). En revanche, une influence significative du pH est observée et cohérente avec la littérature (Colas et al., 2019) (Figure 20). Elle se traduit par une dégradation moins rapide sur les cours d'eau dont le pH est inférieur à 7. Ces résultats confirment les précédentes observations montrant que la décomposition des bandes de coton n'est pas moins variable que celle des litières naturelles.

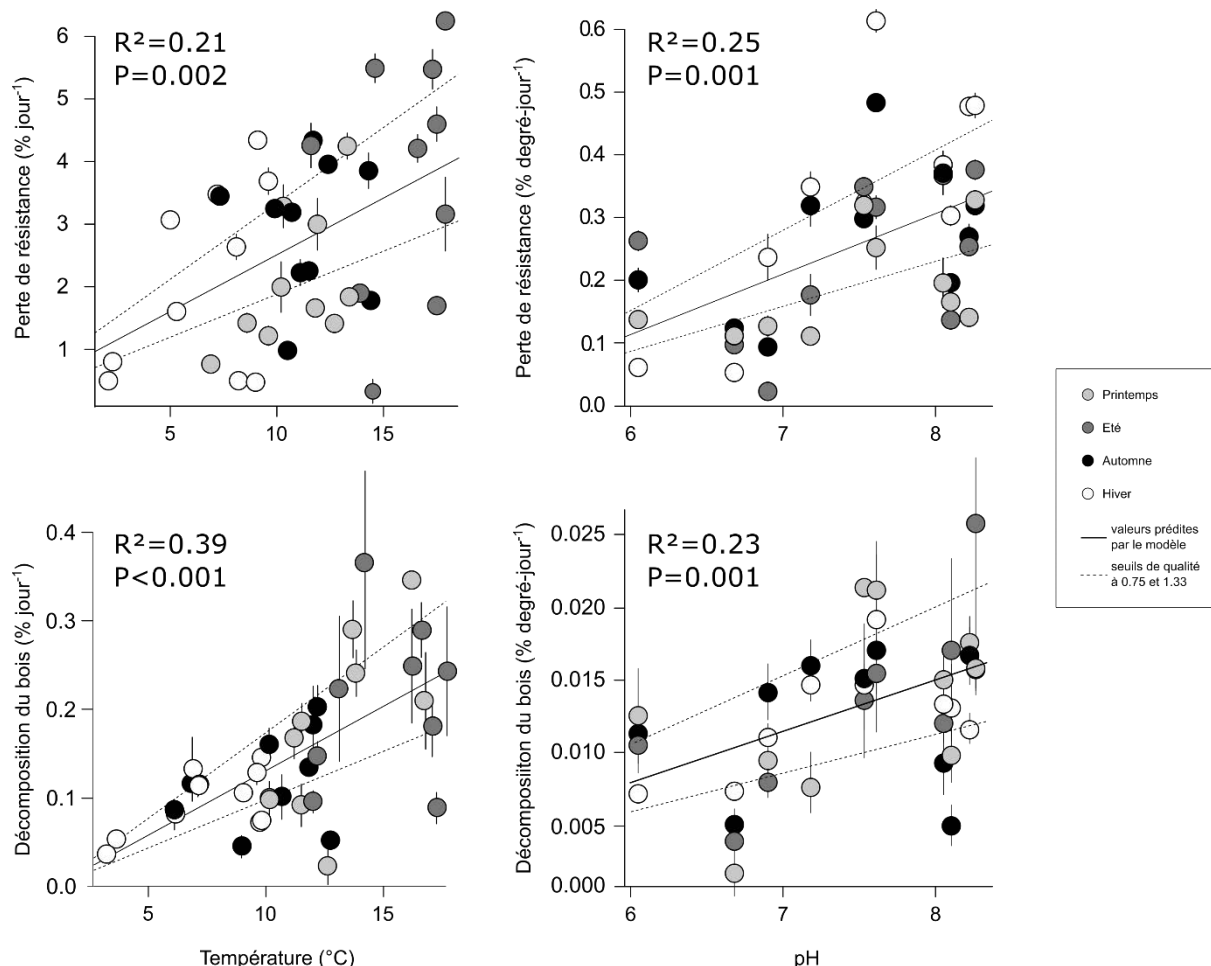


Figure 20 - Variation de la dégradation des bandes de coton (en haut) et du bois (en bas) le long des gradients de température (à gauche) et de pH (à droite). Dans les figures de droite, l'expression des taux de décomposition en degré-jours permet de corriger les valeurs pour l'effet de la température et ainsi mieux illustrer l'effet propre du pH

La décomposition du bois apparaît également corrélée à la décomposition microbienne des litières (Figure 19). Elle varie entre 0,0230 % jour⁻¹ (Petite Leyre au printemps) et 0,366 % jour⁻¹ (Oussouet en été). Elle est globalement stimulée par la température, bien que pour un grand nombre de déploiements une décomposition plus lente qu'attendue de par leur température plutôt douce soit observée. C'est notamment le cas pour l'ensemble des déploiements réalisés sur la Petite Leyre, et un déploiement sur la Grande Leyre, deux stations des Landes caractérisées par un pH modérément acide. De fait, un effet presque significatif du

pH sur la décomposition du bois est détecté et se manifeste comme pour la dégradation des bandes de coton par une légère inhibition du processus dans les cours d'eau les plus acides (Figure 20).

A l'échelle intra-stationnelle, la variabilité de la décomposition du bois est légèrement plus importante que celle des litières naturelles (Figure 21), sans doute également du fait du temps de résidence dans le cours d'eau plus important. En ce qui concerne la dégradation des bandes de coton, la variabilité semble équivalente (points répartis de part et d'autre de la droite sur la Figure 21) contrairement à ce qui avait été observé sur le Tarn en suivi continu, notamment durant la période estivale.

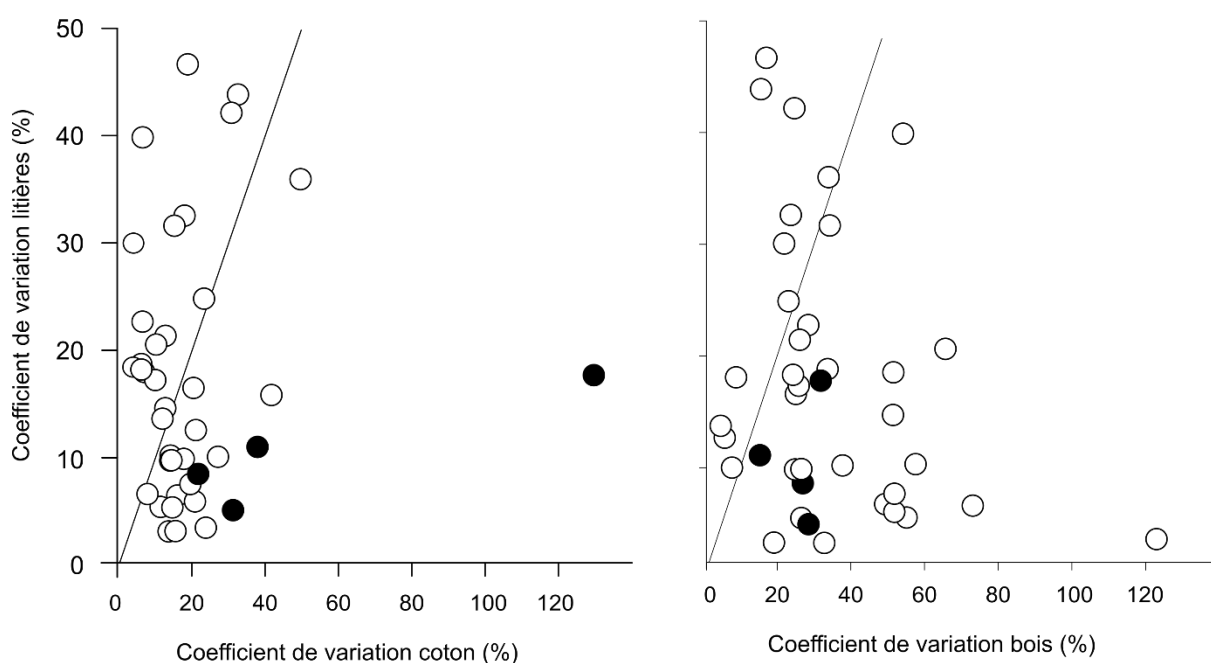


Figure 21 - Comparaison de la variabilité intra-stationnelle de la décomposition microbienne des litières et de la dégradation des bandes de coton (à gauche) et de la décomposition du bois (à droite). La ligne indique une variabilité équivalente entre substrat, les points à droite de la ligne indiquent une variabilité plus importante pour le substrat artificiel que pour la litière et inversement. Les points noirs correspondent aux données obtenues sur le Tarn et présentées dans les Figures 11A et 13A

E. Implications pour la définition de valeurs de références et la bioindication

Sur l'ensemble des stations de référence étudiées, une valeur théorique de référence pour la décomposition microbienne peut être établie sur la base de la température seulement. Cette valeur de référence d'après le modèle utilisé (Arrhenius) serait la suivante :

$$k_{ref} = e^{11.667} \times e^{\frac{-0.383}{BT}}$$

où B est la constante de Boltzmann ($8,617 \cdot 10^{-5}$ eV) et T la température en Kelvin.

Pour la décomposition totale, la température ne semble pas jouer un rôle prépondérant. En revanche, un effet positif et robuste de la minéralisation exprimée par la concentration en calcium, qui est le paramètre de la minéralisation le plus significatif, permet de proposer des valeurs de référence théoriques basées sur ce paramètre. Ces valeurs de référence néanmoins ne sont valables que pour les données hivernales, saison au cours de laquelle la relation entre calcium et décomposition totale est la plus robuste.

$$k_{ref} = e^{-4,20+0,0247 \times [Ca^{2+}]}$$

où $[Ca]$ est la concentration en ions Ca^{2+} en $mg.L^{-1}$ dans l'eau.

Pour les substrats standards, l'effet des variables environnementales est moins clair, et les modèles ne permettent pas de prédire des valeurs de référence théoriques avec suffisamment de robustesse.

3.3 Les relations entre invertébrés et taux de décomposition

A. Les invertébrés des prélèvements I₂M₂

Les densités d'invertébrés estimées à partir des prélèvements I₂M₂ varient considérablement entre les stations avec un facteur de 26 entre les plus faibles densités observées dans les rivières faiblement minéralisées des Landes (Grande Leyre, 418 individus/m²) et celles du Tantaiyou (10 971 individus/m²). Les taux de décomposition totale pour les déploiements de l'été (correspondant à la période de prélèvement des I₂M₂) augmentent de manière significative avec la densité d'invertébrés ($R^2 = 0,68$; $P = 0,004$; Figure 22A) et de décomposeurs ($R^2 = 0,78$; $P = 0,001$; Figure 22B). Ces relations sont significatives si l'on exclue les données de la Bayse qui présente des taux de décomposition très élevés ($k = 0,2 \text{ jour}^{-1}$) malgré des densités d'invertébrés moyennes. Sur la Bayse, deux phénomènes concomitants peuvent expliquer cette situation : d'une part, la présence d'une densité élevée de gammarus dont l'activité de consommation est accélérée en cas de températures élevées (Schmidlin et al., 2015) et d'autre part, les phénomènes hydrologiques exceptionnels survenus dans la région durant la période d'expérimentation, qui ont pu fragmenter les litières sous l'effet du courant.

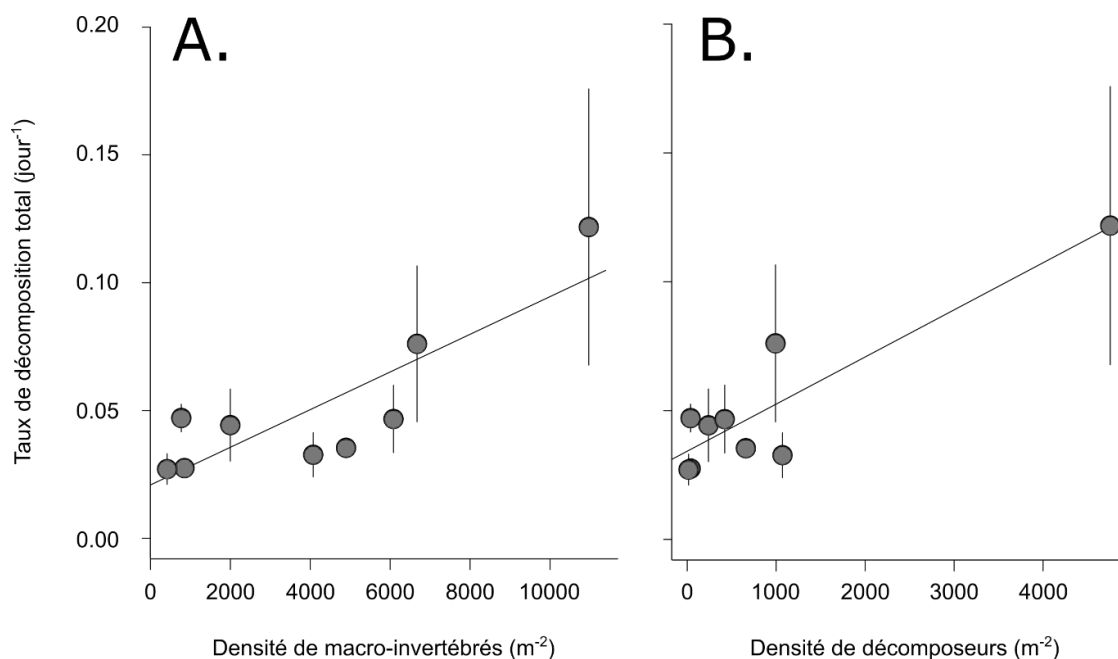


Figure 22 - A : Taux de décomposition total exprimé en fonction de la densité des invertébrés à l'échelle de la station I₂M₂ et B : Taux de décomposition total exprimé en fonction de la densité des décomposeurs

Les densités de gammares sont fortement corrélées à la concentration en calcium ($R^2 = 0,86$; $P < 0,001$; Figure 23), ce qui s'explique en partie par leur besoin en calcium (Zehmer et al., 2002). Toutefois, il convient de faire preuve de prudence dans l'interprétation de cette relation, car d'autres facteurs, comme le pH, peuvent également jouer un rôle. Les substrats calcaires enrichissent l'eau en calcium et augmentent son alcalinité, ce qui crée un environnement favorable non seulement aux gammares, mais aussi à tous les invertébrés. Il est donc possible que le calcium ne soit pas le seul facteur influençant la distribution des gammares et que l'augmentation du pH y contribue également. Par ailleurs, il est notable que l'efficacité des gammares dans le processus de décomposition semble davantage dépendre de leur densité élevée dans certains cours d'eau (comme la Bayse et le Tantayrou), plutôt que d'une « efficacité » de dégradation par individu ou par unité de biomasse. Cela suggère que leur impact sur la décomposition totale des litières est avant tout lié à leur nombre, et non à une activité de consommation individuelle particulièrement marquée, en cohérence avec les observations faites pour d'autres groupes d'arthropodes aquatiques.

Il serait pertinent de compléter cette étude en étendant l'observation à d'autres stations, afin d'explorer plus en profondeur les corrélations entre la densité des gammares, les concentrations en calcium et le pH.

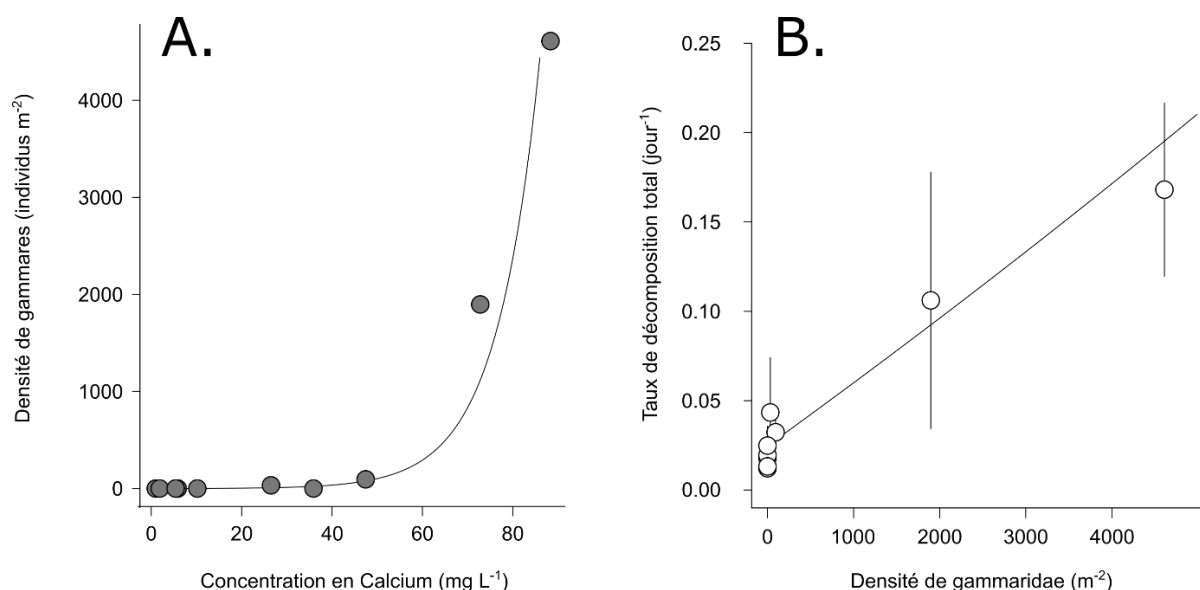


Figure 23 - A : densité de gammares relevées à l'échelle de la station I2M2 le long du gradient de concentration en calcium. B : relation entre densité de gammares et décomposition totale des litières (en hiver)

B. Les invertébrés du prélèvement litière de l'I₂M₂

Dans les échantillons de litières prélevés lors de l'I₂M₂, certaines stations présentent une densité d'invertébrés nettement supérieure à la densité moyenne évaluée à l'échelle de la station : l'Oussouet (267 %), la Petite Leyre (195 %) et le Bergons (152 %). D'autres stations ont des densités proches de la moyenne stationnelle comme le Tarn (104 %), l'Estrigon (104%) et la Grande Leyre (96 %). En revanche, certaines stations ont des densités associées aux litières bien inférieure à cette moyenne : la Boralde (76%), le Tantayrou (55 %), la Dourbie (52 %) et la Bayse (37 %).

Ces variations des densités sont exacerbées pour la communauté des décomposeurs. Celle-ci occupe préférentiellement les prélèvements de litière pour 6 des 10 stations : l'Estrigon (895 %), la Dourbie (318 %), le Bergons (291 %), la Petite Leyre (206 %), l'Oussouet (185 %) et le Tarn (130 %). À l'inverse, pour les autres stations, les litières abritent moins de décomposeurs que la moyenne stationnelle : le Tantayrou (44 %), la Boralde (27 %), la Bayse (17 %) et la Grande Leyre (0 %). Cette variabilité est accentuée par le fait que les prélèvements sont effectués en été, lorsque les stocks de litière sont riches en lignine (brindilles, nervures de feuilles) car une grande partie de la litière tombée à l'automne, riche en cellulose, azote et phosphore, a déjà été consommée par les décomposeurs. Il est donc difficile d'établir un lien direct sans caractérisation précise de la litière échantillonnée. On peut supposer que dans les quatre stations où la densité de décomposeurs est inférieure à la moyenne stationnelle, les

litières ne sont plus attractives pour les décomposeurs, tandis que dans les six autres stations, l'échantillon de litière pourrait encore présenter des caractéristiques nutritionnelles attractives.

Les densités obtenues ont été comparées aux taux de décomposition mesurés à la même période, sans qu'une corrélation statistique n'ait été détectée ($P > 0,05$).

C. Les invertébrés des filets à larges mailles au printemps

La caractérisation des peuplements d'invertébrés dans les filets à larges mailles a été réalisée au cours de la campagne de printemps. La densité des invertébrés dans les filets à large mailles est la plus importante dans l'Estrigon ($> 6000 \text{ ind.m}^{-2}$), avec de nombreux *Chironomidae* (42%), *Serratella ignita* (22%) et *Caenis* (18%). A l'opposé, le Tarn est la station ayant la densité d'invertébrés dans les filets à larges mailles la plus faible ($< 600 \text{ ind.m}^{-2}$). La richesse taxonomique est la plus importante sur l'Estrigon et l'Oussouet (44 et 40 taxons respectivement), tandis que les autres stations varient entre 14 (Tarn) et 24 (Bayse) taxons. Le nombre de taxons rencontré est 20 % (pour l'Estrigon) à 78 % (pour le Tarn) plus faible que dans les prélèvements I₂M₂. Quatre stations ont un peuplement où les taxons décomposeurs sont dominants : le Tantayrou (84%, avec *Gammarus*, *Sericostoma* et les Limnephilinae), la Dourbie (57 %, avec les Limnephilinae et *Sericostoma*), le Bergons (50 %, avec Limnephilinae, *Protonemura*, *Leuctra* et *Sericostoma*) et le Tarn (36%, avec les Limnephilinae, les Nemouridae et *Nemoura*). On retrouve dans les filets des autres stations entre 6% (l'Estrigon) et 19 % (la Bayse) de décomposeurs.

Les densités obtenues ont été comparées aux taux de décomposition mesurés à la même période (au printemps) sans qu'une relation statistique n'ait été détectée ($P > 0,05$). De même, les densités d'invertébrés et de décomposeurs ne sont pas influencées par la quantité de litière restante dans les filets ($P > 0,05$). Il est important de nuancer ces résultats car l'étude des invertébrés dans les filets nécessite des améliorations. Il arrive parfois que des éléments non destinés au filet, tels que des sédiments, des bryophytes ou des algues, soient récoltés lorsque le filet est placé dans le filet Surber. De plus, l'ouverture des filets pour le lavage et la récolte des feuilles en vue de nos analyses a très probablement entraîné une perte de petits individus (information obtenue lors de communications orales avec les agents de l'OFB). Enfin, la phénologie des invertébrés varie d'une station à l'autre, et des nuées d'émergences ont été observées lors de l'installation des litières dans la station du Tarn ce qui explique en partie la faible densité d'invertébrés dans les filets de cette station.

3.4 Comparaison avec un indicateur structurel : l'I₂M₂

Les indices I₂M₂ varient de 0,55 pour la Grande Leyre à 0,95 pour le Bergons. À l'exception de la Grande Leyre, caractérisée par un bon état écologique, toutes les autres stations présentent un très bon état écologique (voir annexe). Cependant, le modèle linéaire avec mesures répétées n'a révélé aucune relation statistique entre l'I₂M₂ et les taux de décomposition totale quelle que soit la saison (Figure 24A). En été, on observe plutôt une courbe en cloche avec un k maximal pour des valeurs d'I₂M₂ intermédiaires correspondant aux stations ayant des densités élevées de gammares dans les prélèvements I₂M₂ comme la Bayse et le Tantayrou. Ce phénomène se retrouve en hiver, la saison retenue pour proposer un indicateur de décomposition. Il est également notable que la Grande Leyre, en plus d'afficher l'indice I₂M₂ le plus bas, présente le taux de décomposition totale le plus faible parmi les stations étudiées, que les métriques constitutives de l'I₂M₂ pourraient expliquer.

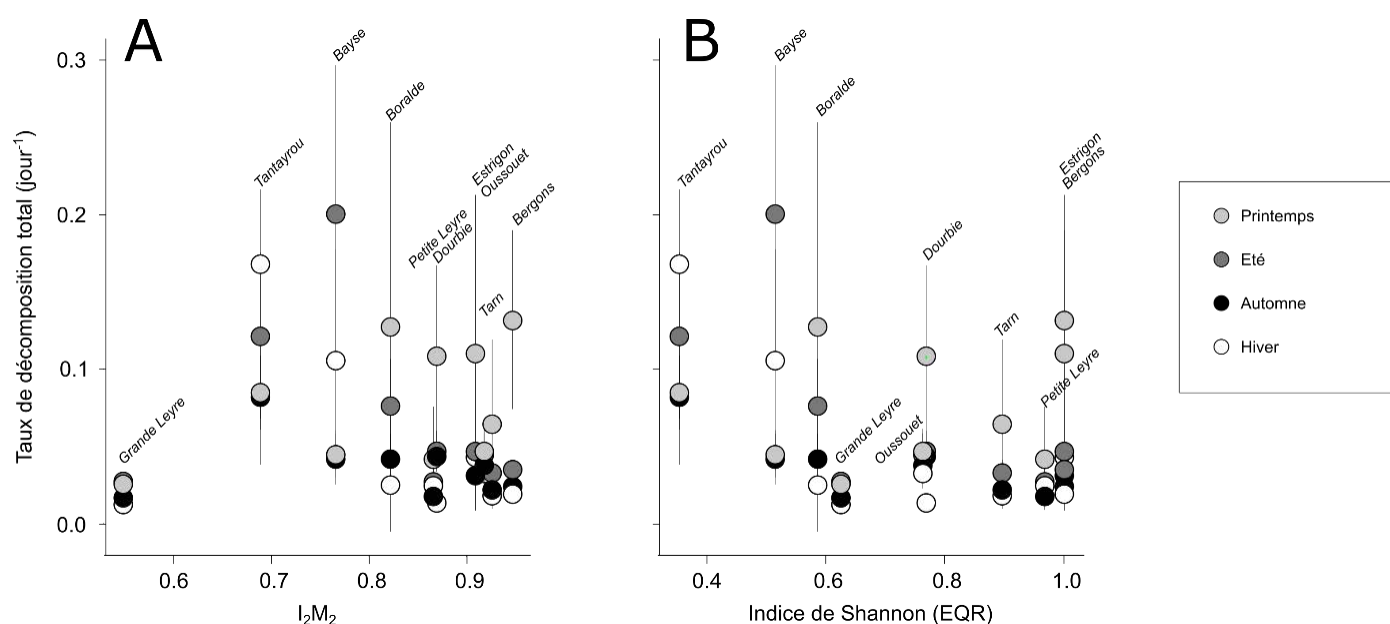


Figure 24 - A : Taux de décomposition moyens dans les filets à larges mailles exprimés en fonction de l'I₂M₂ calculé pour les 10 stations d'études et (B) de l'Indice de Shannon exprimé en EQR

Les peuplements d'invertébrés présentent des variations notables entre les stations qui s'observent à l'échelle des métriques composant l'I₂M₂. Voici les différences observées exprimées en EQR :

- la richesse taxonomique indiquant la diversité biologique d'un échantillon est moindre pour la Grande Leyre (0,20) et le Tantayrou (0,28), et maximale pour l'Estrigon (1,00)
- des communautés dominées par une ou quelques espèces sont observées avec un indice de Shannon faible pour le Tantayrou (0,35 avec *Gammarus*) à modéré pour la Bayse (0,51), la Boralde (0,59) et la Grande Leyre (0,62). Les stations les plus équilibrées sont l'Estrigon et le Bergons (avec 1,00), suivies du Tarn (0,90)
- en termes de polluosensibilité les stations des Landes, la Grande Leyre et l'Estrigon, sont les moins bien notées (ASPT de 0,50 et 0,63 respectivement)
- le polyvoltinisme est faible sur la Grande Leyre (0,51) uniquement
- l'indice d'ovoviviparité déprécie la Bayse (0,69)

Lorsqu'on examine les relations entre les taux de décomposition et les métriques composant l'I₂M₂, seul l'indice de Shannon montre une corrélation significative avec les taux de décomposition totale, qui tendent à être plus faibles lorsque l'indice de Shannon est élevé ($R^2 = 0,38$ $P = 0,036$; Figure 24B). Un indice de Shannon plus élevé indique une plus grande diversité des invertébrés benthiques répartis de manière plus équilibrée en termes d'abondance. Il est intéressant de noter que les stations ayant une communauté d'invertébrés moins diversifiée sont également celles où les gammares sont les plus abondants, ce qui pourrait expliquer cette relation indirecte entre un indice de Shannon faible et un taux de décomposition plus élevé.

La décomposition microbienne des litières, la dégradation des bandes de coton ou du bois ne montrent aucune corrélation ni l'I₂M₂ ni aucune des métriques le composant.

3.5. Application à l'échelle du bassin Adour-Garonne

Lors de sa thèse, Magali Brosed (2016) a mesuré la décomposition des litières dans 83 cours d'eau appartenant aux réseaux RCS/RCO/RRP et répartis sur l'ensemble du bassin Adour-Garonne au cours des hivers 2013 et 2014. Les valeurs de références proposées dans notre étude nous permettent d'exprimer les valeurs obtenues par Brosed (2016) en EQR et d'effectuer une analyse à l'échelle du bassin Adour-Garonne.

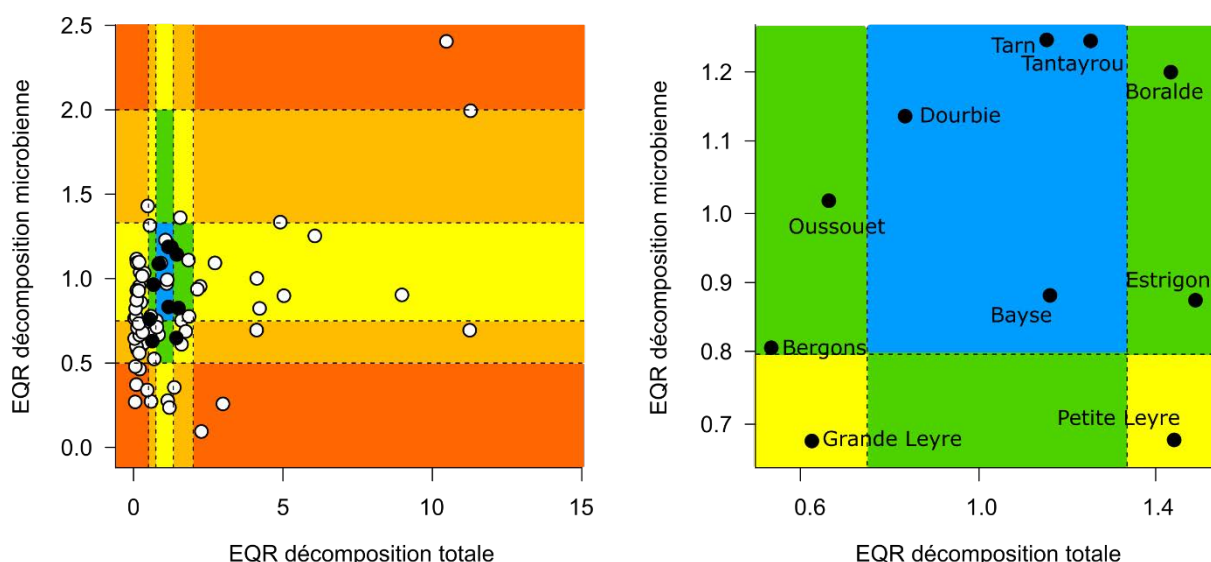


Figure 25 -A : Grille d'interprétation basée sur les taux décomposition totale et microbienne, exprimés en EQR, pour les 83 sites d'étude de la thèse de M. Brosed (points blancs) et les 10 stations de la présente étude (points noirs) ; B : Détail de la répartition des stations étudiées sur la grille d'interprétation.

Sur les 83 cours d'eau inclus dans l'analyse, 5 sont classés en « Très bon » état fonctionnel, 7 en « Bon » état, 39 en état « Moyen », 23 en état « Médiocre » et 9 en « Mauvais état ». Cette répartition rend compte de la répartition a priori des stations le long de gradients de pressions, et de la volonté d'inclure des stations plus ou moins dégradées.

On constate une large dispersion des valeurs EQR pour les taux de décomposition totale (Figure 25 A). La décomposition atteint pour certaines stations des valeurs plus de 10× supérieures aux valeurs de référence ($EQR = 11,277$), dans d'autres des valeurs presque 30× ($EQR = 0,036$) inférieures aux valeurs de référence. Les taux de décomposition microbiens sont moins variables, et les valeurs d'EQR comprises entre 0,094 et 2,410. Les stations du RRP ayant servi à définir les valeurs de référence théorique sont classées en Très bon ou Bon état fonctionnel, à l'exception de la Grande Leyre et de la Petite Leyre (état Moyen) (Figure 25B). Ces deux stations présentent également les valeurs de pH les plus faibles parmi les stations étudiées, de même que des niveaux déclassant (du point de vue de la grille SEQ-eau) de concentrations en nitrates (Tableau 4). Les déclassements de Très bon à Bon état pour les autres stations sont dus à des taux de décomposition totale plus élevés (Estrigon et Boralde) ou plus lents (Bergons, Oussouet) que les valeurs théoriques. Ils sont liés à une variabilité inter-stationnelle des taux de décomposition totale qui n'a pas été prise en compte par le modèle.

En comparant les classes fonctionnelles obtenues avec les classes biologiques issues du suivi de l'Agence de l'Eau, on constate que dans 59,2 % des cas la classe fonctionnelle obtenue

est identique ou presque (à une classe près) à la classe de qualité biologique. Dans 26,8 % des stations, on observe un écart de 2 classes, et dans 14,1 % un écart supérieur (3 ou 4 classes) (Tableau 5). De plus, la classe de qualité fonctionnelle est supérieure à la classe de qualité biologique DCE dans 46,5 % des stations ; l'inverse est vrai pour 34,8 % des stations.

Tableau 5 - Répartition des stations dans les classes de qualité biologique et fonctionnelle

		Classes de Qualité Fonctionnelle				
		Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Classes de Qualité Biologique	Très Bon	1	0	1	2	0
	Bon	0	2	7	3	3
	Moyen	1	2	4	5	2
	Médiocre	2	1	9	5	1
	Mauvais	1	2	11	4	2

A partir du Tableau 5, nous avons cherché à interpréter les différences de classification entre les indicateurs fonctionnels et les indicateurs existants pour la biologie.

- Onze stations sont classées en Mauvais état d'après l'I₂M₂ mais en état fonctionnel Moyen : pour 10 d'entre elles, la décomposition totale y est en effet déclassante, en accord avec de mauvais scores I₂M₂. Le score final y est expliqué par une décomposition microbienne proche des valeurs de référence, et illustre la plus grande résilience des processus microbiens. C'est l'inverse pour la onzième station (le ruisseau de Machique à Ladaux), où les taux de décomposition microbienne sont déclassants, associés à une moins bonne oxygénation de l'eau. Les taux de décomposition totale y sont par contre maintenus, possiblement du fait de l'abondance des gammares sur cette station.
- Cinq stations sont caractérisées par un score fonctionnel Médiocre ou Mauvais malgré une qualité biologique élevée (en haut à droite du Tableau 5). Sur ces 5 stations, 3 sont par ailleurs déclassées pour la physico-chimie, et en particulier le carbone organique (La Barboue à Landiras) ou l'ammonium (Le Luzou à Bégaar, Le Retjons en amont de Tartas). Cela pourrait signifier que le processus de décomposition rend compte du contrôle de facteurs spécifiques sur la qualité écologique des cours d'eau, non révélés par les indices biologiques en vigueur.
- Cinq stations sont classées en mauvais état ou état médiocre d'après la biologie mais présentent des vitesses de décomposition proches des valeurs de référence (en bas à gauche du Tableau 5). L'une d'entre elles est en fait déclassé par l'IPR mais présente une très bonne note I₂M₂ (Le Louts à Samadet). Le cas des 4 autres stations illustre la capacité des

écosystèmes à maintenir les processus fonctionnels malgré des conditions et des communautés dégradées. Ce maintien peut par exemple se manifester via la prolifération d'organismes participant au processus de décomposition (ex : les *Echinogammarus* dans le ruisseau de Gioulé à Lussagnet, chironomidae dans le Retjons à Tartas).

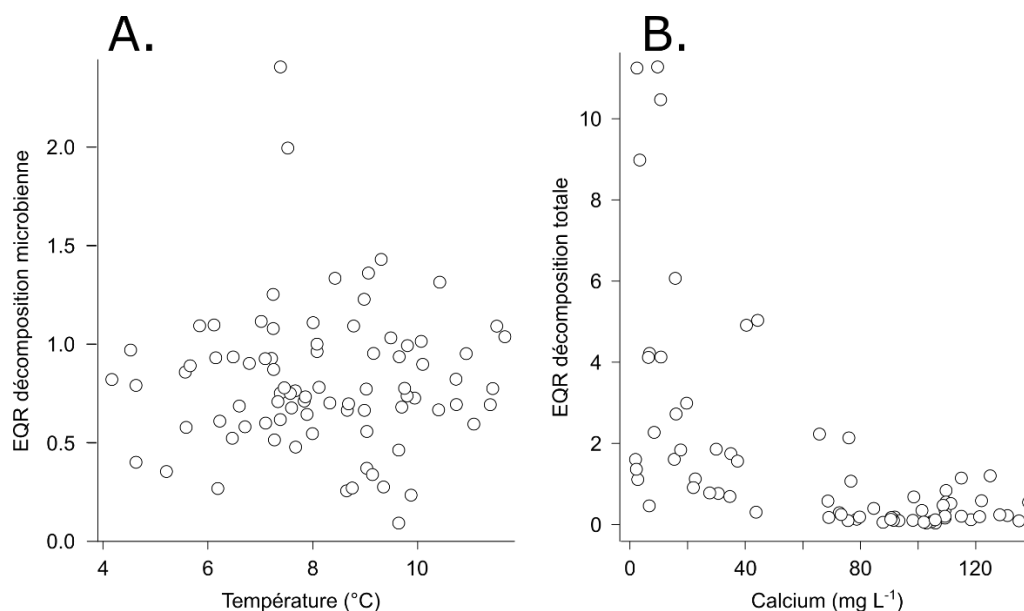


Figure 26 - Répartition des valeurs d'EQR (microbien à gauche et total à droite) le long des gradients de température et de concentration en calcium, respectivement

La Figure 26 a pour but de vérifier la pertinence des valeurs de référence sur l'ensemble des stations étudiées par M. Brosed (2016). Pour la décomposition microbienne, on n'observe pas de variation des valeurs d'EQR calculées le long du gradient de température. Cela indique que le calcul de la valeur de référence a en effet corrigé l'effet de la température sur la décomposition. Par contre, en ce qui concerne la décomposition totale, on observe que les valeurs élevées d'EQR sont localisées principalement dans les cours d'eau peu ou moyennement minéralisés. Cela indique que le modèle utilisé pour calculer les valeurs de référence (prédisant des décompositions lentes dans les cours d'eau peu minéralisés) pourrait avoir une validité limitée à certains cours d'eau et ne pas être extrapolable à l'ensemble du bassin Adour Garonne. A titre d'exemple, dans le ruisseau de l'Etang Gros (au niveau de Rosiers d'Egletons) et le ruisseau de Broncarié (au niveau d'Ambialet) les taux de décomposition totale rapides ($EQR = 10$ et $9,5$) sont associés à des populations de gammares denses (1094 et 1282 individus échantillonnés lors des prélèvements I₂M₂ en 2014), induisant une décomposition rapide malgré une faible minéralisation ($3,4$ et $10,6 \text{ mg Ca.L}^{-1}$).

4. Conclusions

Nos principales conclusions quant à la pertinence de définir des valeurs de référence pour la décomposition de la matière organique dans les cours d'eau du bassin Adour-Garonne sont les suivantes :

- **Décomposition microbienne des litières** : le calcul d'une valeur de référence théorique sur la base de la température semble pertinent, et prend en compte les variations saisonnières, ce qui permet d'effectuer des déploiements tout au long de l'année. Le calcul des valeurs de référence pourrait être amélioré pour prendre en compte l'effet du pH et éviter le déclassement de cours d'eau acides lorsque cette acidité est considérée comme naturelle.
- **Décomposition totale** : le calcul des valeurs de référence s'est avéré moins convaincant à ce stade. Il est basé sur des liens de causalité indirects (calcium > gammares > décomposition), n'est valide que sur une partie de l'année (hiver) et ne semble pas pouvoir être extrapolé à l'ensemble des cours d'eau du bassin versant (ex : déclassement de certains cours d'eau peu minéralisés mais néanmoins riches en gammares). La décomposition totale des litières reste un indicateur extrêmement pertinent dans la mesure où les invertébrés font généralement preuve de moins de résilience que les micro-organismes face à diverses pressions. Il s'agit donc d'un indicateur très sensible, mais dont l'utilisation nécessite encore de disposer de conditions de références réelles.

L'amélioration du calcul des valeurs de référence théoriques nécessiterait des déploiements dédiés à élucider les relations entre minéralisation, densité de décomposeurs (gammares en particulier) et taux de décomposition, avec des mesures conjointes de ces 3 paramètres. La décomposition totale apparaît également sensible à la vitesse du courant, ce qui peut entraîner une confusion entre les phénomènes de dégradation physique (abrasion) et biologique (activités des microorganismes et des invertébrés décomposeurs). Il semblerait pertinent d'inclure, lors de futurs déploiements, des indicateurs de la vitesse du courant qui pourront servir soit à corriger les vitesses de décomposition, ou à définir une plage de validité du protocole en termes de vitesse de courant. Enfin, étant donnée la plus grande variabilité du processus (en comparaison avec la décomposition microbienne), une révision des seuils de qualité proposés par Gessner & Chauvet (2002) pourrait être envisagée.

- **Substrats artificiels** : l'utilisation des substrats artificiels dans les études de décomposition vise à réduire la variabilité due aux différences dans la qualité initiale litières naturelles. Cependant, les déploiements réalisés dans cette étude permettent d'affirmer que, à condition

de disposer de lots homogènes de litière, l'utilisation de substrats standards ne permet pas de réduire la variabilité de la mesure. De plus, la variabilité intra et inter-stationnelle de la dégradation des substrats standards semble liée à la combinaison plus complexe de facteurs environnementaux : la température, le pH mais aussi des paramètres non identifiés comme en atteste le manque d'ajustement des modèles. A ce stade, nous manquons de recul scientifique pour calculer des valeurs de référence théorique et ces substrats ne peuvent être utilisés qu'en comparaison avec des conditions de référence mesurées. Ils restent néanmoins intéressants dans les situations où la collecte de litières naturelles n'est pas possible ainsi que dans le cadre de comparaisons à large échelle biogéographique (Tiegs et al., 2019) en permettant de s'affranchir des variations intra- (Lecerf & Chauvet, 2008) et interspécifiques (Boyero et al., 2017) de qualité des litières.

- **Variabilité entre répliques** : la variabilité entre répliques est liée à l'effet du positionnement des dispositifs dans le cours d'eau (micro-habitats, faciès d'écoulement). Nous avons validé que cette variabilité était minime pour la décomposition microbienne et les substrats standards. En revanche, elle est plus importante pour la décomposition totale et peut influencer la valeur moyenne mesurée à l'échelle de la station. Une première approche pour limiter la variabilité est d'éliminer les valeurs extrêmes. Cela ne doit être effectué que si un problème manifeste est survenu au cours du déploiement (exondation, déchirement, enfouissement du filet). Une possibilité pourrait être de travailler sur les valeurs médianes, moins sensibles que les moyennes aux valeurs extrêmes, ou encore d'augmenter le nombre de dispositifs par site. Dans tous les cas, une standardisation de la position des dispositifs est à mettre en place. La stratégie pourrait être de déployer les dispositifs dans des conditions (couples substrat-vitesse) homogènes et représentatives de la station. Une approche alternative consisterait à placer les différentes répliques dans différents micro-habitats en s'inspirant par exemple des stratégies d'échantillonnage de l'I₂M₂. La variation entre répliques pourrait alors constituer une métrique à part entière.

5. Bibliographie

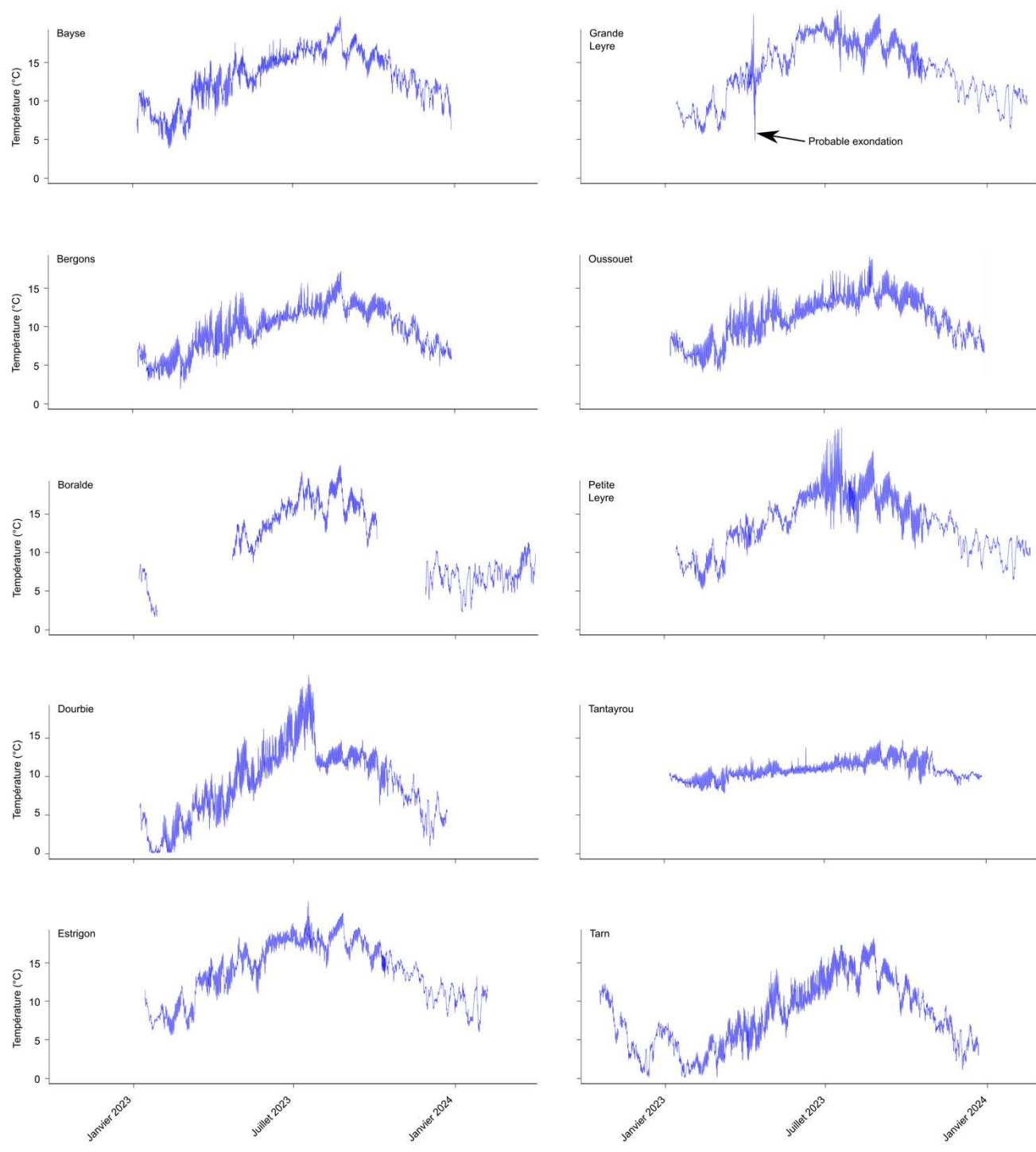
- Abril, M., Muñoz, I., Casas-Ruiz, J. P., Gómez-Gener, L., Barceló, M., Oliva, F., & Menéndez, M. (2015) Effects of water flow regulation on ecosystem functioning in a Mediterranean river network assessed by wood decomposition. *Science of the Total Environment* 517, 57–65
- Arroita M, Aristi I, Flores L, Larrañaga A, Díez J, Mora J, Romaní AM & Elozegi A (2012) The use of wooden sticks to assess stream ecosystem functioning: Comparison with leaf breakdown rates. *Science of the Total Environment* 440, 115–122
- Bärlocher F (2020) Leaf mass loss estimated by the litter bag technique. Dans: Bärlocher F, Gessner MO & Graça MAS (eds) *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, Cham.
- Boyero L, et al. (2017) Riparian plant litter quality increases with latitude. *Scientific Reports* 7, 10562
- 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 (2016) Evaluation de l'intégrité fonctionnelle des écosystèmes lotiques du sud-ouest de la France, Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse
- Boulton, A. J., & Quinn, J. M. (2000) A simple and versatile technique for assessing cellulose decomposition potential in floodplain and riverine sediments. *Archiv für Hydrobiologie* 150, 133–151
- Chauvet E, Ferreira V, Giller PS, McKie BG, Tiegs SD, Woodward G, Elozegi A, Dobson M, Fleituch T, Graça MAS, Gulis V, HladyszS, Lacoursière JO, Lecerf A, Pozo J, Preda E, Riipinen M, Rîșnoveanu G, Vadineanu A, Vought LBM & Gessner MO (2016) Litter Decomposition as an Indicator of Stream Ecosystem Functioning at Local-to-Continental Scales: Insights from the European RivFunction Project. *Advances in Ecological Research* 55, 99–182
- Clapcott, J. E., Collier, K. J., Death, R. G., Goodwin, E. O., Harding, J. S., Kelly, D., Leathwick, J. R., & Young, R. G. (2012) Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biology* 57, 74–90
- Colas F, Woodward G, Burdon FJ, Guérol 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
- Dangles O, Gessner MO, Guérol F & Chauvet E (2004) Impacts of stream acidification on litter breakdown: Implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology* 41, 365–378
- Féret & Rebillard (2021) Propositions de stations du Réseau de Référence Pérenne (RRP) pour la mise en place d'une stratégie de surveillance multiparamètres en continu. Note technique de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, 30pp.
- Ferreira V & Guérol F (2017) Leaf litter decomposition as a bioassessment tool of acidification effects in streams: Evidence from a field study and meta-analysis. *Ecological Indicators* 79, 382–390
- 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, Ardón 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
- Frainer A, Bruder A, Colas F, Ferreira V & McKie BG (2021) Plant litter decomposition as a tool for stream ecosystem assessment. Dans: Swan CM, Boyero L & Canhoto C (eds) *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer, Cham.
- Gessner MO & Chauvet E (1994) Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75, 1807–1817
- Graça MAS, Maltby L & Calow P (1993) Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* I: feeding strategies. *Oecologia* 93, 139–144
- Gessner MO & Chauvet E (2002) A case for using litter breakdown to assess stream functional integrity. *Ecological Applications* 12, 498–510
- Jabiol J, Gossiaux A, Lecerf A, Rota T, Guérol F, Danger M, Poupin P, Gilbert F & Chauvet E (2020) Variable temperature effects between heterotrophic stream processes and organisms. *Freshwater Biology* 65, 1543–1554
- Jabiol J, Julien F & Labeille M (sous presse) Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical streams: insights from the first study in Guadeloupe. *Hydrobiologia*
- Jenkins, G. B., Woodward, G., & Hildrew, A. G. (2013) Long-term amelioration of acidity accelerates decomposition in headwater streams. *Global Change Biology* 19, 1100–1106
- Lecerf A, Dobson M, Dang CK & Chauvet E (2005) Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia* 146, 432–442
- Lecerf A & Chauvet E (2008) Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Basic and Applied Ecology* 9, 598–605
- McTammany, M. E., Benfield, E. F., & Webster, J. R. (2008). Effects of agriculture on wood breakdown and microbial biofilm respiration in southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* 53, 842–854
- Molinero & Pozo (2004) Impact of a eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small stream. *Hydrobiologia* 528, 143–165
- Petersen RC & Cummins KW (1974) Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4, 343–368
- Richardson JS & Hanna DE (2021) Leaf litter decomposition as a contributor to ecosystem service provision. Dans : Swan CM, Boyero L & Canhoto C (eds) *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer, Cham.
- Schmidlin L., von Fumetti S. & Nagel P (2015) Temperature effects on the feeding and electron transport system (ETS) activity of *Gammarus fossarum*. *Aquatic Ecology* 49, 71–80
- Suberkropp K & Chauvet E (1995) Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology* 76, 1433–1445
- Taylor BR & Chauvet E (2014) Relative influence of shredders and fungi on leaf litter decomposition along a river altitudinal gradient. *Hydrobiologia* 721, 239–250

- Tiegs SD, Langhans SD, Tockner K & Gessner MO (2007) Cotton strips as a leaf surrogate to measure decomposition in river floodplain habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 26, 70–77
- Tiegs SD, et al. (2019) Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances* 5, eaav0486
- Van Gestel CAM, Kruidenier M & Berg MP (2003) Suitability of wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding tests to determine soil invertebrate activity. *Biology and Fertility of Soils* 37, 115–123
- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL & Webster JR (1997) Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277, 102–104
- Wallace JB, Eggert SL, Meyer JL & Webster JR (2015) Stream invertebrate productivity linked to forest subsidies: 37 stream-years of reference and experimental data. *Ecology* 96, 1213–1228
- Zehmer JK, Mahon SA & Capelli GM (2002) Calcium as a limiting factor in the distribution of the amphipod *Gammarus pseudolimnaeus*. *The American Midland Naturalist* 148, 350–362

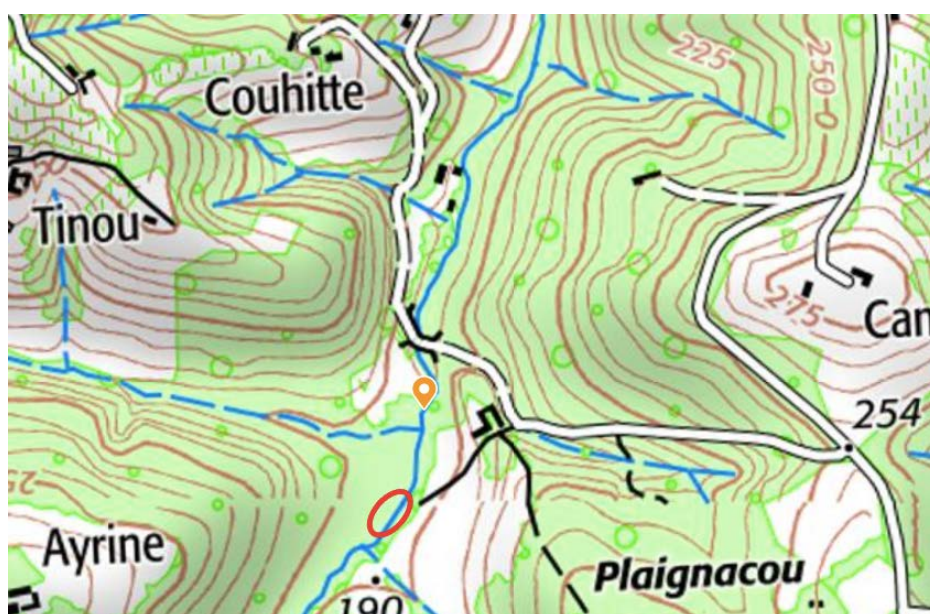
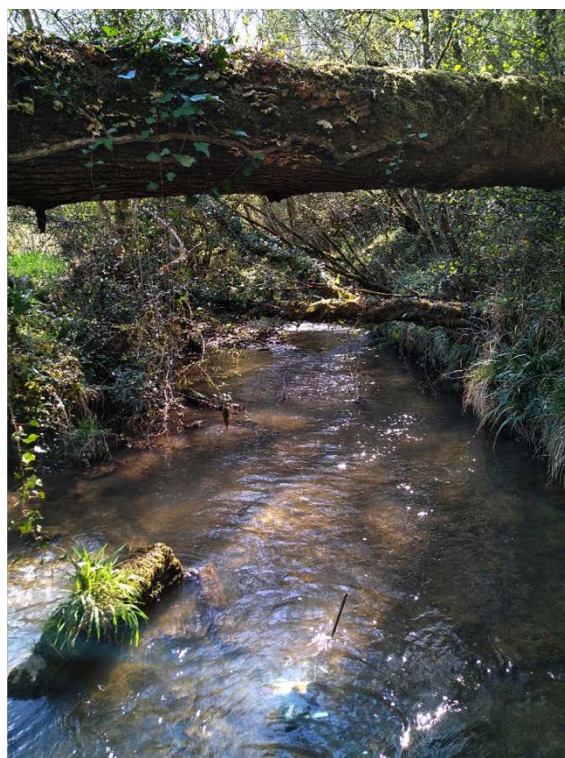
Annexes

Profils thermiques



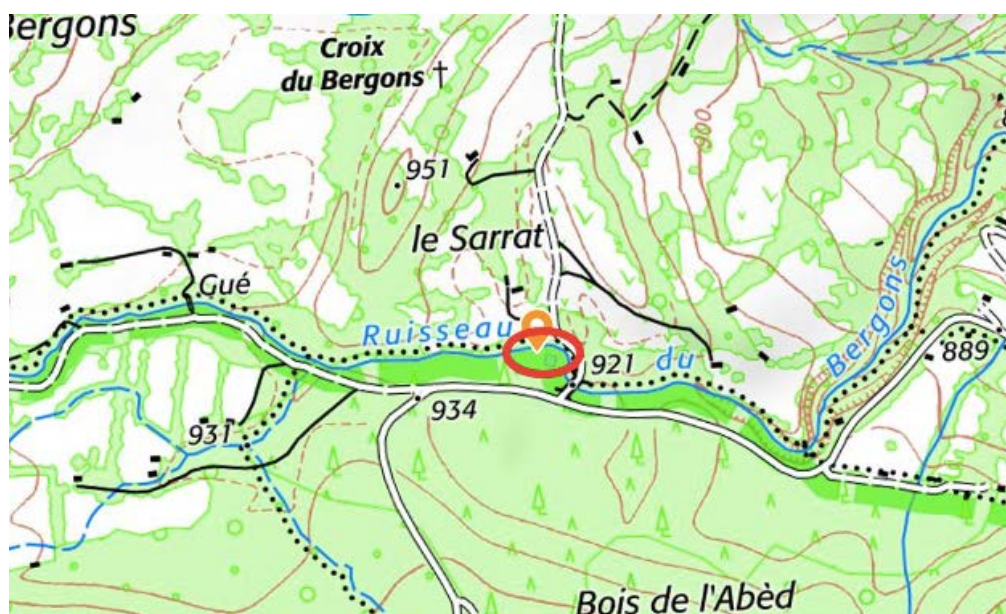
La Bayse au niveau de Lasseube (05211930)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	06/01/2023 10:00	27/01/2023 18:00
Printemps	04/04/2023 16:00	25/04/2023 11:00
Eté	07/07/2023 16:00	28/07/2023 17:15
Automne	09/10/2023 17:00	30/10/2023 15:00
Bois Automne		27/12/2023 10:00



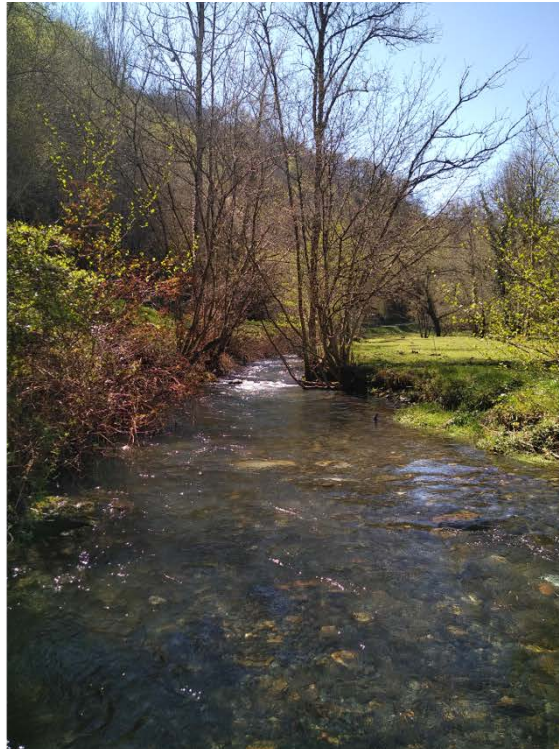
Le Bergons en amont de Sère-en-Lavedan (05217350)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	06/01/2023 13:00	28/01/2023 12:00
Printemps	05/04/2023 09:00	25/04/2023 13:00
Eté	07/08/2023 12:00	21/08/2023 11:30
Automne	10/10/2023 08:00	30/10/2023 18:00
Bois Automne		27/12/2023 12:00



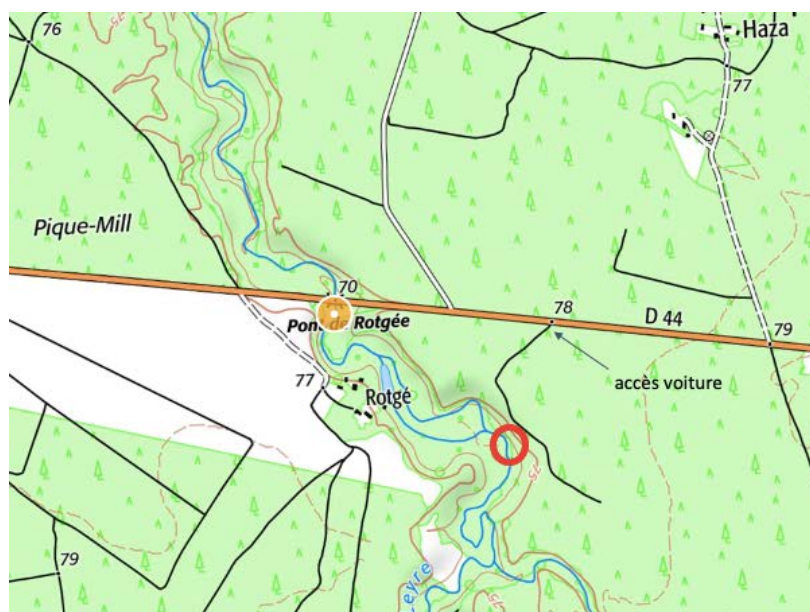
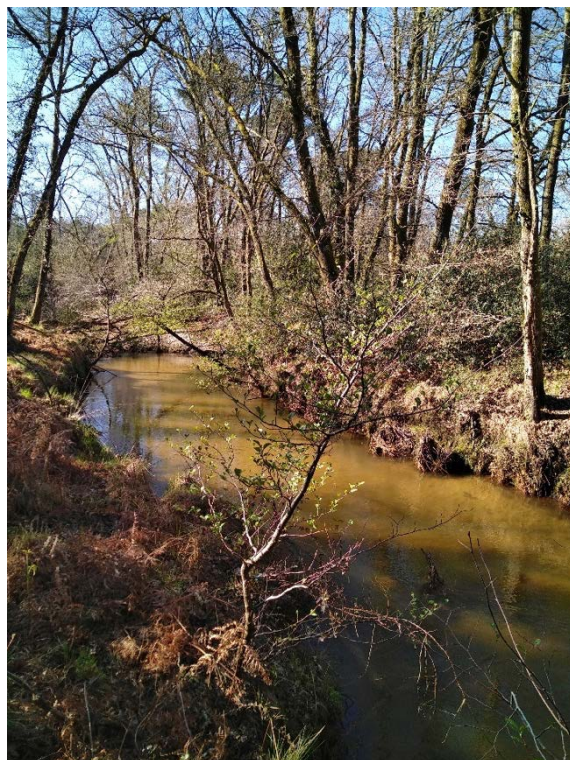
L'Oussouet en amont de Trébons (05235850)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	06/01/2023 15:30	28/01/2023 15:30
Printemps	05/04/2023 12:00	26/04/2023 08:00
Eté	06/08/2023 17:00	21/08/2023 09:30
Automne	10/10/2023 17:00	31/10/2023 09:00
Bois Automne		27/12/2023 14:00



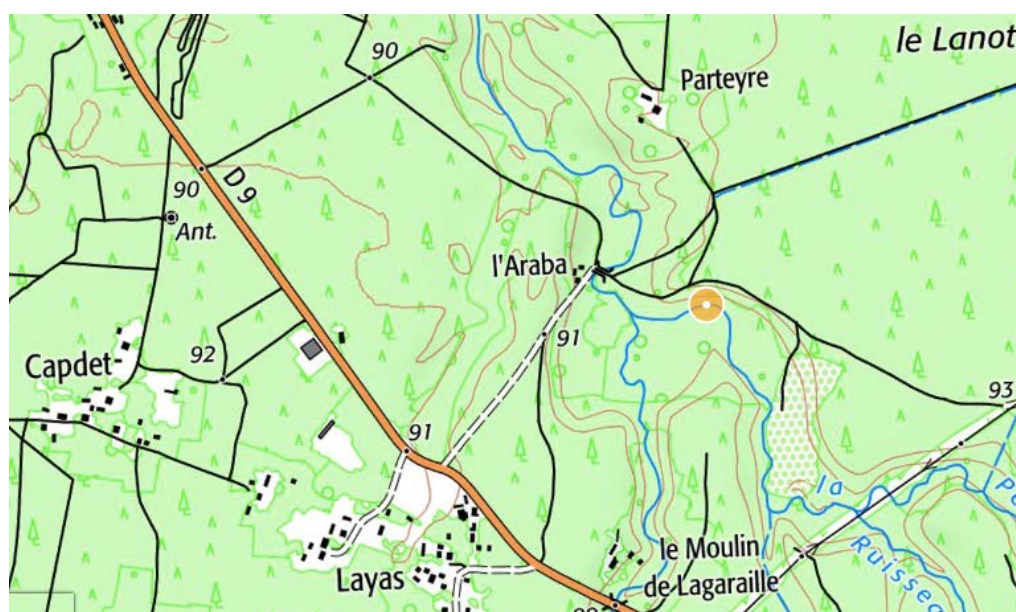
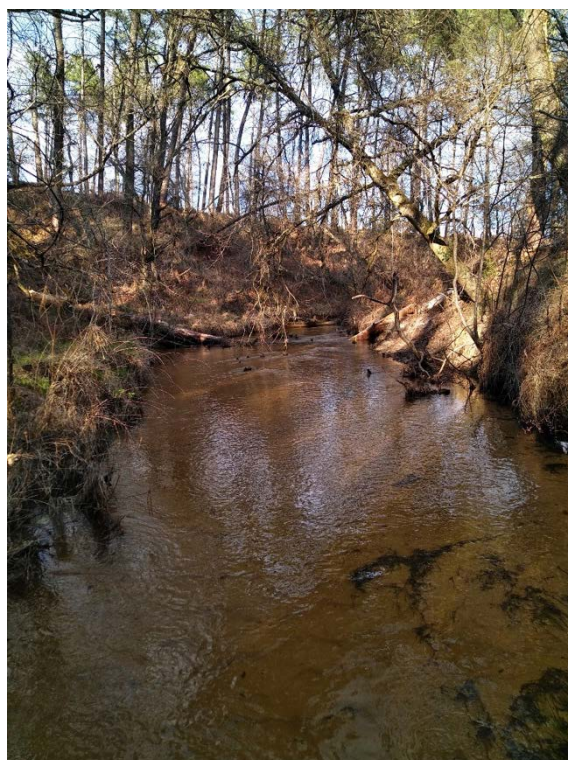
La Grande Leyre à Sabres (05192040)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	14/01/2023 14:00	04/02/2023 13:30
Printemps	04/04/2023 09:00	24/04/2023 11:00
Eté	15/07/2023 11:30	29/07/2023 11:00
Automne	04/12/2023 12:30	21/12/2023 12:30
Bois Automne		07/02/2024 13:00



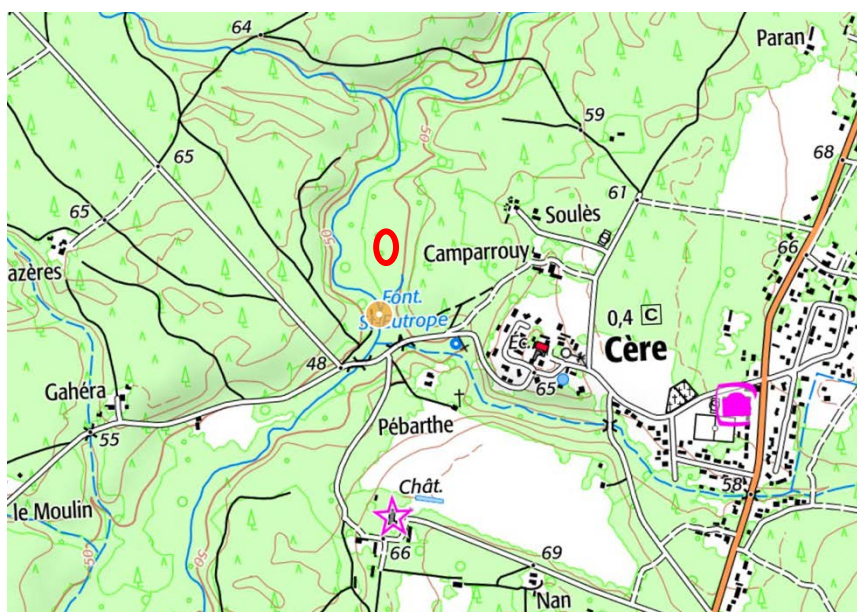
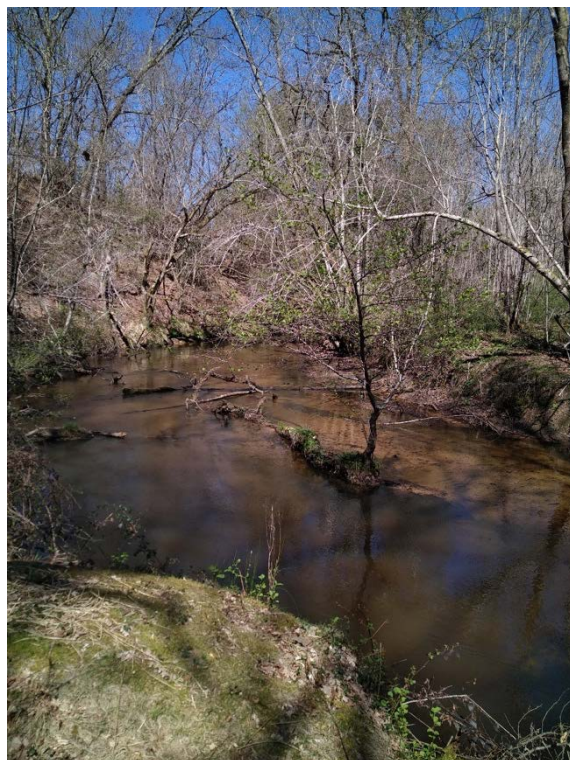
La Petite Leyre au niveau de Luxey (05192020)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	14/01/2023 10:00	04/02/2023 11:00
Printemps	03/04/2023 17:00	24/04/2023 09:00
Eté	15/07/2023 16:30	29/07/2023 13:30
Automne	09/10/2023 17:00	30/10/2023 10:00
Bois Automne		26/12/2023 10:00



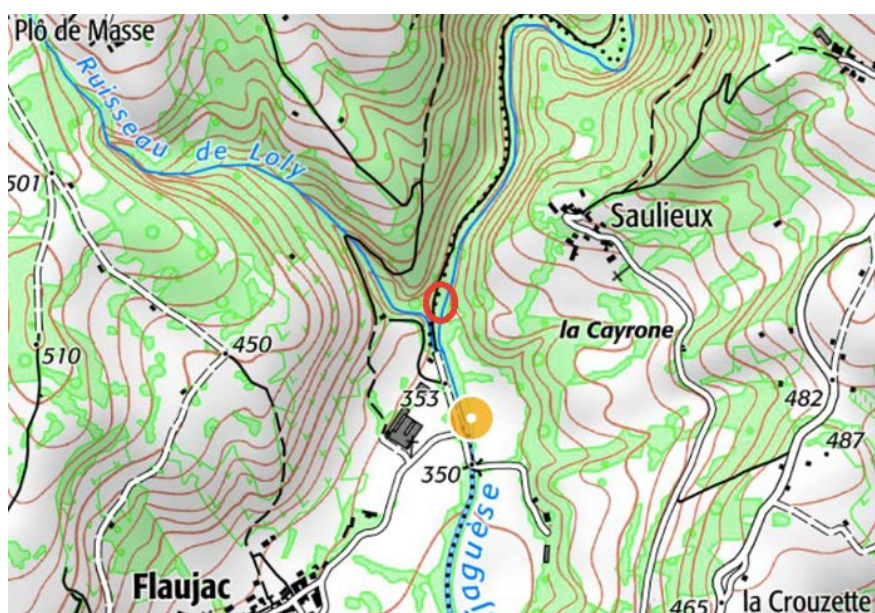
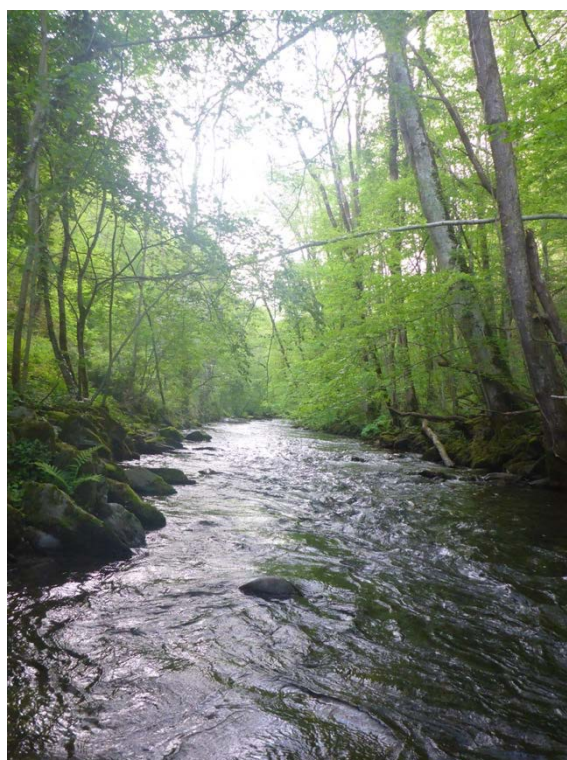
L'Estrigon à Cère (05226150)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	14/01/2023 16:00	04/02/2023 16:30
Printemps	04/04/2023 11:30	24/04/2023 13:30
Eté	15/07/2023 14:00	29/07/2023 16:00
Automne	04/12/2023 10:30	21/12/2023 12:30
Bois Automne		07/02/2024 15:00



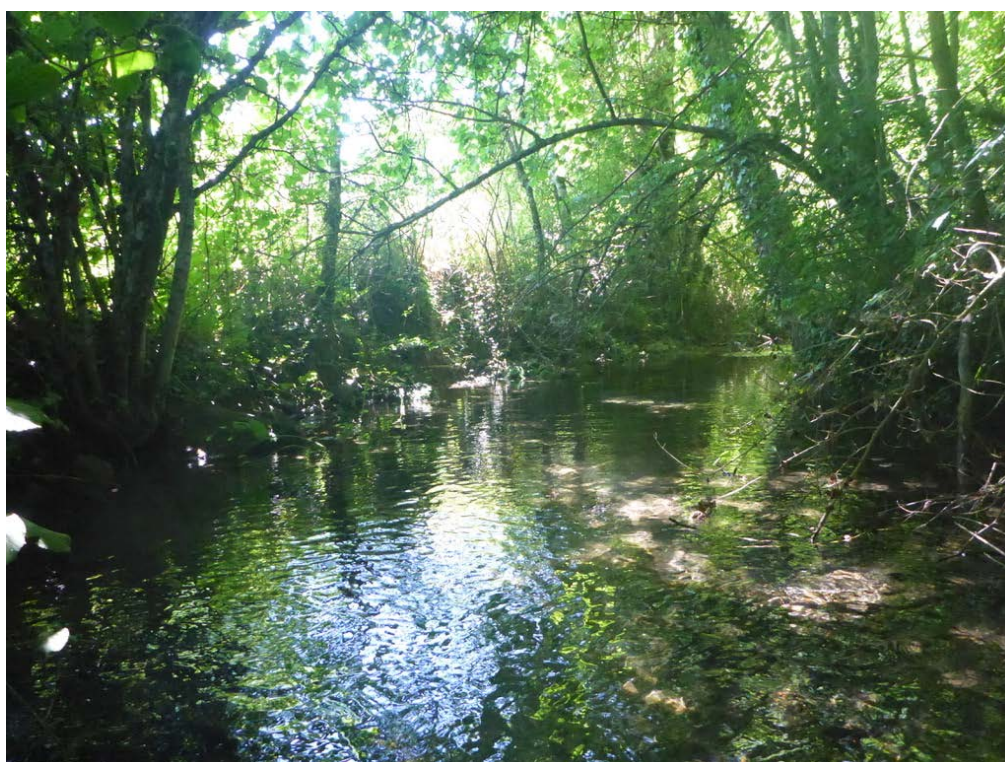
La Boralde Flaujaguèse à Espalion (05099170)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	07/01/2023 09:30	28/01/2023 10:30
Printemps	23/04/2023 12:30	08/05/2023 13 :30
Eté	13/07/2023 11:00	27/07/2023 09:00
Automne	29/11/2023 16:00	21/12/2023 08:30
Bois Automne		19/01/2024 11:30
Bois Hiver	19/01/2024 11:30	29/03/2024 14:30



Le Tantayrou à Lapanouse (05128050)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	07/01/2023 11:30	28/01/2023 12:30
Printemps	03/04/2023 19:30	24/04/2023 14:30
Eté	12/07/2023 18:00	27/07/2023 12:00
Automne	05/10/2023 12:00	19/10/2023 12:00
Bois Automne		22/12/2024 10:30



A l'automne à la récolte du dernier déploiement, on constate que le cordon rivulaire a été fortement rabattu, ce qui est préjudiciable pour les conditions d'ombrage et d'hétérotrophie du crous d'eau (apport réduit en matières organiques végétales réduit et favorisation du développement d'organismes autotrophes : algues, biofilm, ...).



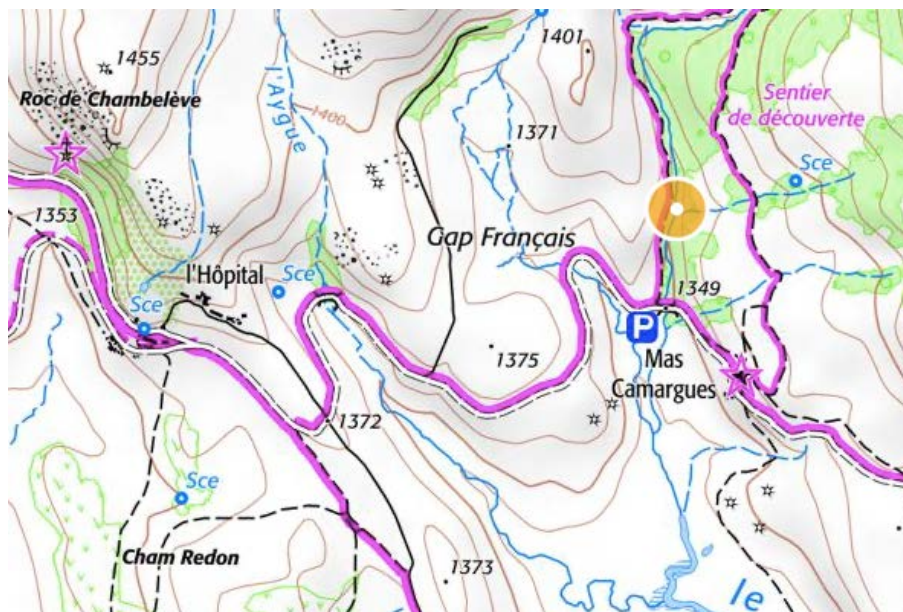
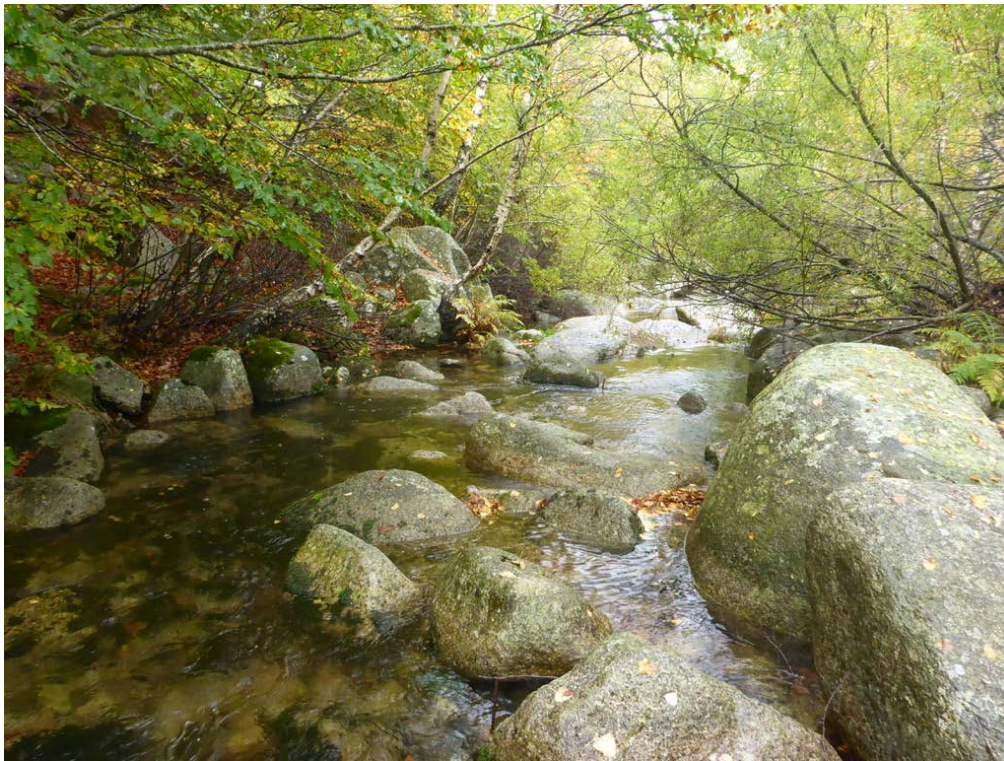
La Dourbie à Dourbies (05148200)

Déploiements	Installation	Récupération
Hiver	07/01/2023 15:30	28/01/2023 15:30
Printemps	04/04/2023 15:30	25/04/2023 12:30
Été	12/07/2023 15:00	26/07/2023 17:00
Automne	06/10/2023 18:00	27/10/2023 12:00
Bois Automne		22/12/2023 16:00



Le Tarn à Pont de Montvert (051500900)

Déploiement	Installation		Récolte	
1	18/10/2022	10:30	08/11/2022	12:30
2	10/11/2022	12:30	29/11/2022	11:30
3	29/11/2022	11:30	20/12/2022	13:00
4	20/12/2022	13:00	10/01/2023	13:00
5 Hiver	10/01/2023	13:00	31/01/2023	11:00
6	31/01/2023	11:00	21/02/2023	12:30
7	21/02/2023	12:30	13/03/2023	09:30
8	13/03/2023	09:30	03/04/2023	09:30
9 Printemps	03/04/2023	09:30	23/04/2023	13:00
10	23/04/2023	13:00	08/05/2023	14:15
11	08/05/2023	14:15	21/05/2023	15:00
12	21/05/2023	15:00	05/06/2023	11:30
13	05/06/2023	11:30	19/06/2023	17:30
14	19/06/2023	17:30	04/07/2023	10:30
15	04/07/2023	10:30	19/07/2023	13:30
16 Été	19/07/2023	13:30	03/08/2023	10:30
17	03/08/2023	10:30	17/08/2023	10:00
18	17/08/2023	10:00	08/09/2023	15:30
19	08/09/2023	15:30	29/09/2023	16:30
20 Automne	29/09/2023	16:30	19/10/2023	16:00
bois Automne			21/12/2023	17:00



Valeur de l'I₂M₂ et des métriques associées

Station	Typologie	Date	I ₂ M ₂	Valeurs inférieures des limites des classes d'état, exprimées en EQR	Indice de Shannon	Average Score Per Taxon	Polyvoltinisme	Ovoviviparité	Richesse taxonomique	Nombre de taxons contributifs
La Boralde	P3	20/07/2023	0,82	0,665 - 0,443 - 0,295 - 0,148	0,59	1	0,84	0,96	0,6	60
Le Tantayrou	TP19	05/07/2023	0,69	0,665 - 0,498 - 0,332 - 0,166	0,35	0,91	0,85	0,85	0,28	41
La Dourbie	PTP8	04/07/2023	0,87	0,676 - 0,464 - 0,31 - 0,155	0,77	0,9	0,95	0,99	0,65	59
Le Tarn	PTP8-A	01/08/2023	0,93	0,676 - 0,464 - 0,31 - 0,155	0,9	0,93	0,92	1	0,86	63
La Bayse	TP14	19/07/2023	0,77	0,665 - 0,498 - 0,332 - 0,166	0,51	1	0,96	0,69	0,54	58
Le Bergons	TP1	11/09/2023	0,95	0,665 - 0,46 - 0,306 - 0,153	1	1	1	1	0,67	65
L'Estrigon	TP13	31/08/2023	0,91	0,665 - 0,443 - 0,295 - 0,148	1	0,63	1	1	0,95	55
La Petite Leyre	P13	06/09/2023	0,87	0,665 - 0,443 - 0,295 - 0,148	0,97	0,82	1	0,95	0,5	50
La Grande Leyre	P13	30/08/2023	0,55	0,665 - 0,443 - 0,295 - 0,148	0,62	0,5	0,51	0,82	0,2	34
L'Oussouet	P1	13/09/2023	0,92	0,665 - 0,46 - 0,306 - 0,153	0,76	1	0,99	0,94	0,85	66