

Processus de dégradation de la litière en ruisseaux et Biodiversité des communautés d'invertébrés

Charles Perrier

► **To cite this version:**

Charles Perrier. Processus de dégradation de la litière en ruisseaux et Biodiversité des communautés d'invertébrés. Université de Rennes 1. 2006, pp.1-26. hal-02921694

HAL Id: hal-02921694

<https://hal.inrae.fr/hal-02921694>

Submitted on 25 Aug 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université de RENNES I
UFR S.V.E.
Master 1 G.I.B.V.
Pr. ROZE, Responsable

Etude réalisée dans le cadre d'un stage conseillé
de Master 1 : Gestion Intégrée des Bassins Versants.

Processus de dégradation de la litière en ruisseaux
et
Biodiversité des communautés d'invertébrés.

Charles PERRIER

Laboratoire ECOBIO,
Université de Rennes 1
Directeur et Responsable de stage : Pr. P. Marmonier

Mars 2006

Remerciements

Je souhaite en premier lieu remercier Pierre Marmonier pour m'avoir accueilli et permis de réaliser ce travail. Je lui suis sincèrement reconnaissant pour sa disponibilité, tant pour « faire de la science » que pour me fournir les conseils éclairés si utiles aux étudiants. Malgré les divers cauchemars de diptères dont j'ai été la victime, je le remercie pour son aide à la détermination de ces invertébrés.

L'aide de Christophe Piscart en matière de statistiques et de « Tricho » m'a été fort utile. Je l'en remercie.

Les résultats concernant le site de PleinesFougeres proviennent des expérimentations de Pierre Emmanuel Sarriquet. Je lui suis reconnaissant de m'avoir permis d'utiliser ces résultats.

Ce travail étant réalisé dans le cadre d'un projet regroupant plusieurs structures, que le personnel de l'INRA reçoive ici mes sincères remerciements.

Que Mathieu Guerin, Barbe, avec qui j'ai commencé, durant ce stage, à partager quelques moments d'activités professionnelles, soit ici assuré de mon amitié.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	4
SITE D'ETUDE	5
L'OIR	5
PLEINES-FOUGERES	6
MATERIEL ET METHODE	7
L'OIR.....	7
PLEINES FOUGERES	8
RESULTATS	9
BASSIN VERSANT DE L'OIR	9
BASSIN VERSANT DE PLEINES FOUGERES	12
DISCUSSION	15
CRITIQUES ET PERSPECTIVES	18
BIBLIOGRAPHIE	19
ANNEXE 1	22
ANNEXE 2	23
ANNEXE 3	24

INTRODUCTION

Les ruisseaux de tête de bassins ont une faible capacité à stocker le carbone et sont ainsi tributaires des apports terrestres de litière (Vannote *et al.*, 1980 ; Polis *et al.*, 1997). Cette litière d'origine allochtone représente jusqu'à 95% des contributions aux flux de carbone dans les cours d'eau de tête de bassins (Fisher et Linkens, 1973 ; Hall *et al.*, 2000). Or ces ruisseaux contribuent à plus de 70% du linéaire cumulé de rivière d'un bassin versant (Gomi *et al.*, 2002 ; Meyer *et al.*, 2003 ; Lowe et Likens, 2005). Ces ruisseaux contrôlent le fonctionnement et la structure des cours d'eau d'ordre supérieur (Vannote *et al.*, 1980). Ainsi le devenir de la litière des ruisseaux est susceptible d'influencer fortement la qualité de l'eau de la totalité du réseau hydrographique, et la production primaire comme secondaire de ces écosystèmes (Vannote *et al.*, 1980 ; Wallace *et al.*, 1997 ; Hall *et al.*, 2000).

La décomposition des litières dépend d'une part de leurs compositions (essences) et d'autre part de l'action de facteurs abiotiques comme biotiques. Ainsi le lessivage des litières durant les premières heures d'immersion peut induire jusqu'à 25% de perte de masse suivant les caractéristiques physicochimiques de l'eau (Nykvist, 1962 ; Petersen et Cummins, 1974). Intervient ensuite la fragmentation physique de la litière, phénomène lié au courant et à l'effet des sédiments en mouvement (Gessner *et al.*, 1999). Les facteurs biotiques sont les consommateurs primaires de la litière qui la transforment en matières solubles (NH_4^+ et PO_4^{3-}) et en matière particulaire fine, les invertébrés déchetiers et les microorganismes (bactéries, hyphomycètes, et protozoaires). La biomasse fongique représente généralement plus de 95% de la biomasse en microorganismes et est contributive au quart, voir à la moitié de la dégradation des litières (Baldy *et al.*, 1995 ; Hieber et Gessner, 2002). Les invertébrés des litières se nourrissent des litières et du biofilm associé (Cummins, 1973 ; Graça, 2001), ils peuvent de plus participer à la fragmentation physique par leurs déplacements au sein de la litière (Webster et Benfield, 1986). Ils peuvent induire plus de 50% de la perte de masse des litières (Hieber et Gessner, 2002). Le processus de dégradation des litières permet donc de caractériser certains paramètres physico chimique de l'eau ainsi que le dynamisme du réseau trophique détritique basal et l'importance du flux de carbone dans l'écosystème. La vitesse de décomposition de la litière, paramètre pertinent pour caractériser le processus de dégradation des litières des cours d'eau (Gessner *et al.*, 1999) est ainsi un bon indicateur fonctionnel des cours d'eau de tête de bassin (Gessner et Chauvet, 2002). L'étude parallèle de cette décomposition et de la structuration des communautés d'invertébrés présentes dans la litière, tant sur le plan trophique que saprobe, permet d'évaluer le rôle de la biodiversité invertébrée dans ce processus.

Les perturbations anthropiques peuvent influencer la qualité de l'eau (chimie, teneur en particules) et les paramètres de sédimentologie du lit du cours d'eau. Ces paramètres ont des conséquences sur la structuration et l'activité des communautés de microorganismes et d'invertébrés (Harding *et al.*, 1998). Les pressions anthropiques appliquées sur les petits bassins versants sont donc à même de modifier la décomposition des litières et ainsi la qualité du réseau hydrographique dans sa globalité. Étudier la vitesse de décomposition des litières des ruisseaux devrait donc permettre de caractériser d'une part le fonctionnement des processus biologiques en ruisseaux et d'autre part les conséquences des activités humaines sur la qualité des réseaux hydrographiques.

Au cours de cette étude nous avons réalisé plusieurs études de terrain répondant à quatre principaux objectifs :

- Relation entre la vitesse de décomposition de la matière organique particulaire, ici la litière, et la qualité de l'eau sur le site atelier de l'Oir.
- Relation entre la composition des communautés d'invertébrés échantillonnés dans les sacs de litière et la qualité physicochimique des cours d'eau du site atelier de l'Oir.
- Relation entre les vitesses de décomposition des litières et la composition des peuplements invertébrés présents dans les sacs de litière, sur le site atelier de l'Oir.
- Effets des modifications locales des échanges verticaux entre les eaux de surface et le milieu interstitiel sur les processus de décomposition de la litière, les peuplements invertébrés et la qualité physicochimique de l'eau dans le site atelier de Pleines Fougères.

SITE D'ETUDE

Les études sont réalisées sur cinq sites. Les trois premières sont menées en collaboration avec l'unité EQHC de l'INRA sur trois affluents de l'Oir (Manche). La quatrième est réalisée sur deux ruisseaux de la zone atelier de Pleine-Fougères (Ille et Vilaine).

L'OIR

Les ruisseaux du Moulinet, des Violettes et de la Roche se situent dans le bassin versant de l'Oir, dans l'ouest de la Manche, à 10 km d'Avranches (fig. 1). L'Oir est lui-même affluent de la Sélune qui se jette dans la baie du Mont St Michel.

La Roche repose sur un socle Granitique. Les Violletes et Moulinet reposent sur des schistes Briovériens (Langevin *et a.l.*, 1984 ; Pellerin et Van Vliet-Lanoe, 1998) surmontés par des placages de limons éoliens plus ou moins épais. La largeur des ruisseaux aux exutoires est inférieure à 1,5 m. La pluviométrie moyenne interannuelle sur 21 ans est de 900 mm.

L'agriculture est semi-intensive particulièrement sur le Moulinet et les Violettes. Le réseau bocager est encore assez présent, même s'il a subi de nettes diminutions depuis 1950 (Viaud, 2004).

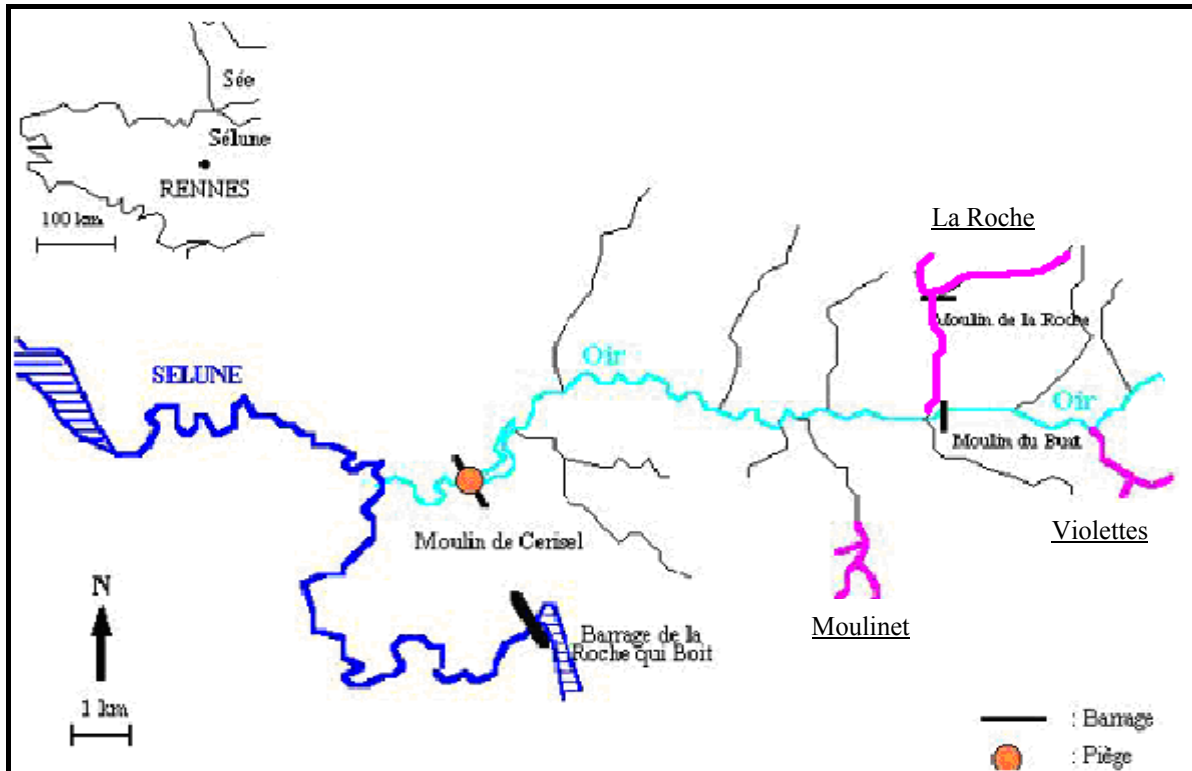


Figure 1 : présentation du site d'étude du bassin de l'Oir

PLEINES-FOUGERES

Le premier ruisseau est le Petit Hermitage, la zone étudiée se situe au nord de la forêt de Villecartier. Le bassin versant localisé sur substratum granitique est majoritairement forestier avec peu d'influences anthropiques. Le second cours d'eau étudié est le ruisseau du Chênélais. Il est localisé dans un bassin versant à dominante agricole orienté vers la production laitière et céréalière, le substratum est de nature schisteuse.

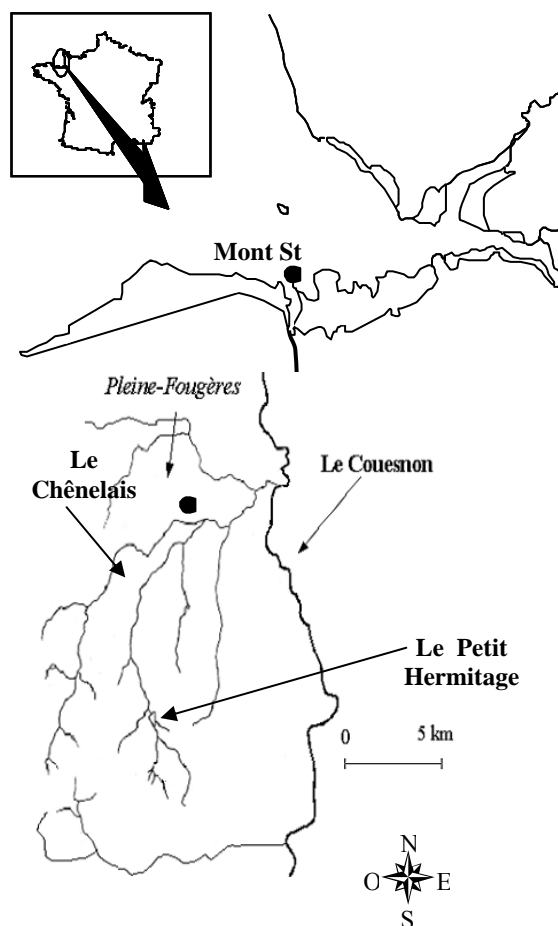


Figure 2 : présentation du site d'étude de la zone de Pleines Fougères.

MATERIEL ET METHODE

L'Oir

La litière utilisée est constituée de feuilles d'Aulne glutineux récoltées juste après abscission. Après séchage, des lots de 3 g sont introduits dans des sacs de mailles carrées de 10 mm de côté autorisant la circulation des plus gros invertébrés.

Sur le terrain, les sacs sont fixés à l'aide de fil en nylon à des barres métalliques enfoncées dans le lit du cours d'eau. Ces barres sont de diamètre 5 mm et de longueur 1 m à 1,5 m. Le fil en nylon est de diamètre 1 mm. La répartition des sacs se fait sur des zones à courant rapide de type seuil, de plus, les sacs doivent être attachés à la tige métallique de façon à garder une position stable pour permettre une colonisation optimale des invertébrés.

Les échantillons sont disposés sur des zones homogènes sur les trois ruisseaux chaque, seuil accueille les 15 sacs de litières.

Le prélèvement des sacs s'effectue tous les 7 jours à partir de l'immersion, à raison de trois sacs prélevés à chaque date. Ce prélèvement s'effectue en coupant le fil de nylon rattachant le sac à la tige métallique. Un filet surber est placé à l'arrière du sac pendant sa manipulation de

façon à récupérer certains invertébrés pouvant être emportés par le courant du fait de leur petite taille. Un échantillon d'eau sur chaque ruisseau est prélevé chaque semaine afin de déterminer les caractéristiques physicochimiques de l'eau.

Les sacs de litière et le contenu du filet surber sont ensuite conditionnés individuellement dans des sacs en plastique fermés hermétiquement. Les feuilles provenant des sacs sont rincées sous l'eau du robinet afin de les débarrasser des sédiments et invertébrés. Les invertébrés sont collectés dans un tamis à 250 µm et sont conservés dans l'alcool à 75°. La litière restante est séchée à l'étuve à 57°C pendant 22 heures puis pesée afin de connaître la masse sèche. Le tri des invertébrés s'effectue sous la loupe binoculaire, et la détermination est effectuée à l'aide du livre de Tachet et al (2000).

La vitesse de décomposition de la litière est déterminée par l'équation $R = R_0 e^{-kt}$, R est la pente de la droite régression linéaire du graphique $\ln(\% \text{ litière restante}) = f(\text{temps})$. k représente la vitesse de dégradation et R_0 la masse de litière introduite.

Les invertébrés sont classés comme déchetiseurs en utilisant la classification adaptée de Cummings (1973) (Annexe 1, tableau 1, p. 22).

L'indice saprobie est calculé selon les grilles des traits de vie de l'ouvrage de Tachet et al (2000). Une note saprobie est calculée pour chaque invertébré. Cette note est ensuite pondérée par l'abondance des taxons, afin de déterminer le niveau saprobie moyen dans lequel se trouve la communauté de chaque échantillon. $S = \sum_i (q_i V_i \sum_j (P_{ij} S_j)) / (10 \sum_i q_i V_i)$. (i est le nombre de taxons, j les niveaux saprobiques, S_j est la valeur saprobie affectée à chaque niveau saprobie, P_{ij} est la valence saprobie du taxon i, V_i est la valeur indicatrice du taxon, q_i est l'abondance du taxon i).

Nous utilisons l'analyse de covariance pour comparer les pentes. Des tests T pour données appariées sont utilisées afin de déterminer la significativité des indices, richesses, abondances.

Pleines Fougères

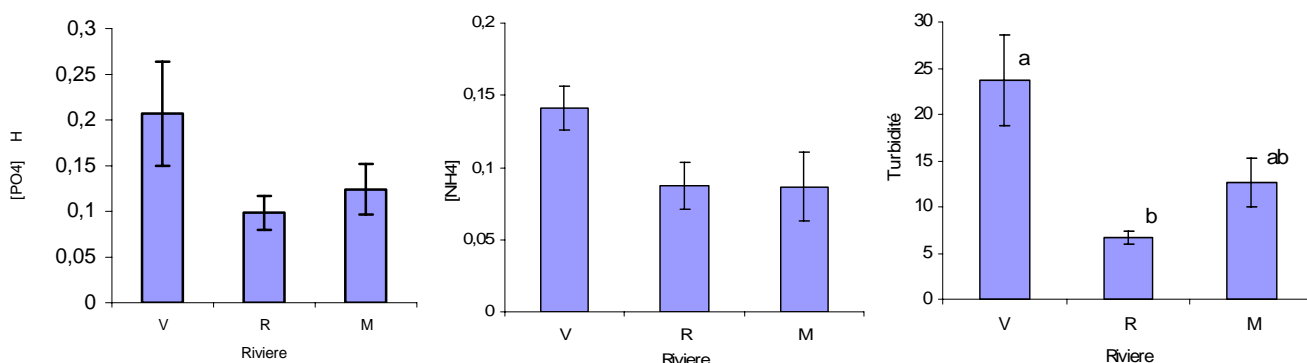
Le protocole utilisé sur ce site diffère sur certains points du précédent. Six seuils sont choisis sur chacune des deux rivières : trois seuils constituent les seuils témoin où aucune modification du milieu n'est effectuée, trois seuils sont « décolmatés ». Cette modification expérimentale du fond s'effectue à l'aide d'une pioche, le but étant d'enlever les particules fines sur une surface d'environ 1m² et sur une profondeur de substrat de 20 cm.

Six sacs de litière de feuilles d'Aulne sont placés par seuil, trois en surface et trois à une profondeur de 5 à 15 cm sous le substrat. Les sacs placés en surface sont attachés sous de gros

galet avec du fil de fer. Les sacs placés en profondeur sont glissés à l'intérieur du substrat, qui est soulevé en douceur pour ne pas trop perturber le milieu. Les calculs réalisés sur ce site sont les mêmes que ceux effectués sur l'Oir.

RESULTATS

Bassin versant de l'Oir Qualité d'eau



Figures 3, 4, et 5 : Concentrations moyennes en phosphates, ammonium et turbidité sur les trois ruisseaux au cours du suivi de la décomposition semaines. a et b sont significativement différents ($n = 3$; ANOVA du χ^2 : $p < 0,05$), (V : Violettes, R : la Roche, M : Moulinet). Les barres d'erreurs représentent les erreurs standard.

On observe les tendances suivantes : les ruisseaux de la Roche et du Moulinet présentent une eau de meilleur qualité que le ruisseau des Violettes. Des différences significatives sont observées entre la valeur de turbidité des eaux de la Roche et des Violettes, Moulinet ayant une turbidité intermédiaire. Les valeurs de concentration en nitrate ne sont pas significativement différentes.

Décomposition de la litière

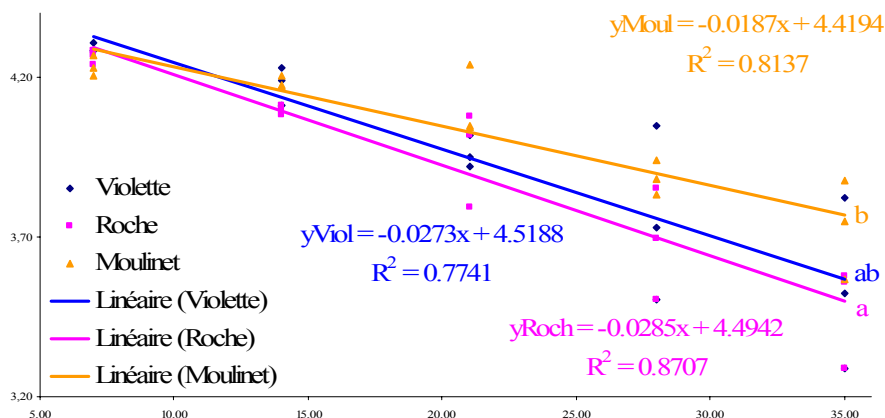


Figure 6 : Détermination des vitesses de dégradation des litières sur les 3 ruisseaux. Les pentes des droites représente la vitesse de dégradation, k. a et b sont significativement différents ($n = 3$; analyse de covariance : $p < 0,05$).

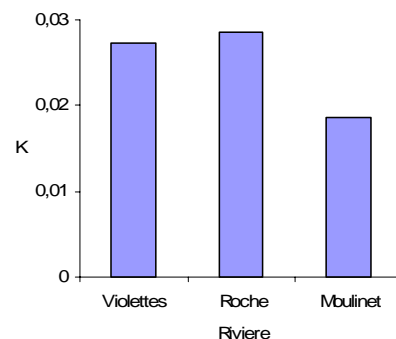


Figure 7 : Vitesses de dégradation, k, des litières sur les 3 ruisseaux.

Les mesures de dégradation de la litière conduisent aux valeurs suivantes : $K_{\text{Moulinet}} = 0,0187 \text{ J}^{-1}$; $K_{\text{Violettes}} = 0,0273 \text{ J}^{-1}$; $K_{\text{la Roche}} = 0,0285 \text{ J}^{-1}$. On observe des différences significatives entre K_{Moulinet} et $K_{\text{la Roche}}$. La dégradation de la litière est significativement plus rapide sur le ruisseau de la Roche que sur le ruisseau du Moulinet, le ruisseau des Violettes est en position intermédiaire (analyse de covariance, comparaison Post-hoc HSD de Tukey $< 0,05$). Ces vitesses de dégradations ne peuvent être corrélées aux chimies de l'eau (Annexe 2, figures 35, 36, 37, p. 23).

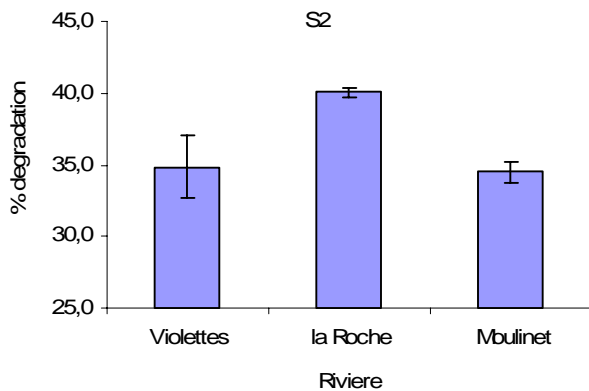


Figure 8 : Pourcentage de dégradation moyen sur les trois ruisseaux à la semaine 2.

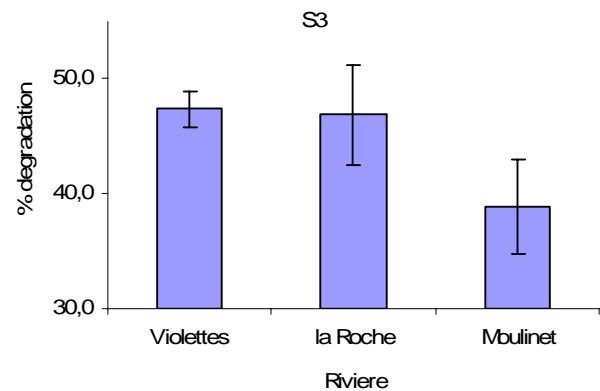


Figure 9 : Pourcentage de dégradation moyen sur les trois ruisseaux à la semaine 3.

Si l'on considère le début de l'expérience, à la semaine deux (fig.8), la dégradation est nettement plus importante sur le ruisseau de la Roche que sur les deux autres ruisseaux. Dès la semaine 3 (fig.9) cet écart s'annule au moment où se déposent d'importantes quantités de sable sur les sacs du ruisseaux de la Roche, allant jusqu'à leur enfouissement.

Structuration du peuplement invertébré

Richesse et abondance

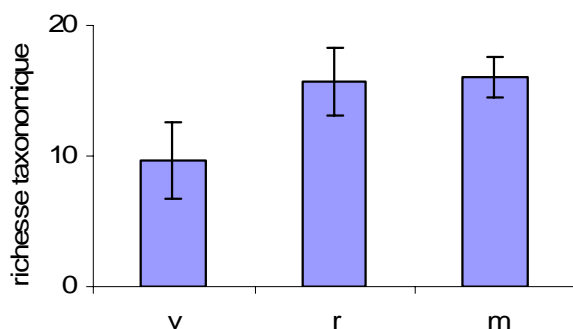


Figure 10: Richesse taxonomique sur les trois ruisseaux. (ANOVA à un facteur, $p > 0,05$).

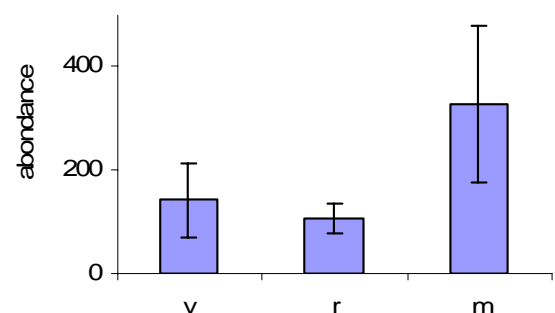


Figure 11 : Abondance sur les trois ruisseaux. (ANOVA à un facteur, $p > 0,05$).

Il n'y a pas de différence significative entre les stations pour la richesse taxonomique comme pour l'abondance. De même aucune corrélation avec la vitesse de dégradation ne peut être établie. (Annexe 2, figures 39, 40, p. 23)

Déchetueurs

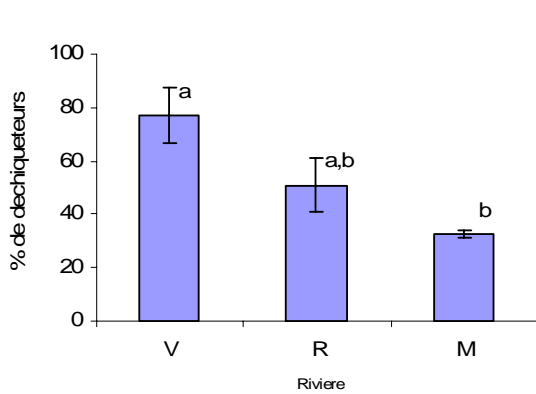


Figure 12 : Pourcentage moyen de déchetueurs sur les trois ruisseaux. a et b sont significativement différents (Anova à un facteur, $p < 0,05$; Comparaison Post-hoc HSD de Tukey $< 0,05$)

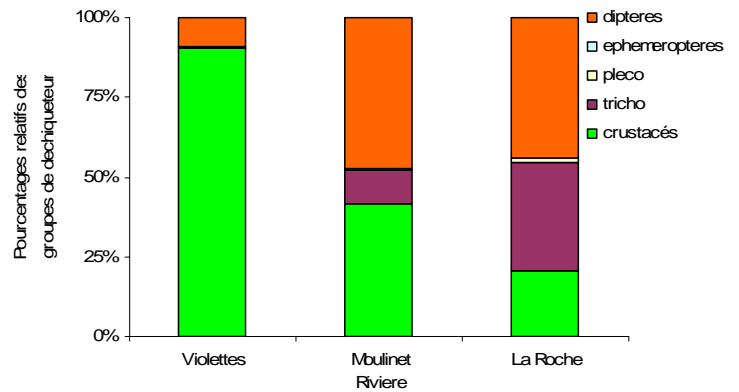


Figure 13 : Pourcentage moyen de déchetueurs sur les.

Nous constatons un pourcentage moyen de déchetueurs plus élevé sur les Violettes que sur le Moulinet. Cependant aucune corrélation significative avec la vitesse de dégradation ne peut être mise en évidence (Annexe 2, figure 38, p. 23).

Saprobie

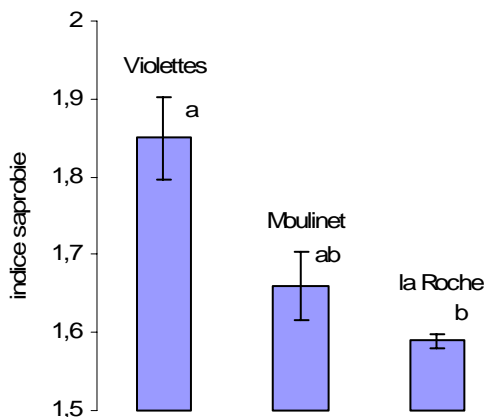


Figure 14 : Indice saprobie des 3 stations, a et b sont significativement différents (Anova à un facteur ; Comparaison Post-hoc HSD de Tukey $< 0,05$).

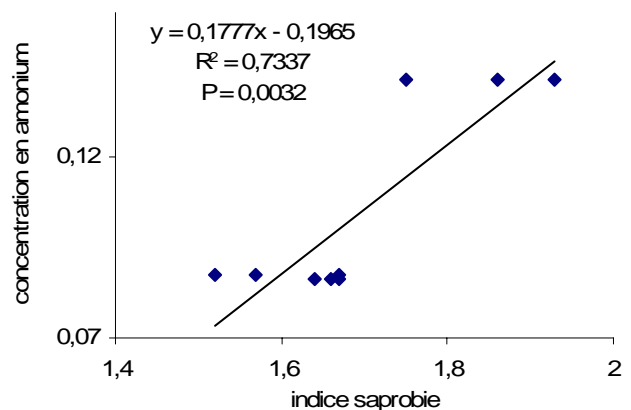


Figure 15 : Corrélation entre l'indice saprobie et la concentration en ammonium. (Tests Univariés de Significativité $p < 0,01$).

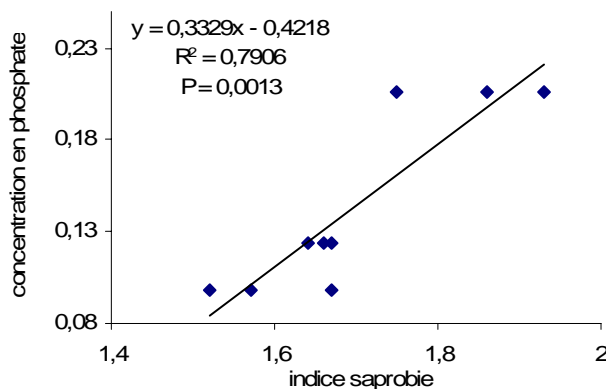


Figure 16 : Corrélation entre l'indice saprobie et la concentration en phosphate. (Tests Univariés de Significativité $p < 0,01$).

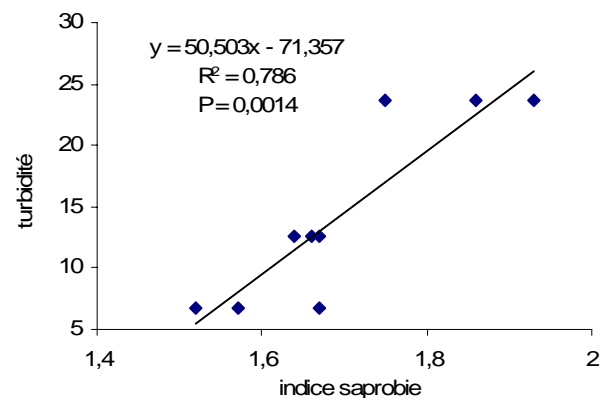


Figure 17 : Corrélation entre l'indice saprobie et la turbidité. (Tests Univariés de Significativité $p < 0,001$).

L'indice saprobie du ruisseau des Violettes est significativement plus élevé que ceux des ruisseaux de la Roche et du Moulinet. De plus, ces indices sont significativement corrélés aux concentrations en ammonium, en phosphate et à la turbidité.

Bassin versant de Pleines Fougères

Décomposition de la litière

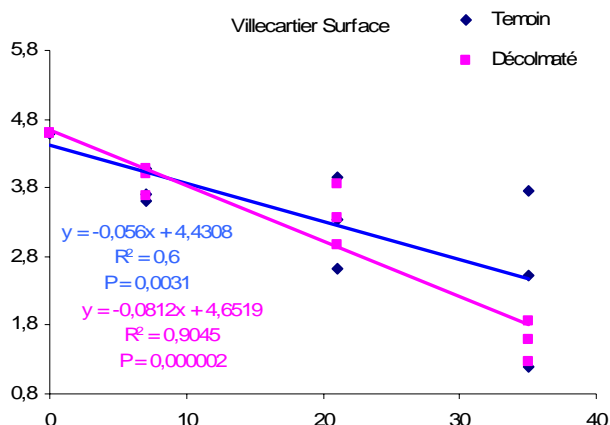


Figure 18 : Détermination de la vitesse de décomposition de la litière sur la station de Villecartier en surface, stations témoin et décolmaté.

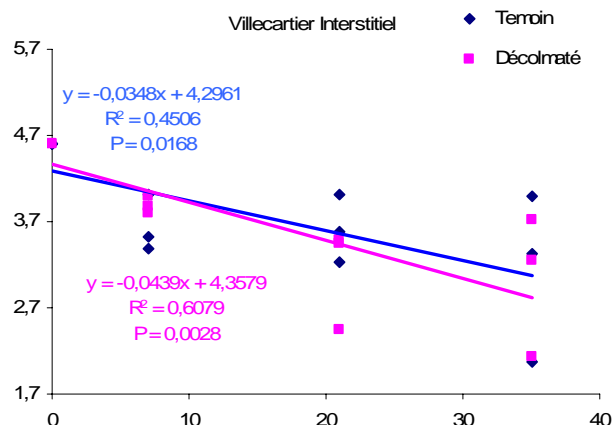


Figure 19 : Détermination de la vitesse de décomposition de la litière sur la station de Villecartier en milieu interstitiel, stations témoin et décolmaté.

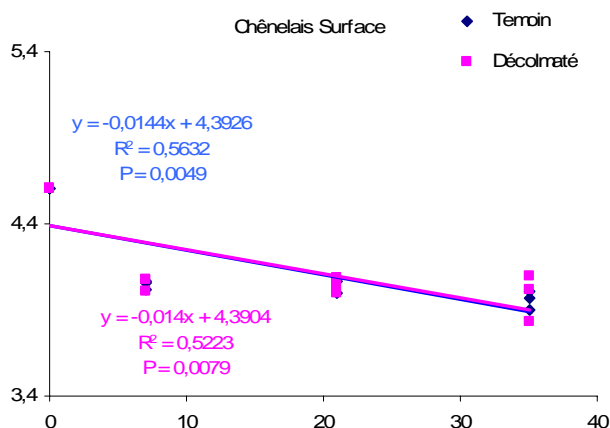


Figure 20 : Détermination de la vitesse de décomposition de la litière sur la station du Chênélais en surface, stations témoin et décolmaté.

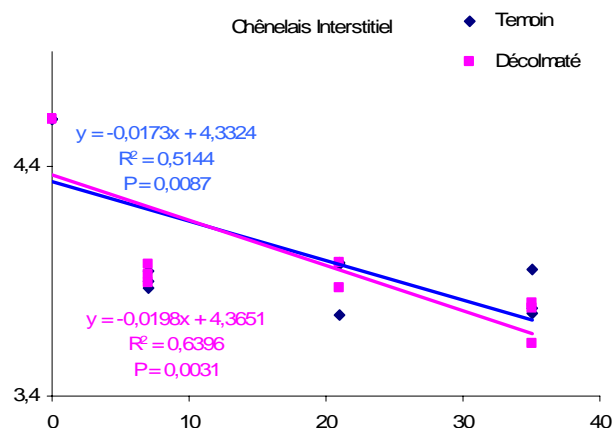


Figure 21 : Détermination de la vitesse de décomposition de la litière sur la station du Chênélais en milieu interstitiel, stations témoin et décolmaté.

L'analyse de covariance ne révèle aucune différence significative des vitesses de dégradations au sein des stations. Les pourcentages de litières restantes à la dernière date ne sont pas non plus significativement différents (test T pour données appariées). Néanmoins la tendance générale est une augmentation des vitesses de dégradation de la litière suite au décolmatage.

Structuration du peuplement invertébré

Abondance et richesse taxonomique

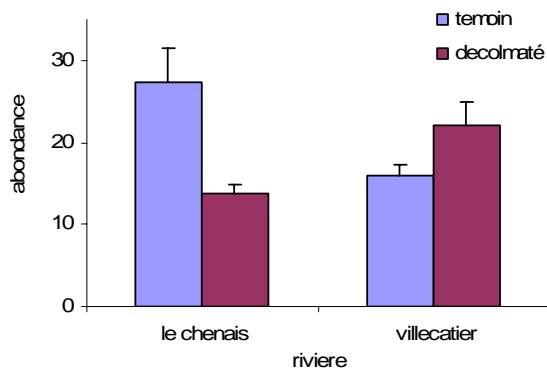


Figure 22 : Abondance des invertébrés en surface pour les deux ruisseaux étudiés.

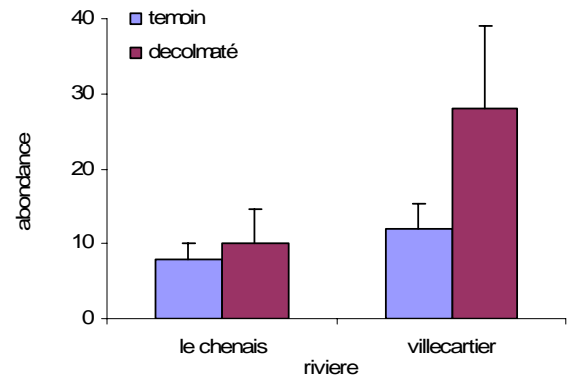


Figure 23 : Abondance des invertébrés en milieu interstitiel pour les deux ruisseaux étudiés.

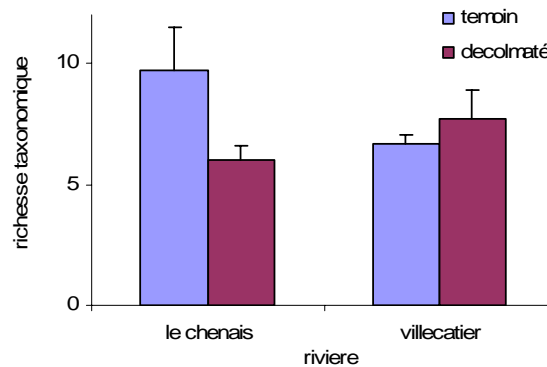
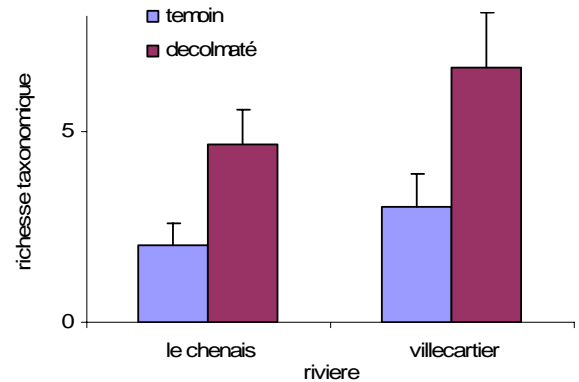


Figure 24 : Richesse taxonomique en surface pour les deux ruisseaux étudiés.



Figures 25: Richesse taxonomique en milieu interstitiel pour les deux ruisseaux étudiés.

Aucune différence significative ne peut être mise en évidence avec une analyse avec un test T pour données appariées. La tendance générale est à l'augmentation de l'abondance comme se la richesse, suite au décolmatage, particulièrement dans le milieu interstitiel.

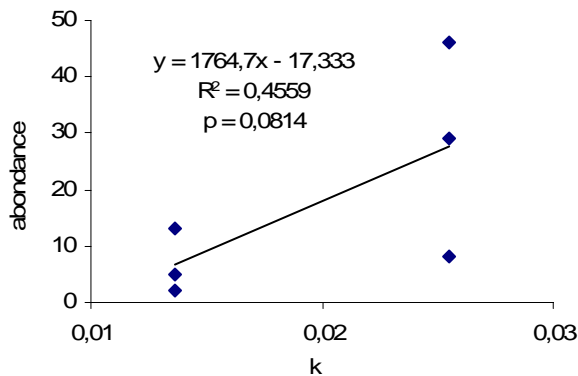


Figure 26 Abondance d'invertébrés et vitesse de dégradation pour le milieu interstitiel de la station de Villecattier.

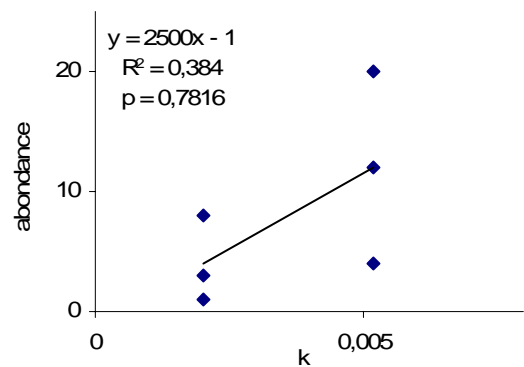


Figure 27 : Abondance d'invertébrés et vitesse de dégradation pour le milieu interstitiel de la station de le Chênélais.

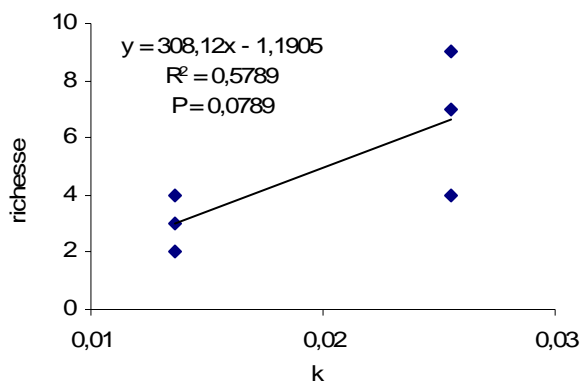


Figure 28 : Richesse taxonomique d'invertébrés et vitesse de dégradation pour le milieu interstitiel de la station de Villecartier.

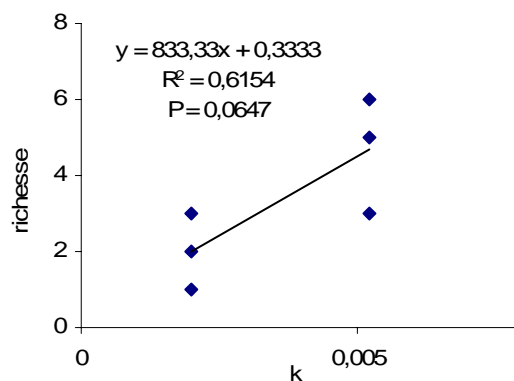


Figure 29 : Richesse taxonomique d'invertébrés et vitesse de dégradation pour le milieu interstitiel de la station de le Chênélais.

Il semble que l'abondance et la richesse soit corrélés positivement à la vitesse de dégradation mais pas de manière significative.

Pourcentage de déchiqueteurs dans la population

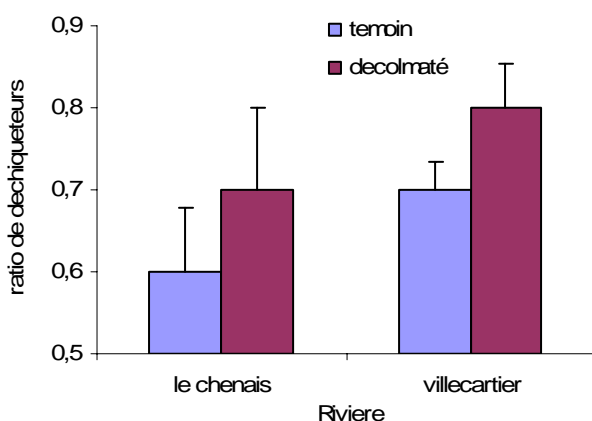


Figure 30 : Pourcentage moyen de déchiqueteurs sur les deux ruisseaux en surface.

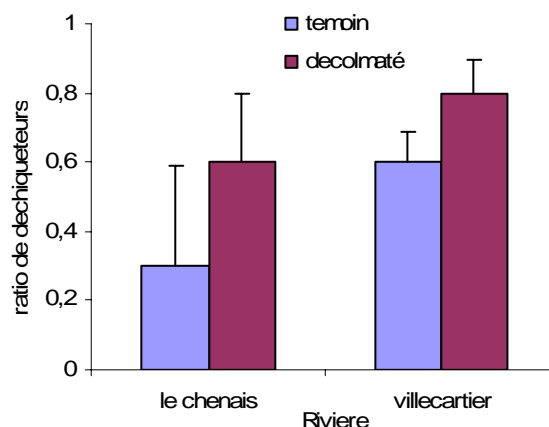


Figure 31 : Pourcentage moyen de déchiqueteurs sur les deux ruisseaux, en milieu interstitiel.

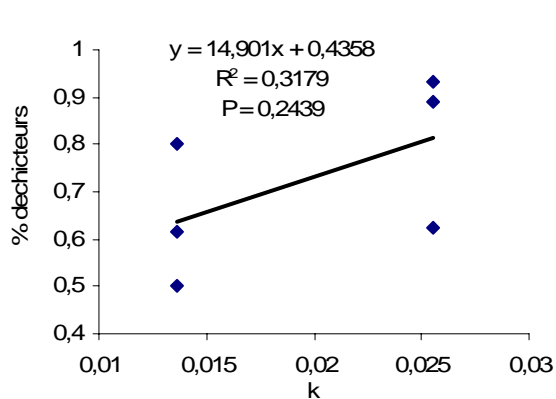


Figure 32 : Pourcentage d'invertébrés déchiqueteurs et vitesse de dégradation pour le milieu interstitiel de la station de Villecartier.

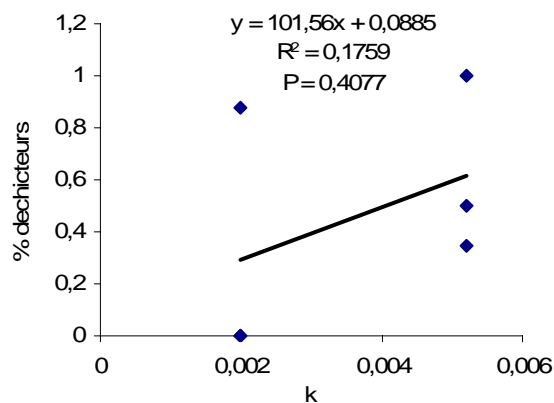


Figure 33 : Pourcentage d'invertébrés déchiqueteurs et vitesse de dégradation pour le milieu interstitiel de la station du Chênélais.

Le pourcentage moyen de décheteteurs augmente suite au décolmatage, de façon non significative. De plus ce pourcentage de décheteteurs semble positivement corrélé à la vitesse de dégradation.

Qualité d'eau

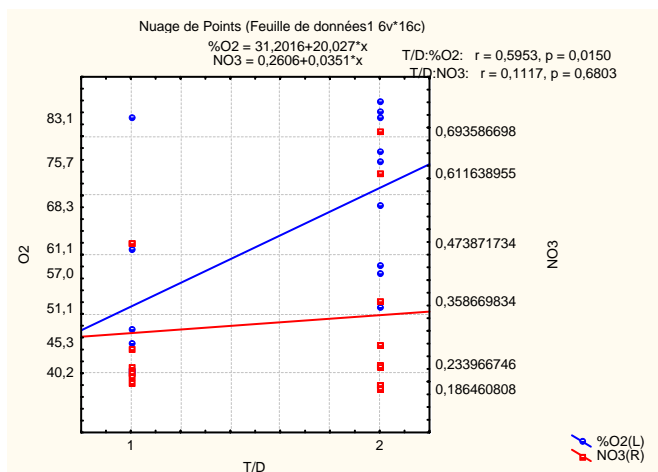


Figure 33 : Effet du decolmatage sur le pourcentage d'oxygène dissous et la concentration en nitrates sur la rivière de villecarter. Axe des abscisses : 1 = témoin, 2 = decolmaté.

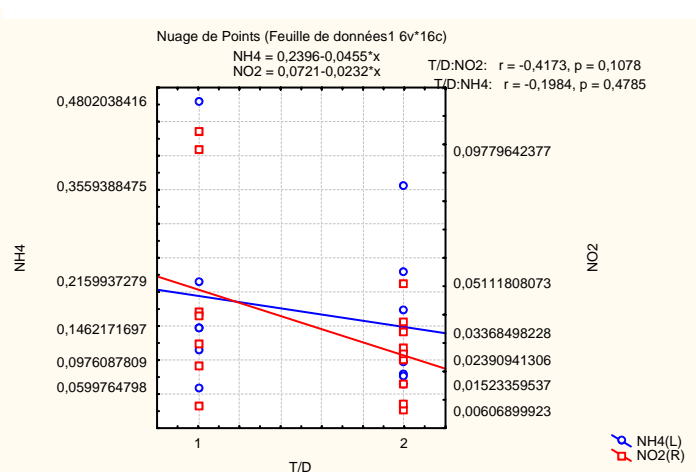


Figure 34 : Effet du decolmatage sur la concentration en nitrite et en ammonium sur la rivière de villecarter. Axe des abscisses : 1 = témoin, 2 = decolmaté.

Le décolmatage induit une augmentation des teneurs en oxygène et en nitrates alors que les concentrations en ammonium et en nitrite diminuent.

DISCUSSION

Les pressions anthropiques appliquées sur les petits bassins versants sont à même de modifier la qualité de l'eau et la décomposition des litières (Boulton *et al.*, 1997). L'intensité de l'anthropisation sur les cinq bassins versants étudiés est différente, leurs caractéristiques physicochimiques ainsi que certains processus biologique peuvent donc vraisemblablement différer. La vitesse de décomposition de la litière est un des processus permettant de caractériser le fonctionnement des cours d'eau de tête de bassin (Gessner et Chauvet, 2002) et est susceptible d'être influencé par la qualité l'eau et l'anthropisation. Les qualités d'eau des trois ruisseaux étudiés, exprimées en terme de concentrations en ammonium et phosphate, ne sont pas significativement différentes, même si l'on observe des tendances fortes. De plus les résultats du suivit de décomposition des litières ne permettent pas d'établir de corrélation entre les qualités d'eau et les vitesses de décomposition. Ainsi ce processus biologique n'a pas été capable de caractériser le fonctionnement écologique de ces ruisseaux. Deux hypothèses peuvent étre avancés pour tenter d'expliquer ce résultat. Premièrement, les différences de fonctionnement des

trois écosystèmes peuvent ne pas être suffisamment importantes. Le taux de décomposition utilisé ici s'avèrerait alors être un indicateur trop grossier pour identifier les faibles écarts de fonctionnement existants entre ces trois écosystèmes. Deuxièmement, l'enfouissement des échantillons placés sur la Roche, à partir de la semaine 3, pourrait être à l'origine d'une diminution des processus de décomposition et ainsi d'une sous estimation du taux de décomposition sur ce ruisseau.

Aucunes différences significatives entre les abondances des invertébrés sur les trois ruisseaux n'ont été mises en évidence, il en va de même pour les valeurs de richesses taxonomiques. Ces variables ne sont donc pas descriptives des modifications du peuplement invertébré. Il est certainement plus intéressant d'analyser la composition taxonomique de la communauté d'invertébrés (Dangles et Malmqvist, 2004) ainsi que leurs traits d'histoire de vie (Cummin, 1973). La chimie de l'eau (concentrations en ammonium et en phosphate, turbidité) sont significativement corrélées avec les indices saprobies des communautés invertébrées, l'indice saprobie croît avec la baisse de qualité d'eau. Or l'indice saprobie représente la tolérance des communautés invertébrées aux perturbations trophiques, la concentration en oxygène dissous, les pollutions liées aux teneurs en matière organique... (Tachet *et al.*, 2000). Les invertébrés benthiques sont déjà largement utilisés pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau (Wright *et al.* 1984 ; AFNOR, 1992). Dans le cas de cette étude, l'indice saprobie s'avère donc être un bon paramètre de description de la qualité de l'écosystème. Néanmoins nous ne pouvons pas préciser la représentativité des échantillons d'invertébrés présents dans les sacs par rapport à la population totale des stations. En effet le sac peut être colonisé par un assemblage représentatif de la communauté des invertébrés de la station, ou n'être qu'un échantillon réduit de la communauté en place, les sacs de feuille n'attirant que certains groupes saprobes ou trophiques. On sait en effet que la plupart des déchetiques sont dotés d'une forte plasticité fonctionnelle leur permettant de passer d'un régime alimentaire omnivore à un régime déchetique stricte en fonction du contexte environnemental (Friberg et Jacobsen, 1994 ; Dangles, 2002). De plus, les sacs de feuille peuvent constituer une importante concentration de ressource nutritive de qualité. Selon la densité et le type de végétation riveraine, les sacs seraient donc d'importants attracteurs de déchetiques (Eggert et Wallace, 2003 ; Cummins *et al.*, 1989). La communauté d'invertébrés est l'un des principaux acteurs de la décomposition de la litière en cours d'eau (Hieber et Gessner, 2002), et les déchetiques sont parmi les principaux acteurs de décomposition de la litière (Cummins, 1973). Ainsi les indices d'abondance, de richesse taxonomique, et surtout d'abondance de déchetiques pourraient être corrélés aux valeurs de vitesse de dégradation des litières. Nous obtenons des pourcentages de déchetiques significativement différents entre les Violettes et le Moulinet, la Roche ayant une position

intermediare. Cependant aucune corrélation ne peut être mise en évidence avec la vitesse de décomposition. Le nombre réduit de station pourrait expliquer ce résultat. Une analyse plus fine de la composition de ces groupes trophiques montre que les Violettes hébergent un fort pourcentage de crustacés déchetteurs (90%). Ce pourcentage est bien plus faible sur les ruisseaux de la Roche et du Moulinet (respectivement 40 et 20%). Le taux d'ingestion par unité de masse corporelle de déchetteurs diffère très nettement entre les espèces (Hieber et Gessner, 2002). De plus les vitesses de décompositions peuvent être influencées par l'effet d'identité spécifique dans le cas de relations de dominance au sein des assemblages de déchetteurs (Dangles et Malmqvist, 2004). Il est donc possible que les populations de déchetteurs du ruisseau des violettes soient plus efficaces que celles présentes sur les ruisseaux de la Roche et du Moulinet du fait même de cette dominance de gammarus.

Le colmatage des lits des cours d'eau consiste en l'une augmentation de la teneur en particules fines. Il a de multiples conséquences sur les processus hydrologique et biologiques à l'interface entre le ruisseau et la zone hyporeique (Wood et Armitage, 1997). Ces principales conséquences sont la diminution des échanges verticaux d'eau entre ces deux compartiments. Ceci à pour conséquence une diminution des concentrations en oxygène dissous (Duff et Triska, 1990), une diminution des processus de nitrification et l'augmentation des processus de dénitrification entraînant l'augmentation des concentrations en ammonium et nitrites (Duff et Triska, 1990 ; Dahm *et al.*, 1998). Il en résulte de nombreux impacts sur la faune, notamment une diminution de la diversité des invertébrés (Claret *et al.*, 1999).

Suite aux travaux de decolmatage effectués sur les ruisseaux de Villecartier et du Chênélais, nous avons pu mettre en évidence une forte tendance à l'augmentation de la vitesse de décomposition des litières, une tendance générale à l'augmentation des richesses et abondances en invertébrés et des abondances relatives en invertébrés déchetteurs. Pour les échantillons placés dans le milieu interstitiel, l'augmentation de la vitesse de dégradation est positivement corrélée à l'augmentation de l'abondance et de la richesse en invertébrés et à l'augmentation de l'abondance relative en invertébrés déchetteurs. Parallèlement on assiste à une augmentation des teneurs en oxygène dissous dans le milieu interstitiel sur les deux sites d'étude. De même, sur le ruisseau de Villecartier, on assiste à la diminution des concentrations en ammonium et nitrites et à l'augmentation des concentrations en nitrates.

Enfin, sur les seuils témoins, les abondances et les richesses en invertébrés relevées en Surface sont nettement supérieures à celles mesurées dans le milieu interstitiel. Au contraire, sur les seuils decolmatés, ces variables sont quasiment identiques. Ce qui laisse penser que le

substrat témoin, joue le rôle d'un filtre limitant la présence des invertébrés dans le milieu interstitiel.

L'effet du décolmatage a vraisemblablement permis d'augmenter les échanges verticaux d'eau au niveau du lit du ruisseau. Ceci est certainement à l'origine des améliorations de la qualité de l'eau, des variables biologiques et des processus de dégradation des litières.

CRITIQUES ET PERSPECTIVES

Des variations inter-stations plus fortes auraient été nécessaires pour permettre une meilleure caractérisation du fonctionnement des ruisseaux via le taux de décomposition des litières.

Il serait intéressant de qualifier l'influence de la végétation riveraine sur les densités d'invertébrés et leur appétence pour les litières fournies dans les sacs. L'activité microbienne pourrait elle aussi faire l'objet d'une étude afin de déterminer son rôle dans la dégradation des litières. L'utilisation de sacs supplémentaires, à mailles plus fines empêchant l'accès des invertébrés, pourrait être une méthode simple d'estimation de l'activité des microorganismes. Cette expérimentation permettrait de calculer la participation réelle des invertébrés à ces processus de dégradation.

Un échantillonnage des invertébrés du lit du ruisseau, sur chaque station, à l'aide d'un filet surber, permettrait de connaître la partie de la communauté invertébrée colonisant les sacs et ainsi connaître la représentativité de ces échantillons vis-à-vis de la faune totale.

Divers paramètres du schéma synthétique (Fig 43) sont à explorer afin de préciser les modifications de fonctionnement entraîné par le décolmatage du lit des cours d'eau. Ces paramètres concernent en grande partie les modifications granulométriques et donc hydrologiques du lit du cours d'eau. L'étude de l'activité et de la diversité microbienne représente également un champ exploratoire privilégié permettant d'expliquer les processus de nitrification et de dénitrification.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (Association Française de Normalisation), 1992.** Détermination de l'indice normale globalisé (IBGN). Norme NF T 90-350. Paris.
- Baldy V., Chauvet E., et Gessner M.O., 1995.** Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. *Oikos* 74: 93-102.
- Boulton A.J., Scarsbrook M.R., Quinn J.M., et Burrell G.P., 1997.** Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton. *New Zealand. New. Zeal. J. Mar. Fresh.* 31: 609-622.
- Claret C., Marmonier P., Dole-Olivier M.J., et Castella E., 1999.** Effects of management works on the interstitial fauna of food-palatable aquatic systems (River Rhône, France). *Biodiv. Conserv.* 8: 1179-1204.
- Cummins J.R., 1973.** Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18 : 183-206.
- Cummins J.R., Wilzbach M.A., Gates D.M., Perry J.B., Taliaferro W.B., 1989.** Shredders and riparian vegetation. *Bioscience* 39: 24-30.
- Dahm C.N., Grimm N.B., Marmonier P., Valett M.H., Vervier P., 1998.** Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biol.* 40: 427-451.
- Dangles O., 2002.** Functional plasticity of benthic macroinvertebrates : implication for trophic dynamics in acid streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1563-1573.
- Dangles O. et Malmqvist B., 2004.** Species richness-decomposition relationships depend on species dominance. *Ecol. Lett.* 7: 395-402.
- Duff J.H., et Triska F.J., 1990.** Denitrification in sediments from the hyporheic zone adjacent to a small forested stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1140-1147.
- Eggert S.L. et Wallace J.B., 2003.** Litter breakdown and invertebrate detritivores in a resource-depleted Appalachian stream. *Arch. Hydrobiol.* 156: 315-338.
- Fisher S.G., et Likens G.E., 1973.** Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.* 43 : 421-439.
- Friber N. et Jacobsen D., 1994.** Feeding plasticity of two detritivore-shredders. *Freshwater Biol.* 32: 133-142.
- Graça M.A.S., 2001.** The role of invertebrate on leaf litter decomposition in streams – a review. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86 : 383-393.
- Gessner M.O., Chauvet E., et Dobson M., 1999.** A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377-384.
- Gessner M.O. et Chauvet E., 2002.** A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 1 : 498-510.

- Gomi T., Sidle R.C. et Richardson J.S., 2002.** Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *Bioscience* 52: 905-916.
- Hall R.O., Wallace J.B., et Eggert S.L., 2000.** Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. *Ecology* 81: 3445-3463.
- Harding J.S., Benfield E.F., Boldstad P.V., Helfman G.S., et Jones E.B.D., 1998.** Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95 : 14843-14847.
- Heiber M. et Gessner M.O., 2002.** Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83: 1026-1038.
- Langevin C., Minoux L., L'Homer A., Lautridou J.-P., Dassibat C., Verron G., 1984.**
Notice explicative de la carte géologique d'évranche à 1/50 000. *BRGM*. 34p.
- Lowe W., Likens G.E., 2005.** Moving headwater streams to the head of the class. *Bioscience* 55: 196-197.
- Malmqvist, B. et Rundle, S.D., 2002.** Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29 : 134-153.
- Meyer J.L., Kaplan L.A., Newbold J.D., Strayer D.L., Woltemade C.J., Zelder J.B., Beilfuss R., Carpenter Q., Semlitsch R., Watzin M.C. et Zelder P.H., 2003.** *Where rivers are born: The scientific imperative for defending small streams and wetlands*. Washington DC: American Rivers, Sierra Club.
<http://www.americanrivers.org/site/DocServer/whereriversareborn1.pdf>
- Nykvist N., 1962.** Leaching and decomposition of litter. V. Experiments on leaf litter of *Aulus glutinosa*, *Fagus silvatica* and *Quercus robur*. *Oikos*. 13: 232-248.
- Pellerin J., Van Vliet-Lanoe B., 1998.** Le Bassin du Coët-Dan au coeur du Massif Armoricaïn : 2 analyses cartographiques de la région de Naizin. In Cheverry C., *Agriculture Intensive et qualité des eaux*, Paris, Inra éditions. 17-24.
- Petersen R.C. et Cummins K.W., 1974.** Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biol.* 4: 343-368.
- Polis G.A., Anderson W.B., et Holt R.D., 1997.** Toward an integration of landscape and food web ecology : the dynamics of spatially subsidized food webs. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28 : 289-316.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P., 2000.** Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS éditions.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins, J.R., Sedell J.R., et Cushing C.E., 1980.** The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37 : 130-137.
- Viaud V., 2004.** Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. PhD thesis. INRA, Agrocampus Rennes.

- Wallace J.B., Eggert S.L., Meyer J.L., Webster J.R., 1997.** Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial inputs. *Science* 277: 102-104.
- Webster J.R. et Benfield E.F., 1986.** Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17 : 567-594.
- Wright J.G., MOSS D., Armitage P.D., et Furse M.T., 1984.** A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biol.* 14: 221-256.
- Wood P.J., et Armitage P.D., 1997.** Biological effects of fine sediments in the lotic environment. *Environ. Managem.* 21 : 203-217.

ANNEXE 1

Tableau 1 : Liste utilisée pour classer les individus déchiqueteurs :

Ordre	Famille	Genre ou tribue	Ordre	Famille	Genre ou tribue
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	paraleptophlebia			Apatania
		Habrophlebia			Chaeopteryx
		Habroleptoides			Glyphotaelus
PLECOPTERA	Capnidae	Capnia			Ironoquia dubia
		Capnioneura			Limnephilus
		Capnopsis			Melamophylax
	Leuctridae	Euleuctra			Mesophylax
		Leuctra			Microptema
		Pachyleuctra			Nemotaulius
	Nemouridae	Amphinemura			Halesus
		Nemoura			Hydatophylax
		Nemurella			Parachiona
		Protonemura			Phacopteryx
	Taeniopterygiidae	Taeniopteryx			Potamophylax
		Brachyptera		Odontoceridae	Oligostomis
TRICHOPTERA	Beraeidae	Beraea			Hagenella
	Brachycentridae	Micrasema		Sericostomatidae	Notibodia
	Calamoceratidae	Calamoceras			Oecismus monedula
	Lepidostomatidae	Crunoecia			Sericostoma
		Lepidostoma	DIPTERIDAE	Chironomidae	Brilla
		Lasiocephala		Tipulidae	Tipula
	Leptoceridae	Adicella	COLEOPTERA	Haliplidae	
		Athripsodes		Scirtidae	Elodes
		Mystacides			Cyphon
		Oecetis	ISOPODIA		Asellus
	Limnephilidae	Acrophylax			Proasellus
		Allogamus	AMPHIPODIA		Gammarus
		Anabolia			Echinogammarus

ANNEXE 2

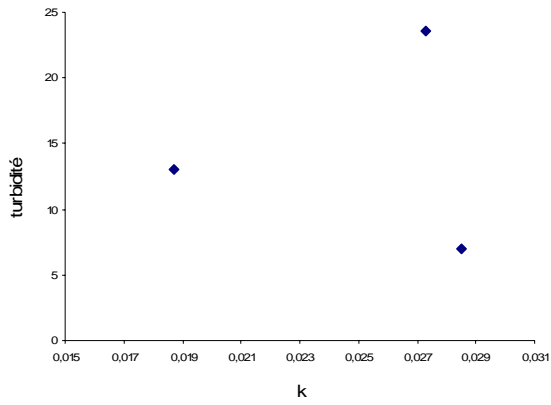


Figure 35 : Turbidité en fonction de k pour les trois ruisseaux.

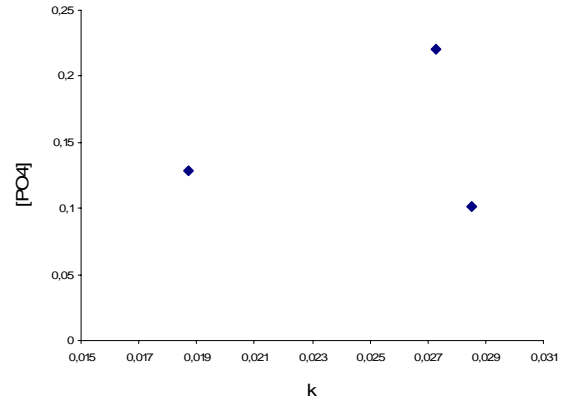


Figure 36 : concentration moyenne en phosphate en fonction de k pour les trois ruisseaux.

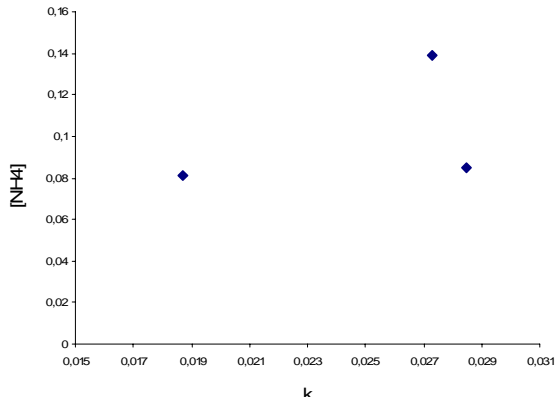


Figure 37 : concentration moyenne en ammonium en fonction de k pour les trois ruisseaux.

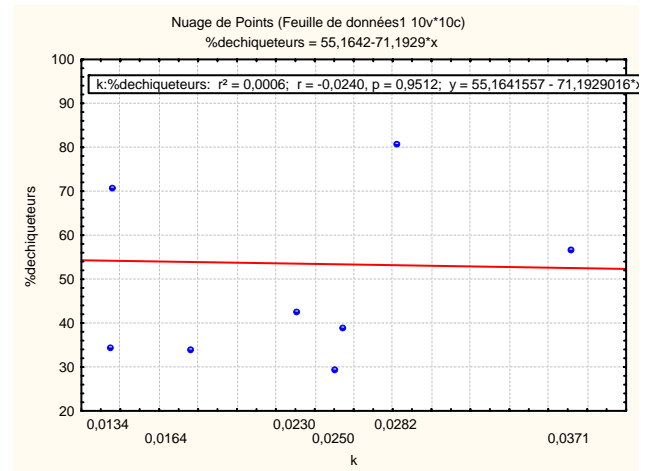


Figure 38 : % déchetiers en fonction de k pour les trois ruisseaux.

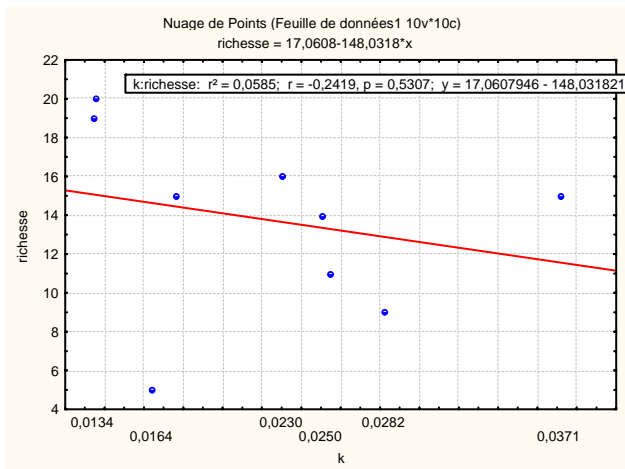


Figure 39 : Richesse taxonomique en fonction de K pour les trois ruisseaux.

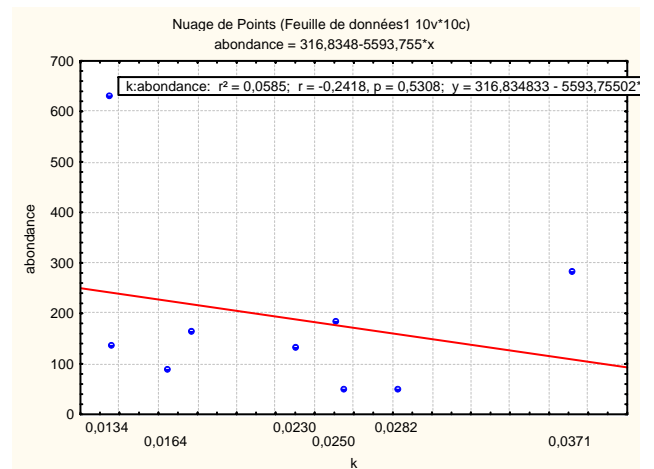


Figure 40 : Abondance en fonction de K pour les trois ruisseaux.

ANNEXE 3

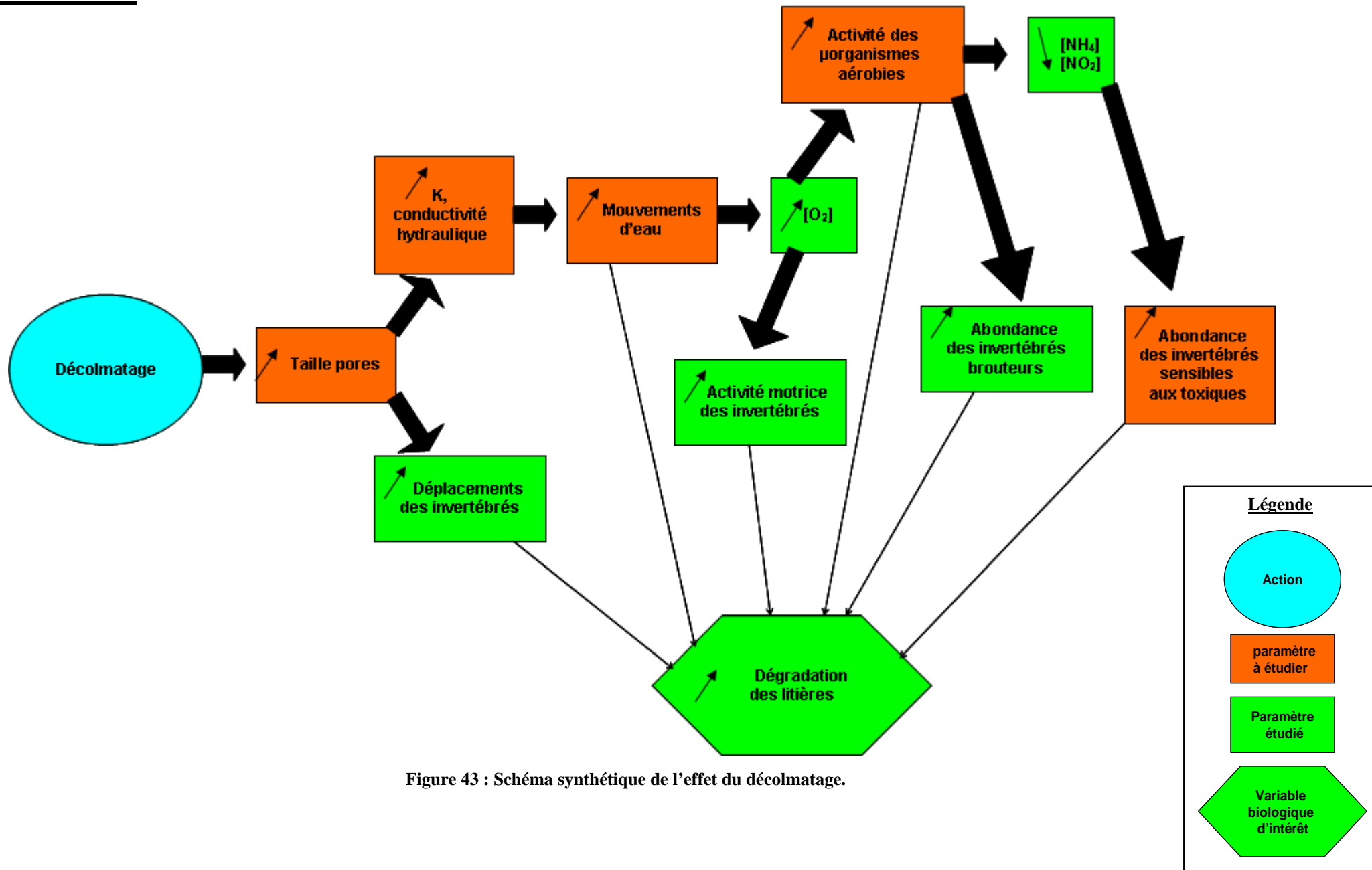


Figure 43 : Schéma synthétique de l'effet du décolmatage.

RESUME :

Les perturbations anthropiques peuvent modifier les paramètres physicochimiques des cours d'eau. Ces paramètres sont des facteurs essentiels du control de la vitesse de décomposition des litières. Or ce processus est la base du fonctionnement écologique des cours d'eau. La vitesse de décomposition des litières peut donc être utilisé comme indicateur fonctionnel des cours d'eau, avec néanmoins une précision relativement faible. L'une des conséquences de l'activité agricole est le colmatage du lit des ruisseaux. Ce phénomène provoque la diminution des concentrations en oxygène et ainsi la diminution des processus de nitrification. Il en résulte un accroissement de la production de composés toxiques pour la faune et la flore benthique. Les travaux de décolmatage réalisés entraînent l'augmentation des concentrations en oxygène et la diminution des concentrations en ammonium et en nitrites. De plus, le décolmatage permet une décomposition des litières plus rapide, et une augmentation des abondance, richesse et abondance relatives de déchiquteurs des peuplements invertébrés.

Mots-clés : Décomposition des litières – Indicateur fonctionnel – Invertébrés aquatiques – Invertébrés déchiquteurs – Qualité d'eau – fonctionnement des écosystèmes.
