



Bio-évaluation de la qualité de l'eau: établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié, basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse

Aude Beauger

► To cite this version:

Aude Beauger. Bio-évaluation de la qualité de l'eau: établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié, basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse. Biodiversité et Ecologie. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II; Université d'Auvergne - Clermont-Ferrand I, 2008. Français. NNT : 2008CLF21860 . tel-00730658

HAL Id: tel-00730658

<https://theses.hal.science/tel-00730658>

Submitted on 10 Sep 2012

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.

**Ecole Doctorale
des Sciences de la Vie et de la Santé
N° d'ordre 485**

Thèse

Présentée à l'Université Blaise Pascal
pour l'obtention du grade de

DOCTEUR D'UNIVERSITE
- Spécialité : Ecologie -

Soutenue le 30 septembre 2008

AUDE BEAUGER

**Bio-évaluation de la qualité de l'eau :
établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié,
basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques
sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse.**

Composition du jury

M Christian Amblard
Mme Nicole Lair
M Jean-Luc Peiry
M Jean-François Perrin
M Emmanuel Castella
M Hervé Piégay

Directeur de Recherche CNRS, Université Clermont Ferrand II
Professeur émérite, Université Clermont Ferrand II
Professeur, Université Clermont Ferrand II
Docteur, DDAF Rhône
Maître d'enseignement et de recherche, Université de Genève
Directeur de Recherche CNRS, Université Lyon III

Président
Directeur de thèse
Directeur de thèse
Examineur
Rapporteur
Rapporteur

**Bio-évaluation de la qualité de l'eau:
établissement d'un protocole d'échantillonnage
simplifié, basé sur la collecte des macroinvertébrés
benthiques sur les seuils des rivières à charge de fond
graveleuse.**

**Ecole Doctorale
des Sciences de la Vie et de la Santé
N° d'ordre 485**

Thèse

Présentée à l'Université Blaise Pascal
pour l'obtention du grade de

DOCTEUR D'UNIVERSITE
- Spécialité : Ecologie -

Soutenue le 30 septembre 2008

AUDE BEAUGER

**Bio-évaluation de la qualité de l'eau :
établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié,
basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques
sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse.**

Composition du jury

M Christian Amblard
Mme Nicole Lair
M Jean-Luc Peiry
M Jean-François Perrin
M Emmanuel Castella
M Hervé Piégay

Directeur de Recherche CNRS, Université Clermont Ferrand II
Professeur émérite, Université Clermont Ferrand II
Professeur, Université Clermont Ferrand II
Docteur, DDAF Rhône
Maître d'enseignement et de recherche, Université de Genève
Directeur de Recherche CNRS, Université Lyon III

Président
Directeur de thèse
Directeur de thèse
Examineur
Rapporteur
Rapporteur



« Eau, tu n'as ni goût, ni couleur, ni arôme, on ne peut pas te définir, on te goûte, sans te connaître. Tu n'es pas nécessaire à la vie, tu es la vie. »

(St Exupéry, *Terre des Hommes*, 1939)

« Hildrew et Giller (1994) soulignent fort bien la difficulté d'étude de l'habitat : un écologiste aquatique doit comprendre un environnement physique complexe mais peut-être une série de réponses biologiques encore plus complexes, mais son raisonnement écologique sophistiqué s'accompagne trop souvent d'une vue par trop naïve de la physique d'une rivière. A l'inverse l'hydrologue ou le géomorphologue tendent vers une très bonne compréhension de la dynamique fluviale, tout en ayant une vue simpliste de son écologie.

Joli programme pluridisciplinaire...»

(Souchon, *L'habitat des cours d'eau dans tous ses états*, 2002)



REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans avoir été accueillie dans un laboratoire interdisciplinaire, en contact avec le monde des gestionnaires (Asconit Centre France), des industries de l'énergie (Electricité de France) et celui des législateurs (Comité National de l'Eau) et sans l'aide très précieuse de nombreuses personnes. Je dois un grand merci à Mme Le Pr Marie-Françoise André pour son accueil dans son laboratoire durant toutes ces années, laboratoire dans lequel elle a su insuffler l'envie de travailler avec rigueur et dans la convivialité.

Je suis très honorée que le Dr. Emmanuel Castella de l'Université de Genève et le Dr. Hervé Piegay de l'Université de Lyon aient accepté de juger ce travail avant la soutenance.

Je dois un grand merci à :

Mme le Pr Nicole Lair pour avoir accepté de diriger ma thèse. Mme Lair a su avoir la patience de me guider durant ces années, de me faire bénéficier de ses enseignements, de sa rigueur et de son esprit critique ;

M. le Pr Jean-Luc Peiry pour avoir lui aussi, accepté de diriger ma thèse en me guidant dans les méandres de la géomorphologie et en me permettant « de voir les choses par le grand bout de la lorgnette » ;

M. le Dr. Emmanuel Castella qui m'a permis d'avoir un regard critique sur le manuscrit afin de rendre ce dernier plus robuste et plus homogène d'un point de vue statistique et qui m'a aidé à l'interprétation des analyses ;

M. le Dr Jean-François Perrin, spécialiste du monde hypogée, pour son intérêt à ce travail complémentaire du sien ;

Mr le Dr Christian Amblard qui, en tant que correspondant universitaire a suivi avec attention l'avancement de ces travaux ;

Mme le Dr Patricia Reyes-Marchant, pour son aide et ses conseils sur le terrain et surtout pour son écoute et ses encouragements ;

M. le Dr Henri Tachet pour tous ses conseils fort judicieux, sa disponibilité et ses « coups de pouce » pour la détermination des Trichoptères.

Merci à l'ensemble des membres de GEOLAB (Géodynamique des Milieux Naturels et Anthropisés) qui m'ont aussi aidée sur le terrain, et avec qui j'ai partagé de nombreuses discussions passionnées. Merci à tout ceux qui m'ont aidée pour le tri des nombreux échantillons (Christelle, Juliette, Laure) et à toutes les personnes qui de près ou de loin m'ont apporté leur soutien, en particulier Ghislain.

Je terminerai ces remerciements par une pensée pour toutes les personnes qui me sont chères et qui m'ont soutenue, avec une attention particulière pour ma mère, pour son indéfectible confiance en moi et ses encouragements durant ces années de labeur. Un clin d'œil à mon tandem de « Ma Dalton » pour leur aide et pour leur soutien.

RESUME

L'objectif de ce travail, alliant les unités spatiales des géomorphologues à celles des hydrobiologistes, est de mettre en place un protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques s'étendant du rhithron à l'épipotamon de la plupart des cours d'eau du monde. Ce protocole a été désigné selon la terminologie anglaise utilisée dans les publications par le sigle MMS-GUR (« Macroinvertebrates living in the Mineral Substrates of the Geomorphological Unit Riffle »). Le site atelier Allier et un linéaire de la Loire amont ont été choisis comme terrains d'étude. Ces rivières à charge de fond graveleuse présentent un profil en long à successions d'unités géomorphologiques (UG) seuils et mouilles. Basées sur ces unités de grande amplitude, quatre étapes ont été mises en œuvre de manière à : 1) choisir l'UG la plus représentative pour bio-évaluer la qualité d'une eau. 2) Vérifier la réponse du peuplement macrobenthique à des conditions naturelle et impactée. 3) Déterminer l'effort d'échantillonnage nécessaire. 4) Appliquer pour vérification, le protocole sur un linéaire de cours d'eau.

Les plus fortes richesses taxonomiques en macroinvertébrés ainsi que leurs densités ont été obtenues dans les biotopes plat, radier et rapide des UG seuil et mouille. Des taxons polluo-sensibles tels que *Perla*, *Leuctra* sp., *Chimarra marginata*, etc. ont principalement été collectés dans ces trois biotopes. Les biotopes plats et radiers, communs aux deux UG, abritent des communautés similaires, ce qui autorise à échantillonner une UG ou l'autre, sans fausser la bio-évaluation. Les taxons polluo-sensibles étant plus nombreux sur les UG seuils, cette géoforme a été retenue comme unité de base d'échantillonnage. Sur ces UG seuils, les habitats présentant des vitesses d'écoulement de 30 à 120 cm.s⁻¹, des profondeurs de 16 à 50 cm et des substrats grossiers (> 64 mm) sont les plus biogènes (fortes richesses taxonomiques et nombre significatif de taxons polluo-sensibles).

L'analyse de la macrofaune collectée sur les trois seuils successifs d'un tronçon ayant subi une rupture du transport solide par charriage a montré que les macroinvertébrés benthiques étaient sensibles à cette perturbation ; l'influence sur les organismes est d'ordre physique (modification géomorphologique des habitats et / ou changement de la composition de l'eau). La comparaison de trois seuils successifs (en condition non perturbée) a montré qu'il suffit d'échantillonner les substrats minéraux d'un seul seuil pour obtenir des résultats statistiquement significatifs. Cependant lors du choix du seuil, il est nécessaire de vérifier s'il existe des perturbations, y compris durant les suivis à long terme.

La stabilisation de la richesse totale ayant été obtenue à partir de 13 échantillons, le protocole ainsi finalisé a été comparé avec une méthode d'échantillonnage multi-substrats. Les résultats obtenus montrent l'efficacité du protocole MMS-GUR, les substrats minéraux à eux seuls contenant davantage de taxons polluo-sensibles que les multi-substrats réunis. Privilégier les substrats minéraux permet alors d'obtenir des résultats comparables de site en site et de rivière en rivière. Les taxons ainsi collectés en différentes stations réparties de l'épirhithron à l'épipotamon sont en adéquation avec l'évolution naturelle de la distribution des organismes, ainsi qu'avec l'accroissement de la pression anthropique le long de ce *continuum* fluvial. En outre, sur le secteur étudié, les Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères ont permis à eux seuls une bio-évaluation satisfaisante de la qualité de l'eau, autorisant à limiter l'analyse à ces 3 Ordres.

Un tel protocole d'échantillonnage présente les avantages suivants : 1) sur le terrain il est facile de repérer les seuils et ils sont plus accessibles que les autres géoformes. 2) Par rapport aux méthodes classiques, retenir le seuil comme unité de base d'échantillonnage permet d'avoir une aire d'échantillonnage réduite. 3) Un filet de surface de base connue (type Surber) permet d'échantillonner des surfaces identiques. 4) Cette méthode de bioévaluation est applicable depuis la source jusqu'à la disparition des seuils. 5) Que ce soit sur le terrain (aire d'échantillonnage limitée) ou en laboratoire (détermination au genre mais réduction possible aux EPT) le gain de temps se répercute sur le coût. 6) Dès lors il devient possible de comparer un ensemble de rivières, dans des conditions analogues (environnement physique, nombre d'échantillons et niveau de détermination définis dans le protocole).

ABSTRACT

The aim of this study, linking the spatial units of the geomorphologist to the one of the hydrobiologist, was to elaborate a new sampling protocol of the macroinvertebrates from the rhithron to the epipotamon of the majority of streams. The sampling protocol was designated as in the published articles by the acronym MMS-GUR (« Macroinvertebrates living in the Mineral Substrates of the Geomorphological Unit Riffle »). The study site Allier River and the longitudinal reach Loire were retained as study fields. These streams, characterized by coarse bedload, showed a longitudinal profile with successions of geomorphological units (GU) riffles and pools. Related to these GUs, 4 stages were done in order to: 1) choose the more representative GU for the bio-assessment of the water quality. 2) Check the macroinvertebrate community response to natural and impacted conditions. 3) Determination of the sampling effort. 4) Apply for checks the protocol on a longitudinal reach.

The highest taxa richness and the highest density were observed in the biotopes run, riffle and boil of the GUs riffle and pool. The pollution-sensitive taxa as *Perla*, *Leuctra* sp., *Chimarra marginata*, etc. were mainly sampled on these three biotopes. The biotopes run and riffle, that are common the two GUs, sheltered similar macroinvertebrate community allowing sampling one GU or the other without impacts on the bioassessment results. The pollution-sensitive taxa being numerous on the GU riffle, this GU was retained as sampling unit. Moreover, in the GU riffle, the habitats characterized by a water velocity between 30 and 120 cm.s⁻¹, a depth between 16 and 50 cm and coarse substrates (>64 mm) were considered as favourable habitats for the sampling (highest richness and significant number of pollution-sensitive taxa).

The analysis of the macrofauna collected on the mineral substrates of three successive riffles belonging to a section characterized by a geomorphological disturbance (interruption of the bedload transport) had revealed that the benthic macrofauna was sensitive to physical impact; the influence on organisms was physical (geomorphological modification of the habitats and / or change in water composition). The comparison of three successive riffles (in sections without impact) showed that sampling the mineral substrates of only one riffle allowed obtaining statistical significant results. However, to choose a riffle it is necessary to verify if there is a disturbance, including during the long-term study.

The stabilization of the total taxa richness being obtained with 13 samples, the finalized protocol was compared with a multi-substrates method. The results obtained showed the efficiency of the protocol MMS-GUR; the mineral substrates sheltered more pollution-sensitive taxa than the various substrates of a site. Favouring mineral substrates allowed having comparable results from site to site and from river to river. The taxa collected on different sites from epirhithron to epipotamon were in agreement with the natural evolution of the organisms and the increase of the human impact along the *continuum*. This study also confirmed the efficiency of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera for the bio-assessment, inferring the possibility of reducing the analysis to these Orders.

The advantages of this sampling protocol were represented by: 1) *in-situ* it is easy to locate the riffle and this unit is easier to access than other GUs. 2) In comparison with classical methods, choose

the riffle as sampling unit allows reducing the sampling area. 3) The use of Surber net (sampling surface known) allows sampling similar surface areas. 4) The application of this sampling protocol is possible from the source to the disappearance of the GU riffle. 5) The saving of time *in-situ* (sampling area limited) or in laboratory (genus determination but possibility to reduce to EPT) is reflected on the cost. 6) Then, it is possible to compare rivers in similar conditions (physical environment, number of samples and determination level specified in the protocol).

SOMMAIRE

Introduction	3
Chapitre 1 : Contexte théorique, problématique et objectifs	7
Chapitre 2 : Matériel et méthodes	33
Chapitre 3 : Relations entre unités morphologiques, biotopes et macroinvertébrés	55
Chapitre 4 : Le choix d'un seuil permet-il une bonne évaluation du peuplement macro-benthique ?	77
Chapitre 5 : Détermination de l'effort d'échantillonnage	93
Chapitre 6 : Discussion générale et conclusion	121
Table des matières	151
Annexes	
Lexique	

Introduction

Aussi loin que remonte la mémoire des hommes, l'eau a toujours été au cœur des préoccupations. Au Moyen Age, l'eau tombée du ciel et celle des sources étaient réputées meilleures que celle des rivières, des puits et des marais... En l'absence de critères scientifiques, sa qualité était appréciée au moyen de critères simples, et connaissant son origine, une simple estimation visuelle de la couleur de l'eau suffisait pour la déclarer potable (cf. Esquieu, 2001). A l'époque de la révolution scientifique, les premières études ont été orientées sur la santé des hommes. Avec le développement de la biologie des pêches, les ichthyologues se sont intéressés aux poissons en tant que ressource alimentaire, tandis que séparément les hydrobiologistes se souciaient du monde des végétaux et de celui des invertébrés. Avec la sensibilisation aux pollutions, les chimistes se sont préoccupés des apports et les géographes ont attiré l'attention sur le fonctionnement physique de cours d'eau de plus en plus sollicités par une grande diversité d'aménagements. C'est ainsi qu'au cours des décennies, dans chacune de ces disciplines, les scientifiques ont mis progressivement en place les outils permettant de connaître voire de maîtriser cet élément liquide indispensable à la vie (Karr & Chu, 2000).

En hydrobiologie, les premières analyses destinées à estimer la qualité des eaux continentales remontent au début du 20^{ème} siècle avec le « Saprobiensystem » (Kolkwitz & Marsson, 1902 ; 1909). A cette époque, les connaissances sur l'écologie des macroinvertébrés benthiques avaient permis de mettre en évidence la sensibilité de certains groupes faunistiques à la pollution, ce qui conduisit plus tard à l'établissement du Trent Biotic Index (Woodiwiss, 1960). Ces protocoles ont été créés dans un contexte d'industrialisation intense de l'Europe, alors que les rejets passaient directement dans les rivières, et pratiquement sans contrôle.

En France, dès 1964, la prise de conscience de la demande en eau et des pollutions qui risquaient de poser des problèmes irrémediables conduisit à la création d'organismes gestionnaires appartenant à l'Etat, ce qui accéléra la promulgation de lois (Loi n°64-1245). Parallèlement les recherches scientifiques dans le domaine de l'eau et de la bio-évaluation aboutissaient à la création de méthodes standardisées, tel l'Indice Biotique (Tuffery et Verneaux, 1967) basé sur les macroinvertébrés benthiques. A partir des années 1980, les gestionnaires de l'eau ont eu à cœur de surveiller la qualité des eaux territoriales, ce qui les a conduits à imposer la règle du pollueur-payeur (Bennett, 2002) et de réaliser de grands travaux d'aménagement (assainissement, épuration...). Les méthodes mises en place dans les années 60 ont été améliorées, puis normalisées {Indice Biologique Global Normalisé, NF T90-350, AFNor (1992)}. D'autres indicateurs biologiques tels que les diatomées ont été intégrés {Indice Biologique Diatomique, NF T 90-354, AFNor (2000)}. A l'heure actuelle, outre les rejets ponctuels, plus facilement maîtrisables (l'obligation d'épuration individuelle date de décembre 2006),

l'agriculture intensive pose encore des problèmes liés à l'emploi d'engrais chimiques (qui conduisent à l'eutrophisation culturelle de nos rivières) et de pesticides.

A l'aube du XXI^e siècle, avec le problème de la pollution transfrontière, l'Europe a été placée au cœur du problème et, soucieuse d'obtenir une rapide amélioration de la qualité de l'eau, a décidé que, dans chaque Etat membre, le bon état écologique des rivières devait être atteint à l'horizon 2015 (MEDD 2004, 2005). C'est ainsi que la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE-2000/60/CE) a été adoptée. Actuellement, il s'agit non seulement d'évaluer le degré de pollution mais de définir l'état écologique des milieux par rapport à un référentiel (se rapprochant de l'état initial), ce qui implique de définir une typologie des rivières basée sur des « conditions de référence », l'état écologique (ou degré d'altération) des sites étant mesurable par l'écart à la référence. Pour cela, les méthodes existantes doivent être adaptées aux exigences de la DCE, c'est ainsi que de nouveaux indices biologiques plus fonctionnels et répondant à divers types d'impacts (pollution organique, impact des barrages, impact et suivi de l'exploitation des gravières anciennes ou actuelles, etc.) doivent être établis (Pollard & Huxman, 1998 ; Karr, 1999 ; Wasson, 2001 ; Souchon *et al.*, 2002 ; Logan & Furse, 2002; Buffagni *et al.*, 2004 ; Irvine, 2004). Le récent système-expert (Usseglio-Polatera, 2003) et l'Indice Poisson en Rivière (IPR NF EN 14011, AFNor, 2004b) en sont une illustration.

Cependant, comme l'ont souligné Vugteveen *et al.* (2006), pour que la qualité de l'eau entre pays européens soit évaluée de manière cohérente et dans le sens du développement durable, il est nécessaire de disposer de méthodes comparables, ce qui est loin d'être le cas. En effet, comme nous le verrons, les méthodes de bio-évaluation destinées à connaître la qualité de l'eau des rivières sont très disparates. En outre, pour qu'une méthode permette d'intégrer le maximum d'impacts mis en exergue par la DCE, l'heure n'est plus au cloisonnement des disciplines mais à l'interdisciplinarité. Dès lors, il convient de prendre en compte les interactions « milieu naturel / homme / territoires » dans lesquelles l'historique des bassins versants permet de mieux cerner le fonctionnement et le devenir des systèmes écologiques.

Dans ce contexte, partant de la macrofaune benthique, bio-indicateur couramment utilisé dans divers pays, le but de ce travail a été de rechercher une unité physique commune aux rivières et d'établir un protocole d'échantillonnage qui y soit applicable. En ce sens, nous avons choisi des géoformes communes aux rivières de la zone tempérée nord, faciles à repérer sur le terrain, se répétant systématiquement de place en place et dans lesquelles des organismes indicateurs tels que les macroinvertébrés, puissent être recueillis dans des conditions analogues. En hydromorphologie fluviale, en partant de la zone du rhithron (voire du crénon), les unités spatiales présentes le long du

continuum sont composées de successions de seuils et de mouilles qui se retrouvent jusqu'au potamon (Petts & Amoros, 1996 ; Piégay & Peiry, 1997 ; Bravard *et al.*, 1999 ; Steiger *et al.*, 2005). Ces unités géomorphologiques sont elles-mêmes formées de différents biotopes qui abritent la macrofaune indicatrice de qualité, étudiée par les hydrobiologistes (Petts *et al.*, 1992 ; Buffagni *et al.*, 1995 ; Statzner *et al.*, 1997 ; Rempel *et al.*, 2000 ; Sanderson *et al.*, 2005).

Une fois ces géoformes repérées *in-situ*, pour mettre en place une nouvelle méthodologie, il convenait de définir l'amplitude de la zone à étudier. En effet, certains auteurs analysent de larges étendues géographiques (Compin & Céréghino, 2003), alors que d'autres privilégient une analyse fine dans des secteurs plus limités (Boyero, 2003). Dans la mesure où l'établissement d'un protocole d'échantillonnage précis passe nécessairement par des étapes analytiques fines et répétitives, c'est la deuxième approche que nous avons choisie pour débiter ce travail. Pour cela, deux rivières ont été retenues : la Loire dans sa partie amont et son affluent principal l'Allier ; les deux cours d'eau appartiennent à l'écorégion Massif central. Partant de ce terrain d'étude, dans le cadre de la bioévaluation de la qualité de l'eau, nous avons cherché à démontrer 1) s'il est possible d'obtenir une bonne représentativité de la macrofaune benthique (avec une attention particulière pour les Ordres polluo-sensibles), en réduisant sa collecte à une géoforme présente sur tout le linéaire du cours d'eau, facile d'accès et caractérisée par des biotopes peu profonds (ce sera le seuil), 2) quel effort d'échantillonnage est nécessaire et suffisant pour obtenir une macrofaune représentative, 3) une fois ce protocole mis en place, de savoir s'il était applicable à une zone de plus grande étendue. Pour cela, nous avons étudié un linéaire de la Loire, s'étendant sur 150 km de l'épirhithron à l'épipotamon de manière à en mesurer la robustesse.

Le manuscrit que nous proposons s'organise de la façon suivante :

- Le chapitre 1 présente une synthèse des connaissances sur les géoformes, biotopes et habitats en tant que terrain d'échantillonnage de la macrofaune benthique. Il reprend les principales méthodes de bioévaluation de la qualité de l'eau utilisées dans le monde. Il permet de présenter la problématique de cette thèse.
- Le chapitre 2 décrit les terrains d'étude et les méthodes mises en oeuvre ;
- Les chapitres 3, 4 & 5 exposent les résultats obtenus de l'échelle locale à celle du linéaire choisi dans l'hydrosystème ligérien ;
- Le chapitre 6 permet de discuter l'ensemble des résultats obtenus.



La Directive Cadre Européenne, imposant dans les différents Etats de l'Union d'atteindre le bon état écologique à l'horizon 2015, nous a conduit à rechercher un protocole d'échantillonnage en adéquation avec une nécessaire interdisciplinarité (Harper *et al.*, 1995 ; Maddock, 1999 ; Karr, 1999 ; Norris & Thoms, 1999 ; Fairweather, 1999 ; Petts, 2000 ; Wasson, 2001). Notre but étant de combiner un milieu physique récepteur (qui soit à la fois représentatif et pérenne) aux composantes biologiques, nous avons cherché à associer les constantes structurales (géofomes) des géomorphologues aux espèces indicatrices des hydrobiologistes, qui peuplent les divers biotopes et habitats.

I. Unités spatiales et hétérogénéité faunistique

Il est apparu que la meilleure façon d'étudier un milieu aquatique fluvial consistait à travailler sur un emboîtement d'échelles (Amoros & Petts, 1993), à la fois *sensu* géofomes (échelle large) et *sensu* biotopes (échelle plus étroite où se situent les habitats). En effet, le géomorphologue travaille à l'échelle des géofomes (marches, seuils, mouilles...) alors que l'hydrobiologiste se focalise sur les

habitats (minéraux, végétaux en tant que support/refuge de la vie aquatique). Nous nous sommes ainsi proposée d'exploiter les connaissances issues de ces deux disciplines, ce qui impose de maîtriser conjointement la question des formes fluviales, de leur distribution et de leur devenir, et la question des biotopes (*sensu* biotope/biocénose) qui se situent à une échelle plus petite dans l'assemblage des géoformes.

A. Les composantes physiques fluviales vues par le géomorphologue et l'hydrobiologiste

Face au chenal d'un cours d'eau, ce que nous observons en premier, ce sont les formes fluviales de grande taille déterminées par les géomorphologues. Ces géoformes, encore appelées **unités géomorphologiques**, sont en fait des « irrégularités de grande amplitude dans le profil en long » (Church, 1996 ; Petts & Amoros, 1996 ; Rosgen, 1996 ; Emery *et al.*, 2003 ; Degoutte, 2006). Ces unités géomorphologiques qui sont fonction de la pente du lit du cours d'eau, changent de nature le long du *continuum* fluvial (Vannote *et al.*, 1980), (Fig. 1).

En amont dans la zone du kryon et du crénon qui correspond aux parties montagneuses des bassins versants, les cours d'eau sont souvent encaissés dans des vallées profondes ; ils sont caractérisés par de fortes pentes, un important transport des sédiments et la quasi-absence de zones de stockage de la charge alluvionnaire. Dans ces zones, nous observons des unités géomorphologiques « torrentielles » et « cascadantes » de type **marche – trou d'eau** (« step » - « pool ») (Fig. 2). La marche est formée de blocs hétérométriques agencés par l'hydraulique et disposés en travers du lit de la rivière ; le trou d'eau est une zone de surcreusement entre deux marches dont la longueur varie entre 1 et 4 fois la largeur du lit. Les marches étant composées de sédiments de grandes dimensions, seuls des épisodes de fortes crues entraînent une destruction et une transformation de ces unités (Montgomery & Buffington, 1997 ; Lenzi, 2001).

Dans les parties intermédiaires du continuum pouvant s'étendre de l'épirhithron (et parfois de l'hypocrénon) à l'épipotamon, les rivières rectilignes ou à méandres, caractéristiques des vallées étroites à larges, sont de pente plus faible et présentent un chenal alluvial (Richards, 1976 ; Cosandey *et al.*, 2003). La caractéristique commune à ces cours d'eau est leur profil en long sinusoïdal, avec alternance de zones profondes et de zones peu profondes de type seuil - mouille (« riffle » - « pool »).

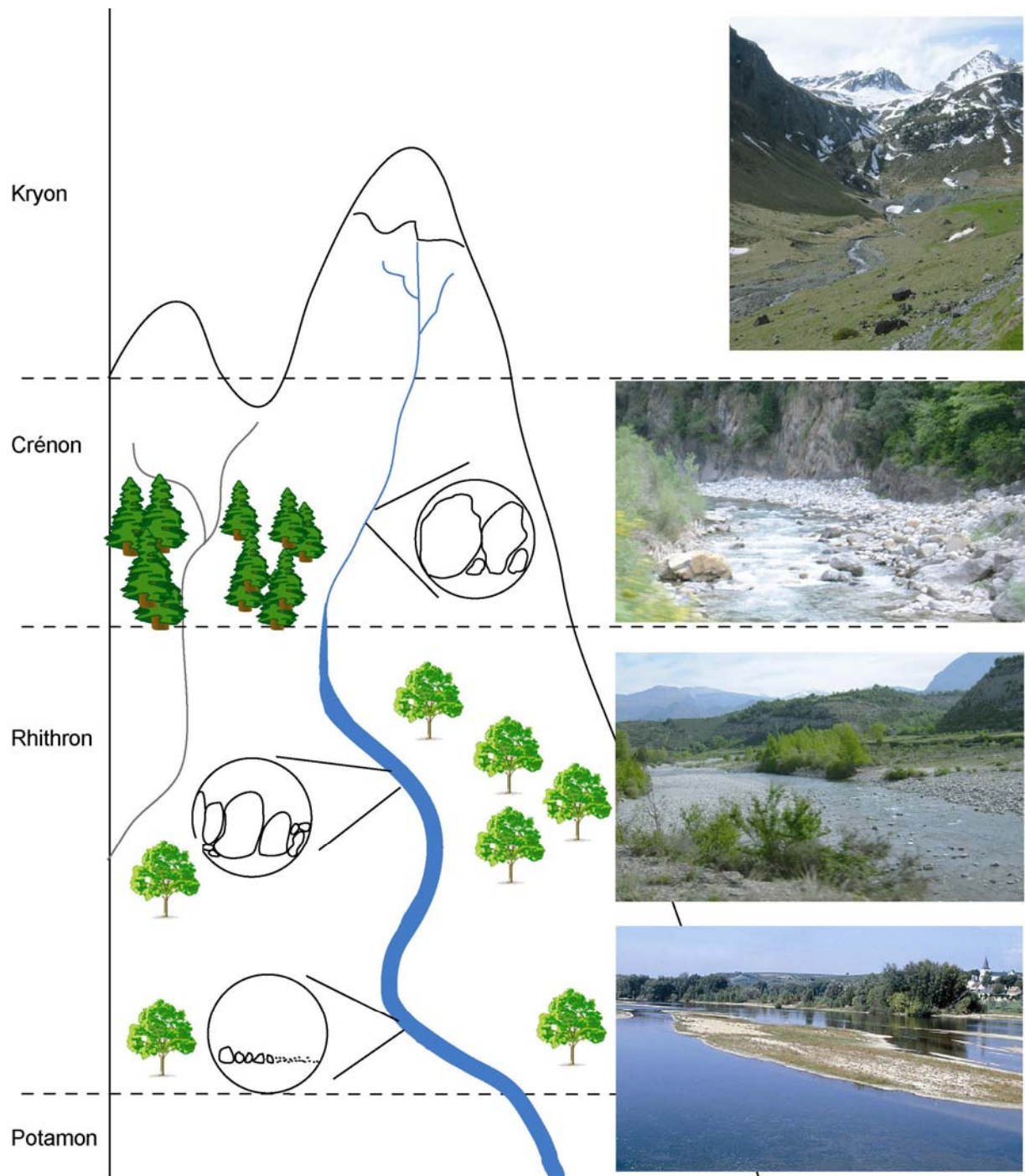


Figure 1 : Typologie d'une rivière (modifiée d'après Botosaneanu, 1979).

L'unité **seuil** est définie comme « une construction naturelle organisée par la rivière, constituée d'un empilement de grains grossiers alignés diagonalement ou transversalement, et où l'écoulement est rapide en basses eaux » (Degoutte, 2006, p. 118) (Fig. 2). En période de crue, ce sont des zones de divergence de l'écoulement induisant une dissipation de l'énergie et le dépôt de la charge de fond ; en basses eaux,

ce sont des zones turbulentes du fait de leur faible profondeur (Keller & Melhorn, 1973 ; Petts & Amoros, 1996 ; Knighton, 1998). Du fait de la proéminence du seuil dans le profil longitudinal, des infiltrations d'eau ont lieu entre l'amont et l'aval de celui-ci. Elles ont pour conséquence de limiter le colmatage du substrat par la matière organique et de maintenir sa bonne oxygénation. A l'inverse, les **mouilles** sont des zones de concentration de l'énergie en crue et donc de surcreusement et d'affouillement. Par contre en période de basses eaux, elles sont soumises à des courants lents et à une turbulence modérée qui favorisent le colmatage du fond par la matière en suspension d'origine minérale ou organique.

Les seuils et les mouilles alternent d'une rive à l'autre et sont régulièrement espacés. La distance entre deux seuils varie généralement entre 5 et 7 fois la largeur du lit (Gregory *et al.*, 1994). Comme les marches et les trous d'eau de l'amont, ces unités dont l'existence est pérenne sont mobiles dans l'espace (Derruau, 1974). En effet, durant les événements hydrologiques de forte intensité, les unités migrent progressivement de l'amont vers l'aval. Ainsi, avec le déplacement du train d'ondes vers l'aval, l'unité géomorphologique d'un point donné peut être un seuil à une date et une mouille dix ans plus tard.

Enfin, dans la partie potamique caractérisée par un affaiblissement de la pente et une plaine alluviale très développée, prédominent des unités lenticques à charge de fond sableuse. Leur profondeur est généralement plus forte, donnant une moindre importance au caractère sinusoïdal du profil en long. La charge de fond est pour l'essentiel sableuse et transite sous la forme de champs de dunes ; elle s'accumule en bancs de sable ponctuels dont la migration est réduite en raison de la baisse de la capacité de transport (Church, 1996 ; Rosgen, 1996).

Les unités géomorphologiques sont elles-mêmes constituées de l'assemblage de **biotopes** qui sont les unités spatiales utilisées le plus souvent par les hydrobiologistes, et dans lesquelles se trouvent les habitats, caractérisées par l'écoulement (hauteur d'eau, vitesse, turbulence de l'écoulement), (Fig. 3 et 4). La dénomination de ces biotopes (plat, radier, chenal lotique, chenal lentique, etc.) diffère ainsi selon leurs caractéristiques physiques (Newson *et al.*, 1998 ; Brierley & Fryirs, 2000). Nous avons retenu pour notre étude, le terme de « **biotope** ». Cependant, dans la littérature spécialisée, ces biotopes sont tantôt appelés « biotopes hydrauliques ou physiques » (Wadeson, 1994 ; Padmore, 1998 ; Padmore *et al.*, 1998), tantôt « faciès d'écoulement », ou encore « habitats physiques » (Malavoi, 1989 ; Malavoi & Souchon, 2002 ; Souchon *et al.*, 2002). Ces différents termes introduisent des confusions (qui se retrouvent quand il s'agit de désigner les lieux d'échantillonnage), auxquelles s'ajoutent les dénominations de la littérature anglo-saxonne.

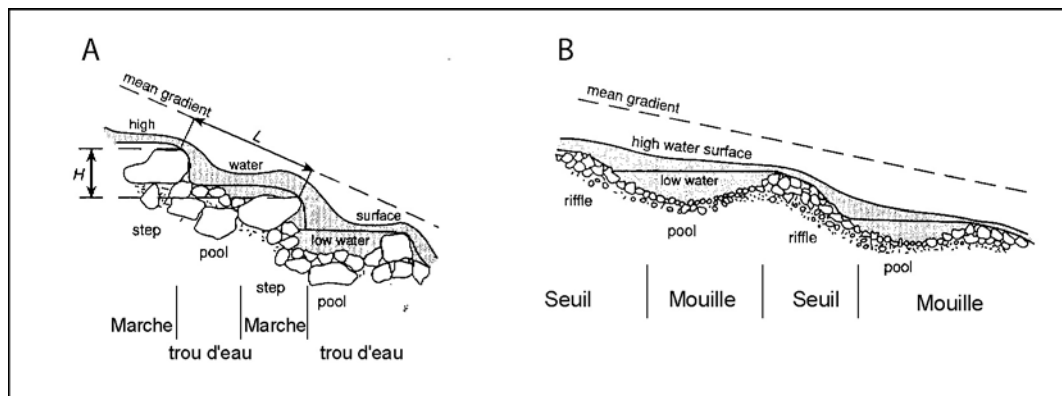


Figure 2 : Caractéristiques des unités géomorphologiques typiques des têtes de bassins : marche – mouille (step - pool) (A) et des zones plus aval : seuil – mouille (riffle - pool) (B) (modifié de Knighton, 1998).

Les biotopes sont eux-mêmes constitués **d'habitats**, qui décrivent l'environnement local au sens habitat biologique (sables, galets, macrophytes, etc.), en relation avec la hauteur d'eau et la vitesse de l'écoulement qui sont mesurées au niveau du substrat (Malavoi, 1989 ; Newson & Newson, 2000). Cependant, là encore, la terminologie scientifique qui désigne les habitats (terme utilisé dans notre étude) induit des erreurs d'appréciation. En effet, selon les auteurs, il est question de « mésohabitats », d'« habitats physiques fonctionnels » ou de « microhabitats » (Malavoi, 1989 ; Armitage & Pardo, 1995 ; Pardo & Armitage, 1997).

Les biotopes (et les habitats qui les constituent) présentent une grande diversité de structures et, leur agencement spatial dans l'hydrosystème auquel ils appartiennent varie selon leur position le long du *continuum* fluvial (Fig. 1 et 3) (Illies & Botosaneanu, 1963; Botosaneanu, 1979 ; Verneaux, 1976, 1977; Vannote *et al.*, 1980 ; Rosgen, 1996).

Dans la zone montagnarde appelée kryon (altitude supérieure à 1600 m), les biotopes sont principalement lotiques et cascadants ; ils sont soumis à des apports hydriques d'origine nivale et glaciaire. L'hydrologie y est donc contrastée, avec des écoulements faibles en période de rétention hivernale, et des hautes eaux et des crues marquées lors du redoux printanier et des orages estivaux (Steffan, 1972 ; Cosandey *et al.*, 2003).

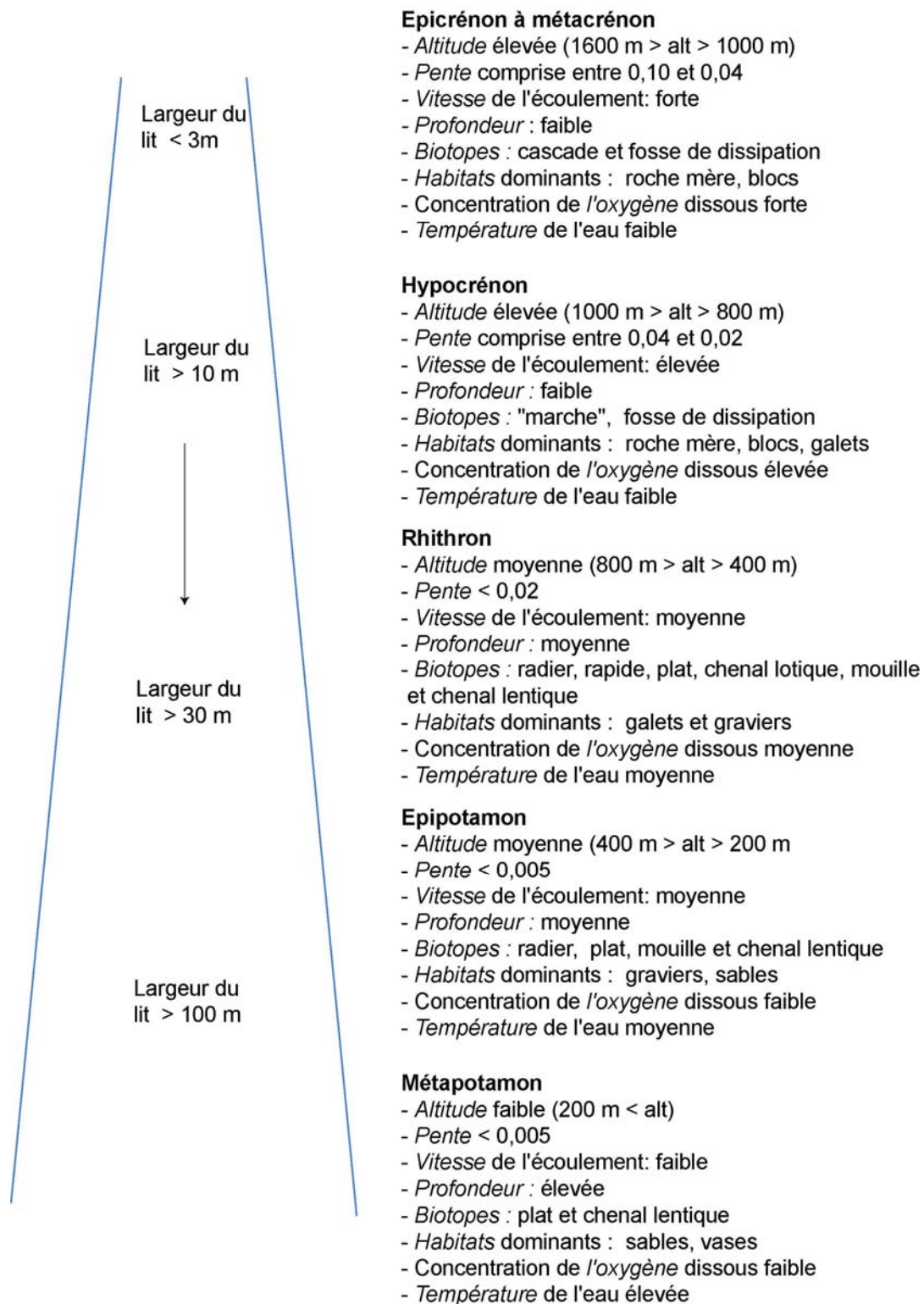


Figure 3 : Zonation amont-aval et évolution des caractéristiques morpho-sédimentaires et physico-chimiques (modifiées d'après Vannote *et al.*, 1980 ; Rosgen, 1996).

Au niveau du crénon, dans les zones à marche – mouille, les biotopes sont majoritairement des cascades, des fosses de dissipation et des plats. Les habitats sont constitués de substrats à blocs très

grossiers, voire de l’affleurement de la roche mère (« bedrock ») et les variations hydrologiques sont encore très marquées (Rosgen, 1996).

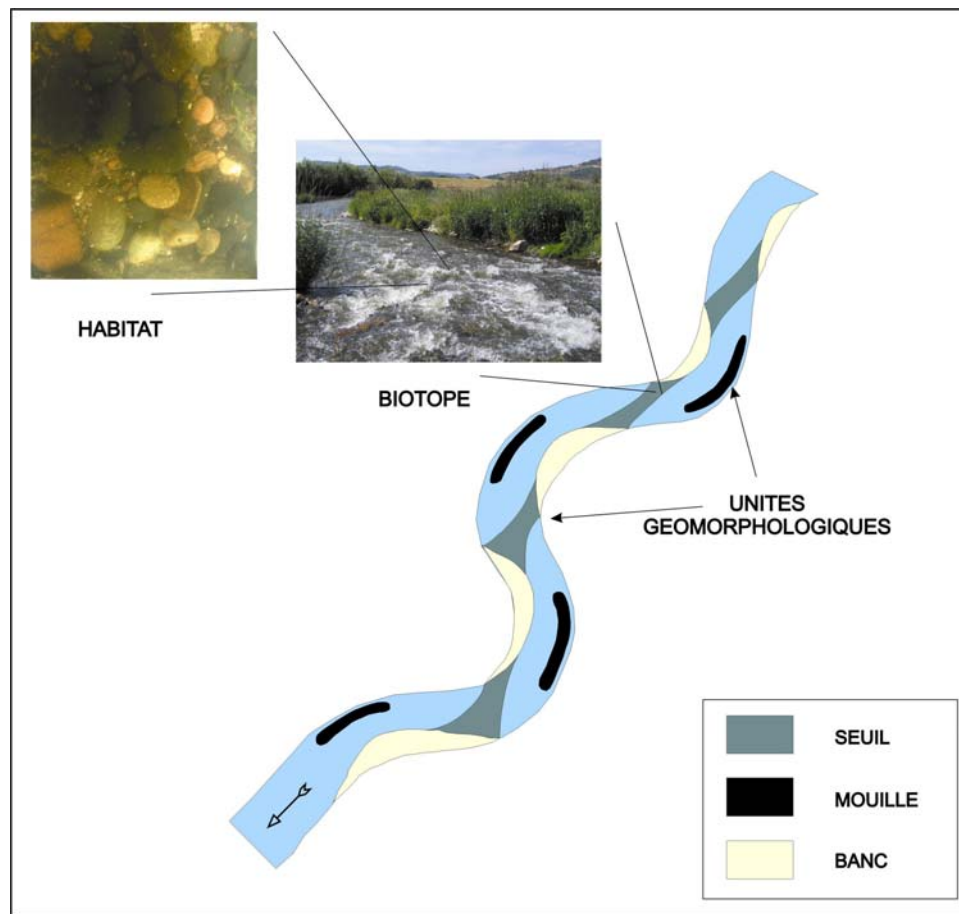


Figure 4 : Emboîtement des unités caractéristiques de l’environnement physique, utilisées par les géomorphologues (unités géomorphologiques) et les hydrobiologistes (biotopes et leurs habitats).

Au niveau du rhithron, dans la zone à successions seuils – mouilles, coexiste une large gamme de vitesses d’écoulement et de profondeurs de l’eau, associée à des substrats variés pouvant aller des galets aux graviers, auxquels s’accrochent parfois du périlithon et des végétaux aquatiques. Ces conditions environnementales induisent une grande diversité de biotopes et d’habitats. Nous les avons répertoriés dans les unités géomorphologiques seuils et mouilles qui ont fait l’objet de ce travail (Tab. 1). Le **seuil** est constitué de plusieurs biotopes qui se succèdent de l’amont vers l’aval. La partie amont, profonde et courante, est constituée d’un plat. Avec la baisse de profondeur correspondant à la remontée de l’onde sinusoïdale du profil en long, le plat devient un radier et le substrat est sub-affleurant. A la rupture de pente, marquant la limite aval du seuil, se localisent parfois des rapides qui témoignent de la dissection du seuil par érosion régressive lors de la décrue. La **mouille** est, elle aussi, constituée d’un assemblage de biotopes, dans lesquels radiers et plats sont également présents. Mais

ce sont surtout les zones d'eaux profondes (mouille de concavité, chenaux lenticques ou lotiques) qui les caractérisent. Dans les rivières méandriformes, ces biotopes sont préférentiellement localisés dans la concavité des sinuosités (Padmore, 1998 ; Padmore *et al.*, 1998 ; Malavoi & Souchon, 2002).

Tableau 1 : Liste des biotopes observables sur une rivière à alternance seuils - mouilles (d'après nos observations de terrain modifiées de Padmore, 1998 ; Padmore *et al.*, 1998 ; Malavoi & Souchon, 2002) (terme anglais en italique).

Unité géomorphologique	Biotope	Critères d'identification	Type d'écoulement
SEUIL <i>RIFFLE</i>	Plat courant <i>Run</i>	Peu profond vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ souvent en amont du seuil	Surface de l'eau présentant des vortex.
	Radier <i>Riffle</i>	Peu profond vitesse élevée, > 30 cm.s ⁻¹ .	Vaguelettes visibles liées à la présence du substrat à proximité de la surface.
	Rapide <i>Boil</i>	Peu profond vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ situé dans des zones d'incisions des sédiments.	Turbulence très importante avec vaguelettes et parfois des vortex.
MOUILLE <i>POOL</i>	Chenal lotique <i>Lotic channel</i>	Profond vitesse > 30 cm.s ⁻¹ occupe la majeure partie du lit de la rivière. Il est situé entre les seuils.	Écoulement laminaire
	Chenal lentique <i>Lentic channel</i>	Profond vitesse faible < 30 cm.s ⁻¹ souvent situé en bordure du lit.	Pas de turbulence ; écoulement à peine perceptible.
	Fosse d'affouillement <i>Dammed pool</i>	Profond vitesse faible < 30 cm.s ⁻¹ le long d'un obstacle à l'écoulement.	Écoulement à peine perceptible.
	Mouille de concavité <i>Boil</i>	Profond vitesse < 30 cm.s ⁻¹ localisée en bordure du lit dans la concavité d'un méandre	Présence de vortex horizontaux et verticaux.
	Plat lentique <i>Glide</i>	Peu profond vitesse moyenne souvent en amont d'un radier.	Écoulement laminaire.
	Plat courant <i>Run</i>	Peu profond vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ .	Surface de l'eau présentant des vortex.
	Radier <i>Riffle</i>	Peu profond, à vitesse élevée > 30 cm.s ⁻¹ .	Vaguelettes visibles liées à la présence du substrat à proximité de la surface.

Au niveau de l'épipotamon, la largeur du lit des cours d'eau augmente encore et la pente s'affaiblit. Les successions seuils – mouilles tendent à disparaître et sont remplacées par une uniformisation des conditions (dominance du chenal). Dans l'ensemble, les biotopes tendent à être plus lenticques qu'au niveau du rhithron. Les habitats sont caractérisés par des substrats grossiers à fins.

Au niveau des méta- et hypopotamon, la pente très faible implique que les biotopes à tendance lentique dominant, ce qui n'exclut pas de forts débits dans le chenal principal (voire dans les milieux fortement rectifiés, ou canalisés). Les habitats, présentant des substrats fins tels que sables et vases, prédominent (ou bien, associées à une tendance à l'uniformisation des habitats, la forte profondeur et l'augmentation des débits deviennent difficilement compatibles avec les techniques classiques de prélèvement de la macrofaune).

A ces unités spatiales emboîtées, qui évoluent en fonction de la connectivité à la fois longitudinale, transversale et verticale de la rivière (Naiman *et al.*, 1991), et de manière à mettre en place un protocole d'échantillonnage compatible avec les demandes de la Directive Cadre Européenne, nous avons intégré les habitants qui les peuplent, c'est-à-dire, pour notre étude, les macroinvertébrés. Dans cette perspective la distribution de ces organismes a été analysée en liaison avec leur position dans le *continuum*.

B. Une composante biologique fluviale : les macroinvertébrés benthiques comme indicateurs de la qualité du milieu.

Avec l'avancement des connaissances, des concepts ont émergé permettant d'expliquer la distribution de la macrofaune benthique. Il y a eu les travaux sur la zonation écologique des cours d'eau (Illies & Botosaneanu, 1963 ; Botosaneanu, 1979), ceux de Vannote *et al.* (1980) avec le concept de « *continuum* fluvial », ceux de Elwood *et al.* (1983) avec celui des « flux en hélice », ceux de Junk *et al.* (1989), d'Amoros et Petts (1993), de Décamps (1996) ou de Petts & Calow (1996) qui ont dégagé l'importance de la « dimension latérale » et le rôle des interfaces terre - eau dans le fonctionnement des systèmes lotiques (cf. Lair et Reyes-Marchant, 2000).

De cet ensemble d'études, il ressort que les conditions du milieu de vie (altitude, morphologie des vallées, pente et variables physico-chimiques) se modifient depuis la source jusqu'à l'embouchure (Hynes, 1970 ; Brown & Brussock, 1991 ; Wohl *et al.*, 1995 ; Carter *et al.*, 1996 ; Giller & Malmqvist, 1998 ; Fowler & Death, 2000 ; Armitage *et al.*, 2001 ; Cushing & Allan, 2001 ; Hamada *et al.*, 2002 ; Schmera & Eros, 2004).

Les facteurs locaux (débit, largeur du lit, vitesse d'écoulement, etc.) qui sont en relation avec l'assemblage des formes fluviales du chenal influencent également les communautés de macroinvertébrés (Cummins & Lauff, 1969 ; Minshall & Minshall, 1977 ; Statzner & Higler, 1986 ; Richards *et al.*, 1997 ; Bouckaert & Davis, 1998 ; Vinson & Hawkins, 1998 ; Kay *et al.*, 1999 ; Malmqvist *et al.*, 1999 ; Beisel *et al.*, 2000 ; Downes *et al.*, 2000 ; Rempel *et al.*, 2000 ; Crosa & Buffagni, 2002 ; Nelson &



Lieberman, 2002 ; Arscott *et al.*, 2003 ; Vinson & Hawkins, 2003 ; Schmera, 2004 ; Pedersen, 2003 ; Weigel *et al.*, 2003 ; Graça *et al.*, 2004 ; Sanderson *et al.*, 2005 ; Eyre *et al.*, 2006 ; Jackson *et al.*, 2007).

De ce fait, en fonction de la position dans le *continuum* tel que nous l'avons défini précédemment, le peuplement de macroinvertébrés évolue. Et, par exemple, selon que la tête de bassin versant soit boisée ou non, etc., il s'adapte aux différentes zones.

Dans les rivières torrentielles de **la zone du kryon**, caractérisées par des habitats de type blocs, aux eaux bien oxygénées aux températures très froides, où les variations hydrologiques sont fortes, la diversité taxonomique est faible. Les organismes sont essentiellement des broyeurs, des filtreurs et des prédateurs qui vont s'alimenter des apports du bassin versant. Dans certains cas, en relarguant des nutriments, la fonte des glaciers peut induire le développement d'une flore algale abondante, propice à la vie de ces organismes (Castella, communication personnelle). Cependant, dans certaines conditions particulièrement drastiques, même les groupes faunistiques polluo-sensibles peuvent quasiment être absents, faute de nourriture disponible (Botosaneanu, 1979 ; Snook & Milner, 2001 ; Lods-Crozet *et al.*, 2001).



Dans l'**épicron** et le **métacrén**, caractérisés par des conditions lotiques et des eaux de faible pH (favorables au développement des bryophytes), les habitats dominants de type blocs (soumis à des contraintes hydrauliques moins importantes qu'au niveau du kryon) vont abriter une faune plus diversifiée. Les taxons polluo-sensibles adaptés à des vitesses d'écoulement élevées, à de fortes teneurs en oxygène

dissous et à de faibles températures vivent préférentiellement dans ces zones. Ce sont essentiellement des broyeurs, des filtreurs, des racleurs-brouteurs et des prédateurs qui vont également s'alimenter des apports du bassin versant mais aussi du périphyton qui commence à apparaître.

Plus en aval, dans l'hypocrén et dans le **rhithron**, les nombreux habitats des biotopes lotiques et lentiques abritent une faune de macroinvertébrés très diversifiée, avec notamment des taxons polluo-sensibles dans les zones les plus oxygénées caractérisées par des températures encore fraîches. (Vannote *et al.*, 1980 ; Statzner & Higl, 1986 ; Carter *et al.*, 1996). Ce sont encore des broyeurs, des

filtreurs, des racleurs-brouteurs et des prédateurs qui vont s'alimenter en partie des apports de la ripisylve et de la dégradation de la matière organique grossière venue de l'amont et du périphyton.

La partie épipotamique caractérisée par des variations de température importantes, un déficit en oxygène possible, des substrats plus fins (de type graviers) et un courant plus lent, constitue une zone de transition pour la communauté de macroinvertébrés (Souchon, 2002). En effet, les taxons polluo-sensibles sont moins diversifiés, contrairement aux Mollusques, aux Coléoptères ou aux Crustacés. Les groupes trophiques sont également plus limités ; en effet, les broyeurs régressent et ce sont essentiellement des filtreurs, des racleurs-brouteurs, des mangeurs de sédiments fins et des prédateurs qui vont s'alimenter de matière organique plus fine et aussi de périphyton.

Au niveau du méta- et de l'hypopotamon, les conditions sont plus homogènes (hors période de crues) et les substrats plus fins (de type graviers ou sable comme au niveau de la Loire potamique). Les eaux sont relativement lentes et très profondes, donc difficilement échantillonnables avec les moyens classiques employés du crénon à l'épipotamon. Dans ces zones, de nombreux taxons s'abritent dans la végétation de la bordure rivulaire et sur les substrats minéraux grossiers (Bournaud & Cogerino, 1986). Cependant, la diversité taxonomique est en principe plus faible (Vannote *et al.*, 1980). En réalité, la composition taxonomique est différente avec très peu de taxons polluo-sensibles (vont persister des Plécoptères adaptés aux conditions du chenal ou aux annexes hydrauliques (bras morts) tels que *Xanthoperla apicalis* ou *Taeniopteryx schoenemundi* (Bacchi, 2000)) mais des taxons tels que les Mollusques, Coléoptères, Chironomidés ou Crustacés vont se diversifier (Statzner & Higler, 1985 ; Ivol-Rigaut, 1998). Dans ces zones, des organismes adaptés aux variations de température (avec leurs conséquences sur l'oxygène dissous) sont présents. Ces animaux sont essentiellement des filtreurs, des mangeurs de sédiments fins et des prédateurs qui vont s'alimenter de la matière organique fine, du phyto- et du zooplancton.

Avant de nous attacher aux techniques liées aux macroinvertébrés, notre attention a été retenue par les méthodes de bio-évaluation proposées dans la littérature scientifique. Des organismes tels que les diatomées (Schoeman & Haworth, 1986 ; Lecointe *et al.*, 1993 ; Coste *et al.*, 1994 ; Rott *et al.*, 1998), les macrophytes (Haury *et al.*, 1999), les oligochètes (Lafont *et al.*, 1996 ; Prygiel *et al.*, 1999), les chironomidés (essentiellement exuvies de pupes et imagos ; Kownacki, 1995 ; Gendron & Laville, 1997), etc. sont en effet utilisés dans les méthodes de bio-évaluation de la qualité des rivières, comme nous l'avons évoqué en introduction. Ces indicateurs biologiques ont comme intérêt la possibilité de les utiliser depuis le crénon jusqu'à l'estuaire, cependant leur succès encore limité est lié à trois

raisons: 1) l'appartenance à un minimum de groupes trophiques dans la pyramide écologique (contrairement aux macroinvertébrés), 2) la demande de spécialisation, 3) la lourdeur du travail d'identification.

Pour les macroinvertébrés benthiques, les différentes méthodes d'évaluation biologique de la « santé des écosystèmes » reposent sur le fait que ces communautés répondent aux changements de la qualité physico-chimique de l'eau qui résulte de l'enrichissement progressif de la masse d'eau le long du *continuum* (ce qui n'exclut pas les changements d'habitats). Cependant, des confusions de termes ont été introduites, liées aux différences d'échelle de perception utilisées par les auteurs. Ainsi, pour le géomorphologue, le terme anglais « riffle » désigne le seuil, alors que pour l'hydrobiologiste, il peut faire référence au radier. C'est ainsi qu'à la lecture des protocoles d'échantillonnage décrits par les auteurs, dont il sera question dans la section suivante, les terminologies employées pour désigner les composantes de l'environnement physique, dans lesquelles sont réalisés les prélèvements de la macrofaune benthique, font référence au Tableau 1 cité précédemment.

II. Analyse critique des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques

Au départ, c'est l'Anglais Woodiwiss (1960, 1964) qui a mis en place le premier indice biotique appelé Trent Biotic Index (TBI). Puis, avec l'avancement des connaissances, plusieurs indices ont été mis en place en fonction de la situation géographique de la rivière concernée à l'intérieur du territoire (Australie) ou en fonction des Etats (Allemagne ou Etats-Unis). Nous avons ainsi dégagé quatre catégories d'indices.

A. Méthodes dérivées du Trent Biotic Index

Ce sont des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les différents habitats d'une rivière, sans qu'il soit tenu compte de leurs importances respectives. L'estimation de la qualité de l'eau, par les méthodes issues du TBI, est obtenue grâce à une note finale déterminée à l'aide d'une grille basée sur un **système à deux entrées**, incluant la richesse taxonomique de la station étudiée et le taxon le plus polluo-sensible (Tab. 2).

Tableau 2 : Méthodes d'échantillonnage BBI, IBGN, IBGA, IBE et DSFI.

BBI Indice Biotique Belge	<u>Echantillonnage.</u> Tous les habitats sont échantillonnés en remuant les sédiments ou la végétation. Les zones profondes peuvent être échantillonnées à l'aide de substrats artificiels.
Belgique	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine («kick-net») ou un filet emmanché type troubleau («hand-net»)
De Pauw & Vanhooren (1983)	<u>Niveau de détermination.</u> Famille ou genre.
IBGN Indice Biologique Global Normalisé	<u>Echantillonnage.</u> Sur un secteur de longueur égale à 10 fois la largeur du lit, huit échantillons sont collectés sur des substrats différents dans des gammes de vitesses différentes.
France	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet Surber, surface connue.
AFNor (1992)	<u>Niveau de détermination.</u> Ordre ou famille.
IBGA Indice Biologique Global Adapté	<u>Echantillonnage.</u> Sur un secteur de rivière, trois techniques sont associées permettant de collecter 15 à 17 échantillons : 8 dans les zones rivulaires avec un filet Surber; 3 par dragage dans le chenal; 4 à 6 avec les substrats artificiels.
France	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet Surber (ou Haveneau), drague cylindro-conique ou triangulaire et substrats artificiels.
Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1997)	<u>Niveau de détermination.</u> Classe à famille.
IBE Indice Biotico Estesio	<u>Echantillonnage.</u> Un transect de rivière est échantillonné sans préciser le nombre d'échantillons qui dépend du type de substrat et de la présence ou pas d'un nouveau taxon. Entre chaque opération, les taxons sont identifiés <i>in-situ</i> avant d'être regroupés en un échantillon unique.
Italie	<u>Appareil de prélèvement.</u> Troubleau et tube de plastique mobile appliqué sur le fond.
Ghetti (1997)	<u>Niveau de détermination.</u> Famille ou genre.
DSFI Danish Stream Fauna Index	<u>Echantillonnage.</u> Tous les habitats d'un site sont échantillonnés. Le site d'étude est divisé en 3 transects séparés par 10 m et le préleveur effectue 4 prélèvements par transect, le tout conditionné en un seul échantillon. Dans les rivières très larges, non accessibles à pied, tous les substrats accessibles depuis la berge sont collectés.
Danemark	<u>Appareil de prélèvement.</u> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine.
Skriver <i>et al.</i> (2000)	<u>Niveau de détermination.</u> Le niveau de détermination est défini en fonction de chaque groupe (famille ou genre).

L'utilisation de ces indices biotiques réduit la qualité environnementale des rivières à une note, ce qui conduit à une perte d'information et introduit un biais dans l'évaluation biologique et écologique (Dolédec *et al.*, 1999). Pour les cours d'eau de plaine, la note obtenue en combinant la richesse avec le taxon le plus polluo-sensible, introduit un second biais. En effet, dans ces derniers, la présence majoritaire de taxons polluo-tolérants ne signifie pas forcément une dégradation du milieu, mais peut simplement traduire la classique évolution amont-aval décrite précédemment, qui conditionne la présence d'une faune adaptée aux zones de plaine (altitude, position sur le *continuum*, température, etc.).

B. Méthodes dérivées du Chandler's Biotic Index

Ce sont des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les habitats les plus fréquents d'une rivière. Très utilisées, elles ont été l'objet de différentes adaptations selon les pays. Ainsi, parallèlement à la création du Trent Biotic Index, le Chandler's Biotic Index a été conçu au début des années 1970 (Chandler, 1970). Il est à l'origine du Biological Monitoring Working Party Score (BMWP) créée en 1980 en Angleterre par Chester auquel est souvent associé l'« Average Score Per Taxon » (National Water Council, 1981 ; Armitage *et al.*, 1983) (Tab. 3). La note finale de qualité de l'eau est obtenue en associant des points à chaque taxon selon leur niveau de polluo-sensibilité.

Tableau 3 : Méthode d'échantillonnage du BMWP et des autres méthodes qui en sont issues.

BMWP Biological Monitoring Working Party Score Angleterre Chester (1980)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied de manière à déloger les animaux. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
IBMWP Iberian Biological Monitoring Working Party Score Espagne Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied. La collecte est répétée jusqu'à ce qu'aucun nouveau taxon ne soit trouvé ; en effet, entre chaque opération, les taxons sont identifiés <i>in-situ</i> . <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
SASS South African Scoring System Afrique Chutter (1998)	<u>Echantillonnage.</u> Les habitats sont échantillonnés après avoir été perturbés avec le pied. La durée ou la surface est fonction de l'habitat échantillonné. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
SIGNAL Stream Invertebrate Grade Number – Average Level Australia Mackie (1998)	<u>Echantillonnage.</u> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet troubleau. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.
NEPBIOS Nepalese Biotic Score Népal Sharma (2000)	<u>Echantillonnage.</u> Les principaux habitats sont échantillonnés avec un filet. En zones profondes, possibilité d'utiliser les substrats artificiels. <u>Appareil de prélèvement.</u> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied (similaire à une seine), filet troubleau ou substrat artificiel. <u>Niveau de détermination.</u> Famille.

Par rapport au groupe précédent de méthodes, la prise en compte des habitats les plus fréquents et du niveau de polluo-sensibilité de chaque taxon, défini par une note, permet un gain d'information.

C. Méthodes rapides de bio-évaluation (RBA)

Des méthodes de bio-évaluation, dites « rapides » (RBA : Rapid Biological Assessment) ont été élaborées, offrant « l'avantage d'être attractives pour les gestionnaires en produisant des résultats facilement interprétables dans un délai plus court et pour un coût plus faible que les autres méthodes » (Resh & Jackson, 1993 ; Lenat & Barbour, 1994 ; Resh, 1995 ; Resh *et al.*, 1995 ; Growns *et al.*, 1997). Aux Etats-Unis, les méthodes employées en routine furent le RBPII et le RBPIII (Plafkin *et al.*, 1989). Egalement adoptées dans d'autres pays comme en Australie (Chessman, 1995), elles ont été remaniées et ont donné lieu en 1999 à la mise en service des RBPs (Barbour *et al.*, 1999) (Tab. 4). Par rapport aux indices précédents, aucune note de qualité n'est attribuée, mais des indices de similarité entre communautés macrobenthiques sont calculés. L'information est apportée par la richesse taxonomique, le pourcentage de racleurs-brouteurs, le pourcentage en Ordres polluo-sensibles (EPT), etc.

La collecte est orientée sur les caractéristiques physiques de la rivière, les substrats minéraux représentant les habitats les plus fréquents. Avec ses deux procédures, le RBPs semble applicable à toutes les rivières. Ces méthodes ont aussi l'avantage de conserver l'information apportée par l'analyse écologique du peuplement. Le tri sélectif in-situ utilisé pour le Australian RBA permet de gagner du temps, mais ce peut être au détriment de la représentativité de l'échantillon.

Une méthode européenne, inspirée des RBA

En Europe, l'AQEM a été proposé au cours des années 2000 pour répondre aux exigences de la Directive Cadre Européenne (DCE-2000/60/CE) mise en place pour prévenir les détériorations et améliorer l'état des écosystèmes aquatiques (Logan & Furse, 2002; Irvine, 2004). Cette méthode, qui se veut dérivée du RBA, a pour but de déterminer la classe de qualité écologique (mauvais état à très bon état écologique) des rivières européennes et d'identifier leurs causes possibles de dégradation (Buffagni *et al.*, 2001 ; AQEM consortium, 2002 ; Hering *et al.*, 2004 ; Nijboer *et al.*, 2004). Pour évaluer la qualité de l'eau, 130 métriques sont intégrées dans AQEM, dont de nombreux indices biotiques classiques (BMWP, BBI, etc).

Tableau 4 : Méthodes d'échantillonnage du RBP II et III, du RBPs et du RBA australien

RBP II and III Rapid Bioassessment Protocol II et III Etats-Unis Plafkin <i>et al.</i> (1989)	<u>Echantillonnage</u> . Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne les graviers et galets en donnant 2 à 3 coups de filet dans une succession de radiers ou de plats. <u>Appareil de prélèvement</u> . Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine ou filet troubleau. <u>Niveau de détermination</u> . Famille pour le RBPII et amélioration au genre ou à l'espèce pour le RBPIII.
RBPs Rapid Bioassessment Protocols Etats-Unis Barbour <i>et al.</i> (1999)	<u>Echantillonnage</u> . <u>Procédure mono-habitat</u> . Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne un minimum de 2m ² de graviers (et galets) en donnant 2 à 3 coups de filet dans différentes gammes de vitesse d'un radier ou dans une succession de radiers (ou de plats). <u>Procédure multi-habitats</u> . Echantillonnage dans la proportion de leur représentation. Un total de 20 coups de filet est effectué sur la longueur du tronçon pour collecter un maximum de substrats. <u>Appareil de prélèvement</u> . <u>Procédure mono-habitat</u> . Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une seine ou un filet troubleau. <u>Procédure multi-habitats</u> . Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » (« D-Framed pond net »). <u>Niveau de détermination</u> . Famille voire genre ou espèce.
Australian RBA Australian rapid Biological Assessment Australia Chessman (1995)	<u>Echantillonnage</u> . Prélèvements des macroinvertébrés sur un radier (zone à courant moyen ou rapide) et sur la bordure de la rivière étudiée (zone à courant nul ou faible). Sur chaque zone les substrats présents sur le site sont remués sur une distance de 10 m afin de collecter les taxons. Une sélection des macroinvertébrés est réalisée de façon à réduire le nombre d'individus. Soit ils sont triés durant 30 minutes par échantillon, soit ils sont limités à 100 animaux. <u>Appareil de prélèvement</u> . Filet troubleau. <u>Niveau de détermination</u> . Classe pour les Acariens, Nématodes, Némertiens, Oligochètes et Turbellariés et Famille.

Tableau 5 : Méthode d'échantillonnage d'AQEM.

AQEM Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates Europe AQEM consortium (2002)	<u>Echantillonnage</u> : Vingt échantillons sont collectés sur une station au <i>prorata</i> de la surface de recouvrement des habitats. Les habitats ayant un recouvrement inférieur à 5% ne sont pas collectés. Un habitat ayant une surface= 5% est échantillonné une fois. De manière générale, 13 échantillons sont collectés dans les zones d'érosion (riffle) et 7 dans les zones de sédimentation (pool). Les échantillons sont ensuite regroupés dans un seul pilulier. <u>Appareil de prélèvement</u> : Filets Surber ou troubleau pour les zones profondes <u>Niveau de détermination</u> : Espèce
--	---

AQEM est une méthode multi-substrats qui prend en compte la diversité des habitats au *prorata* de leur recouvrement. Une cartographie fine des différents habitats de la portion de rivière afin

d'obtenir la surface de chacun est nécessaire. Le temps de tri peut être long, car des substrats tels que les macrophytes, les bryophytes ou les vases abritent en général de grandes densités d'organismes. L'information taxonomique à l'espèce allourdit la méthode, qui ne saurait prétendre être rapide.

D. Apports et limites de ces trois catégories d'indices

Pris chacun dans leur contexte, il est certain que – dans les ères géographiques contrôlées par chaque nation - ces trois premiers indices ont permis de faire l'état des lieux et/ou de suivre l'évolution de la qualité des eaux au cours du temps. Les indicateurs proposés ont fait l'objet d'améliorations successives, illustrant non seulement leurs imperfections mais aussi les améliorations liées à l'évolution des connaissances et aux niveaux d'exigence des instances gouvernementales, propres à chaque pays. Tous ces indices diffèrent par la **méthode d'échantillonnage** (biotopes et substrats prospectés, engin de prélèvement, temps d'échantillonnage, nombre de prélèvements, etc.), par le **niveau de détermination** des organismes (ordre, famille, espèce) et par les métriques utilisées pour obtenir le **résultat final**.

Echantillonnage de l'habitat physique

En comparant ces diverses méthodes, il apparaît que les habitats échantillonnés sont très disparates. Certaines méthodes donnent de l'importance à des substrats peu représentatifs du milieu, et non aux substrats dominants, ce qui introduit un biais, d'autant que ceux-ci varient en étendue selon leur place au niveau du *continuum*. Les méthodes multi-substrats prennent en compte des habitats non permanents (bryophytes, macrophytes etc). Les engins de prélèvements sont aussi très divers, ceux à surface indéfinie de type « troubleau » ou « seine » ne permettant pas de comparaisons quantitatives (représentativité de l'habitat). Dans les substrats minéraux grossiers, l'emploi de ce type de filets ne permet pas de prélever sur une surface constante par manque de « calibration » (biaisant de même les résultats). A cela s'ajoute l'habileté technique qui varie d'un préleveur à l'autre ; par exemple, dans les sédiments meubles, le résultat du prélèvement collecté dépend de l'épaisseur de sédiment prélevé (le traitement de volumes différents induisant un autre biais, même avec des engins de surface connue). Cependant, il est certain que les filets (type Surber), à surface définie sont préférables, car ils permettent de recueillir des données quantitatives.

Le mode de collecte varie d'une méthode à l'autre. Tantôt le préleveur doit échantillonner tous les habitats d'un lieu pendant 3 minutes, tantôt il doit parcourir une station dont la longueur est égale à 10 fois la largeur, etc. Le nombre d'échantillons collectés sur une station diffère également et, à notre connaissance, aucune étude relative à la détermination du nombre nécessaire et suffisant, permettant

de justifier le nombre imposé par chaque méthodologie, n'a été publiée. La disparité des temps impartis pour appliquer chacune des méthodes, avec leurs incidences sur le coût des études, est certainement très variable.

Examen faunistique

Classiquement basées sur la sensibilité à la pollution des macroinvertébrés, ces méthodes sont pratiquées selon des niveaux taxonomiques variant de l'Ordre au genre (voire à l'espèce, niveau facilement utilisé dans le cas où le genre possède une seule espèce). Ainsi, pour certains auteurs, l'Ordre est un niveau taxonomique suffisant pour estimer et surveiller la qualité de l'eau, car il offrirait des résultats équivalents à celui du niveau de détermination à la famille ou à l'espèce (Wright *et al.*, 1995; Marchal, 2005). D'autres auteurs préconisent la famille comme niveau de détermination (Hewlett, 2000) et d'autres enfin le genre ou l'espèce (Thompson & Townsend, 2000 ; Bailey *et al.*, 2001 ; King & Richardson, 2002 ; Linke & Norris, 2003 ; Feio *et al.*, 2006). Il est certain que le niveau de détermination dépend du but de l'étude et du montant financier qui lui est destiné (Waite *et al.*, 2004). Mais, sans parler de l'Ordre, si la détermination à la famille paraît suffisante pour réaliser une bio-évaluation globale, elle ne permet pas de prendre en compte «les différences de sensibilité à la pollution des taxons, induites par les perturbations anthropiques» (Dolishy & Dohet, 2003). Il est évident que la détermination au genre, puis à l'espèce fournit des éléments plus précis pour évaluer la qualité de l'eau. Cependant, la détermination à l'espèce demande nécessairement plus de temps que la détermination au genre et s'avère limitée dans le cas des larvules. Enfin, bien que certaines méthodes dérivées du TBI et du CBI favorisent la détermination à la famille, la majorité des méthodes classiques préconise de plus en plus la détermination au genre (voire à l'espèce).

Mode d'évaluation de la qualité de l'eau

Selon la catégorie concernée, l'évaluation de la qualité de l'eau s'effectue soit par une note calculée à l'aide d'un tableau à double entrée soit par l'association de notes de polluo-sensibilité à chaque taxon ou encore par différentes métriques. Il est clair qu'il convient de ne pas biaiser le résultat obtenu par l'analyse d'échantillons collectés sur des habitats différents et avec des efforts d'échantillonnage différents. En effet, si l'effort d'échantillonnage (cf. Charvet, 1999) n'est pas « calibré », plus il est important, plus le nombre de familles collectées est élevé et donc plus la valeur de l'indice est forte (Armitage *et al.*, 1983) et inversement. De plus, la note finale s'avère sensible au choix des placettes d'échantillonnage (DIREN Lorraine, 2005) et à la géomorphologie de la rivière (De Crespigny de Billy *et al.*, 2000). Le fait de collecter des substrats peu représentés (en termes de surface), qui abritent une faune qui leur est propre, peut masquer l'effet des altérations physiques, en particulier dans des cours

d'eau dont les caractéristiques hydro-morphologiques sont très fortement dégradées. Les communautés de macroinvertébrés étant très sensibles à leur habitat, celles collectées sur des sites différents, mais toujours dans les mêmes habitats (en proportion de leur représentativité) peuvent être plus ressemblantes que celles collectées dans des habitats différents et sur un même site (McCulloch, 1986 ; Brown & Brussock, 1991). En effet, comme l'ont souligné Parsons & Norris (1996), les listes taxonomiques obtenues par l'échantillonnage d'habitats multiples peuvent être influencées par l'habitat dominant spatialement. Ainsi, les variations des notes reflétant la qualité de l'eau entre sites seront masquées par la variation inter-habitats sur un linéaire.

En conclusion, il apparaît important de privilégier la collecte des substrats minéraux qui permettent d'avoir des échantillons reproductibles d'un site à l'autre (meilleure « calibration »), et préférentiellement les substrats dominants. De plus, pour mettre en place un nouveau protocole d'échantillonnage, il est nécessaire de favoriser des niveaux de détermination au moins affinés au genre. Enfin, de manière à obtenir des résultats reproductibles et non biaisés par l'échantillonnage, il est donc important de comparer des habitats similaires.

E. Méthodes prédictives

Les méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières que nous venons d'énumérer sont basées sur l'abondance et/ou la richesse des différents groupes taxonomiques qui naturellement fluctuent en fonction de l'habitat physique local, des différences biogéographiques, des conditions écorégionales et saisonnières et de la position sur le *continuum* (Dolédéc *et al.*, 1999), sans compter l'influence anthropique. C'est pour cela qu'un nouveau mode de réflexion, basé sur la prédiction, a été développé.

Partant des connaissances acquises sur le fonctionnement naturel des hydrosystèmes fluviaux, une méthode prédictive, appelée « River InVertebrate Prediction and Classification System » (RIVPACS, Wright *et al.*, 1988) a été développée en Angleterre (Tab. 6). Le but est de déterminer la différence de peuplement entre la communauté d'invertébrés échantillonnée et celle qui devrait normalement s'y trouver dans des conditions « vierges de toute présence humaine ». Dans le RIVPACS, les données environnementales (altitude, distance à la source, débit, composition des substrats du lit de la rivière, pente....) sont combinées avec les données biologiques, issues de stations peu perturbées, à l'aide d'un logiciel de classification automatique. Les stations sont ainsi regroupées en fonction des macroinvertébrés présents. Puis les groupes de stations sont associés aux caractéristiques physiques et chimiques pour mettre au point les équations de prévision destinées à évaluer la qualité de l'eau. Ces dernières permettent de rapprocher un site d'étude d'un groupe de stations et de constater une perturbation éventuelle en comparant les listes d'invertébrés espérés avec les listes d'invertébrés

observés. Le RIVPACS anglais est à l'origine de l'«Australian River Assessment System» (AusRivAS, Smith *et al.*, 1999) et de ses variantes telles que le « Northern Territory AusRivAS » (Lloyd & Cook, 2002).

Tableau 6 : Méthode d'échantillonnage du RIVPACS, AusRivAS, Northern Territory AusRivAS, BMBM et WSA.

RIVPACS River InVertebrate Prediction and Classification System Angleterre Wright <i>et al.</i> (1988)	<u>Echantillonnage</u> . En 3 minutes, qualitativement, les principaux habitats sont prospectés que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion proportionnellement à leur surface de recouvrement. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement</u> . Filet troubleau. <u>Niveau de détermination</u> . Famille et espèce.
AusRivAS Australian River Assessment System Australie Smith <i>et al.</i> (1999)	<u>Echantillonnage</u> . Qualitativement tous les habitats, sur une portion de 10m de rivière, sont collectés en privilégiant les zones de chenal et les zones présentant des macrophytes. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement</u> . Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D ». <u>Niveau de détermination</u> . Famille.
Northern Territory AusRivAS Australie Lloyd & Cook (2002)	<u>Echantillonnage</u> . Qualitativement une portion de 10 m de rivière est échantillonnée d'aval en amont, en collectant dans tous les habitats de la rive, sans omettre les zones à sable perturbées sur une profondeur de 5 à 10 cm. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement</u> . Filet troubleau. <u>Niveau de détermination</u> . Famille.
BMBM Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocol for rivers and Streams Etats-Unis Plotnikoff & Wiseman (2001)	<u>Echantillonnage</u> . Le préleveur choisit un tronçon de rivière de manière à avoir une succession de seuils et de mouilles. Il collecte ensuite qualitativement un échantillon par seuil (limité aux biotopes présentant des turbulences) en variant profondeur, taille du substrat, localisation à l'intérieur du seuil. Les mouilles peuvent aussi être échantillonnées (un échantillon par mouille) en variant de la même manière la profondeur et la localisation. La surface d'échantillonnage demeure constante (0,19 m²). <u>Appareil de prélèvement</u> . Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D ». <u>Niveau de détermination</u> . Famille ou genre.
WSA Wadeable Streams Assessment Etats-Unis United States Environmental Protection Agency (2004)	<u>Echantillonnage</u> . Une portion de rivière est divisée en plusieurs transects et à l'intérieur de chacun, le préleveur collecte un échantillon en alternant sa position : au ¼ de la largeur du lit à partir de la rive droite puis à la moitié et enfin aux ¾ de la largeur. La méthode de collecte d'un échantillon varie ensuite en fonction du biotope mais la surface demeure constante (0,09 m²). Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <u>Appareil de prélèvement</u> . Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D ». <u>Niveau de détermination</u> . Genre ou espèce.

Aux Etats-Unis, deux indices s'inscrivent dans les méthodes prédictives : le « Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocol for rivers and Streams » (BMBM, Plotnikoff & Wiseman, 2001) et le « Wadeable Streams Assessment » (WSA, United States Environmental Protection Agency, 2004, 2006). Ce sont des méthodes visant à obtenir une classification des sites de référence de la même manière qu'avec RIVPACS.

Contrairement à la plupart des méthodes précédentes, le RIVPACS et ses dérivés sont basés sur la connaissance de l'écologie des taxons (que l'on retrouve avec les TBEP dont il sera question ci-après) et non sur la richesse et/ou l'abondance, souvent biaisées par l'effort d'échantillonnage. De plus, le BMBM réduit le temps d'échantillonnage en définissant l'unité géomorphologique et en ne prélevant qu'un seul échantillon par unité (dont la représentativité n'a cependant pas été établie). Cette méthode permet, a priori, un comparatif amont-aval plus efficace.

Cependant (à l'exception des RBA et du BMBM), ce dernier groupe de méthodes, comme les précédents, ne tient pas compte du tronçon mais concerne une station définie par des coordonnées précises.

Un essai de prédiction : les TBEP

En France, depuis l'Indice Biotique (IB, Tuffery et Verneaux, 1967), l'IBGN est l'aboutissement d'une succession d'indices pratiqués en multi-substrats : l'Indice de Qualité Biologique Global (IQBG), l'Indice de Qualité Biologique Potentielle (IQBP) destiné à révéler les potentialités biogènes du cours d'eau, et l'Indice Biologique de qualité Générale (IBG ; Verneaux *et al.*, 1982) pour lequel le nombre d'échantillons a été augmenté par rapport aux indices précédents (cf. Lair *et al.*, 1996). Cet IBGN est employé dans certains pays limitrophes de la France (Fundación Prodti, 2003) ainsi qu'au Québec (Sandin *et al.*, 2000) et nous en avons relevé les limites. Mais, comme nous l'avons souligné à propos d'autres indices, cette amélioration permanente laisse entrevoir les insuffisances liées à la seule application d'un Indice.

C'est pour obtenir des informations plus complètes sur l'écosystème et ses perturbations éventuelles, que la qualité de l'eau estimée à partir de l'IBGN a été analysée en examinant la distribution des différents taxons le long du *continuum* en fonction de leurs affinités. Les données recueillies sur la biologie, l'écologie et la physiologie de ces différents taxons ont été codées en valeurs numériques (variant de 0 à 5). Elles permettent de lier un taxon à une caractéristique appelée « modalité » (exemple : taxon et modalité rhithron) (Chevenet *et al.*, 1994) ; la valeur 0 signifie que l'animal n'a aucune affinité pour cette modalité et la valeur 5 indique que son affinité est maximale. Cette méthode par « codage flou », proposée en France, a permis de faire la relation entre habitat et espèce et ainsi de tester le « River Habitat Templet » (concept qui prend en compte la mosaïque des habitats), (Dolédéc & Statzner, 1994; Tachet *et al.*, 1994; Townsend & Hidrew, 1994; Usseglio-Polatera & Tachet, 1994). Finalement, 22 Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques (TBEP), composés

chacun de 2 à 9 modalités, ont été déterminés (exemple : TBEP = distribution longitudinale et l'une de ses modalités = rhithron). Ces TBEP demeurent des outils pertinents pour mieux comprendre la structure et le fonctionnement des communautés et pour prendre en compte la distribution des taxons sur le *continuum* (Charvet, 1999 ; Charvet *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a ; Marneffe, 2003). Ils permettent d'une part de décrire la distribution théorique des organismes benthiques en fonction de leur environnement physique et, d'autre part d'établir un descriptif de la rivière étudiée, basé sur la biologie, l'écologie et la physiologie des organismes réellement présents. Dans ce second cas, il est alors possible de détecter les éventuelles irrégularités de distribution, qu'elles soient d'ordre physique et/ou anthropique.

III. Les objectifs de la présente étude

L'analyse critique des différentes méthodes de bio-évaluation révèle des disparités : modes d'échantillonnage, critères de détermination de la qualité (notes et méthodes prédictives), etc. Mais surtout, au regard de la variabilité intrinsèque du milieu naturel, l'échantillonnage – sur lequel est basée toute étude – paraît conduit indépendamment de toute référence à la géomorphologie fluviale (agencement des géoformes, dynamique géomorphologique) et à ses constantes. Ainsi, la possibilité de travailler sur des géoformes facilement repérables sur le terrain et qui soient présentes dans la majorité des cours d'eau constituerait une avancée considérable dans l'amélioration des méthodologies de collecte des macroinvertébrés benthiques.

L'hypothèse de départ était de déterminer si l'échantillonnage de la macrofaune benthique sur des géoformes communes à la grande majorité des rivières permettrait d'obtenir des résultats représentatifs de la qualité de l'eau (avec une attention particulière pour les genres polluo-sensibles). Pour cela, nous avons privilégié des secteurs caractérisés par des successions seuils - mouilles, typiques de la zone s'étendant de l'épirhithron à l'épipotamon, où se rencontre une forte diversité de biotopes et d'habitats associés à une diversité faunistique élevée. La mise en place du protocole d'échantillonnage, intégrant les unités géomorphologiques comme unité spatiale élémentaire, a été subdivisée en cinq étapes, permettant de répondre aux questions suivantes (Fig. 5) :

L'unité géomorphologique « seuil » peut-elle être retenue en tant qu'unité d'échantillonnage ?

Nous avons recherché si, comparativement à la mouille, l'unité géomorphologique seuil était représentative de la macrofaune benthique. C'est une géoforme facile à reconnaître sur le terrain car,

pour le non spécialiste de dynamique fluviale, il suffit d'avoir le sens de l'observation. Facilement accessible en raison des faibles profondeurs d'eau qui la recouvrent, l'unité seuil présente une grande diversité de biotopes. Comme ce type de formation constitue des points hauts dans le profil en long des cours d'eau, c'est le lieu privilégié d'échanges hydrologiques avec le milieu hyporhéique : infiltrations en tête de la géoforme (« downwelling ») et remontées de l'eau en aval (« upwelling »). Ces échanges entraînent une eau plus fraîche et bien oxygénée, la mise en circulation des nutriments dans la zone de remontée (due à des processus tels que la nitrification et la libération de phosphates), et par conséquent, l'installation d'une faune spécifique incluant les taxons polluo-sensibles (Vaux, 1968, Hendricks & White, 1991, Stanford & Ward, 1993; Mermillot-Blondin *et al.* 2000 ; Pepin & Hauer, 2002).

Partant d'un tronçon de rivière, nous avons identifié tous les biotopes du seuil et de la mouille. La caractérisation de ces biotopes a porté sur des critères physiques et biologiques, de façon à identifier lesquels étaient les plus pertinents pour la bio-évaluation. De manière à simplifier le protocole, les macroinvertébrés les plus représentatifs de la qualité de l'eau (c'est-à-dire les taxons polluo-sensibles) ont été recherchés sur l'assemblage des biotopes présents sur les deux géoformes.

Le « seuil » abrite-t-il une faune macrobenthique suffisante pour évaluer la qualité de l'eau ?

De manière à vérifier si le seuil géomorphologique pouvait être l'unité de base permettant de collecter des macroinvertébrés représentatifs de la qualité de l'eau, deux situations ont été analysées, l'une résultant d'une perturbation anthropique, l'autre en conditions naturelles.

Tout d'abord, nous avons travaillé sur des seuils successifs séparés par une rupture géomorphologique majeure. Elle correspondait à la rupture du *continuum* fluvial liée à la capture du chenal par une ancienne extraction alluvionnaire, entraînant une modification du transport de la charge de fond (Kondolf, 1997) et donc du biotope. Cette succession a permis de vérifier la réponse d'un seuil à une perturbation physique et d'estimer le degré de sensibilité des macroinvertébrés à cette perturbation d'origine ancienne.

Ensuite, il était nécessaire de savoir si choisir un seuil ou son voisin avait une influence sur les résultats. Pour cela, nous avons comparé les analyses faunistiques obtenues sur plusieurs seuils successifs dans un tronçon ne présentant ni changement géomorphologique ni impact anthropique immédiat.

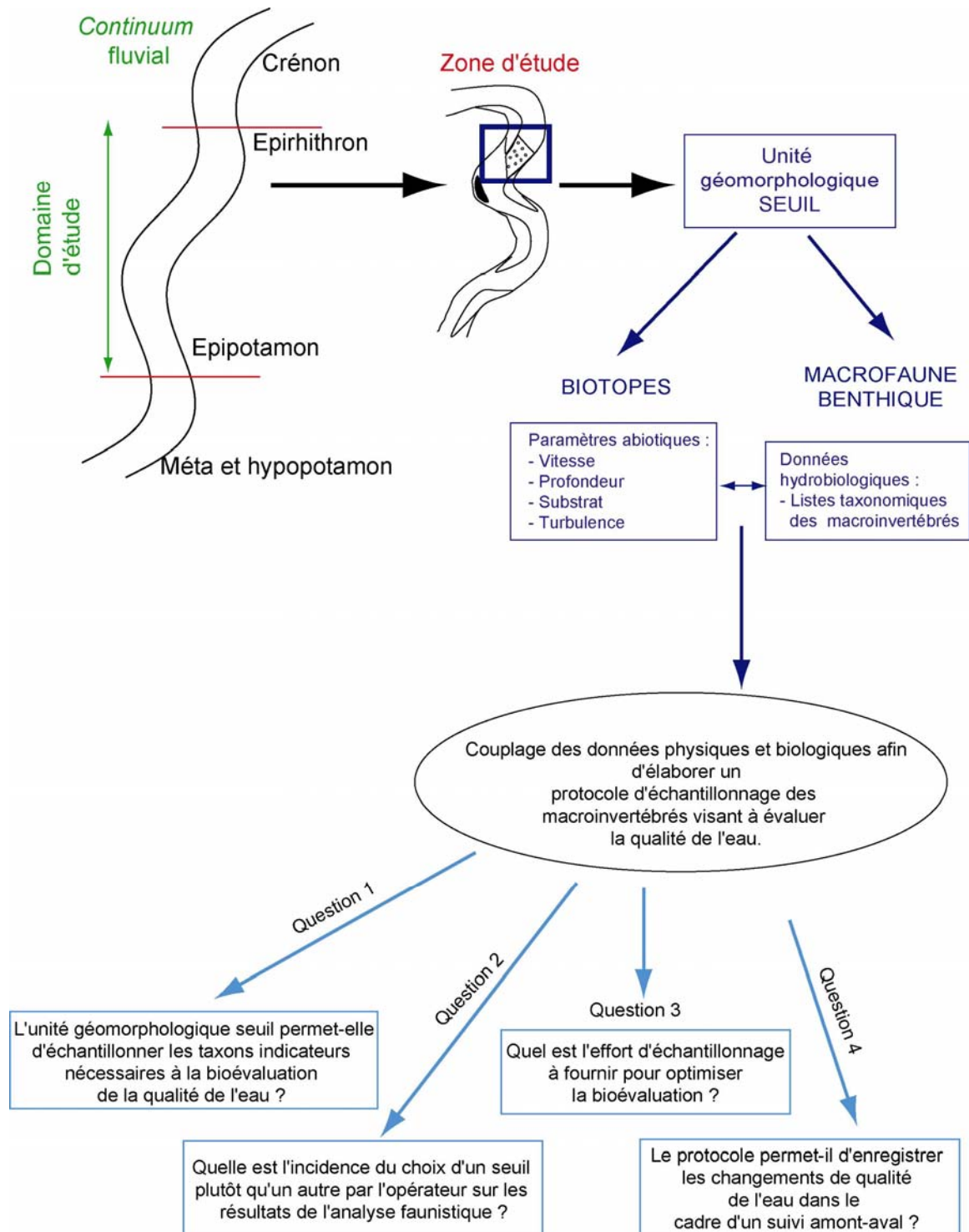


Figure 5 : Stratégie de mise en place d'un nouveau protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés.

Quel est l'effort d'échantillonnage nécessaire et suffisant ?

Comme nous l'avons souligné à l'examen des différentes méthodes mises en place par les auteurs, il n'est apparu nulle part quel était le nombre nécessaire et suffisant d'échantillons (voire la surface à échantillonner) permettant de valider un résultat. Une réflexion a été conduite en ce sens, afin

d'optimiser le couple « effort d'échantillonnage / qualité des résultats ». C'est ainsi que le nombre maximum d'échantillons à collecter pour obtenir le meilleur rapport « présence de taxons pollu-sensibles / diversité optimale », a été recherché. Les substrats minéraux ayant été privilégiés, le protocole ainsi affiné a été comparé avec une méthode d'échantillonnage multi-substrats.

Le protocole proposé est-il efficient à l'échelle d'un linéaire de cours d'eau ?

Enfin, le protocole ainsi défini, a été vérifié sur un linéaire s'étendant de l'épirhithron à l'épipotamon, tout en gardant en mémoire que la qualité de l'eau d'un cours d'eau – liée à la fois aux conditions naturelles et à la présence de l'homme - évolue inévitablement de l'amont à l'aval.



I. Sites d'études

La Loire supérieure et son premier affluent important, l'Allier ont été choisis comme terrain d'étude. Ces **deux cours d'eau voisins sont issus de la même hydro-écorégion, le Massif central**, caractérisée par un climat semi-continental, un relief de moyenne montagne et une géologie de « hautes terres granitiques et volcaniques » (Ivol-Rigaut, 1998 ; Andriamahefa, 1999). **L'Allier** prend ses sources au Moure de la Gardille dans les hautes Cévennes, à 1485 m d'altitude, et traverse des zones granitiques ou basaltiques comme la Margeride ou le Devès. **La Loire** naît de plusieurs « filets d'eau » dans le Velay oriental, au Mont Gerbier-de-Jonc à 1408 m d'altitude. Elle est l'un des drains majeurs du Massif central et entaille de hautes terres cristallines et volcaniques avant de traverser des bassins d'effondrement à remblaiement tertiaire.

Du point de vue climatique, le Massif central se situe à un carrefour d'influences à la fois océanique, continentale et méditerranéenne, plus ou moins marquées selon la situation géographique du lieu. L'influence océanique, sensible à l'ouest du Massif, se traduit par des températures moyennes

annuelles de l'ordre de 9°C vers 800 m d'altitude. La répartition saisonnière des précipitations est régulière, le minimum des précipitations étant observé en été et le maximum en hiver. A l'est, l'influence continentale se manifeste par des écarts thermiques forts (chaleur estivale et froidure hivernale). Les précipitations sont moins importantes en hiver qu'au printemps, période où se produisent des orages particulièrement marqués en fin de saison et en été. Dans la partie Sud du Massif (bordure orientale et hauts bassins de l'Allier et de la Loire), l'influence méditerranéenne apporte une douceur qui donne lieu à des précipitations moins fréquentes au printemps que dans la partie nord et à des pluies diluviennes en automne (André & Peiry, 2006). Ces pluies violentes occasionnent de fortes crues, elles sont dues aux grandes averses cévenoles (Estienne, 1978 ; Jubertie, 2006). En revanche, la sécheresse estivale est fortement marquée.

L'histoire géologique commune de ces bassins versants implique une forte similarité des reliefs traversés par les deux cours d'eau. Ainsi, à l'ère primaire, entre -360 et -290 millions d'années (Ma) survint l'orogénèse hercynienne donnant naissance à une immense chaîne de montagnes, réduite actuellement au Massif central et au Massif armoricain. Au Permien (-295 à -245 Ma) suivit une longue période d'érosion conduisant à la formation d'une pénéplaine où restèrent visibles les racines de la chaîne hercynienne. A l'ère tertiaire (-65 à -2 Ma) ce vieux massif fut « vigoureusement rajeuni » par l'apparition des chaînes de montagnes jeunes (chaîne Pyrénéo-provençale, Alpes). Le socle fut alors disloqué, entraînant la formation de horsts et de fossés d'effondrement (Limagnes, bassin du Puy-en-Velay, bassin de St Etienne), tandis que des phénomènes volcaniques se produisirent donnant lieu à la construction de nombreux édifices volcaniques. Les fossés se comblèrent de conglomérats comme dans les Limagnes d'Allier et les fossés de la Loire. Inégalement soulevé, le Massif central formait alors un massif dissymétrique, plus relevé au sud et à l'est, en raison de la proximité du plissement alpin. L'ère quaternaire fut marquée par des glaciations qui modelèrent les vallées jusqu'à la période actuelle (Holocène -0.01 Ma) (Mottet, 1999). Les reliefs subsistants qui caractérisent la géologie des couches superficielles sur lesquelles coulent l'Allier et la Loire, représentent les parties profondes de la chaîne de montagnes. Ils sont, de ce fait, composés de roches métamorphiques (comme les gneiss), cristallines (comme les granites) et volcaniques (basaltes).

Le Massif central est actuellement un ensemble de hautes terres (altitude moyenne : 715 m) présentant une grande variété de reliefs et de paysages. La partie orientale du Massif central est constituée par une succession de grands blocs cristallins érodés, entrecoupés de bassins sédimentaires avec la présence de nombreux volcans (par exemple, le Mont Gerbier-de-Jonc). Le centre du Massif central est la partie la plus élevée. Elle juxtapose une vaste région de volcans éteints, des horsts de

socle cristallin aux formes arrondies, érodées par les éléments et des vallées profondément encaissées (gorges de l'Allier par exemple). La résultante de ces processus explique à la fois la similarité des conditions hydrogéomorphologiques des deux cours d'eau et la diversité des habitats.

Pour des raisons pratiques, les études destinées à mettre au point la méthodologie ont été conduites sur l'Allier à l'échelle du tronçon, tandis que l'étude menée sur un linéaire a été faite sur diverses stations de la Loire supérieure.

- **Site atelier de la rivière Allier**

Nous avons travaillé sur un tronçon situé dans la partie sud de la plaine sédimentaire de la « petite Limagne de Brioude » (département Haute-Loire) remblayée de terrains oligocènes (sables, marnes et calcaires) (Fig. 6). A cet endroit, la rivière, de tracé méandrique, est très faiblement encaissée dans une plaine alluviale très large (cf. Fig. 6). Un tronçon d'environ 1500 m a été étudié (Tab. 7). Il s'agit de l'un des « sites atelier » sur lequel GEOLAB (Laboratoire de Géographie Physique et Environnementale) conduit une série d'études expérimentales. Il est constitué d'une succession de trois seuils et de trois mouilles et présente une grande diversité de biotopes : chenal lentique et lotique, plat, radier et rapide, avec la présence de bancs d'alluvions (Fig. 7).

L'intérêt de ce site atelier est aussi lié à la présence d'anciennes zones d'exploitation de granulats, notamment d'une gravière qui a capturé la rivière, induisant une interruption dans le *continuum* amont-aval des transports solides affectant la succession seuils-mouilles.

Tableau 7 : Principales caractéristiques physiques du site atelier de la rivière Allier

Coordonnée Lambert II étendu	X= 680.593 Y= 2041.290
Altitude (m)	400
Ordre selon Strahler (1957)	6
Distance à la source (km)	160
Surface du bassin versant (km ²)	2750
Module inter-annuel (m ³ .s ⁻¹)	30
Débit spécifique (l. s ⁻¹ . km ⁻²)	10
Crue décennale (Q 10 ans) (m ³ .s ⁻¹)	498
Pente (m.m ⁻¹)	0,0016
Largeur du chenal au niveau de pleins bords (m)	40
Puissance hydraulique au débit à pleins bords (W.m ⁻²)	120

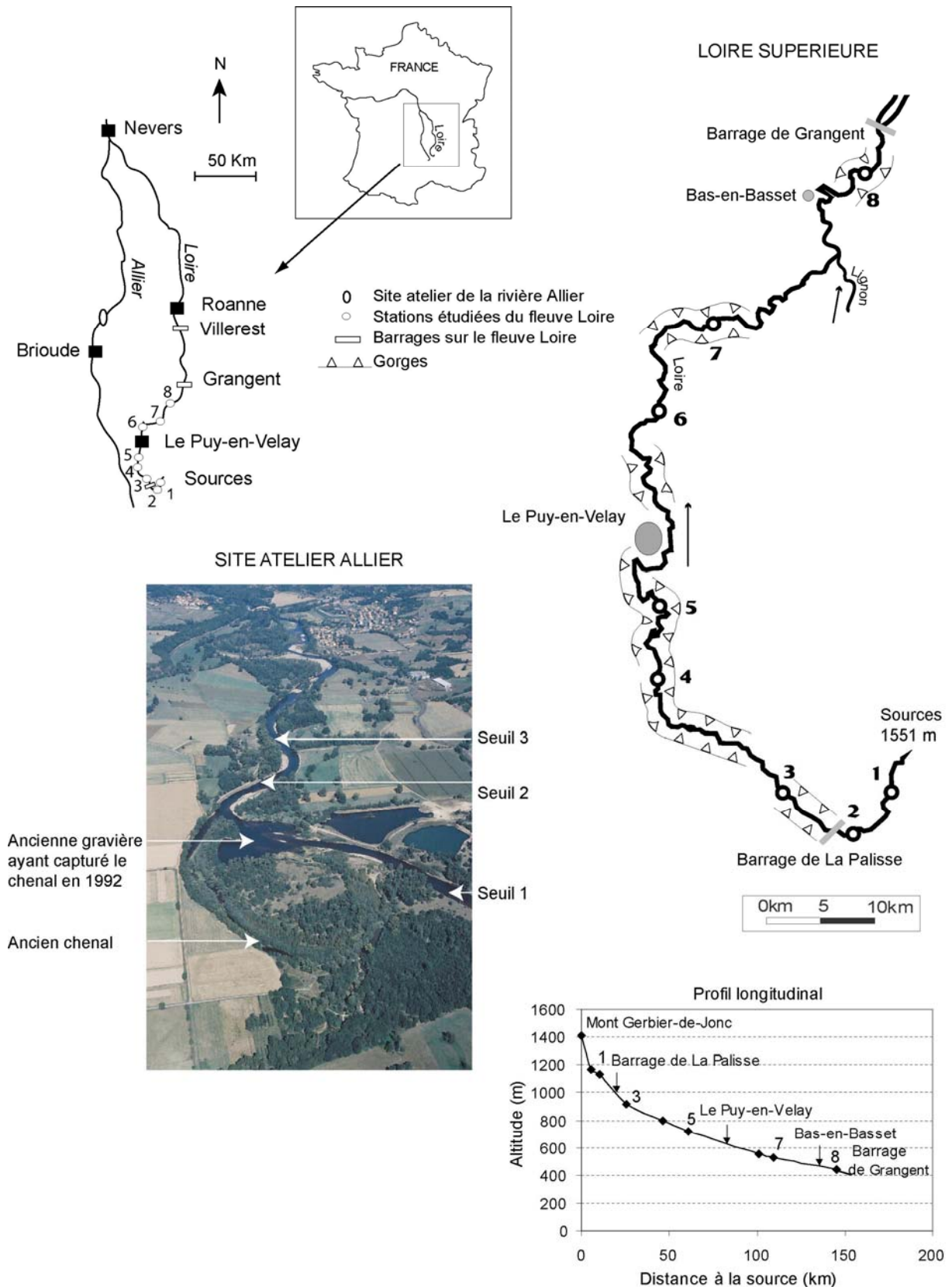


Figure 6 : Carte de situation du site atelier de l'Allier et des 8 stations d'étude de la Loire.

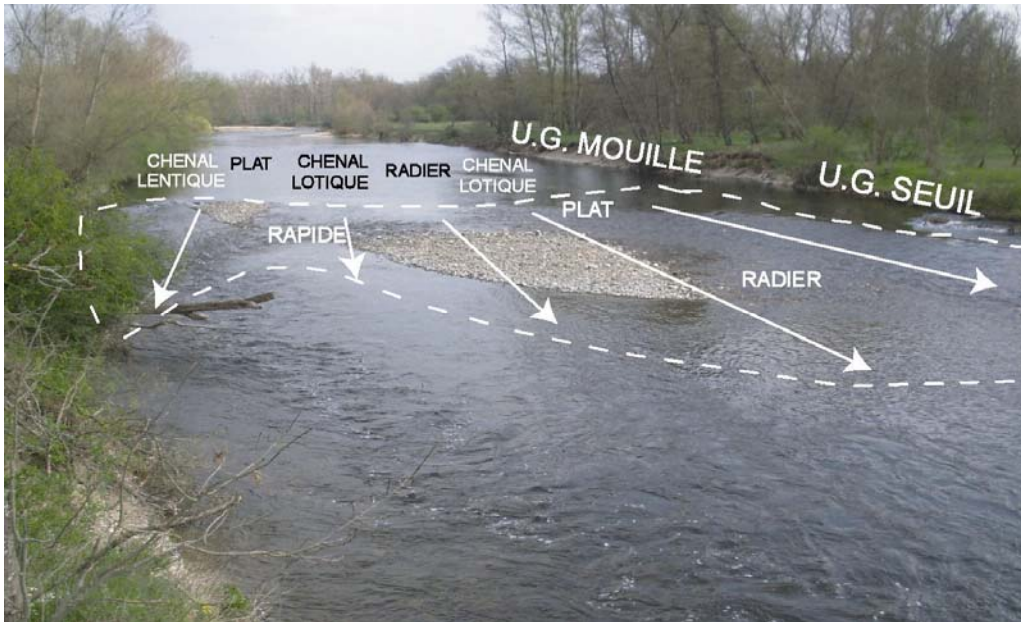


Figure 7 : Emplacements des biotopes composant les unités géomorphologiques de la partie amont du site atelier.

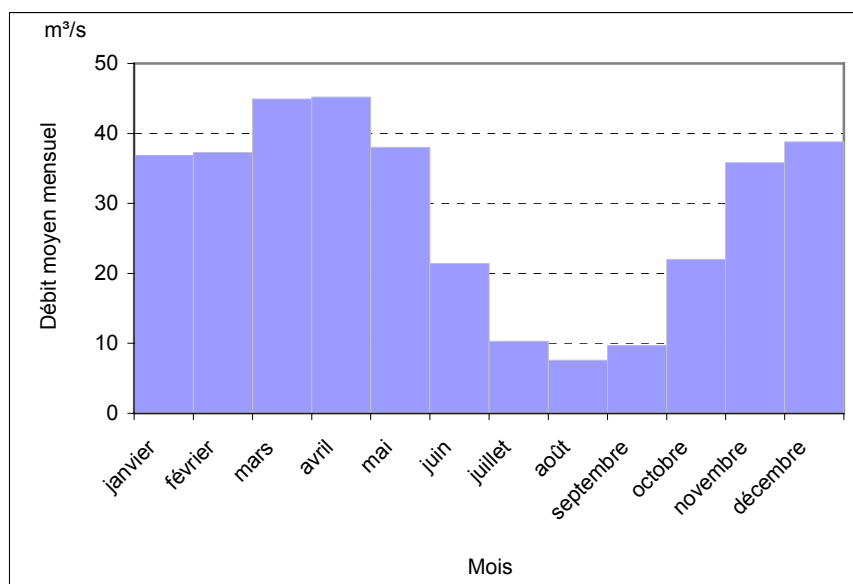


Figure 8 : Régime hydrologique de l'Allier à Vieille-Brioude (données calculées sur 90 ans)
Bassin versant : 2269 km².

L'hydrologie de la rivière Allier est de type pluvio-nival et elle est soumise à une triple influence océanique, continentale et méditerranéenne (Fig. 8). La sécheresse estivale est généralement bien marquée (plus faible débit en juillet et en août) et la hausse des débits est forte dès l'automne, saison fréquemment liée aux fortes précipitations venues du massif des Cévennes et associées à des crues. Ces forts débits durent jusqu'au printemps ; en hiver la courte période de rétention nivale qui touche

surtout les parties supérieures du bassin versant se traduit par une légère baisse des débits. Pendant la période estivale, et plus spécifiquement en juillet et en août, durant laquelle les pompages en rivière pour l'irrigation agricole sont les plus forts, la faiblesse des débits d'étiage est atténuée par les lâchers du barrage de Naussac, le « débit objectif » étant de ne pas descendre en dessous de $15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à Longues (bassin versant : 5370 km^2) près de Clermont-Ferrand (Tab. 8). Enfin, la puissance hydraulique indique un fort potentiel de transport solide permettant de mobiliser des sédiments sablo-graveleux (cf. Tab. 7).

Tableau 8 : Caractéristiques du soutien d'étiage apporté par le barrage de Naussac (d'après les données de la DIREN Auvergne).

Année	Volume lâché (m^3)	Nombre de jours de soutien	Début du soutien	Fin du soutien
1983	73	84	13/07	28/11
1984	41	74	09/07	28/09
1985	119	136	08/07	26/12
1986	61	114	01/07	14/11
1987	47	46	14/07	06/10
1988	28	71	21/07	30/09
1989	125	161	15/06	13/12
1990	55	98	20/07	23/10
1991	71	123	27/06	03/11
1992	14	40	12/08	21/09
1993	19	49	04/08	22/09
1994	44	72	04/07	14/09
1995	42	89	21/06	18/09
1996	48	105	01/07	14/10
1997	87	209	11/04	06/11
1998	72	182	24/06	23/12
1999	36	86	03/07	16/10
2000	46	82	09/07	29/09
2001	47	109	02/07	18/10
2002	43	97	23/06	09/10
2003	198	182	19/05	17/11

- **Stations étudiées sur le fleuve Loire**

Partant de la source jusqu'à la zone de remous du barrage de Grangent, la zone d'étude couvre une distance d'environ 150 km. Parmi les 8 stations, un seul seuil géomorphologique a été étudié aux stations 1, 3, 4, 6 et 8. Sur les stations 2, 5 et 7, trois seuils successifs ont servi à valider les résultats obtenus sur l'Allier. Comme sur le site atelier, le but était de vérifier l'incidence du choix d'un seuil plutôt que de son voisin immédiat en matière de bioindication (Fig. 6 et 9; Tab. 9). Le linéaire étudié couvre des situations très variées en termes de nature géologique du bassin versant (volcanique, granitique, sédimentaire), pente, largeur de la vallée (vallée étroite en « V » puis plus large en « U ») etc. Les caractéristiques géomorphologiques ont subi, par endroits, des modifications liées aux anciennes extractions de granulats dans le lit de la rivière.

Tableau 9 : Situation des huit stations du linéaire.

Stations	Noms (Lieu-dits)	Coordonnées Lambert II étendu	Altitude (m)	Rang Strahler	Distance à la source (km)
1	Ste Eulalie (Mascharade)	X= 746.929 Y= 1978.706	1170	4	6
2	Usclades-et-Rieutord (Rieutord)	X= 744.863 Y= 1975.871	1140	4	10
3	Le lac d'Issarlès (Pont de la Borie)	X= 735.570 Y= 1981.305	910	5	25
4	Goudet (Goudet)	X= 725.265 Y= 1989.070	795	5	43
5	Solignac-sur-Loire (Pont de Chadron)	X= 724.735 Y= 1997.605	715	5	54
6	St Vincent (Larcenac)	X=724.860 Y= 2016.575	550	6	89
7	Vorey (Fraceleyre)	X= 726.770 Y=2023.995	530	6	102
8	Malvalette (Vertamise)	X=743.537 Y= 2038.672	440	6	145

**Tableau 10 : Caractéristiques physiques de 5 stations étudiées sur la Loire
(absence de données pour les stations 1, 3 et 7 ; crue décennale = Q 10).**

Stations	Surface du bassin versant (km ²)	Module inter- annuel (m ³ .s ⁻¹)	Débit spécifique (l.s ⁻¹ .km ⁻²)	Q 10 ans (m ³ .s ⁻¹)	Pente (m.m ⁻¹)	Largeur du chenal au débit de plein bord (m)	Puissance hydraulique au débit de plein bord (W.m ⁻²)
2	62	2	41	89	0,009	23	180
4	432	6	13	180	0,007	45	140
5	732	-	-	-	0,005	58	-
6	1310	17	13	370	0,003	48	110
8	3234	38	12	640	0,002	77	80

Du point de vue de l'**hydrologie**, le régime de la Loire est similaire à celui de l'Allier (forts débits s'échelonnant de l'automne au printemps, plus faibles en hiver dus à la rétention nivale, basses eaux de juin à septembre), (Fig. 10). À partir de la station 4, les débits spécifiques, relativement faibles, indiquent que l'abondance moyenne est comparable à celle du site atelier de l'Allier. De plus, les puissances hydrauliques indiquent également un fort potentiel de transport par charriage (Tab. 10).

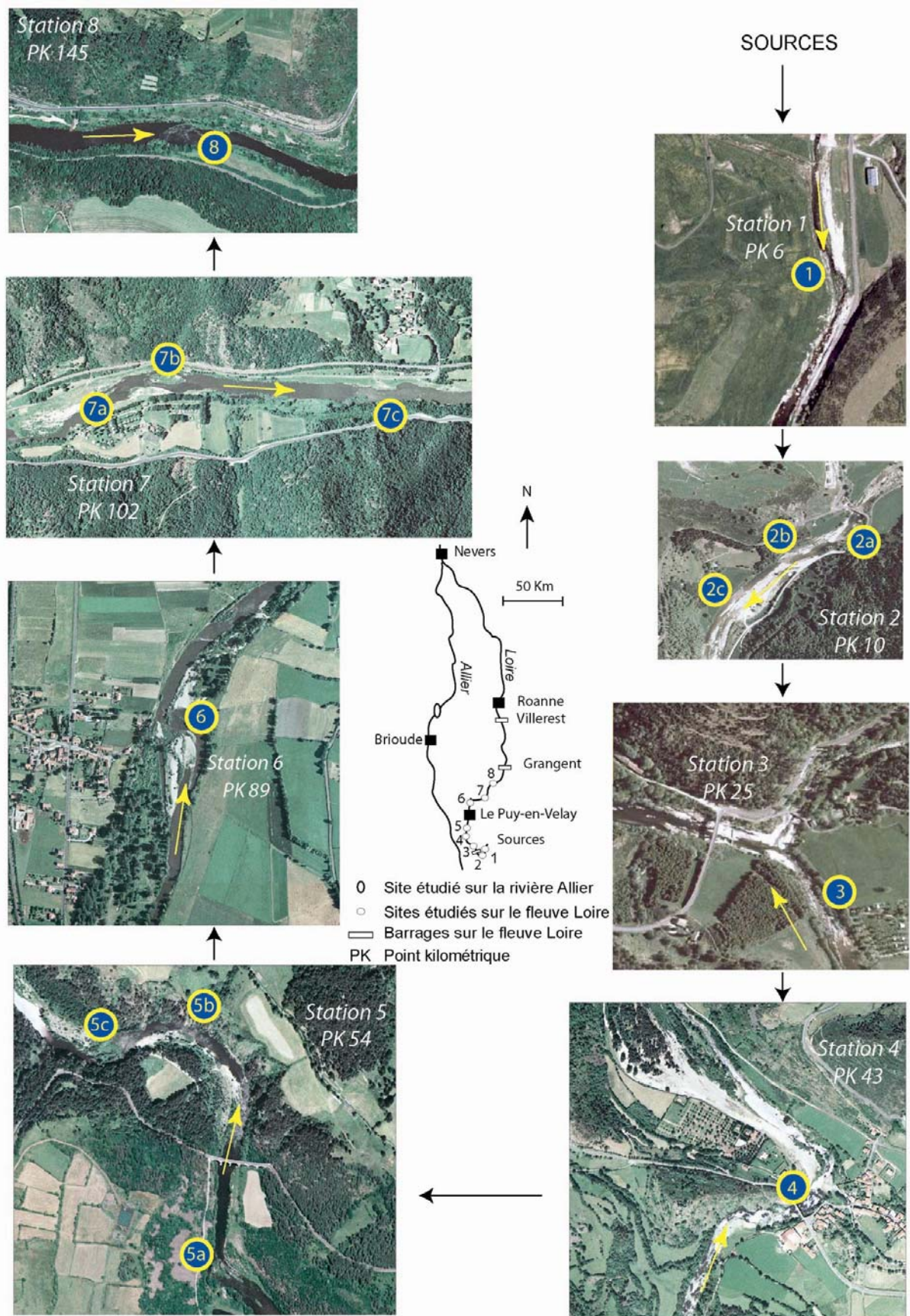


Figure 9 : Photographies aériennes et localisation des stations d'étude.

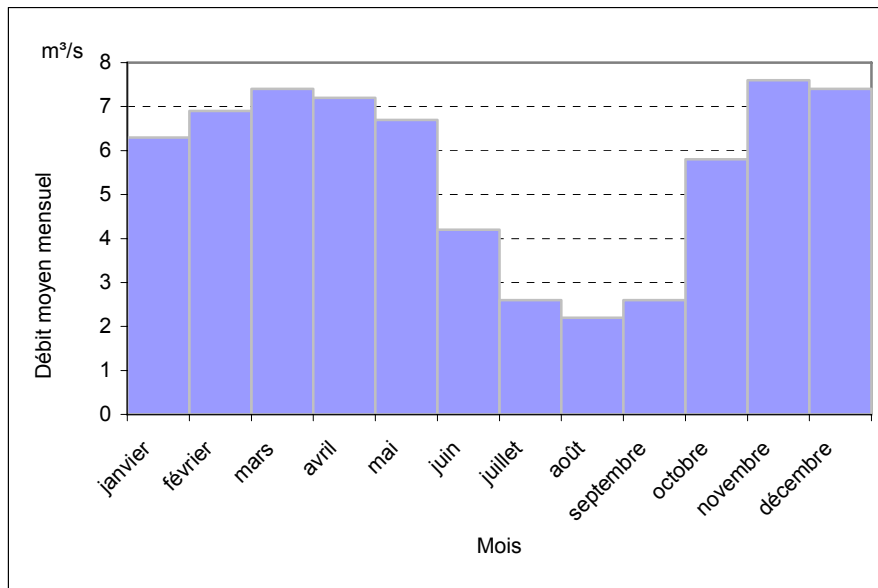


Figure 10 : Régime hydrologique de la Loire à Goudet (données calculées sur 62 ans). Bassin versant : 432 km².

Les modalités d'occupation des sols des bassins versants traversés par les deux cours d'eau sont assez **similaires**. Les têtes de bassins sont pour l'essentiel vouées à l'agriculture et plus spécifiquement à l'élevage bovins. Le paysage est composé d'une mosaïque de prairies et de forêts de conifères (reboisement) et de feuillus (développement naturel). L'habitat dispersé est constitué de petits villages et de fermes isolées. Plus en aval, la pression agricole s'accroît et la proportion d'espaces boisés diminue. Le paysage consiste en un mélange de cultures et de prairies. La proportion d'espaces urbanisés s'accroît, comme l'atteste la présence de villages et de villes de faible importance. Cette augmentation des activités humaines se traduit par un accroissement de l'impact anthropique entraînant des rejets divers issus des collectivités et des industries. La culture du maïs qui s'est développée dans les bassins tertiaires entraîne, comme au niveau du site atelier de la rivière Allier, le recours à une irrigation issue de pompages en rivières, avec ses conséquences sur le milieu récepteur.

II. Stratégie d'échantillonnage et outils utilisés

A. *Identification du seuil comme unité géomorphologique d'échantillonnage*

Comme nous l'avons indiqué précédemment, parmi les unités géomorphologiques présentes sur les rivières alluviales, nous avons émis l'hypothèse que l'échantillonnage de la macrofaune benthique

pouvait être avantageusement limité au seuil, cette géoforme étant plus accessible que la mouille. Pour valider le choix du seuil, nous avons d'abord défini une stratégie permettant de coupler la géomorphologie et l'hydrobiologie et donc de lier les paramètres abiotiques avec les données biotiques.

1. Analyse comparée d'un seuil et d'une mouille

La zone d'étude est composée d'une succession de trois seuils et de trois mouilles (cf. Fig. 6 p. 36). C'est sur les unités géomorphologiques (UG) seuil et mouille amont qu'a été développée cette première étape de la recherche, pour laquelle les biotopes présents dans ces UG ont été étudiés d'un point de vue physique et biologique.

1. Tout d'abord chaque **UG et ses biotopes** ont été cartographiés par une méthode experte sur la base de la topographie du fond, de la profondeur de l'eau, des vitesses du flux et de la turbulence apparente de l'écoulement (Fig. 11.1) : i) la délimitation aval des seuils ne pose généralement pas de problème car leur transition avec l'UG mouille qui leur succède est bien marquée (rupture de pente, approfondissement brutal de l'eau, passage d'un faciès d'écoulement turbulent, voire cascading, à un écoulement laminaire) ; ii) la limite amont du seuil est plus difficile à cerner car la transition avec l'UG, qui la précède, relève d'un gradient de profondeur (atténuation graduelle de profondeur dans la phase de remontée sinusoïdale du profil en long). De ce fait, nous avons considéré que l'UG seuil débutait lorsque la profondeur de l'eau devenait inférieure à 50 cm. Le travail de cartographie a été effectué à l'aide d'un DGPS Trimble Pro XRS (Differential Global Positioning System) permettant, après correction différentielle des données, d'atteindre un positionnement de précision submétrique.
2. Les **biotopes** ont été caractérisés d'un point de vue **physique** en tenant compte des variables suivantes : vitesse superficielle de l'écoulement (cm.s^{-1}), hauteur d'eau (cm) et granulométrie (mm), avec estimation *in situ* de la classe granulométrique dominante et estimation fine en laboratoire à l'aide de photographies du fond de la rivière. Pour ce faire, un échantillonnage aléatoire de points a été effectué sur l'ensemble de la surface de chaque biotope, 42 points (appelés « points géomorphologiques » sur la Fig. 11.2) ont ainsi été retenus. Chacun de ces points a été repéré sur le terrain à l'aide du DGPS. Pour chaque point, chacune des trois variables a été étudiée. La vitesse d'écoulement a été mesurée à l'aide d'un courantmètre Sensa Z300 OTT et la profondeur avec un réglet millimétrique. Nous verrons qu'à cette série

de points se sont ajoutés les points de collecte des macroinvertébrés (« point hydrobiologique ») dont les caractéristiques physiques ont permis d'accroître l'acquisition des données issues des variables abiotiques.

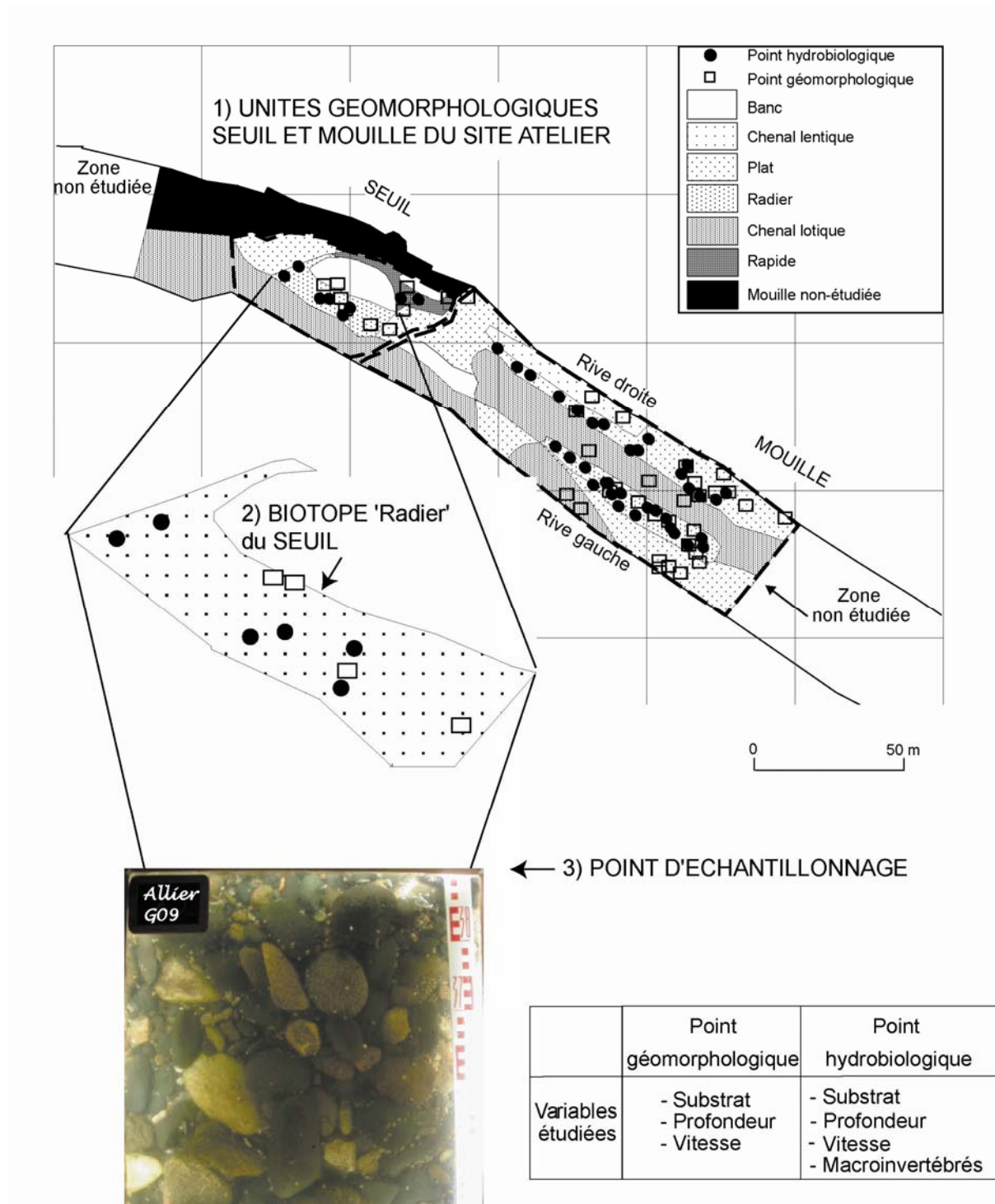


Figure 11 : Site atelier Allier : Représentation du seuil et de la mouille amont montrant les trois échelles de travail : 1 – les unités géomorphologiques seuil et mouille; 2 – les biotopes de chaque unité ; 3 – les points d'échantillonnage sur chaque biotope.

3. Les études classiques de **granulométrie** s'effectuent normalement sur le terrain à l'aide de méthodes telles que celle couramment utilisée par Wolman (« Wolman pebble count » ; Wolman, 1959) qui préconise d'étudier la distribution granulométrique en prélevant 100 particules et de mesurer la plus grande largeur de chacune d'elle. Le gros inconvénient de cette méthode est d'être destructrice et, compte tenu du grand nombre de points relevés, elle est aussi très consommatrice de temps. Pour pallier ces inconvénients, des photographies numériques du fond de la rivière ont été prises depuis une caisse en bois, munie d'un fond en plexiglas (surface 0,25 m²), posée en miroir sur l'eau (Fig. 12). Compte tenu de l'absence de transport solide par charriage au cours de la période de basses eaux estivale, le fond n'a pas été remanié et cette étude n'a pas été répétée pour la campagne hydrobiologique d'été (pour laquelle un jeu de données biologiques a été recueilli).

4. Les macrophytes sont des habitats privilégiés servant de refuge à des communautés denses de macroinvertébrés (Grubaugh *et al.*, 1996), mais ils sont très hétérogènes et non pérennes. Une analyse préalable (Beauger *et al.*, 2006) a permis d'éliminer ce type de substrats de notre protocole d'échantillonnage. Parallèlement à la caractérisation physique des biotopes, des **échantillons de macrofaune** ont été collectés de façon à ce que les sédiments ne soient pas trop perturbés par le piétinement, pour éviter une dérive des macroinvertébrés. Les organismes ont été recueillis à l'aide d'un filet Surber (surface d'échantillonnage 0,05 m² et maille 500 µm), lorsque la profondeur n'excédait pas 70 cm. Dans les zones les plus profondes, une benne Petersen (surface d'échantillonnage 0,04 m²) a été utilisée.
 Au départ, il était prévu de faire des triplicats de chaque classe de granulométrie présente sur le site (particules mesurées suivant l'axe b). Cependant, compte tenu de la conformation du terrain, les classes de granulométrie minoritaires (classes [8-16] et < 8 mm ; Tab. 11) ont été prélevées au *prorata* de leur présence. De même, les zones profondes, difficiles d'accès, ont été faiblement échantillonnées. *In-situ*, les invertébrés ont été tamisés, récupérés vivants et fixés (formaldéhyde à 10%), avant d'être conditionnés dans des piluliers. Ainsi, nous avons constitué une base de données de 55 échantillons. Comme nous l'avons précisé précédemment, vitesse, profondeur et granulométrie ont été mesurées à chaque point d'échantillonnage faunistique.

5. Des variables physico-chimiques ont également été mesurées *in-situ* à l'aide d'une sonde WTW Multiline P4. Il s'agit de la température (°C), du pH (unités pH), de la conductivité électrique (µS.cm⁻¹) et de la concentration en oxygène dissous (mg.l⁻¹).

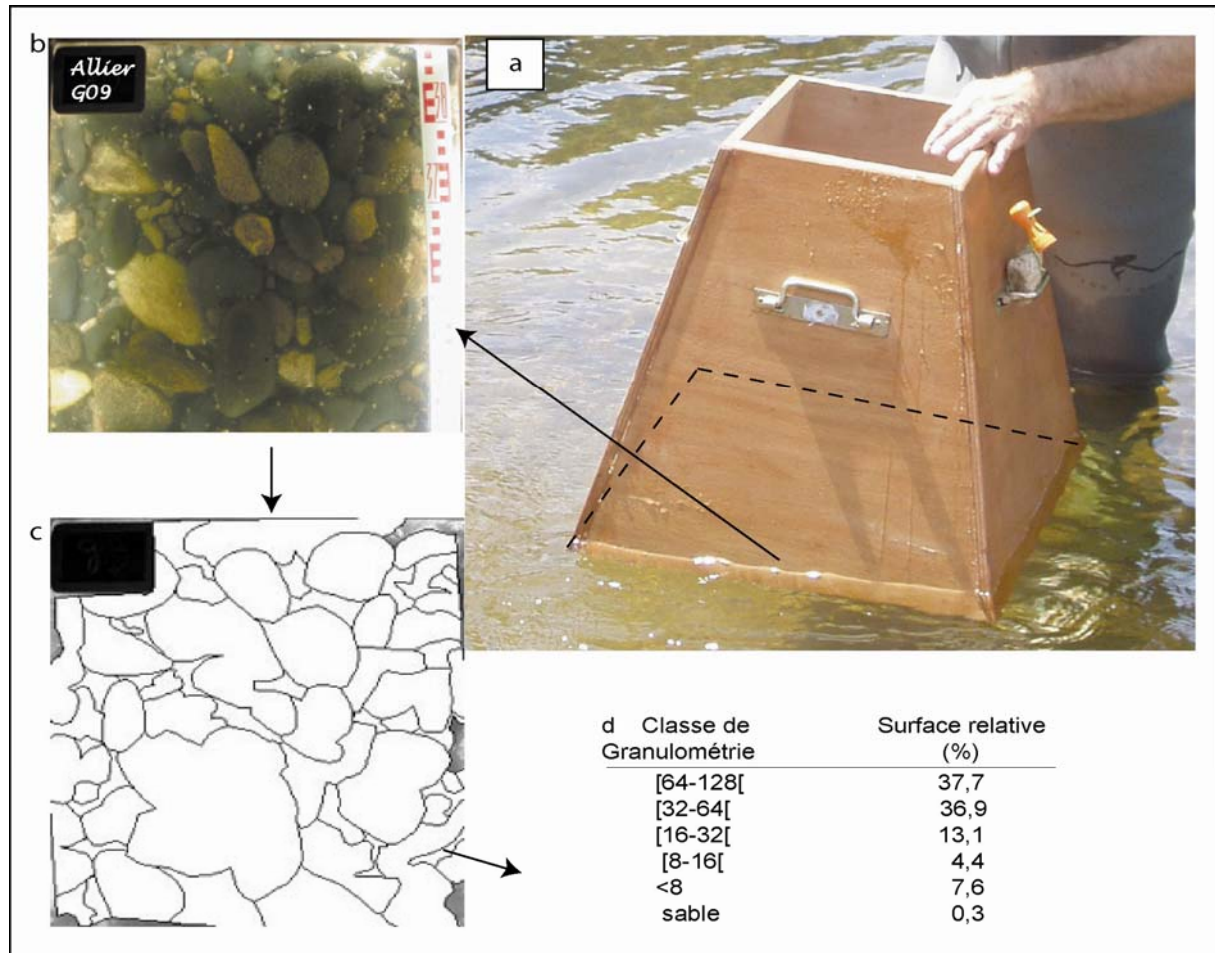


Figure 12 : Processus d'analyse de la granulométrie. a) Boîte munie d'un fond en plexiglas. b) Photographie du lit de la rivière. c) Interprétation de l'image photographique sous MapInfo. d) Tableau de résultats issus de MapInfo.

Tableau 11 : Correspondance entre les classes granulométriques et les substrats minéraux types (Wentworth, 1922 ; Malavoi et Souchon, 2002) (les appellations anglaises sont reportées en italique).

Substrats	Classes granulométriques (mm)
Sables (<i>sand</i>)	<2
Graviers fins (<i>gravel</i>)	[2-8[
Graviers grossiers (<i>gravel</i>)	[8-16[
Cailloux fins (<i>pebble</i>)	[16-32[
Cailloux grossiers (<i>pebble</i>)	[32-64[
Pierres fines (<i>cobble</i>)	[64-128[
Pierres grossières (<i>cobble</i>)	[128-256[
Blocs (<i>boulder</i>)	>256

2. Traitement des données

D'un point de vue physique, les différences entre les biotopes ont été testées.

1. Les points géomorphologiques et hydrobiologiques ont été positionnés sur la carte du site atelier à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) (logiciel MapInfo ; MapInfo, 2005) (cf. Fig. 11).
2. Les photographies du lit de la rivière ont été interprétées à l'aide du SIG, afin d'obtenir une estimation de la représentativité des différentes classes de granulométrie présentes sur le site atelier. Les classes retenues sont celles issues de la classification de Malavoi et Souchon (2002) (Tab. 11).
3. Les surface relatives (%) issues de cette interprétation des images, ont ensuite permis une suite d'analyses statistiques élémentaires de la granulométrie. La fréquence de chaque classe granulométrique a été calculée et des courbes de fréquences cumulées ont été construites pour chaque point géomorphologique et hydrobiologique. De ces courbes, la taille **médiane** des particules ainsi que leur **degré de tri** ont été extraits (Cailleux & Tricart, 1959). Le degré de tri, aussi appelé indice de classement, est un indicateur de la sélection hydraulique des particules par la turbulence de l'écoulement (Vatan, 1967). Il témoigne de la dispersion des particules par rapport à la tendance centrale de l'échantillon.
4. D'un point de vue statistique, les variables (vitesse d'écoulement, profondeur, médiane, indice de tri) ont été étudiées à l'aide des techniques d'analyses exploratoires des données (boîte à moustaches) puis analysées avec une Analyse en Composantes Principales normée (ACP) associée à des analyses inter-classes (inter-UG, inter-biotopes et inter-UG * biotopes) afin de mesurer la différenciation des groupes de biotopes (seuil de significativité $p < 0,05$). L'ACP est normée, c'est-à-dire qu'à chaque valeur est soustraite la moyenne de la colonne, l'ensemble étant divisé par l'écart-type. Cette analyse est particulièrement adaptée à l'étude des structures entre les variables car elles présentent une nature et un ordre de grandeur différents (Hotelling, 1933 ; Dolédec, 1986 ; Dolédec et Chessel, 1991).
5. Certains de ces biotopes étant communs aux deux unités géomorphologiques seuil et mouille, une ACP associée à des analyses inter-classes (inter-UG, inter-biotopes et inter-UG * biotopes) a été utilisée afin de savoir si les biotopes communs au seuil et à la mouille diffèrent d'un point de vue physique.

D'un point de vue biologique les macroinvertébrés recueillis sur les biotopes du seuil et de la mouille ont ensuite été analysés.

1. Concernant leur détermination, nous avons retenu les niveaux systématiques préconisés pour l'application des TBEP par Tachet *et al.* (2000) (famille à genre et espèce quand le genre n'a qu'une espèce).
2. Pour caractériser les biocénoses, nous avons utilisé les données suivantes : présence - absence de taxons polluo-tolérants et polluo-sensibles (séparés sur la base des méthodes IBGN et BMWP), richesse taxonomique, richesse générique en EPT et densité.
3. Pour déterminer si les distributions faunistiques sont significativement semblables ou différentes d'un biotope à l'autre, nous avons appliqué le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis aux richesses totales, aux richesses en EPT et aux densités (log transformées). Cette analyse a ultérieurement permis de regrouper les biotopes ayant le même potentiel d'accueil des organismes. Des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) associées à des analyses inter-classes (inter-UG, inter-biotopes et inter-UG * biotopes) ont été effectuées afin de tester la variabilité entre les deux unités géomorphologiques et entre les biotopes, de manière à visualiser la distribution des macroinvertébrés (taxons dont l'abondance relative est > 1%) en fonction des biotopes (seuil de significativité $p < 0,05$). L'AFC, pour laquelle la transformation effectuée correspond à un double centrage (Noy-Meir, 1973 ; Benzécri, 1973 ; Dolédec et Chessel, 1991) est la méthode la plus fréquemment employée pour traiter un tableau de données d'abondance. En effet, l'AFC ordonne les taxons et les relevés en fonction de leur profil et elle met en évidence des associations d'espèces indépendamment de leur abondance (Blanc, 2000).
4. Certains de ces biotopes étant communs aux deux unités géomorphologiques seuil et mouille, une AFC associée à des analyses inter-classes (inter-UG, inter-biotopes et inter-UG * biotopes) a été utilisée afin de savoir si les biotopes communs au seuil et à la mouille abritent des peuplements macrobenthiques significativement différents ou non (seuil de significativité $p < 0,05$).
5. Les biotopes étant eux-mêmes composés de différents habitats, ces derniers ont été pris en compte, afin d'affiner la stratégie d'échantillonnage. Pour savoir si, dans un biotope donné, certains habitats étaient plus biogènes que d'autres, les richesses totales, les richesses en EPT

et les densités (log-transformées) en relation avec les classes de vitesse d'écoulement, de profondeur et de granulométrie ont été étudiées à l'aide d'analyses exploratoires des données et de tests statistiques paramétriques (Analyse Multivariée de la Variance : ANOVA et MANOVA), pour les variables dont la distribution suivait la loi normale.

6. Les données physico-chimiques recueillies par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne de 2001 à 2006 sur 4 stations de mesure (Langogne, Saint Christophe, Prades et Auzon) ont été analysées avec des ACP associées à des analyses inter-groupes. Ces analyses permettent de mesurer l'incidence des lâchers d'eau en provenance du barrage de Naussac sur la concentration de différents paramètres pouvant témoigner d'une dégradation de la qualité de l'eau. Les paramètres retenus seront présentés au chapitre 3.

L'ensemble de ces données a été analysé à l'aide des **logiciels** de statistique SPSS (SPSS Inc., 1999) et ADE 4 (Thioulouse *et al.* 1997).

B. Incidence du choix du seuil sur l'évaluation du peuplement macrobenthique

1. Analyse comparée de trois seuils successifs en situation perturbée ou non

Le site atelier Allier et trois stations Loire ont servi de base, pour savoir s'il suffisait d'échantillonner les biotopes de l'un ou l'autre des seuils successifs, pour obtenir une macrofaune benthique représentative du secteur étudié.

Rappelons que sur l'**Allier**, le premier seuil est séparé des deux autres par une ancienne gravière, entraînant une interruption du transport de la charge sédimentaire par la gravière et un fort impact géomorphologique sur l'aval (cf. Fig. 6 p. 36). S'ajoutant à l'étude précédente réalisée sur le seuil amont, chacun des seuils situés en aval a été investigué (mesures abiotiques à l'échelle du biotope), permettant ainsi l'acquisition de 35 points géomorphologiques supplémentaires, positionnés grâce au DGPS (à quelques dizaines de centimètres près). Des triplicats de macroinvertébrés ont ensuite été réalisés sur chaque biotope et sur chaque classe granulométrique, permettant l'obtention de 20 points hydrobiologiques supplémentaires au printemps et de 26 en été.

De manière à nous affranchir de toute perturbation, nous avons réalisé la même étude (analyses inter et intra-stationnelles), sur des stations de **Loire** non impactées. Les stations 2, 5 et 7 localisées dans les parties amont, intermédiaire et aval du linéaire fluvial, et sur lesquelles se situent trois seuils successifs, ont été retenues (cf. Fig. 9 p. 40). Comme précédemment, la collecte des macroinvertébrés benthiques a été conduite sur la base de triplicats réalisés sur chaque biotope et sur chaque classe granulométrique.

2. Traitement des données

Analyse des trois seuils successifs de l'Allier :

1. Comme précédemment, les photographies des substrats ont été traitées à l'aide d'un SIG, de façon à calculer la granulométrie médiane de chaque point géomorphologique. Les vitesses d'écoulement, les profondeurs et les médianes ont été analysées à l'aide d'une ACP simple associée à une analyse inter-seuils, afin de tester l'incidence de la rupture du *continuum* sur les variables physiques et en particulier sur la granulométrie de la charge de fond (seuil de significativité $p < 0,05$).
2. Pour étudier la distribution des taxons sur les 3 seuils successifs et tester les possibles disparités de peuplement d'un seuil à l'autre, la richesse totale, la richesse en EPT et la densité totale (log-transformée), calculées pour chaque échantillon, ont été analysées à l'aide d'une ANOVA à un facteur. De plus, afin de comparer les différences taxonomiques des 3 seuils consécutifs, les listes (taxons dont l'abondance relative est $> 1\%$) ont été traitées à l'aide d'une AFC associée à une analyse inter-seuils (seuil de significativité $p < 0,05$).
3. Enfin, trois TBEP (degré de trophie, valeur saprobiale et mode d'alimentation) ont été retenus en raison de leur capacité à représenter l'impact de la gravière sur la qualité de l'eau et la composition faunistique. Ils ont été analysés à l'aide d'une Analyse des Correspondances Floues (ACF) associée à une analyse inter-seuils (seuil de significativité $p < 0,05$). L'approche granulométrique par le biais des photographies a permis une étude des microhabitats (*sensu* Tachet *et al.*, 2000) et donc de compléter les connaissances sur l'écosystème.

La base de données EMA (rapport du DESS « Systèmes d'information et d'aides à la décision », Beauger, 2001), conçue pour intégrer des données biotiques et le mode de calcul des TBEP, a permis d'obtenir les fréquences relatives pour chaque TBEP et pour chaque échantillon.

Le calcul des fréquences relatives de chaque modalité des TBEP a été réalisé suivant le protocole suivant :

1) La somme (S_{ij}) des notes d'affinité (X_{ijk}) est calculée pour chaque modalité (i) de chaque trait (j) sur l'ensemble des S_k taxons d'un relevé tel que :

$$S_{ij} = \sum_{K=1}^{S_k} X_{ijk}$$

2) Cette somme est pondérée par une expression des abondances ($\log_2 q_k \dots$) des différents taxons tel que :

$$S_{ij} = \sum_{k=1}^{sk} q_k X_{ijk}$$

3) Les sommes de notes d'affinité (S_{ij}) obtenues pour les n_j modalités du trait j ont été exprimées en termes de fréquences relatives par trait tel que :

$$S'_{ij} = \frac{S_{ij}}{\sum_{i=1}^{n_j} S_{ij}}$$

Analyse des trois seuils successifs de la Loire :

Une série d'analyses multivariées a permis d'identifier si les différences de peuplement sont plus fortes entre trois seuils successifs d'une même station qu'entre trois stations localisées en des positions différentes sur le *continuum*. Les ACP associées à des analyses inter-stations et intra-stations ont été réalisées à partir des vitesses d'écoulement, des profondeurs et des classes granulométriques des substrats (classes estimées *in situ*) (seuil de significativité $p < 0,05$). Les listes faunistiques (taxons dont l'abondance relative est $> 1\%$) recueillies aux différentes stations (et seuils associés) ont été traitées par des AFC associées à des analyses inter-stations et inter-seuils (seuil de significativité $p < 0,05$).

Le logiciel ADE4 a été utilisé pour réaliser ces analyses.

C. Effort d'échantillonnage

Après avoir démontré l'intérêt de travailler sur des seuils pour faire de la bio-évaluation, il était nécessaire de déterminer l'effort d'échantillonnage à déployer sur le terrain, c'est-à-dire de déterminer le nombre nécessaire et suffisant d'échantillons permettant d'obtenir une bonne représentativité de la richesse faunistique du peuplement macrobenthique.

1. Recherche du nombre d'échantillons

Le nombre d'échantillons (basé sur l'échantillonnage des substrats minéraux des seuils) a été calculé à partir des richesses taxonomiques déterminées au cours des campagnes de terrain réalisées sur l'Allier au printemps sur le seuil 1 (sur lequel un grand nombre d'échantillons était disponible) et en été sur les trois seuils du site atelier. Partant de là, un comparatif a été réalisé entre le protocole mis en place et une méthode multi-substrats, de type TBI (échantillonnage IBGN). Ce comparatif a été effectué successivement sur l'Allier, puis sur les stations 5 et 6 de la Loire, ce qui a nécessité une campagne de terrain supplémentaire au cours de laquelle les macroinvertébrés ont été collectés non seulement sur des substrats minéraux mais aussi sur les divers substrats présents sur les fonds de la Loire permettant l'obtention de 42 points hydrobiologiques supplémentaires.

2. Traitement des données

Le nombre d'échantillons représentatifs de la richesse taxonomique de la communauté de macroinvertébrés d'un seuil a été obtenu à partir des courbes de richesse cumulée réalisées avec le logiciel EstimateS (Version 6.0b1) (Colwell, 2000). Les résultats ont été interprétés sur la base statistique de « un nouveau taxon par échantillon » : si deux échantillons (X et Y) diffèrent seulement de un taxon et qu'il en est de même pour le couple d'échantillons suivants (Y et Z), etc., le nombre X est retenu, sinon l'opération doit se poursuivre (Fig. 13).

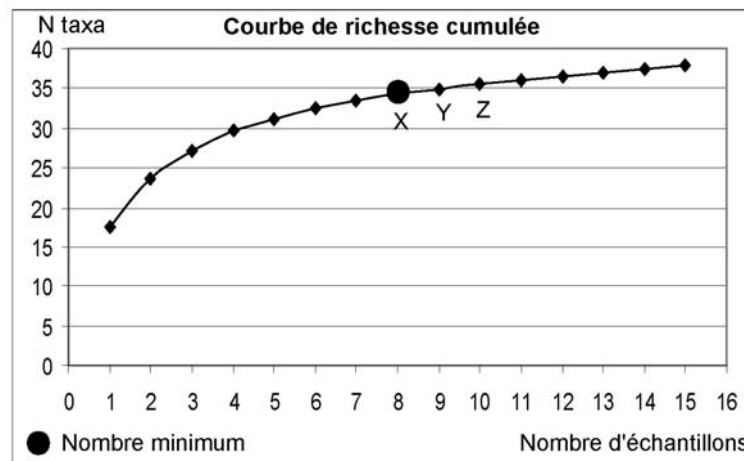


Figure 13 : Courbe de richesse cumulée permettant de déterminer le nombre d'échantillons à collecter.

Afin de **valider l'effort d'échantillonnage**, puis **d'affiner** le nombre d'échantillons représentatifs, les listes taxonomiques obtenues par le protocole proposé et par la méthode multi-substrats ont été comparées sur la base de la présence / absence des taxons avec une attention particulière pour les

taxons polluo-sensibles. Enfin, les modalités des trois TBEP retenus précédemment (degré de trophie, valeur saprobiale et mode d'alimentation) ont également servi de comparaison entre les méthodes.

D. Application du protocole à l'échelle d'un linéaire de rivière

Le protocole a été appliqué sur un linéaire de rivière, de manière à mettre en évidence la distribution amont-aval du peuplement de macroinvertébrés résultant de l'évolution naturelle et/ou de l'augmentation régulière de la pression anthropique.

1. Echantillonnage sur un secteur de Loire s'étendant sur 150 km

Dans cette perspective, nous avons travaillé sur les 8 stations du linéaire du fleuve Loire, avec les mêmes techniques d'acquisition des données abiotiques et de collecte des macroinvertébrés. L'information recueillie précédemment sur les 3 seuils d'une même station a été regroupée comme si un seul seuil avait été échantillonné.

2. Traitement des données

1. Pour étudier la variabilité **inter-stations**, une ACP simple associée à une analyse inter-stations (seuil de significativité $p < 0,05$) ont été effectuées sur les variables physico-chimiques mesurées par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne. Cette première analyse avait pour but de mettre en exergue d'éventuels impacts, avant d'en analyser les conséquences sur la macrofaune benthique.
2. La distribution des différents taxons en fonction des changements qui se produisent inévitablement le long du *continuum* a ensuite été analysée, avant d'identifier les regroupements de stations présentant un peuplement identique. Des AFC associées à des analyses inter-stations ont ainsi été exécutées sur l'ensemble du peuplement de macroinvertébrés (abondance relative $> 1\%$). Puis de manière à examiner s'il est possible de réduire l'effort consacré à la détermination, des analyses identiques ont été successivement réalisées en se limitant aux Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères (EPTC), puis aux EPT, ordres réputés les plus polluo-sensibles.
3. Afin de créer une typologie de référence de l'hydrosystème ligérien en amont du barrage de Grangent, des analyses de régressions entre la richesse taxonomique, la densité, le

pourcentage de filtreurs (mesurés pour chaque prélèvement) d'une part et l'altitude, les biotopes, la profondeur et la vitesse de l'écoulement d'autre part, ont été effectuées à l'aide de Modèles Additifs Généralisés (MAG) (cf. Castella *et al.*, 2001 ; Lehmann *et al.*, 2003). Enfin, des analyses similaires ont été effectuées sur différents taxons appartenant aux EPT et sur trois taxons appartenant aux Coléoptères, Diptères et Planaires, parmi les plus représentatifs du linéaire Loire. Pour cela, la vitesse de l'écoulement et la profondeur ont été log-transformées et les taxons ont été analysés en présence/absence.

Les données ont été analysées à l'aide des **logiciels** ADE4 et S-PLUS (Insightful Corporation, 2003).



Sur les rivières à successions seuil-mouille, divers auteurs ont montré que les perturbations physiques, dues à des modifications hydrologiques naturelles ou non, entraînent des changements de peuplements entre les deux types d'unités géomorphologiques (Minshall & Minshall, 1977 ; Brussock & Brown, 1991 ; Brown & Brussock, 1991; Carter & Fend, 2001 ; Pedersen, 2003 ; Brooks *et al.*, 2005). Des travaux portant sur les invertébrés ou les poissons peuplant ces mêmes successions, parfois associés aux effets saisonniers, ont mis en évidence des différences de distribution taxonomique (Huryn & Wallace, 1987 ; Parsons & Norris, 1996 ; Robson & Chester, 1999; Baptista *et al.*, 2001 ; Boyero & Bailey, 2001; Lamouroux *et al.*, 2002 ; Boyero, 2003; Schmera & Eros, 2004). De manière générale, ces études montrent essentiellement des différences entre la zone du seuil peu profonde, présentant des vitesses d'écoulement rapides, et la zone de la mouille plus profonde avec des vitesses lentes. D'autres études ont permis d'illustrer les différences de distribution des macroinvertébrés entre les biotopes plat, radier et mouille (Jowett, 1993; Crosa *et al.*, 2002 ; De Crespigny de Billy & Usseglio-Polatera, 2002), qui se rencontrent dans ces UG. Le rôle de la relation taxon – substrat dans la distribution des organismes a également été démontré (Cummins & Lauff, 1969 ; Hildrew *et al.*, 1980; Reice, 1980; Gurtz & Wallace, 1986 ; Ward, 1992; Leopold, 1994), conduisant cependant sur ce point, à

des résultats contradictoires. En effet, si Evan & Norris (1997) et Rempel *et al.* (2000) ont souligné l'importance de la relation taxon - substrat minéral - vitesse d'écoulement, Statzner *et al.* (1988) ont montré l'influence exclusive de l'hydraulique.

Cette macrofaune benthique est en effet sensible aux caractéristiques de son environnement telles que des variables interdépendantes comme la température, l'oxygénation, le débit, la turbulence, la lumière, mais aussi la vitesse d'écoulement, la profondeur et le substrat (Southwood, 1977, 1988; Statzner *et al.*, 1988; Townsend, 1989; Ward, 1992; Leopold, 1994; Verneaux, 1994; Evan & Norris, 1997; Rempel *et al.*, 2000). Ainsi, la variabilité spatio-temporelle des conditions environnementales induit des différences de distribution des organismes. De ce fait, dans le cadre de l'échantillonnage de la macrofaune, il est généralement déconseillé de privilégier un habitat plutôt qu'un autre sous peine de n'avoir qu'une image incomplète du peuplement présent. Cependant, dès qu'il s'agit d'échantillonner les zones profondes ou rapides, des difficultés techniques se présentent, même en tête de bassin. Rappelons que ce constat nous a conduite à rechercher des géoformes fluviales aisément accessibles et pérennes pour en étudier la macrofaune benthique. Sur les rivières à successions seuils - mouilles où alternent des zones à haut fond et des zones plus profondes, nous avons cherché à privilégier la collecte des macroinvertébrés sur les seuils en raison de la plus facile accessibilité aux substrats.

L'objectif de ce chapitre est de vérifier si, dans le cadre de la bio-évaluation de la qualité de l'eau, il est possible d'obtenir une bonne représentativité de la macrofaune benthique en réduisant sa collecte à une géoforme présente sur tout le linéaire du cours d'eau (le seuil), facile d'accès et caractérisée par des biotopes peu profonds. L'hypothèse est de savoir s'il est pertinent de concentrer l'effort d'échantillonnage sur les biotopes du seuil sans altérer la bio-évaluation.

La démarche de validation de l'hypothèse est la suivante :

a) Travailler sur les caractéristiques physiques des biotopes.

En prenant en compte tous les biotopes, cette première étude a pour objectif de tester si les variables qui les caractérisent diffèrent significativement indépendamment de la saison. Dans l'hypothèse où les variables diffèrent, il s'agit ensuite d'analyser si des différences significatives existent entre des biotopes communs à l'UG seuil et à l'UG mouille. Ce travail permettra ainsi de vérifier si, d'une saison d'échantillonnage à l'autre, les caractéristiques physiques du milieu ont changé ou non (et pourquoi), bien que les conditions morphodynamiques diffèrent d'un biotope à l'autre.

b) Travailler sur les caractéristiques biologiques des biotopes.

En prenant en compte tous les biotopes (du seuil et de la mouille), c'est-à-dire en traitant l'ensemble de la base de données hydrobiologiques, il s'agit d'analyser si les peuplements diffèrent

significativement d'un biotope à l'autre au cours des deux saisons. Ensuite, de manière à limiter l'échantillonnage aux biotopes du seuil, il convient de vérifier s'il n'y a pas de perte d'information taxonomique, en ne retenant que les biotopes communs au seuil et à la mouille. Enfin, à l'échelle des habitats, il s'agit d'identifier lesquels sont potentiellement les plus biogènes.

c) Rechercher la cause d'éventuelles différences saisonnières de la composition des peuplements.

En été, la qualité de l'eau est dégradée en raison des lâchers d'eau du réservoir de Naussac, localisé dans la haute vallée de l'Allier. Pour détecter son influence, les données physico-chimiques de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne recueillies sur des stations localisées en amont et à proximité immédiate de la zone d'étude, ont été utilisées.

L'étude a été menée au printemps et en été 2003, sur la partie amont du site atelier Allier. Ce site comporte deux UG seuil et mouille sur lesquelles s'agencent des biotopes appartenant aux 5 types suivants : plat, radier, rapide, chenal lotique et chenal lentique fréquemment décrits dans la littérature spécialisée (cf. Tab. 1, p.14).

I. Discrimination des biotopes par leurs caractéristiques physiques

Trois variables physiques ont été relevées sur le terrain : la vitesse d'écoulement, la profondeur et la granulométrie (classes de taille, cf. Tab. 11, p. 45) et traitées en retenant tous les prélèvements, indépendamment de la date à laquelle ils ont été faits. La variabilité saisonnière des conditions physiques a ainsi été analysée au moyen d'une Analyse en Composantes Principales simple complétée par une analyse inter-groupes. Leurs résultats démontrent que les différences entre les conditions physiques printanières et estivales ne sont pas significatives (Tab. 12), ce qui nous autorise à prendre en compte de manière conjointe les données de printemps et d'été dans la poursuite du traitement.

Des analyses inter-groupes ont ensuite été réalisées, par type d'Unité Géomorphologique, puis par type de biotopes, et enfin par type d'UG subdivisées en biotopes (croisement UG*biotopes), (Tab. 12), de manière à détecter leurs différences respectives. Les deux UG sont discriminées sur l'axe F1, la majorité des prélèvements effectués sur le seuil ayant des coordonnées factorielles négatives et inversement pour les échantillons collectés sur la mouille (Fig. 14 B). En revanche, l'analyse inter-UG demeure de faible qualité puisque seulement 5% de la variabilité totale est concernée (Tab. 12). Il

résulte également de l'analyse que le seuil est soumis à des vitesses plus élevées et à des granulométries plus grossières que la mouille ; en revanche, la mouille est caractérisée par des profondeurs plus fortes (Fig. 14 B).

L'analyse inter-biotopes indique une bien meilleure discrimination (la variabilité expliquée est de 41%). Les biotopes s'organisent selon un double gradient fondé sur la vitesse et la profondeur. Les biotopes caractéristiques de l'UG seuil et de l'UG mouille, s'individualisent très clairement, les biotopes communs aux deux UG étant regroupés dans une zone commune de la carte factorielle. En revanche, ces biotopes ne diffèrent pas significativement d'un point de vue granulométrique, toutes les classes de taille étant bien représentées partout, comme l'illustrent les valeurs de la médiane et du degré de tri (Tab. 13).

La discrimination fondée sur le croisement des UG*biotopes n'apporte pas d'accroissement sensible de la variabilité totale (Fig. 14 C, Tab. 12), ce qui signifie que si un seuil est scindé en radier ou en plat, il n'y a pas d'information complémentaire.

Tableau 12 : Décomposition de la variabilité des caractéristiques physiques des UG et des biotopes.

Analyse inter-groupe	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité P < 0,05
Saison	-	NS
UG	5	0
Biotopes	41	0
UG * Biotopes	43	0

Enfin, une ACP associée à une analyse inter-groupes a été réalisée sur les biotopes (plat et radier) communs aux deux UG. Elle démontre sans équivoque possible que les variables physiques ne diffèrent ni d'une UG à l'autre, ni d'un biotope à l'autre (prise en compte de seulement 4% de la variabilité totale), ce qui signifie qu'il est possible de travailler indifféremment sur une UG ou sur l'autre, car les caractéristiques physiques sont similaires.

Tableau 13 : Caractéristiques physiques des unités géomorphologiques et des biotopes qui leur sont associés (exemple des données de printemps avec moyenne $\pm$ écart-type).

Unité géomorphologique	Biotopes	Vitesse (cm.s ⁻¹)	Profondeur (cm)	Médiane granulométrique (mm)	Degré de tri granulométrique
MOUILLE	Chenal lentique	16,6 $\pm$ 0,7	112,5 $\pm$ 12,8	Pas de mesure	Pas de mesure
	Chenal lotique	102,9 $\pm$ 26,3	89,6 $\pm$ 20,5	idem	idem
	Plat	64,0 $\pm$ 25,8	29,5 $\pm$ 10,9	20,9 $\pm$ 8,9	2,0 $\pm$ 1,1
	Radier	69,6 $\pm$ 35,6	25,6 $\pm$ 7,1	21,7 $\pm$ 6,2	1,8 $\pm$ 0,6
SEUIL	Plat	70,6 $\pm$ 12,2	29,0 $\pm$ 9,2	33,5 $\pm$ 10,8	1,7 $\pm$ 0,1
	Radier	64,8 $\pm$ 44,3	16,8 $\pm$ 8,0	27,9 $\pm$ 6,9	1,8 $\pm$ 0,2
	Rapide	104,9 $\pm$ 48,2	23,6 $\pm$ 3,1	28,5 $\pm$ 15,1	2,3 $\pm$ 1,3

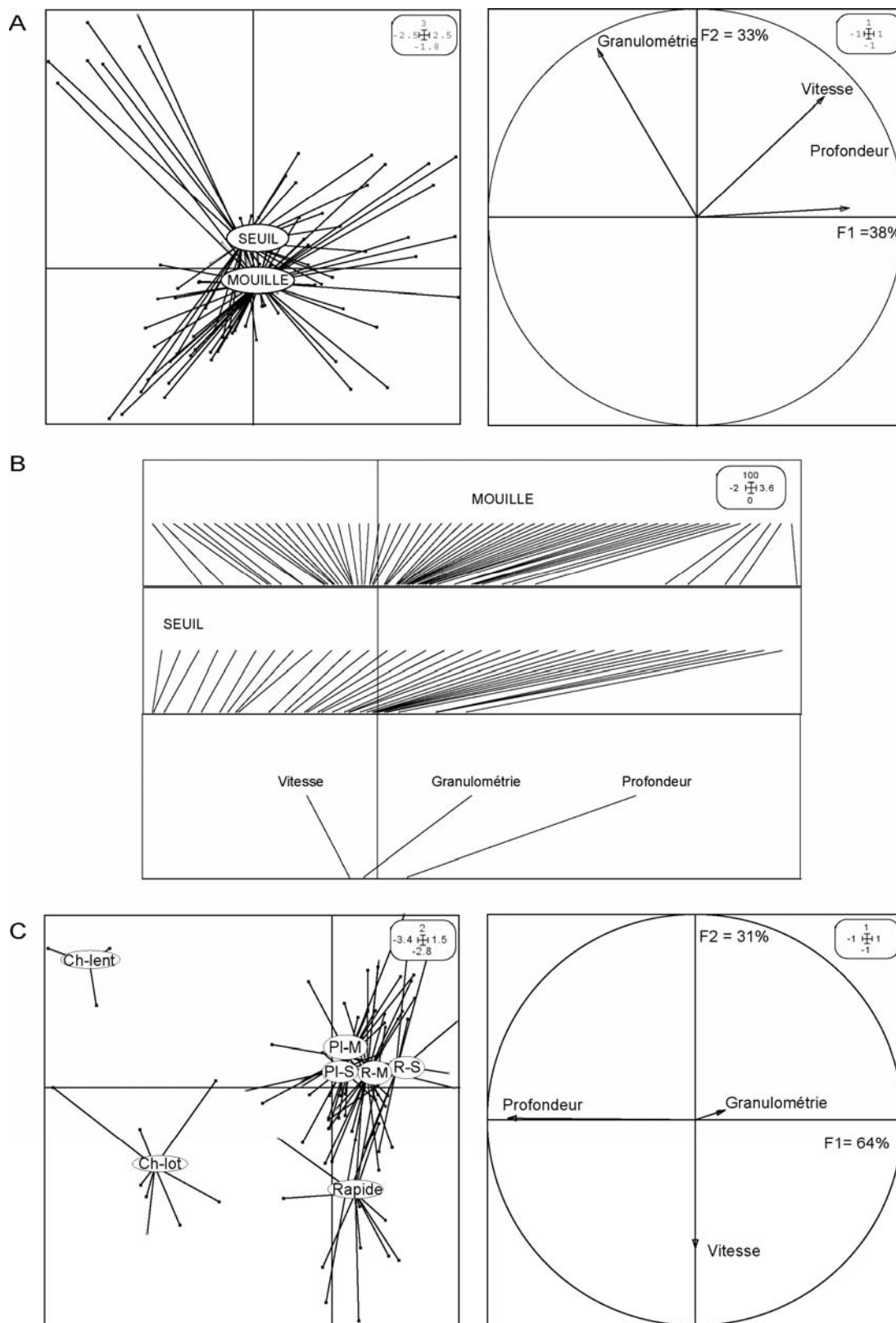


Figure 14 : A : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP initiale. B : premier axe factoriel de l'analyse inter-UG. C : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-biotopes (en référence à leurs biotopes respectifs). Ch-lent = chenal lentique ; Ch-lot = chenal lotique ; PI-M = plat de la mouille ; PI-S = Plat du seuil ; R-M = Radier de la mouille ; R-S = Radier du seuil.

En conclusion, prélever sur les seuils, facilement accessibles, permet d'échantillonner 3 des 5 biotopes de la zone d'étude. Deux d'entre-eux sont communs au seuil et à la mouille et leurs caractéristiques physiques ne diffèrent pas.

II. Discrimination des biotopes par les macroinvertébrés

A. *Peuplement macrobenthique du site atelier Allier*

Compte tenu de la stabilité hydrologique observée aux deux saisons d'études (juin : $11,7 \pm 2,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et août : $17,3 \pm 3,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) et de l'absence d'événement hydrologique majeur entre les deux campagnes de prélèvement, les peuplements de macroinvertébrés échantillonnés sur le site atelier de la rivière Allier peuvent être considérés comme représentatifs de conditions stabilisées. La macrofaune benthique est dominée par les larves d'insectes et les insectes aquatiques (98% du nombre d'individus au printemps et 96% en été). La majorité est composée d'Ephéméroptères, de Trichoptères, et de Plécoptères (EPT) représentant 48% du peuplement total au printemps et 54% en été (Tab. 14). Quelques mollusques, crustacés, annélides et oligochètes sont également présents. En considérant les groupes trophiques, il apparaît que les racleurs-brouteurs sont dominants durant les deux saisons. En été, les filtreurs augmentent légèrement (6%) tandis que les broyeurs diminuent (4%).

B. *Peuplement macrobenthique associé à chaque biotope*

Sur l'ensemble des biotopes présents, la richesse totale, la richesse en EPT et la densité sont très variables (Fig. 15). Ces trois paramètres présentent des valeurs élevées sur les plats, les radiers et le rapide quelle que soit la saison, la richesse totale et la richesse en EPT étant maximales sur les radiers. L'analyse statistique de ces différents paramètres, par le test de Kruskal-Wallis, montre cependant que seule la richesse en EPT diffère significativement au printemps, alors que c'est la richesse totale en été ($p < 0,05$).

La distribution des macroinvertébrés ($N > 1\%$) a d'abord été examinée par type d'Unité Géomorphologique, ensuite par type de biotopes, enfin par types d'UG subdivisées en biotopes (croisement UG*biotopes), (Tab. 15), au moyen d'une série d'analyses (AFC simple et analyse inter-groupes) réalisées sur l'ensemble des biotopes présents sur le site d'étude.

L'analyse inter-UG discrimine les deux UG au printemps comme en été. Les prélèvements du seuil sont regroupés autour des coordonnées factorielles négatives et inversement pour les prélèvements de la mouille. Cependant, cette analyse est de faible qualité car seulement 7% (9%) de variabilité est concernée au printemps (en été) (Tab. 15) (Fig. 16 et 17). Au printemps, les taxons créant la variabilité entre les deux types UG sont *O. rhenana*, *Heptagenia* et *Blepharicera* (présents majoritairement sur le seuil) ou *A. fluviatilis*, *Esolus* et *Hydraena* (présents majoritairement sur la mouille). En été, ce sont les *Serratella*, Simuliini et Perlodidae (présents majoritairement sur le seuil) ou les *Brachycentrus subnubilus*, *Limnius* et Gomphidae (présents majoritairement sur la mouille).

Tableau 14 : Abondance relative (%) des genres appartenant aux trois Ordres (EPT) regroupant les taxons polluo-sensibles.

EPHEMEROPTERA			PLECOPTERA			TRICHOPTERA		
Taxon	Printemps	Eté	Taxon	Printemps	Eté	Taxon	Printemps	Eté
<i>Baetis</i>	3,5	17,8	<i>Leuctra geniculata</i>	2,0	< 0,05	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	7,5	0,9
<i>Cloëon</i>	< 0,05		<i>Leuctra sp.</i>	0,5	9,8	<i>Agapetus fuscipes</i>	4,5	
<i>Procloëon</i>	< 0,05		<i>Protonemura</i>	0,1		<i>Glossossoma conformis</i>	0,2	
<i>Caenis</i>	< 0,05		<i>Isoperla</i>	< 0,05	0,1	<i>Hydropsyche</i>	3,5	7,8
<i>Serratella ignita</i>	13,5	0,8	<i>Perlodes</i>		< 0,05	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	0,4	6,4
<i>Ephemera</i>	0,1		Autres Perlodidae		0,1	<i>Setodes argentipunctellus</i>	0,8	< 0,05
<i>Ecdyonurus</i>	1,1	0,5	<i>Dinocras</i>	< 0,05		<i>Athripsodes</i>		< 0,05
<i>Epeorus sylvicola</i>	0,3		<i>Perla</i>		< 0,05	<i>Mystacides</i>		< 0,05
<i>Heptagenia</i>	0,3	0,6				Limnephilini		< 0,05
<i>Rhithrogena</i>	4,2	0,2				<i>Chimarra marginata</i>	< 0,05	5,8
Autres Heptageniidae	< 0,05	0,3				<i>Psychomyia pusilla</i>	1,9	1,3
<i>Leptophlebia</i>		< 0,05				<i>Rhyacophila s.stricto</i>	0,9	0,2
<i>Paraleptophlebia</i>		< 0,05				Autres Rhyacophilidae	0,3	0,1
<i>Chloroterpes picteti</i>		< 0,05				<i>Polycentropus maculatus</i>	< 0,05	
Autres Leptophlebiidae	< 0,05	< 0,05				<i>Goera pilosa</i>		< 0,05
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	0,4					<i>Silo pallipes</i>	< 0,05	
<i>Ephoron virgo</i>	0,9	< 0,05				<i>Lepidostoma hirtum</i>	< 0,05	
<i>Potamanthus luteus</i>	1,0	< 0,05				<i>Ithytrichia lamellaris</i>		0,1
						<i>Orthotrichia</i>		0,8
						Hydroptilidae		0,3
						<i>Sericostoma</i>		< 0,05

L'analyse inter-biotopes fait apparaître une meilleure discrimination (la variabilité totale expliquée est de 18% au printemps). En revanche, les résultats ne sont pas significatifs en été. Au printemps, les taxons créant la variabilité entre biotopes sont *O. rhenana*, *Heptagenia* et *Blepharicera* (présents majoritairement sur le rapide) ou les Tanytarsini (sur le chenal lentique), ou *Baetis*, *Rhithrogena*, *Rhyacophila* s.s et *Esolus* (sur le plat et le radier du seuil) ou enfin *E. virgo*, *Setodes*, *Esolus* et *Hydraena* (sur le plat et le radier du mouille). Au printemps, la distribution de la macrofaune benthique est donc significativement influencée par les biotopes (en été nous examinerons l'influence possible des lâchers de Naussac).

Enfin, avec 25 % de la variabilité totale, l'analyse inter UG*biotopes révèle que les biotopes communs au seuil et à la mouille sont très bien regroupés deux par deux (Fig. 16).

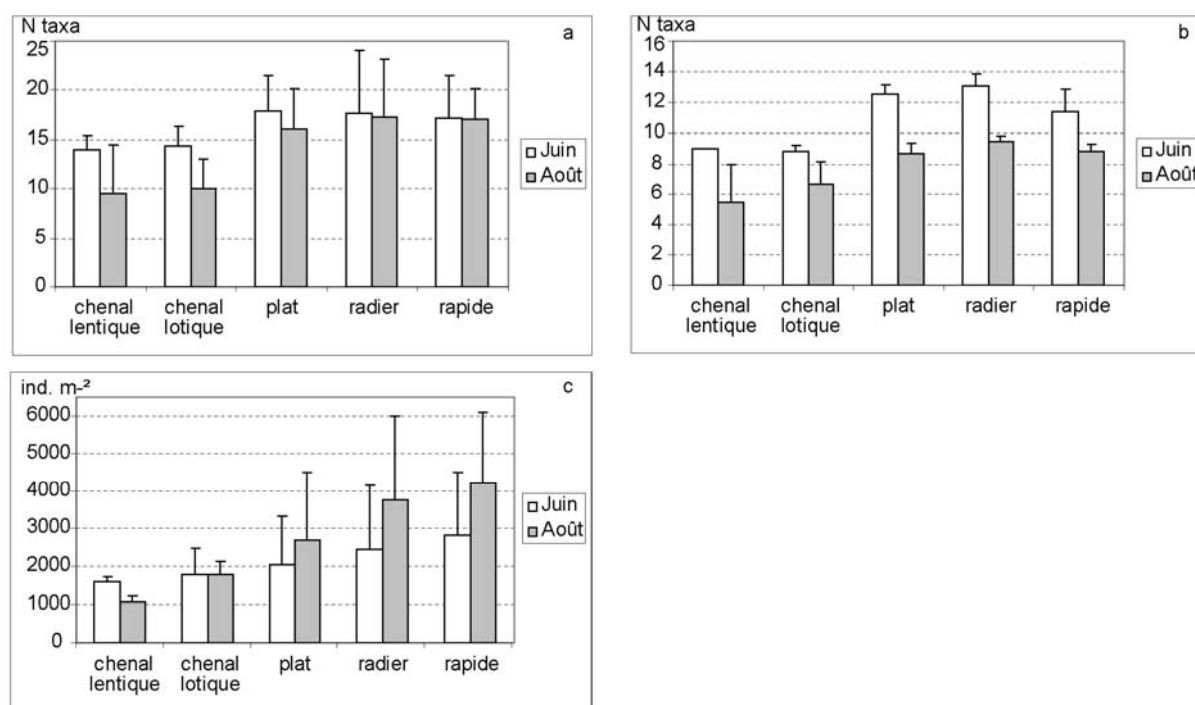


Figure 15 : Richesse totale (a), richesse en EPT (b) et densité totale (c) en macroinvertébrés dans les différents biotopes (moyenne ± écart-type).

Tableau 15 : Décomposition de la variabilité faunistique des UG et des biotopes.

Analyse inter-groupe	Juin		Août	
	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)
UG	7	0	9	0
Biotopes	18	0	-	NS
UG * Biotopes	25	0	-	NS

Même si la majorité des taxons présents sont ubiquistes et polluo-tolérants, des différences apparaissent au niveau taxonomique. En effet, des taxons sensibles à la pollution tels que *Leuctra* sp., *L. geniculata*, autres Perlodidae, *Agapetus fuscipes*, *Polycentropus flavomaculatus* et *Chimarra marginata* sont collectés sur les plats, les radiers et le rapide quelle que soit la saison. *Brachycentrus subnubilus* est échantillonné aussi bien sur les plats, les radiers et le rapide que dans le chenal lotique (Tab. 16).

Tableau 16 : Présence / absence des taxons les plus polluo-sensibles (correspondant aux Perlidae, Perlodidae, Brachycentridae et Leuctridae) selon les unités géomorphologiques et les biotopes.

(+ : présence du taxon ; - : absence du taxon).

	Taxons	MOUILLE				SEUIL		
		Chenal lentique	Chenal lotique	Plat de la mouille	Radier de la mouille	Plat du seuil	Radier du seuil	Rapide
Printemps	<i>Dinocras</i>	-	-	-	-	+	-	-
	<i>Isoperla</i>	-	-	-	-	-	-	+
	<i>Brachycentrus</i>	-	+	+	+	+	+	+
	<i>Leuctra</i>	+	+	+	+	+	+	+
Été	<i>Isoperla</i>	-	-	-	+	-	-	-
	Autres Perlodidae	-	-	+	+	+	+	+
	<i>Brachycentrus</i>	+	+	+	+	+	-	+
	<i>Chimarra marginata</i>	+	-	+	+	+	+	+
	<i>Leuctra</i>	+	+	+	+	+	+	+

C. Aptitude bioindicateur des biotopes plat et radier, communs aux deux unités géomorphologiques

Dans les biotopes communs au seuil et à la mouille, la richesse totale et la densité sont plus élevées sur le seuil que dans la mouille, quelle que soit la saison (Tab. 17). Une AFC simple associée à des analyses inter-groupes a été effectuée sur l'ensemble des échantillons collectés sur ces deux types de biotopes. La distribution des macroinvertébrés ($N > 1\%$) a été examinée par type d'UG, ensuite par type de biotopes et enfin par type d'UG subdivisée en biotopes (croisement UG*biotopes), (Tab. 18). Il n'existe pas de différence significative dans la composition des assemblages macrobenthiques et ce, quel que soit le type de groupe. Ainsi, en considérant les biotopes communs aux deux UG, les communautés de macroinvertébrés benthiques ne diffèrent pas significativement.

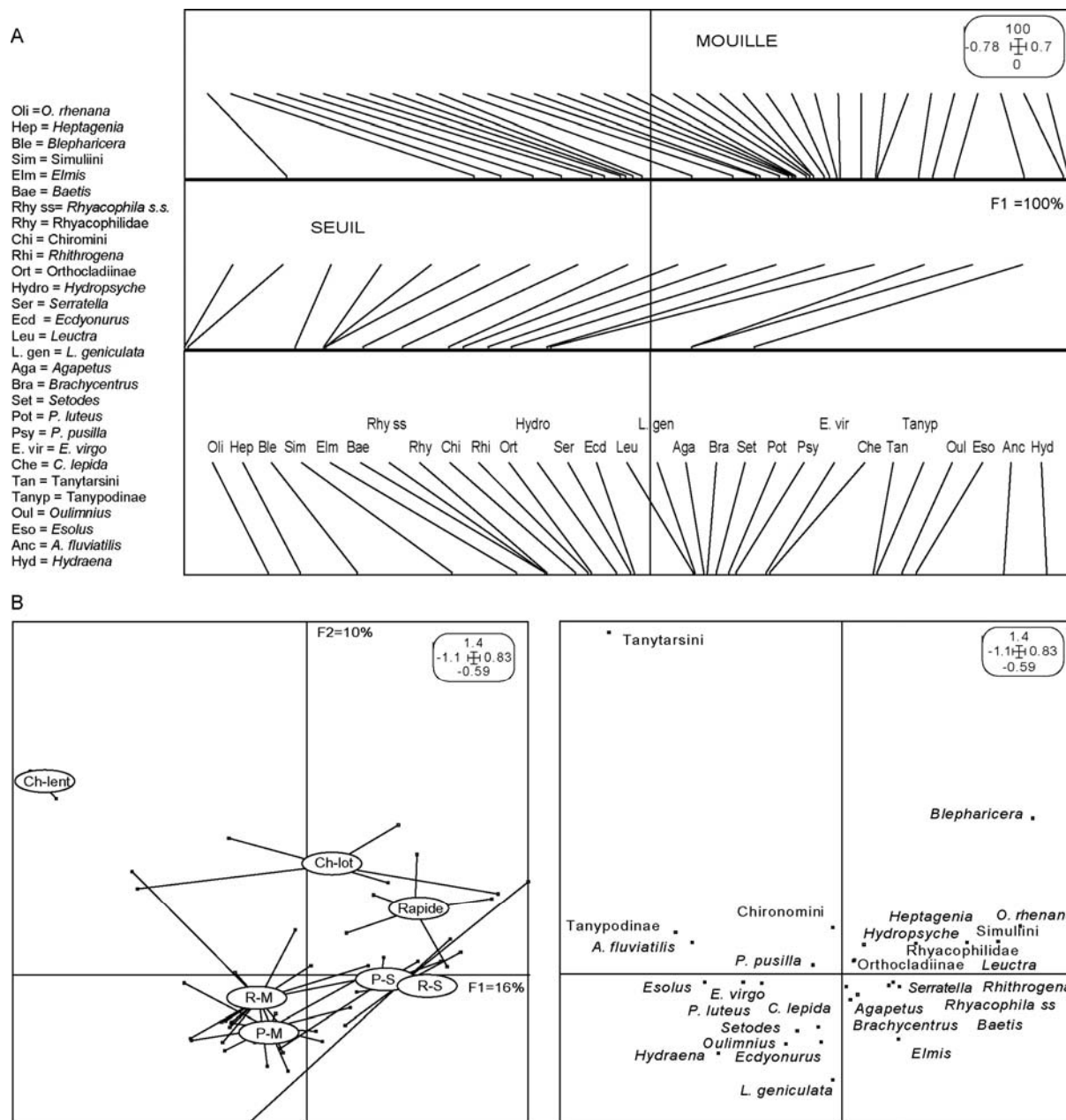


Figure 16 : Situation printanière. A : premier axe factoriel de l'analyse inter-UG réalisée à partir du tableau 'macroinvertébrés x UG x biotopes' du site atelier Allier. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-biotopes (en référence à leurs biotopes respectifs) et des taxons. Ch-lent = chenal lentique ; Ch-lot = chenal lotique ; P-M = plat de la mouille ; P-S = Plat du seuil ; R-M = Radier de la mouille ; R-S = Radier du seuil

Là encore, même si la majorité des taxons présents sont ubiquistes et polluo-tolérants, des différences apparaissent au niveau taxonomique (cf. Tab. 16). Au printemps, *Leuctra* sp., *Brachycentrus subnubilus* et *Polycentropus maculatus* sont présents sur les plats et les radiers sans distinction d'UG et *Dinocras*, *Isoperla* et *Protonemura* sont collectés sur le plat et le radier du seuil. En été, *Leuctra* sp., *Chimarra marginata* et autres Perlodidae sont collectés sur le plat, le radier et le rapide du seuil. D'autres, tels que *Isoperla* ou *B. subnubilus* sont présents sur le radier des deux unités. Il est clair que la majorité des taxons polluo-sensibles sont bien présents sur le seuil.



	Unité géomorphologique	Biotoxes	Richesse totale	Densité (ind.m ⁻²)
PRINTEMPS	SEUIL	Plat	17 ± 2	2743 ± 2042
		Radier	19 ± 7	2660 ± 1962
	MOUILLE	Plat	17 ± 4	1775 ± 848
		Radier	15 ± 5	2366 ± 1621
ETE	SEUIL	Plat	18 ± 4	4172 ± 2134
		Radier	20 ± 5	3590 ± 1352
	MOUILLE	Plat	15 ± 4	1972 ± 1035
		Radier	18 ± 4	3740 ± 2617

	Juin		Août	
Analyse inter-groupe	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)
UG	7	0,05	-	NS
Biotopes	-	NS	-	NS
UG * Biotopes	15	0,05	-	NS

Les UG n'influencent pas la composition de la macrofaune benthique, contrairement aux biotopes considérés dans leur ensemble. Cependant, en ne considérant que les biotopes communs aux deux UG, il n'existe pas de différence significative. Ainsi, retenir l'UG seuil ou l'UG mouille comme unité d'échantillonnage n'entraîne pas de perte d'information biologique, les taxons polluo-sensibles étant bien représentés sur les biotopes du seuil. Cette étape illustre tout l'intérêt de travailler sur les plats et les radiers de l'UG seuil, ce qui n'exclut pas les rapides dans lesquels les paramètres analysés sont très proches de ceux des deux autres biotopes. En outre, comme nous l'avons indiqué, ce type de géoforme est facilement repérable *in-situ*, ce qui dispense l'opérateur d'établir une carte des lieux avant de procéder aux prélèvements (comme dans le cas des habitats multiples).

D. Identification des habitats les plus biogènes dans les biotopes étudiés

Afin d'affiner la stratégie d'échantillonnage les habitats les plus biogènes ont été recherchés en relation avec les trois variables utilisées précédemment pour caractériser l'environnement physique (vitesse d'écoulement, profondeur et substrat) et susceptibles d'avoir une influence forte sur la distribution des macroinvertébrés, comme la bibliographie a pu le révéler. Pour cela, prenant en compte les différentes classes de vitesse, de profondeur et de granulométrie (Tab. 19), ainsi que les richesses (totale et en EPT) et les densités, nous avons recherché quelles variables étaient les plus discriminantes, avec une attention particulière pour les Plécoptères.

Tableau 19 : Classes de vitesse, de profondeur et de granulométrie caractéristiques du lieu d'étude.

Classes de vitesse (cm.s ⁻¹)	Classes de profondeur (cm)	Classes de granulométrie (mm)
[0-30[	<5	Sable
[30-70[	[5-25[	[16-32[
[70-90[	[25-40[	[32-64[
[90-120[	[40-55[	[64-128[
≥120	≥55	[128-256[
		[256-1024[

Au **printemps**, les plus fortes richesses totales, richesses en EPT (comprenant les taxons polluo-sensibles) et densités sont obtenues pour des vitesses comprises entre 30 et 120 cm.s⁻¹, des profondeurs allant de 16 à 50 cm (Fig. 18; Tab. 20). Au regard des substrats minéraux des seuils et des mouilles, les plus fortes richesses sont observées dans les substrats minéraux de taille comprise entre 32 et 256 mm. Les particules de taille > 64 mm sont les plus riches en EPT. Les fortes valeurs de densités sont obtenues pour les substrats > 128 mm. Les taxons polluo-sensibles échantillonnés sont associés aux vitesses > 70 cm.s⁻¹, aux profondeurs comprises entre 26 et 50 mm et aux substrats > 64 mm (ces derniers sont plus rugueux, ce que montrent les nombreuses irrégularités visibles sur les photographies du lit de la rivière). En **été**, les résultats obtenus sont comparables (Fig. 18 ; Tab. 20). Les plus fortes richesses totales, richesses en EPT et densités sont mesurées pour des vitesses

$> 30 \text{ cm.s}^{-1}$, les densités augmentant progressivement avec la vitesse. La profondeur ne joue plus de rôle déterminant. Les différents substrats sont colonisés de la même manière qu'au printemps.

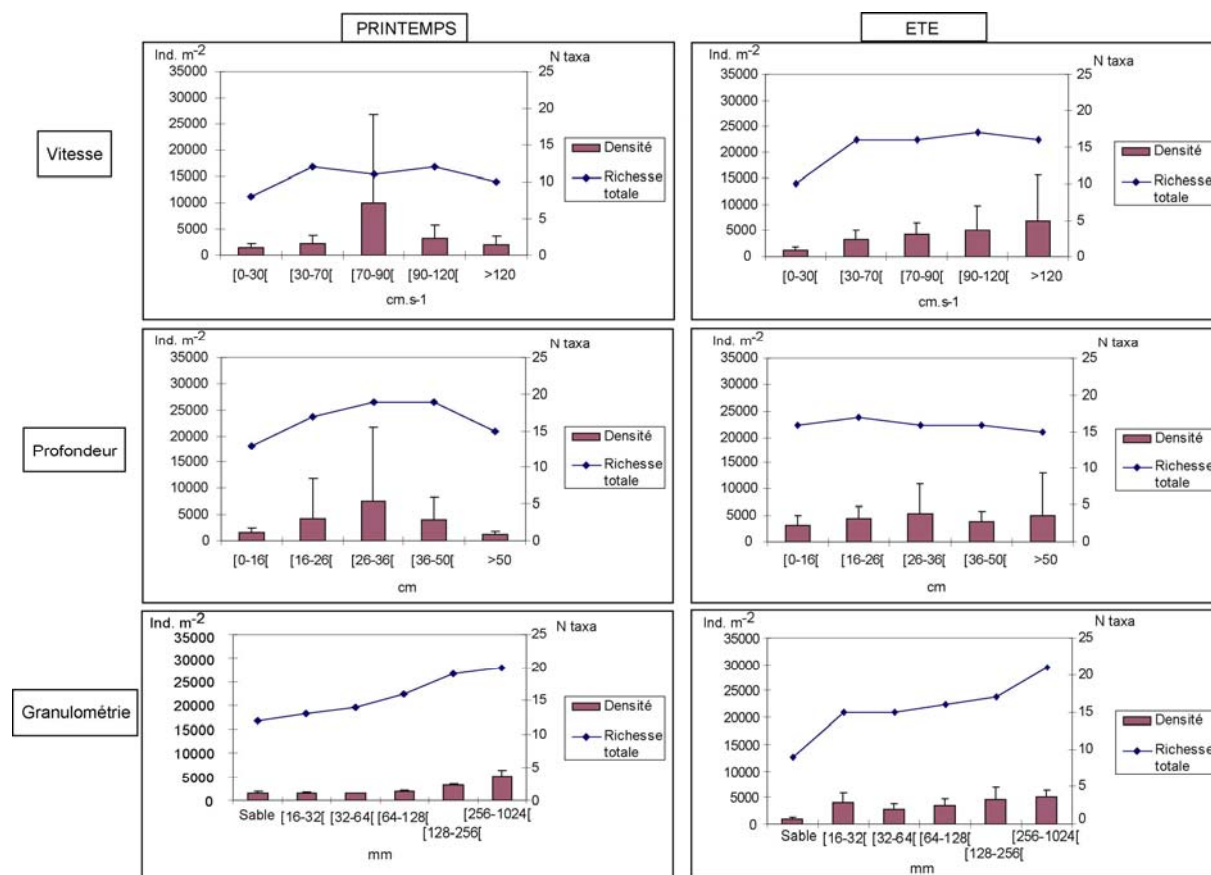


Figure 18 : Richesse totale et densité en macroinvertébrés (moyenne $\pm$ écart type) pour chaque classe de vitesse, de profondeur et de granulométrie sur le site atelier de la rivière Allier aux deux saisons.

L'analyse statistique MANOVA, effectuée sur la vitesse d'écoulement, la profondeur et les substrats, fait apparaître clairement que le peuplement de macroinvertébrés est influencé par la vitesse d'écoulement, la profondeur et la taille des particules (Tab. 21). L'ANOVA souligne que les richesses totale et en EPT et la densité sont discriminées par les substrats ($p < 0,05$) et la richesse en EPT par la profondeur au **printemps**. En **été** la richesse totale et la densité sont à la fois discriminées par la profondeur et les substrats, et la densité est influencée par la vitesse d'écoulement. A cette saison les résultats révèlent que le substrat a, en plus, une incidence statistiquement significative sur la richesse en EPT.

Tableau 20 : Richesse en EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) et densités minimales et maximales pour chaque classe de vitesse, de profondeur et de granulométrie sur le site atelier de la rivière Allier aux deux saisons.

		Printemps			Eté		
		Richesse EPT	Densité minimale (Ind.m ⁻²)	Densité maximale (Ind.m ⁻²)	Richesse EPT	Densité minimale (Ind.m ⁻²)	Densité maximale (Ind.m ⁻²)
Vitesse (cm.s ⁻¹)	[0-30[	8±5	420	2500	4±3	420	2300
	[30-70[	12±2	820	8840	7±2	860	8280
	[70-90[	11±3	580	58060	8±3	1480	10420
	[90-120[	12±3	580	11640	9±2	760	19780
	≥120	10±3	520	4600	9±2	1740	38260
Profondeur (cm)	[0-16[	8±4	420	3040	7±3	420	4980
	[16-26[	12±4	580	40380	8±2	540	25440
	[26-36[	12±3	980	58060	9±2	2300	10420
	[36-50[	15±4	820	11640	9±3	1480	7180
	≥50	9±1	520	2040	8±3	860	38260
Substrats (mm)	Sable	5±4	1140	2060	9±2	420	2500
	[16-32[	9±3	420	2120	6±2	2140	7420
	[32-64[	10±3	440	2520	8±2	760	4600
	[64-128[	12±3	520	4750	9±2	1140	5480
	[128-256[	14±2	1180	5300	9±2	1480	10420
	[256-1024[	14±3	2740	8840	9±1	3640	6300

Tableau 21 : Résultats de la MANOVA évaluant l'effet de la vitesse, de la profondeur et du substrat sur le peuplement de macroinvertébrés du site atelier Allier.

Source	Lambda de Wilks'	F	p
Vitesse	0,421	1,386	0,049
Profondeur	0,433	1,338	0,022
Substrat	0,099	3,062	0,000
Vitesse * Profondeur	0,535	0,766	0,588
Vitesse * Substrat	0,162	1,651	0,132
Profondeur * Substrat	0,146	1,566	0,189
Vitesse * Profondeur * Substrat	0,566	0,870	0,370

En ne retenant que les taxons les plus polluo-sensibles, il apparaît au **printemps** que les Plécoptères des genres *Dinocras* et *Isoperla* se trouvent sur les substrats grossiers (> 16 mm), avec une préférence pour des vitesses d'écoulement élevées et des profondeurs moyennes (Tab. 22). En **été**, les Plécoptères les plus polluo-sensibles sont *Perla*, *Isoperla*, *Perlodes*, ils sont associés à des tailles de particules plus grandes (> 32 mm). Ils sont mêlés à d'autres Perlodidae non identifiables au genre (individus de petite taille), collectés indifféremment sur des substrats de tailles variées (utilisant ainsi les anfractuosités des pierres, dans lesquelles se trouve une nourriture adaptée).

Tableau 22 : Distribution des Plécoptères les plus polluo-sensibles en fonction des différentes classes de vitesse d'écoulement, de profondeur et de granulométrie aux deux saisons.

	Taxons	Vitesse (cm.s ⁻¹)	Profondeur (cm)	Substrat (mm)
Printemps	<i>Dinocras</i>	[30-70[	[16-26[	[16-32[
	<i>Isoperla</i>	≥ 120	[16-26[	[128-256[
Eté	<i>Perla</i>	≥ 120	> 25	> 128
	<i>Isoperla</i>	> 30	Indifférent	Entre 32 et 256
	<i>Perlodes</i>	Entre 30 et 120	[16-26[	Entre 32 et 128
	Autres Perlodidae	Indifférent	Indifférent	Indifférent

Nous retiendrons que sur l'ensemble des macroinvertébrés benthiques collectés sur les substrats minéraux des seuils et des mouilles, les EPT se retrouvent, pour la plupart, parmi les substrats > 128 mm, la vitesse et la profondeur étant davantage liées à l'effet saisonnier. Ces résultats ont une forte incidence sur l'échantillonnage, ils suggèrent que les substrats grossiers sont à favoriser davantage que les particules < 32 mm (Beauger *et al.*, 2006).

III. Variabilité saisonnière de la physico-chimie de l'eau sous l'influence du barrage de Naussac

L'étude faunistique saisonnière, réalisée en période de stabilité hydrologique, hydraulique et géomorphologique, vient de mettre en évidence des différences notables de composition des assemblages de macroinvertébrés. Des conditions d'instabilité ne pouvant être incriminées pour expliquer ces différences, nous avons émis l'hypothèse qu'il s'agissait d'un effet des lâchers d'eau du réservoir de Naussac qui viennent soutenir les basses eaux estivales. Rappelons que ces lâchers varient en fonction des conditions hydrométéorologiques du moment, l'objectif étant que le débit de l'Allier à Longues ne descende pas en deçà de 15 m³.s⁻¹. Lors de la campagne de terrain de 2003 (année de canicule et de très fort déficit hydrique), les lâchers n'avaient pas encore débuté en juin, contrairement au mois d'août durant lequel Naussac exerçait un fort soutien d'étiage.

Les données, issues de la base de qualité de l'eau de l'Agence Loire-Bretagne de la période 2001-2006, ont été exploitées pour quatre stations (Langogne, Saint Christophe, Prades et Auzon) (Tab. 23). Langogne se situe en amont du barrage de Naussac, tandis que les trois autres stations sont soumises au soutien d'étiage estival (le début et la fin du soutien variant en fonction des années). La station d'Auzon est située à environ 3 km en aval du site atelier Allier. Les données de l'Agence sont issues de 6 à 7 campagnes annuelles, généralement mensuelles au printemps et en été, leur fréquence étant moindre pendant les mois froids ; les mesures sont faites le même jour à toutes les stations, ce qui autorise la comparaison.

Tableau 23 : Caractéristiques des stations de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne.

Station	Situation par rapport au barrage de Naussac	Superficie du bassin versant (km ²)	Distance par rapport au barrage de Naussac (km)
Langogne	Gorges en amont de Naussac	340	- 1
St Christophe	Gorges en aval de Naussac	522	24
Prades	Gorges en aval de Naussac	1350	61
Auzon	Plaine alluviale en amont de Naussac	2750	122

Les variables physico-chimiques sélectionnées dans la base de l'Agence sont celles: i) qui étaient communes à toutes les stations pendant la période 2001-2006 ; ii) qui présentaient des variations significatives dans le temps et d'une station à l'autre, tout en pouvant être des indicateurs pertinents de l'influence d'un réservoir sur la qualité des eaux. Pour cela, 9 variables ont été retenues (débits, matières en suspension, conductivité, oxygène dissous, phosphore total, phosphates, nitrates, ammonium et chlorures), ainsi que la contribution du barrage de Naussac au débit (fraction de l'écoulement total).

L'étude se subdivise en trois phases : 1) la caractérisation de la physico-chimie des quatre stations dans l'idée de faire apparaître l'effet amont-aval ; 2) l'analyse de l'effet des lâchers du barrage de Naussac pour les trois stations soumises au soutien d'étiage ; 3) La différenciation physico-chimique du site atelier Allier en fonction de la contribution du réservoir de Naussac au débit. Trois ACP et analyses inter-groupes ont été faites sur la base de données dont nous avons fait varier la structure. C'est ainsi qu'ont été traitées successivement les 4 stations, puis les 3 stations soumises à l'influence de Naussac et enfin la station d'Auzon la plus proche du site atelier Allier.

1) L'analyse statistique fait apparaître que la physico-chimie discrimine très bien les quatre stations (variabilité expliquée 32%, $p = 0$) et témoigne de leur position dans le *continuum* (Tab. 24). La station localisée en amont de Naussac et celle la plus aval d'Auzon s'individualisent très clairement ; les stations de Saint-Christophe et de Prades, reflet de la qualité de l'eau dans les gorges de l'Allier, sont très proches et également distinctes des deux autres (Fig. 19). L'analyse des variables montre l'existence d'un gradient croissant amont-aval de la conductivité, des orthophosphates, des MES et des chlorures, et d'un gradient décroissant de l'ammonium (l'oxygène dissous et les nitrates ne s'avèrent pas être des variables discriminantes).

Tableau 24 : Décomposition de la variabilité des caractéristiques physico-chimiques des stations avec et sans influence du barrage de Naussac.

Analyses	Analyse inter-groupes	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité (p < 0,05)
1) 4 stations	Stations	32	0
	Stations	18	0
2) 3 stations	Influence Naussac	18	0
	Stations * influence Naussac	38	0
3) Station d'Auzon	Influence Naussac	29	0

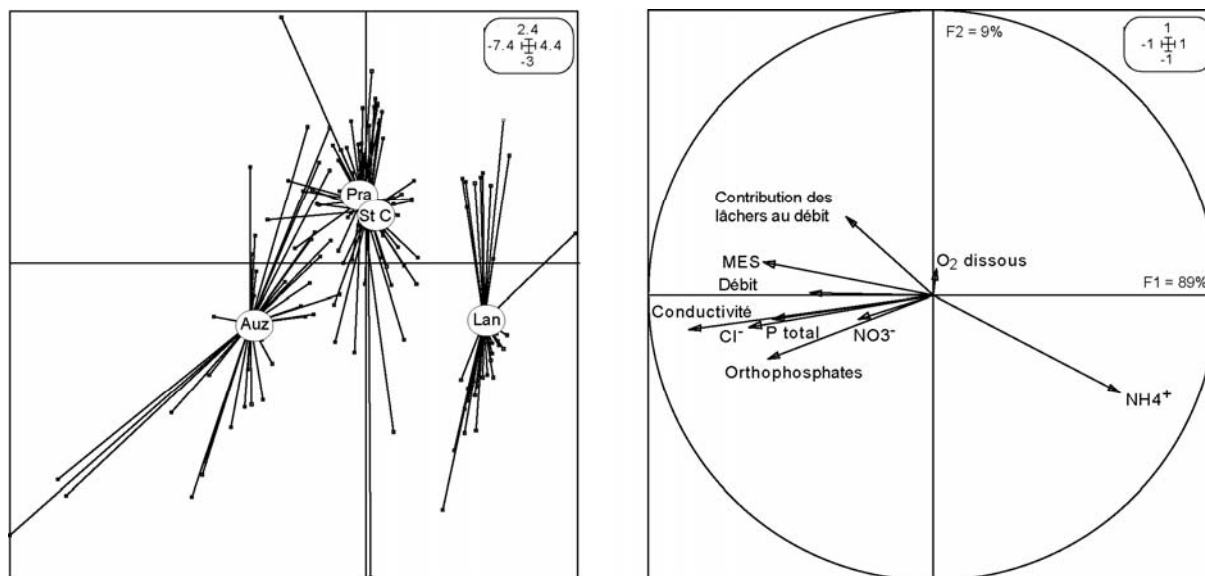


Figure 19 : Premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés physico-chimiques réalisés sur les 4 stations Allier dans l'analyse inter-stations. Lan = Langogne ; St C = St Christophe ; Pra = Prades ; Auz = Auzon.

2) Dans la seconde série d'analyses inter-groupes, l'influence du réservoir de Naussac est tout aussi discriminante que la position des stations sur le *continuum* (18% de la variance totale pour les deux - Tab. 24) et illustre l'impact du soutien d'étiage sur la qualité de l'eau. L'oxygène dissous et les nitrates sont maximums en dehors de la période de fonctionnement du barrage de Naussac, tandis que les chlorures et l'ammonium sont élevés en période de soutien d'étiage (Fig. 20).

3) L'analyse inter-groupes conduite sur la seule station d'Auzon (sur la base de l'influence ou non de Naussac) révèle une différence significative de la qualité des eaux entre les périodes de débit naturel (non influencé) et les périodes de soutien d'étiage (29% de la variabilité expliquée, p = 0). Ainsi, les mois de juin et d'août 2003 apparaissent clairement discriminés sur la Figure 21, juin 2003 étant un mois particulier car déjà anormalement sec.

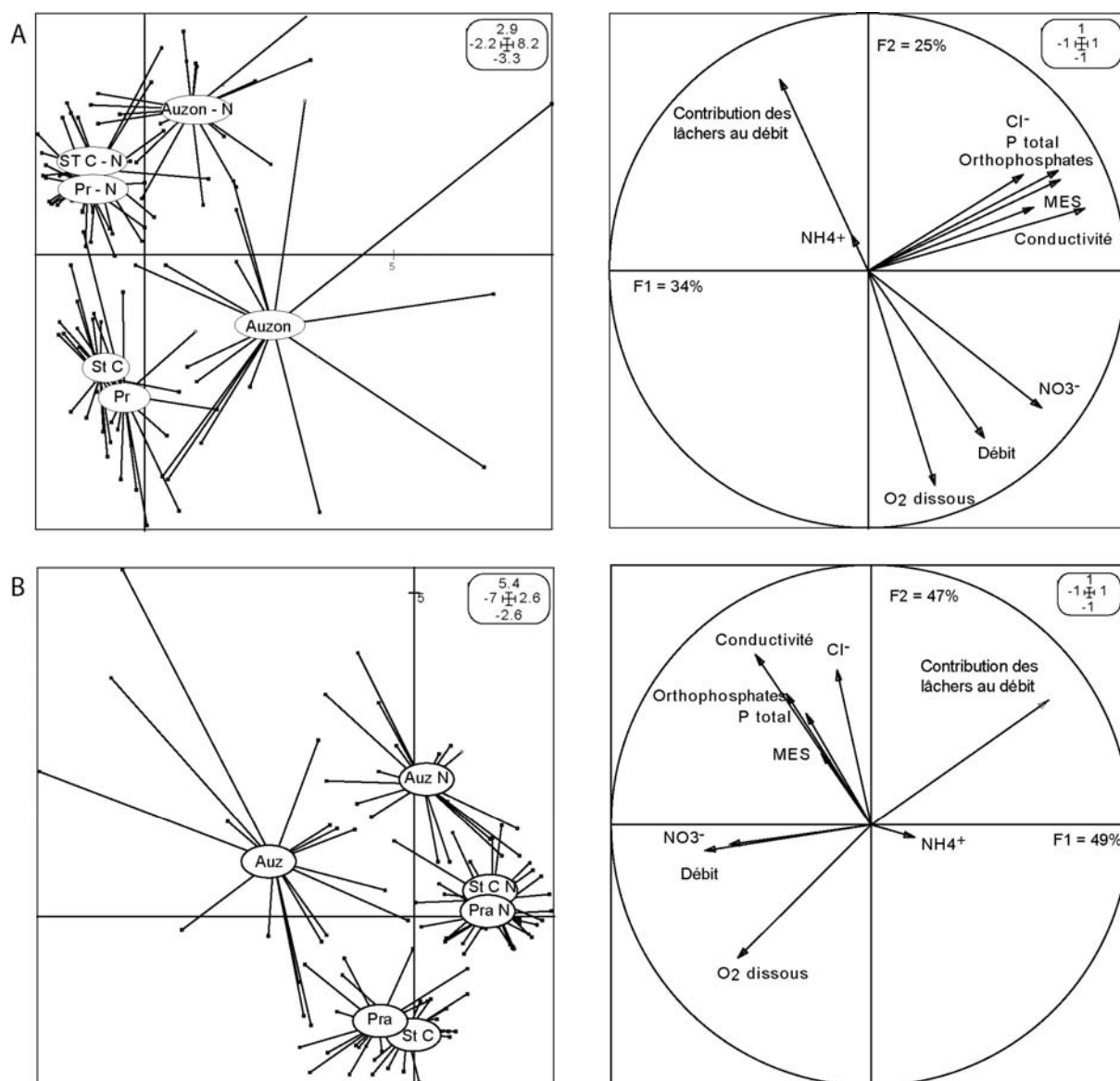


Figure 20 : A : premier plan factoriel des variables physico-chimiques et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP simple pour les 3 stations Allier. B : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-stations. St C = St Christophe ; St C N = St Christophe en période de soutien d'étiage ; Pra = Prades ; Pra N = Prades en période de soutien d'étiage ; Auz = Auzon ; Auz N = Auzon en période de soutien d'étiage.

Les lâchers estivaux du barrage de Naussac ont une influence significative sur les variables physico-chimiques de l'eau, que ce soit à l'échelle multi-stationnelle ou à celle du seul site atelier Allier. C'est très certainement un élément susceptible d'expliquer les différences saisonnières observées en 2003 dans la distribution du peuplement macrobenthique.

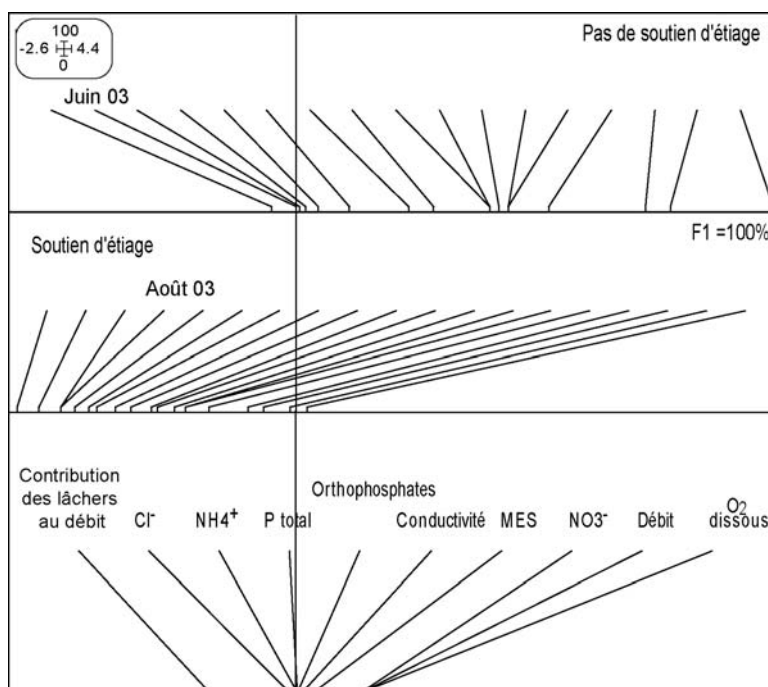


Figure 21 : Premier axe factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés physico-chimiques réalisés sur la station d'Auzon dans l'analyse inter-fonctionnement de Naussac.

IV. Discussion et conclusion

Nous allons discuter successivement du positionnement du site atelier Allier sur le continuum, puis de la réduction de l'échantillonnage des macroinvertébrés à la géoforme seuil et à ses biotopes. Ensuite, nous verrons qu'il est possible d'affiner l'effort d'échantillonnage à certains habitats de cette UG. Enfin, après avoir examiné l'incidence des lâchers du barrage de Naussac sur la macrofaune benthique, nous ferons le point sur l'ensemble des résultats de ce chapitre.

Le site atelier abrite une faune macrobenthique diversifiée avec des taxons polluo-sensibles tels que *Perla*, *Perlodes*, *Isoperla*, *Brachycentrus subnubilis*, etc. Il s'y mêle des taxons typiques des zones du rhithron tels que *Epeorus sylvicola*, *Rhithrogena* sp.... et des taxons typiques des zones plus potamiques comme *Oligoneuriella rhenana*, *Potamanthus luteus*, *Chimarra marginata*, *Cheumatopsyche lepida*, largement décrits par Ivol *et al.* (1997). Ainsi le site atelier de l'Allier peut être considéré comme une zone intermédiaire du *continuum* fluvial (Beauger *et al.*, 2006).

Au printemps, les caractéristiques morphodynamiques des cinq biotopes analysés gouvernent les biocénoses du cours d'eau (Tab. 25). Si la vitesse du courant discrimine systématiquement les chenaux lotiques et lentiques, ceux-ci sont regroupés en fonction des profondeurs élevées. Ces dernières limitent la transmission de la lumière et donc l'abondance du périphyton (Bournaud *et al.*, 1998) et par

conséquent le reste du réseau trophique (Quinn & Hickey, 1990), d'où leur rôle dans l'appauvrissement en organismes de ces biotopes (à l'inverse les zones lenticques favorisent le recrutement du plancton, Lair, 2005 ; 2006). En effet, les chenaux lotiques et lenticques présentent des richesses et des densités faibles et abritent essentiellement des taxons polluo-tolérants. Dans le chenal lenticque, la présence de fines peut être une autre raison expliquant la composition du peuplement en macroinvertébrés benthiques, comme le suggèrent Wood & Armitage (1999). Par ailleurs, les données de la littérature scientifique confortent nos observations : richesse spécifique et densité moins élevées dans les mouilles, etc. (Brown & Brussock, 1991; Brussock & Brown, 1991; Scarsbrook & Townsend, 1993 ; Grubaugh *et al.*, 1996; Carter & Fend, 2001; Crosa *et al.*, 2002 ; Buffagni *et al.*, 2004). Par contre dans les biotopes plats, radiers et rapides, les richesses et les densités sont élevées et de nombreuses familles polluo-sensibles, telles que les Perlidae, Perlodidae, Brachycentridae ou Philopotamidae, sont bien représentées.

L'analyse comparative des plats et des radiers, qui sont communs aux deux unités géomorphologiques (sans différence physique d'une UG à l'autre), révèle que les communautés de macroinvertébrés benthiques ($N > 1\%$) sont similaires, si ce n'est que les taxons polluo-sensibles sont moins bien représentés qualitativement et quantitativement dans l'UG mouille. La présence d'une faune spécifique sur le seuil, comprenant de nombreux EPT est en accord avec les résultats obtenus par Poff (1997) et Bonada i Caparrós (2003). Cela signifie que l'aire d'échantillonnage réduite au seuil n'induit pas de perte d'information taxonomique. Comme nous l'avons indiqué dans le chapitre 1, cela s'explique par le fonctionnement spécifique des seuils dans lesquels : 1) les sédiments sont remaniés en période de crue, ce qui engendre le « nettoyage » des fines et de la matière organique accumulées lors des périodes de basses eaux, dans les interstices entre les galets (matrice), (Keller & Melhorn, 1973) ; 2), les échanges entre l'eau de la nappe superficielle et les eaux de surface au niveau de la zone hyporhéique, par le biais des échanges hydrologiques sont à l'origine de processus tels que la nitrification (Lefebvre *et al.*, 2006). Le développement des macroinvertébrés est alors favorisé par la présence de nutriments qui sont moins limitants sur les seuils (Pepin & Hauer, 2002).

En été, les caractéristiques morphodynamiques des cinq biotopes analysés ne gouvernent plus la biocénose du cours d'eau, le peuplement de macroinvertébrés n'étant pas différent d'un biotope à l'autre. Ceci renforce le constat précédent : retenir l'UG seuil comme unité de base d'échantillonnage n'induit pas de biais dans la collecte des organismes (et donc dans la bio-évaluation de la qualité de l'eau).

Tableau 25 : Principaux résultats de l'étude portant sur les unités géomorphologiques et leurs biotopes du site atelier Allier

HYPOTHESES	CONCLUSION	
	Printemps	Eté
Caractéristiques physiques en prenant en considération tous les biotopes		
Différence entre les UG		NON
Différence entre les biotopes		OUI
Différence entre les UG * biotopes		OUI
Caractéristiques physiques en prenant en considération les plats et les radiers		
Différence entre les UG		NON
Différence entre les biotopes		NON
Différence entre les UG * biotopes		NON
Caractéristiques faunistiques en prenant en considération tous les biotopes		
Différence entre les UG	NON	NON
Différence entre les biotopes	OUI	NON
Différence entre les UG * biotopes	OUI	NON
Caractéristiques faunistiques en prenant en considération les plats et les radiers		
Différence entre les UG	NON	NON
Différence entre les biotopes	NON	NON
Différence entre les UG * biotopes	NON	NON
Impact du soutien d'étiage sur les variables physico-chimiques		OUI

L'analyse fine de la distribution des macroinvertébrés en fonction des caractéristiques des habitats montre que leur colonisation se fait préférentiellement à des vitesses comprises entre 30 et 120 cm s⁻¹ et à des profondeurs comprises entre 16 et 50 cm et ceci, quelle que soit la saison. Ainsi, les habitats peu profonds, présentant des vitesses modérées sont des lieux de vie très biogènes en matière de taxons polluo-sensibles, qu'il conviendrait de privilégier au moment de l'échantillonnage. Ces habitats correspondent bien à ceux présents dans les biotopes plat, radier et rapide. De tels résultats sont en adéquation avec ceux de Williams & Mundie (1977), Benke *et al.* (1984), Erman & Erman (1984), Hawkins (1984), Quinn & Hickey (1990), Angradi (1996) et Giller & Malmqvist (1998).

Comme le souligne Ward (1992), la majorité des macroinvertébrés montre une préférence marquée pour un ou plusieurs types de substrats, et nous venons de voir que le substrat est la variable ayant le plus d'influence sur les richesses et les densités. Ainsi, contrairement aux résultats obtenus par Beckett *et al.* (1983), Linhart *et al.* (2002), Nelson & Lieberman (2002) ou Graça *et al.* (2004), la profondeur et la granulométrie ont une influence significative sur le peuplement de macroinvertébrés. En ce sens, la diversité et l'abondance en taxons augmentent avec la stabilité des substrats (Giller & Malmqvist, 1998) et donc avec la taille des particules (Bravard *et al.*, 1997). En effet, comme nous l'avons souligné, les substrats minéraux > 64 mm en particulier, sont assez stables et grâce aux nombreuses irrégularités de leur surface, qui constituent autant de caches et de points d'attache pour les taxons, ils sont particulièrement biogènes. C'est là où se trouvent préférentiellement les individus de grande taille

(plus faciles à déterminer), alors que les larvules se cantonnent pour l'essentiel dans la zone hypogée où elles trouvent des conditions environnementales plus stables, le temps de renouvellement de l'eau y étant supérieur (Gayraud & Philippe, 2003 ; Perrin *et al.*, 2004 ; Datry *et al.*, 2007). De nombreux taxons filtreurs, broyeurs, racleurs-brouteurs, associés à des prédateurs parmi lesquels se rencontrent des taxons polluo-sensibles comme *Perla*, *Isoperla*, *Perlodes*, etc., se retrouvent dans le réseau trophique, d'où l'intérêt d'échantillonner ces substrats en priorité (Fenoglio *et al.*, 2007). De plus, ces substrats grossiers sont bien représentés le long des linéaires des rivières dans la partie épiphithon - épipotamon.

Notre attention avait été retenue par la différence de distribution du macrobenthos observée entre le printemps et l'été, saison durant laquelle un soutien d'étiage est exercé par le barrage de Naussac. Au printemps, les taxons sont distribués en fonction de leur affinité vis-à-vis des conditions morphodynamiques, alors qu'en été, les différences taxonomiques entre biotopes disparaissent, probablement en raison d'une homogénéisation de la qualité de l'eau indépendamment du type de biotope. Au niveau du site atelier, l'effet saisonnier est marqué par une diminution des teneurs en oxygène dissous, en liaison avec l'augmentation de température estivale, ainsi que par l'augmentation de la quantité de filtreurs et la diminution de celle des broyeurs. A l'influence des lâchers s'ajoutent probablement les émergences de taxons tels que *B. subnubilus*, *P. luteus*, *E. virgo* ou encore *A. fuscipes*, une émergence saisonnière constatée par Becker (2005).

Ainsi, dans les rivières alluviales présentant des alternances seuils-mouilles, l'échantillonnage peut être limité aux substrats minéraux de l'unité géomorphologique seuil, facilement repérable *in-situ*, facile d'accès car peu profonde, dans laquelle les vitesses sont relativement élevées. Cette formation est, le plus souvent, constituée de trois biotopes (plats, radiers et rapides), caractérisés par une forte gamme granulométrique. Pedersen (2003) s'interrogeait sur l'échelle à utiliser (l'unité géomorphologique ou les biotopes) pour analyser une communauté de macroinvertébrés. En fait, il s'agit de deux échelles emboîtées ; dès lors, la bio-estimation peut être réalisée en étudiant les seuils géomorphologiques. Les macroinvertébrés des UG seuils y trouvent des habitats permanents. Il convient maintenant de valider les résultats obtenus, en reproduisant cette étude sur d'autres seuils sélectionnés le long d'un *continuum* fluvial.



L'étude précédente réalisée sur l'Allier a montré que le seuil, composé d'un assemblage de plusieurs biotopes, abrite une faune bien diversifiée et de nombreux taxons polluo-sensibles aux deux saisons d'échantillonnage. Ces premiers résultats ont conduit à concentrer l'échantillonnage sur cette géoforme, celle-ci est choisie comme unité de base d'un protocole d'échantillonnage simplifié, permettant de bio-évaluer la qualité de l'eau sur des UG communes aux cours d'eau à charge de fond graveleuse. De plus, dans l'UG seuil étudiée, il est apparu que la collecte des organismes était optimisée dans les habitats caractérisés par des vitesses comprises entre 30 et 120 cm.s⁻¹, par des profondeurs comprises entre 16 et 50 cm et par des tailles de particules > 64 mm.

Dans le cadre des études de bio-évaluation de la qualité de l'eau à partir de la macrofaune benthique, l'objectif de ce chapitre est de vérifier s'il est possible de réduire l'échantillonnage à un seul seuil géomorphologique sans perte d'information taxonomique. Il s'agit donc de s'assurer que le choix du seuil n'a pas d'effet sur la qualité des informations qu'il fournit, que ce soient les variables physiques étudiées ou les peuplements de macroinvertébrés. Cette étude se subdivise en deux étapes successives, au cours desquelles nous avons étudié des groupes de 3 seuils consécutifs dans des successions seuils-mouilles de l'Allier et de la Loire. Sur l'Allier, une gravière sépare le premier seuil

des suivants et introduit donc une perturbation géomorphologique profonde, en interrompant totalement le transit de la charge de fond et en créant une vaste étendue lentique au milieu des faciès hydrauliques fluviaux (voir chap. 2 p.35). Sur la Loire, les trois seuils de chaque station se succèdent sans qu'une différenciation géomorphologique soit notable, ni que des rejets diffus ou concentrés n'interviennent. La question est donc de savoir si : i) en présence d'une perturbation d'origine anthropique, l'étude conduite sur un seuil permet de détecter un changement géomorphologique et/ou du peuplement des macroinvertébrés et, ii) en l'absence de perturbation de l'environnement, si les trois seuils successifs sont physiquement et biologiquement similaires, auquel cas, le choix d'un seuil plutôt qu'un autre importe peu.

La démarche de validation de l'hypothèse est la suivante :

a) Evaluation de la variabilité physique entre trois seuils successifs.

Dans le cas d'un tronçon géomorphologiquement perturbé, il s'agit de vérifier s'il est possible de discriminer les habitats des trois UG seuils et si l'impact est perçu sur ces UG. Dans le cas de plusieurs tronçons non perturbés, la démarche est de savoir si les trois seuils diffèrent du point de vue de leurs caractéristiques hydrodynamiques.

b) Evaluation de la variabilité biologique entre trois seuils successifs.

Dans le cas d'un tronçon géomorphologiquement perturbé, nous rechercherons si la perturbation sédimentaire a une influence sur les macroinvertébrés. Dans le cas de plusieurs tronçons non perturbés, nous examinerons si les communautés de macroinvertébrés sont similaires d'une unité à l'autre et si elles diffèrent davantage d'une position à l'autre du *continuum* qu'entre les trois seuils successifs d'un même tronçon.

I. Cas de l'Allier : variabilité inter-seuils en situation perturbée

L'efficacité des invertébrés pour détecter des perturbations organiques est connue depuis longtemps (Woodiwiss, 1964) et nous retiendrons les travaux plus récents de Kownacki (1995), Charvet *et al.* (1998), Barbour *et al.* (1999), Harrel & Smith (2002), etc. En revanche, les données de la littérature montrent que ces organismes sont nettement moins affectés par les variations de concentration de la fraction minérale de la suspension (MES). Peu de choses ont été écrites dans le cas où des perturbations géomorphologiques majeures existent entre deux UG comme - la réduction de la fréquence de mise en mouvement de la charge provoquant la constitution d'un pavage et le colmatage du substrat - le blocage de la charge de fond entraînant un déficit sédimentaire sur les géoformes

localisées en aval du point de piégeage - l'émergence du bedrock situé sous l'accumulation alluviale par incision du chenal, etc. (Lefebvre *et al.*, 2004, 2005). Toutes ces modifications peuvent générer des changements de la nature et de la distribution spatiale des habitats, notamment en relation avec la taille des grains qui les constituent, avec leur habitabilité ou encore leur perméabilité (effets du colmatage).

Dans le cadre de nos recherches, nous avons choisi d'examiner cette question sur un secteur affecté par une interruption totale du transport solide de la charge de fond. Une telle modification se produit notamment en cas de capture d'un chenal par une gravière. Les rares études portant sur ce phénomène concernent essentiellement les dommages occasionnés, en amont comme en aval, par l'érosion de berges, l'affouillement des piles de ponts ou des digues (Peiry *et al.*, 1994 ; Kondolf, 1997). Mais aucune étude n'a permis de tester les effets d'une interruption du charriage sur les communautés benthiques.

Les trois seuils successifs du site atelier de la rivière Allier se présentent de la manière suivante : le seuil amont, objet de l'étude précédente est le seuil qui témoigne de la situation non perturbée (seuil 1). Les seuils 2 et 3, localisés en aval de la zone de capture du chenal par la gravière, traduisent une situation d'impact et son éventuel gradient d'atténuation (voir Fig. 6, p. 36) (Beauger, 2008).

A. Impact de la gravière sur la granulométrie des seuils et leurs caractéristiques physiques

La base des données obtenues au printemps et en été 2003 est composée respectivement de 35 et 43 échantillons. Rappelons qu'aux points d'échantillonnage, les caractéristiques physiques suivantes ont été recueillies : vitesse d'écoulement, profondeur et composition du substrat {médiane issue d'analyses granulométriques détaillées réalisées au printemps (analogues en été), classe granulométrique dominante estimée visuellement en été} (voir chap. 2, p. 43).

L'analyse granulométrique approfondie effectuée à partir des photographies du lit de la rivière permet de souligner l'impact de la gravière sur le seuil situé immédiatement en aval (seuil 2). En effet, alors que les particules de taille [64-128[mm dominant en amont de la gravière, c'est la classe de taille [32-64[mm qui domine en aval immédiat, le seuil 3 étant caractérisé par des particules de taille intermédiaire, ce qui suggère un retour rapide aux caractéristiques de l'amont (Fig. 22 A).

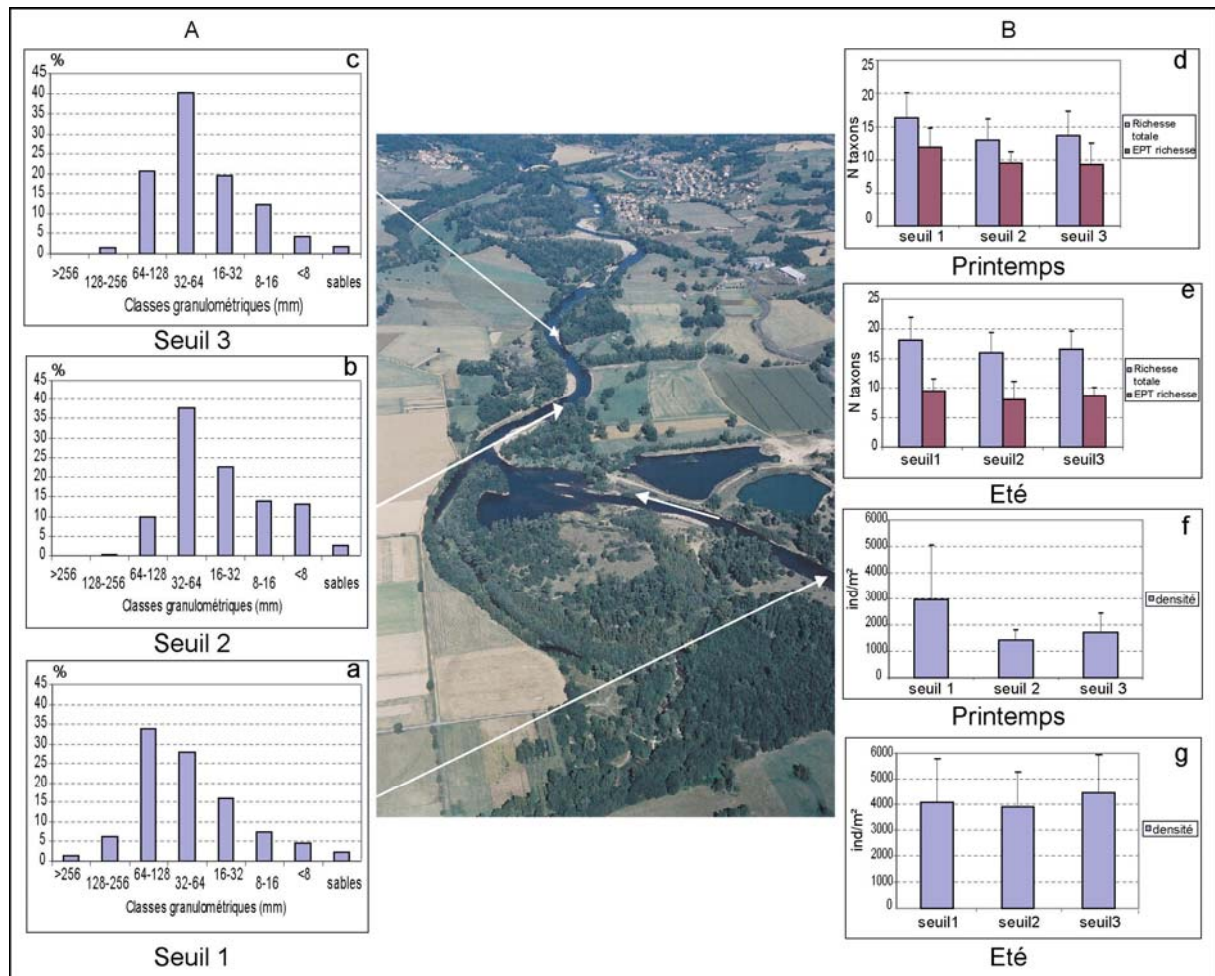


Figure 22 : A : distribution de la taille des particules au printemps au niveau du seuil 1(a), du seuil 2 (b) et du seuil 3 (c).

B : richesse taxonomique en macroinvertébrés totaux et richesse en EPT au printemps (d) et en été (e). Densité des macroinvertébrés mesurée successivement au printemps (f) et en été (g).

Afin de compléter cette analyse, les vitesses d'écoulement, les profondeurs et les médianes granulométriques ont été analysées à l'aide d'une ACP simple et d'une analyse inter-groupes, de manière à détecter d'éventuelles différences physiques entre les trois seuils. L'analyse inter-seuils confirme l'incidence de la gravière sur le transport solide ($p = 0$ avec 23% de la variabilité totale), (Tab. 26). Le paramètre le plus discriminant correspond aux médianes (Fig. 23). Ces dernières sont respectivement de 28,6 mm ($\pm 7,4$) pour le seuil 1, de 16,6 mm ($\pm 4,7$) pour le seuil 2 et de 20,7 mm ($\pm 3,9$) pour le seuil 3.

En revanche, une analyse similaire, conduite en remplaçant les valeurs médianes par la classe granulométrique dominante obtenue visuellement, n'a pas permis de constater que les trois seuils diffèrent significativement au printemps comme en été (Tab. 26). Ce résultat indique que vraisemblablement l'estimation visuelle de la granulométrie dominante est moins robuste qu'une véritable analyse granulométrique.

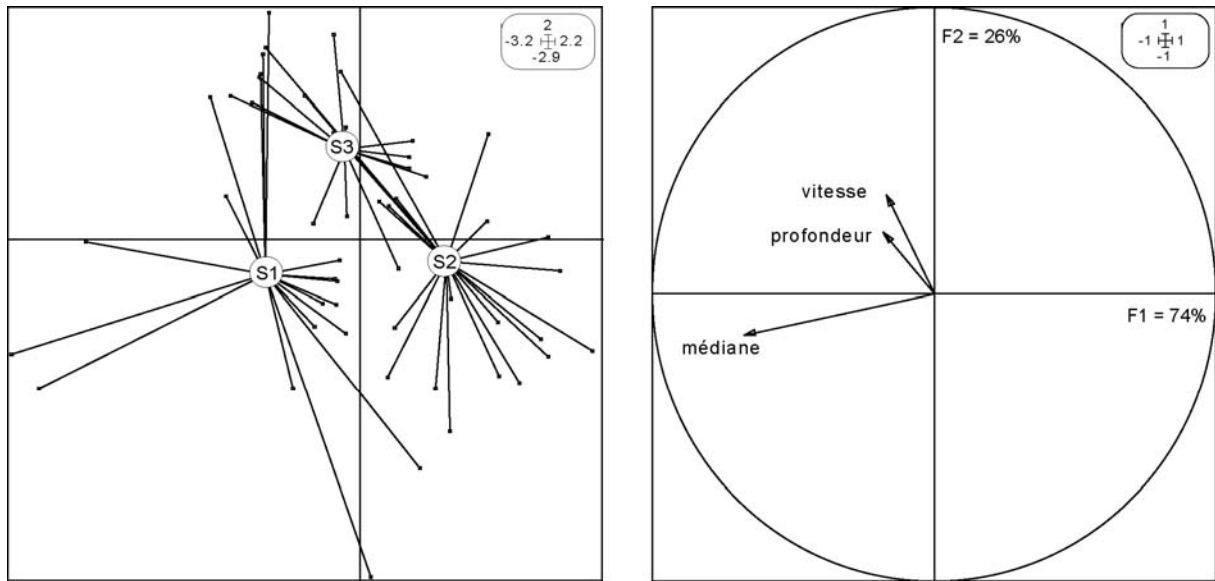


Figure 23 : Premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils du site atelier Allier dans l'analyse inter-UG.

Tableau 26 : Synthèse des résultats des analyses inter-groupes réalisées sur les seuils de l'Allier.

Analyse inter-seuils	Printemps		Été	
	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité P < 0,05	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité P < 0,05
Variables physiques (incluant la médiane)	23	0	-	NS
Variables physiques (incluant la classe de granulométrie dominante)	-	NS	-	NS
Variables faunistiques	-	NS	16	0
TBEP	-	NS	10	0

B. Sensibilité des macroinvertébrés à la perturbation

L'analyse des variables physiques ayant montré des différences significatives entre ces trois seuils basées pour l'essentiel sur le critère granulométrique, nous avons recherché si la faune enregistrerait cette différence en termes de richesse totale, richesse en EPT et densité. Ces trois variables diminuent de l'amont à l'aval de la gravière aux 2 saisons (Fig. 22 B). Cependant, c'est au printemps que la différenciation entre les seuils est la plus marquée, la diminution de la richesse en EPT et celle de la densité étant statistiquement significatives (ANOVA à un facteur, $p < 0,05$).

Une AFC simple et une analyse inter-groupes ont permis d'étudier la variabilité faunistique (taxons présentant des abondances relatives > 1%) sur les trois seuils successifs. Au **printemps**, l'analyse ne révèle pas de différence taxonomique significative entre l'amont et l'aval de la gravière (cf. Tab. 26). En revanche, en **été**, les seuils sont discriminés par leurs macroinvertébrés ($p = 0$ avec 16% de la variabilité totale) : le seuil 1 est caractérisé par des taxons tels que *Elmis*, *A. fluviatilis*, Chironomini et Tanytarsini (Fig. 24 B) ; le seuil 2 est caractérisé par *Oulimnius* et le seuil 3 par *Blepharicera*. A cette saison, certains taxons non pris en compte dans l'analyse ($N < 1\%$), tels que *Potamanthus luteus* sont présents sur le seuil 2, contrairement à *Rhyacophila* s.s ou *Limnius*.

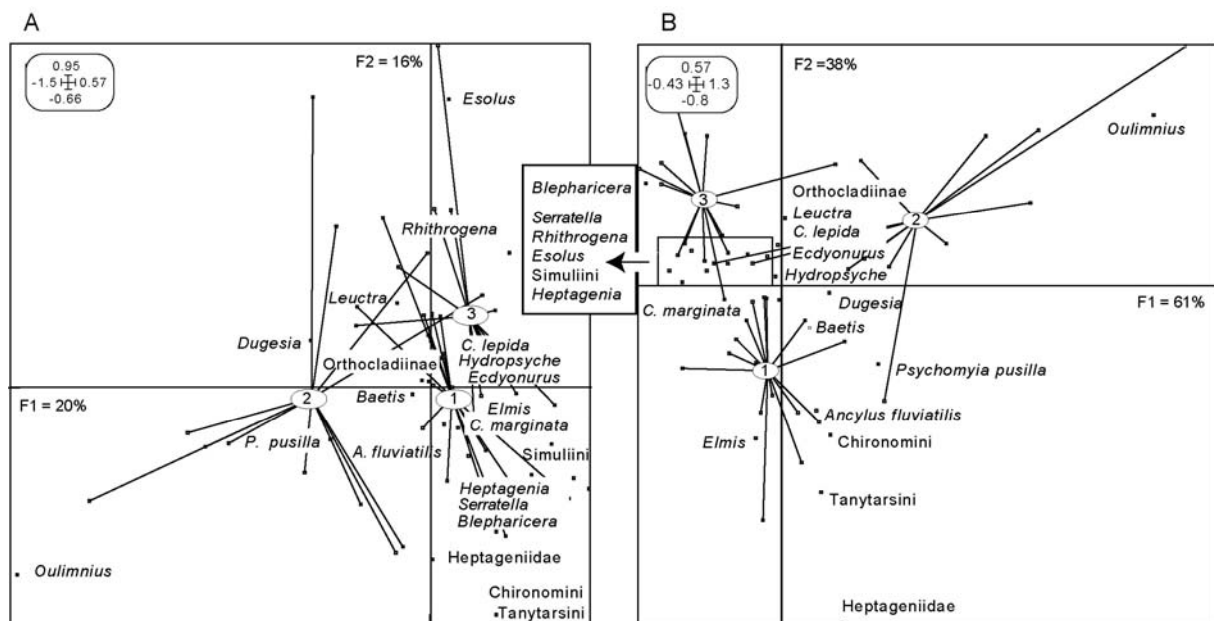


Figure 24 : Situation estivale. A : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils du site atelier Allier et des taxons dans l'AFC simple. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils et des taxons dans l'analyse inter-seuils.

En ne retenant que les taxons les plus polluo-sensibles, il apparaît au **printemps** que les Plécoptères des genres *Protonemura*, *Dinocras* ou *Isoperla* sont absents des 2 seuils situés en aval de la gravière. En revanche, en **été**, *Perla*, *Isoperla* ou *Perlodes* sont présents majoritairement sur les seuils 1 et 3 et en moindres proportions sur le seuil 2.

Les TBEP choisis pour estimer la richesse du milieu en nutriments (« degré de trophie ») et en matière organique (« valeur saprobiale »), ainsi que les « modes d'alimentation » fournissent un intéressant complément d'information sur le fonctionnement du milieu. Des Analyses des Correspondances Floues et des analyses inter-groupes ont été faites sur ces trois catégories de TBEP

pour le printemps et l'été. Elles révèlent que les seuils ne sont discriminés qu'en été et avec seulement 10% de la variabilité totale. Le seuil 1 présente une tendance à la mésotrophie et à la β - α -mésosaprobie, alors que le seuil 2 est à tendance oligotrophe et xéno- à oligosaprobe (Fig. 25 A & B), le seuil 3 se trouvant en position intermédiaire. Les modes d'alimentation indiquent que le seuil 1 abrite essentiellement des racleurs-brouteurs, des filtreurs et des prédateurs, alors qu'en aval (seuils 2 et 3), les racleurs – brouteurs ainsi que les broyeurs sont beaucoup mieux représentés (Fig. 25 C).

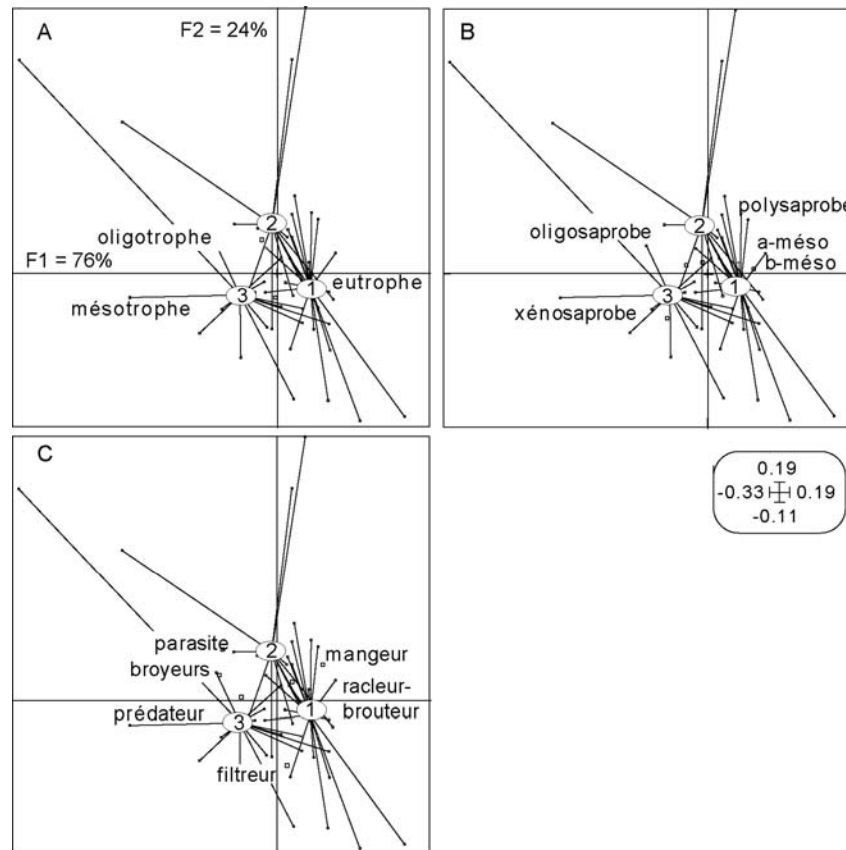


Figure 25 : Analyse des Correspondances Floues réalisée sur le tableau des Traits Biologiques Ecologiques et Physiologiques : A = degré de trophie ; B = valeur saprobiale ; C = mode d'alimentation. Positions des 3 seuils (disque) au centre de gravité des relevés (petits carrés) en fonction des modalités selon le plan factoriel F1-F2 en été.

L'étude entreprise sur les seuils de l'Allier montre que du point de vue physique, la granulométrie est le seul critère déterminant de la différenciation entre seuils (seuil 2 atypique). En effet, les autres variables physiques indiquent que du point de vue hydraulique tous les seuils se ressemblent, indépendamment de la présence de la gravière. Ce résultat souligne que ce type d'UG présente des conditions hydrauliques qui se reproduisent d'un seuil à l'autre, même dans un contexte d'impact géomorphologique fort. L'étude faunistique ne permet de discriminer les seuils de façon significative qu'en été (richesse en EPT, densité, listes taxonomiques et TBEP). Les raisons possibles de ces observations seront discutées ci-après.

II. Cas de la Loire : variabilité inter-seuils en situation non perturbée

La seconde étude a été réalisée sur trois stations de la Loire supérieure (stations 2, 5 et 7, voir Fig. 9 cf. chapitre 2 p. 40) constituées de 3 seuils consécutifs, de manière à tester la variabilité spatiale de la distribution des organismes. Elle a été conduite en septembre 2004 durant une période hydrologiquement stable ; les débits des 10 jours précédant l'échantillonnage étaient respectivement de $0,40 \pm 0,08 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ à la station 2, de $2,66 \pm 0,55 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ à la station 5 et de $4,83 \pm 1,18 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ à proximité de la station 7. Sur ces trois stations du *continuum* amont-aval, que leurs positions respectives devraient normalement différencier, des analyses ont été effectuées sur les données physiques et biologiques de façon à mesurer la variabilité inter-seuils.

A. Variabilité physique des seuils de la Loire

L'étude physique inter-seuils a été réalisée sur les variables suivantes : vitesse d'écoulement, profondeur (mesurées aux différents points de prélèvement sur chacun des 3 seuils des stations 2, 5 et 7) et granulométrie (estimée visuellement). Rappelons que l'échantillonnage a été conduit par type de biotope, sur la base de triplicats réalisés sur les différentes classes de granulométrie.

Ces variables physiques ont d'abord été analysées à l'aide d'une ACP simple associée à une analyse inter-stations. L'analyse inter-groupes effectuée sur l'ensemble des données révèle que ces stations présentent des différences hydrodynamiques significatives ($p=0$), la part de la variabilité totale prise en compte n'étant que de 12% (Tab. 27). Ce résultat traduit très probablement que les conditions hydrauliques de l'écoulement et les substrats de la rivière changent, en lien avec la position sur le *continuum* fluvial.

Tableau 27 : Synthèse des résultats des analyses inter-stations réalisées sur les seuils de Loire.

Analyse inter-stations	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité $p < 0,05$
Variables physiques (incluant la classe granulométrique dominante)	12	0
Variables faunistiques	37	0

En considérant chaque station prise individuellement, une seconde série d'ACP associées à des analyses inter-seuils a été mise en place afin de détecter s'il existe des différences significatives entre

les trois seuils d'une même station. Il n'en existe aucune entre les trois seuils des stations 2 et 7. En revanche, la station 5 présente des écarts faiblement significatifs (Tab. 28) : le seuil 5a, situé en amont d'une longue zone lenticule et caractérisé par une granulométrie un peu plus grossière, diffère sensiblement des deux autres.

Tableau 28 : Synthèse des résultats des analyses inter-seuils réalisées sur les seuils de la Loire.

Analyse inter-seuil	Paramètres physiques		Variables faunistiques	
	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité $P < 0,05$	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité $p < 0,05$
Inter-seuils 2	-	NS	-	NS
Inter-seuils 5	18	0,02	22	0,01
Inter-seuils 7	-	NS	-	NS

B. Variabilité faunistique des seuils de la Loire

L'analyse des richesses totale et en EPT montre que les variations de ces richesses taxonomiques sont moins contrastées que celle des densités moyennes (Fig. 26), cette dernière pouvant parfois présenter une forte hétérogénéité d'un seuil à l'autre (ex. seuil 5c). Si nous ne considérons que les taxons polluo-sensibles, peu de différences apparaissent entre trois seuils consécutifs, certains taxons pouvant être communs à chacun des seuils d'une même station. *Perla* est collecté sur les 3 seuils des stations 2 et 5, *Perlodes* et *Arcynopteryx compacta* sont collectés sur les 3 seuils de la station 2, de même *Taeniopteryx* à la station 5 et *Oligopteryx maculatum* à la station 7 (Tab. 29).

Les listes taxonomiques ($N > 1\%$) des 3 seuils des stations 2, 5 et 7 ont été analysées à l'aide d'une AFC simple associée à une analyse inter-groupes de manière à détecter d'éventuelles différences biologiques entre les trois stations. L'analyse inter-groupes discrimine efficacement les trois stations ($p = 0$ avec 37% de la variabilité totale) (cf. Tab. 27). Sur la cartographie factorielle, les trois seuils d'une même station sont regroupés et indiquent que leur faune est semblable à identique, comme l'illustrent la superposition des seuils a et b de la station 2 et celle des seuils a et c de la station 7 (Fig. 27 A).

Une série d'analyses supplémentaires a été réalisée indépendamment de la position stationnelle au sein du *continuum* de façon à détecter la variabilité faunistique inter-seuils. L'analyse inter-groupes est faiblement significative uniquement pour la station 5, venant ainsi confirmer les résultats obtenus à partir des variables physiques (cf. Tab. 28). *Polycentropus*, *Epeorus*, *Ecdyonurus* et *Blepharicera* sont caractéristiques du seuil 5a, *P. pusilla* et les Orthocladiinae du seuil 5b et enfin, *Torleya major*, *Dugesia*,

Esolus, les Simuliini et les Tanytarsini du seuil 5c (Fig. 27 B). En revanche, les taxons indicateurs nécessaires à l'estimation de la qualité de l'eau demeurent présents quel que soit le seuil.

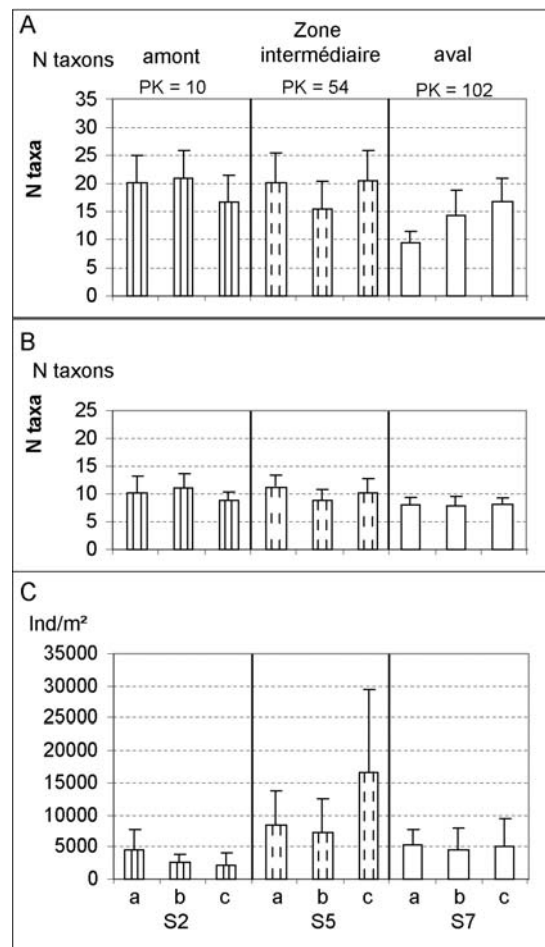


Figure 26 : Richesse taxonomique totale (A), richesse taxonomique en EPT (B) et densité (ind.m⁻²) (C) (moyenne $\pm$ écart-type) de la communauté de macroinvertébrés collectés sur les différents seuils (a, b, c) des stations 2, 5 et 7 échantillonnées sur la Loire.

Les trois seuils consécutifs sont représentés par le même figuré.

PK : distance kilométrique par rapport à la source de la Loire.

Tableau 29 : Taxons indicateurs présents sur les trois seuils d'une station de la Loire (les taxons figurant en gras sont communs à différents seuils).

Seuil	Taxons
2a	<i>Chloroperla</i> , <i>Perla</i> , autres Perlidae, <i>Perlodes</i> , <i>Arcynopteryx compacta</i> ,
2b	<i>Chloroperla</i> , <i>Perla</i> , autres Perlidae, <i>Isoperla</i> , <i>Perlodes</i> ,
2c	<i>Chloroperla</i> , <i>Perla</i> , <i>Perlodes</i> .
5a	<i>Perla</i> , <i>Dinocras</i> , <i>Taeniopteryx</i> ,
5b	<i>Perla</i> , <i>Taeniopteryx</i> ,
5c	<i>Perla</i> , <i>Taeniopteryx</i> ,
7a	<i>Oligopteryx maculatum</i> ,
7b	<i>O. maculatum</i> , <i>Chimarra marginata</i> ,
7c	<i>O. maculatum</i> , <i>C. marginata</i> .

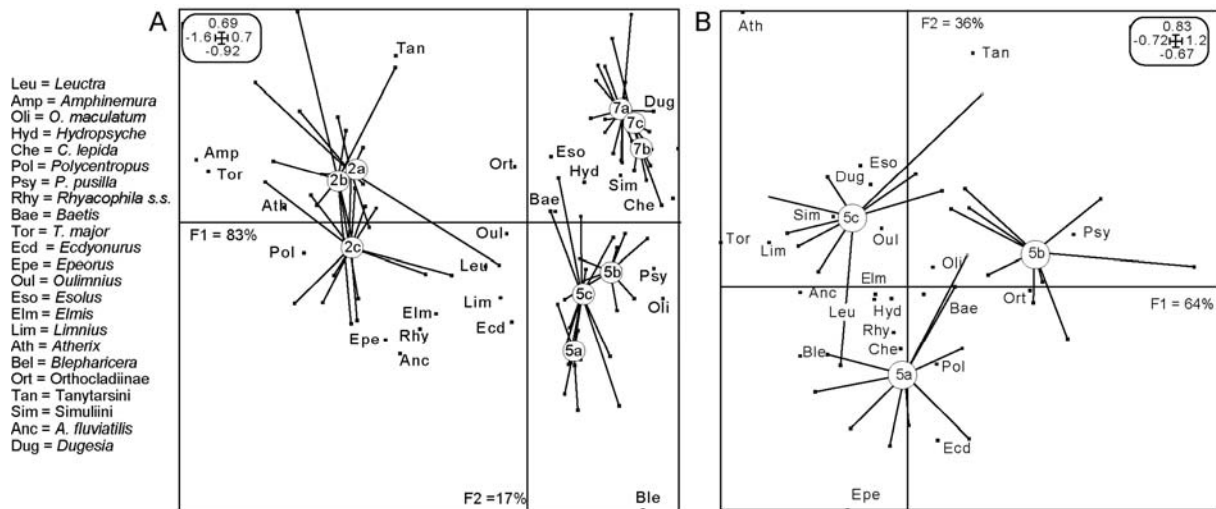


Figure 27 : A : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les 9 seuils des 3 stations et des taxons dans l'analyse inter-stations. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils de la station 5 et des taxons dans l'analyse inter-seuils.

Une fois la question de la position de la station sur le *continuum* éliminée, les résultats de ces séries d'analyses indiquent que du point de vue physique, les conditions de granulométrie et d'hydrodynamique sont généralement identiques d'un seuil à l'autre. Ceci n'exclut pas une certaine vigilance de l'opérateur lors de la sélection du site, de façon à éviter d'éventuels cas particuliers (*i.e.* station 5). Du point de vue biologique, les peuplements macrobenthiques ne diffèrent pas significativement d'un seuil à l'autre. Les particularités détectées lors de l'analyse physique de la station 5 sont confirmées par l'étude faunistique. Cependant, en se concentrant sur les taxons polluo-sensibles, la qualité de la bio-évaluation n'est pas altérée quel que soit le seuil retenu au sein de la station.

III. Discussion et conclusion

Dans le but d'analyser les communautés de macroinvertébrés d'un secteur de rivière, avec une attention particulière pour les taxons polluo-sensibles nécessaires aux études de bio-évaluation de la qualité de l'eau, nous discuterons successivement de l'impact de la capture de la rivière par la gravière sur les habitats du site atelier Allier et sur la macrofaune benthique associée. Puis, nous verrons s'il est possible de limiter l'effort d'échantillonnage à un seul seuil en nous basant sur les résultats obtenus sur les trois stations de la Loire.

Sur l'Allier, les résultats faunistiques indiquent une différence significative uniquement pour le seuil localisé en aval immédiat de la gravière et seulement en été. Plusieurs explications peuvent être avancées. Elles tiennent à 3 facteurs possibles dont il est difficile de déterminer les contributions respectives : 1) effet physique de nature granulométrique ; 2) effet décantateur du plan d'eau de la gravière qui, en période de très faible débit, retient temporairement une partie de la matière organique

en suspension ; 3) saisonnalité renforcée par l'artificialisation des écoulements, les lâchers du réservoir de Naussac venant compléter les débits d'origine naturelle.

1) La gravière qui a capturé le chenal constitue un piège infranchissable pour les graviers et galets. Les travaux réalisés pour quantifier les transports solides de l'Allier ont ainsi montré le piégeage d'un volume annuel moyen de 2600 à 2900 m³.an⁻¹ de gravier depuis 1991 (Simont, 2003), dont environ 6500 m³ pour la seule année 2004 au cours de laquelle une crue de fréquence vingtennale s'est produite (Peiry, 2004). Cette rupture de la continuité sédimentaire semble avoir été enregistrée par le milieu physique : la diminution de la granulométrie du substrat au droit du seuil 2 principalement, provient très probablement de la dominance d'un processus de recharge par érosion des berges (fort recul latéral de la rive gauche), leur granulométrie étant plus fine que celle de la charge charriée au fond du cours d'eau. L'absence d'apports grossiers amont induit donc un mécanisme d'affinement différentiel de la granulométrie du seuil 2 et dans une moindre mesure du seuil 3.

La granulométrie est connue pour influencer la composition du peuplement (Wohl *et al.*, 1995) et les macroinvertébrés échantillonnés sur les UG seuils de l'Allier ont enregistré ces changements du milieu physique (de manière statistiquement significative en été) qui conduisent à une uniformisation des habitats (Tab. 30). Ceci s'est traduit par une baisse de la richesse et de la densité de la communauté macrobenthique, ainsi que par une légère perte de certains taxons polluo-sensibles au niveau du seuil 2 (Beauger, 2008). Celle-ci est liée à la diminution de la proportion des substrats > 128 mm qui, en offrant des vides nombreux et de grande taille, sont connus pour abriter de nombreux taxons. De tels vides favorisent notamment la construction des filets de soies permettant la collecte de nourriture par *Hydropsyche* et *Cheumatopsyche lepida* (Cummins & Klug, 1979)] et leur diminution explique la baisse de densité de ces taxons au niveau du seuil 2 (Beauger *et al.*, 2006).

2) De surcroît, l'ancienne gravière au courant très lent agit comme un bassin de décantation temporaire pour les matières en suspension, qu'elles soient organiques ou minérales, avec des conséquences indirectes sur les peuplements d'invertébrés. Ceci peut expliquer la diminution de la richesse et de la densité des macroinvertébrés benthiques en aval (particulièrement marquée au printemps) et de la variabilité taxonomique (significative en été), par manque de nourriture. Au regard des modes d'alimentation, en amont de la gravière les filtreurs reflètent la présence de matières nutritives en suspension dans l'eau. En aval immédiat, la diminution de la densité de taxons filtreurs tels que *Hydropsyche*, *C. lepida* ou encore celle des Simuliini témoigne de l'impact de la gravière sur les matières nutritives en suspension, provenant de l'écoulement. En conséquence, une productivité moindre peut aussi expliquer la diminution des *Rhyacophila s.s.*, dans la mesure où leurs proies

potentielles sont en densité trop faible (Cushing & Allan, 2001). A l'inverse des organismes dont l'alimentation dépend de la nourriture circulante, les taxons racleurs-broueteurs tels que *Oulimnius*, etc., qui sont relativement denses, se nourrissent du biofilm algal qui recouvre visiblement les sédiments à cet endroit. Il en est de même pour les broyeurs tels que *Leuctra* ou *P. luteus* qui ont à leur disposition les apports de la ripisylve (Tachet *et al.*, 2000 ; Cushing & Allan, 2001). Cependant, ces différences observées d'un seuil à l'autre n'ont pas remanié profondément la diversité faunistique caractéristique de ces secteurs encore riches en taxons polluo-sensibles.

Les TBEP « degré de trophie » et « valeur saprobiale » reflètent bien cette modification des teneurs en matières nutritives (de manière statistiquement significative en été). Le passage d'une eau de tendance mésotrophe (seuil 1) à tendance oligotrophe (seuil 2) indique qu'il s'est produit dans la gravière une diminution de la quantité de substances organiques issues de la photosynthèse, voire une sédimentation, avant un retour proche de la « normale amont » (seuil 3). La valeur saprobiale illustre ce phénomène de rétention des matières nutritives dans la gravière, le seuil 2 présentant de surcroît une eau xéno- à oligosaprobe, alors que le seuil 1 est plutôt β - α -mésosaprobe.

Tableau 30 : Principaux résultats de l'étude portant sur les successions de trois seuils sur l'Allier et la Loire.

HYPOTHESES	CONCLUSION	
	Printemps	Eté
Variabilité physique des trois seuils de l'Allier (vitesse d'écoulement, profondeur, médiane)	OUI	-
Variabilité faunistique des trois seuils de l'Allier	NON	OUI
Variabilité physique des trois seuils de la Loire (vitesse d'écoulement, profondeur, substrat)		
Station 2	NON	
Station 5	OUI	
Station 7	NON	
Variabilité faunistique des trois seuils de la Loire		
Station 2	NON	
Station 5	OUI	
Station 7	NON	

3) Les différences faunistiques observées entre le printemps et l'été ne sont certainement pas étrangères au soutien d'étiage du barrage de Naussac (effet de dilution des rejets urbains et diffus) couplé à la modification physico-chimique de l'eau entre le printemps et l'été (température, oxygénation, éléments nutritifs – voir chapitre 3, p. 69). A cela s'ajoutent les émergences liées aux cycles de vie des différents taxons, celles des sténothermes d'eaux chaudes étant favorisées.

Ainsi, ces résultats illustrent, d'une part, le pouvoir de résilience des organismes, la restructuration du peuplement s'étant réalisée en moins d'un kilomètre. D'autre part, ils confirment la pertinence du protocole d'échantillonnage proposé, l'UG seuil permettant de distinguer, par le biais des macroinvertébrés, la variabilité faunistique liée à une modification du potentiel d'accueil de la rivière, provoquée par une perturbation physique. Si, dans cet exemple, la qualité faunistique du peuplement n'a pas été profondément modifiée, cela sous-entend qu'en cas de perturbation physique (plus récente, plus brutale etc.), les macroinvertébrés benthiques peuvent parfaitement réagir, et dans de tels cas le choix d'un seul seuil doit être remis en question.

Dans le cas de **la Loire**, où les seuils sélectionnés se succèdent sans perturbation externe, les résultats concernant les peuplements de macroinvertébrés, toujours obtenus en période de stabilité hydrologique, démontrent qu'il n'existe pas de différence significative entre les seuils d'une même station, ce qui est concordant avec les résultats de Downes *et al.* (1993) et de Parsons *et al.* (2003).

L'observation de la géomorphologie locale exprime les spécificités physiques des stations et traduit la variabilité naturelle de la distribution des organismes, telle que nous l'avons constatée.

- A la station 2, la présence - absence de tel ou tel taxon singularise les trois seuils étudiés, mais de manière non significative statistiquement. Elle reflète simplement l'hétérogénéité naturelle du milieu.

- A la station 5, l'hétérogénéité de densité du seuil 5c est liée au fait que les substrats minéraux sur lesquels l'échantillonnage a été réalisé étaient partiellement couverts de macrophytes. Ceux-ci sont connus pour abriter de grandes densités de macroinvertébrés (Grubaugh *et al.*, 1996), susceptibles de dériver à proximité (ce qui – outre l'hétérogénéité de distribution classiquement observée - remet en cause le caractère discriminant que l'on pourrait attribuer à la densité). Les différences faunistiques du seuil 5b sont liées à la présence d'une zone lentique dont le substrat, très grossier et colmaté, se trouve en aval d'une zone de surcreusement (située au niveau des piles d'un pont situé en amont de ce seuil).

- A la station 7, la rupture locale dans le profil en long (« nickpoint » selon Kondolf, 1997) en relation avec le processus d'incision de la Loire dans un secteur anciennement affecté par des extractions alluvionnaires, se traduit par la présence de quelques taxons spécifiques au niveau du seuil 7b.

Mais si cette légère variabilité entre les seuils d'une même station est parfois statistiquement significative (station 5), la communauté benthique de macroinvertébrés offre une diversité analogue en matière de taxons polluo-sensibles.

Les résultats obtenus aux trois stations échelonnées d'amont en aval sur la Loire, ont révélé des différences faunistiques significatives. En effet, au regard de l'évolution naturelle des réseaux trophiques sur le *continuum*, la variabilité inter-stations est demeurée supérieure à la variabilité inter-seuils d'une même station. Dès lors, quel que soit le seuil retenu à l'intérieur d'une station, les changements faunistiques observés à ces trois stations ne sont pas imputables au choix des seuils caractérisant chacune d'elles, mais sont liés aux processus d'évolution du fonctionnement amont-aval de la rivière.

L'ensemble de ces résultats confirme tout l'intérêt de réduire l'échantillonnage de la macrofaune benthique à des unités communes aux divers cours d'eau à charge de fond graveleuse. Les UG seuils sont des structures pérennes (si elles se déplacent, c'est progressivement dans le temps), facilement reconnaissables *in situ* (car au sommet des profils sinusoïdaux) et plus accessibles que les UG mouilles. Dès le départ, nous avons cherché à nous placer dans des conditions d'état de référence, ce qui fait que le degré des perturbations physiques observées n'a pas modifié profondément l'organisation de ces communautés. Les observations ont permis de souligner la sensibilité des macroinvertébrés aux conditions locales. Cependant, les perturbations n'ont pas remis en cause le développement des taxons polluo-sensibles nécessaires à estimer la qualité de l'eau. Ainsi, avant de conclure à une amélioration (ou une détérioration) de la qualité de l'eau, une grande attention doit être portée aux conditions hydro-écologiques locales, ainsi qu'aux perturbations ambiantes, susceptibles de remettre en cause la structure des macroinvertébrés benthiques. De ce fait, comme nous venons de le démontrer, si pour une station donnée, le protocole d'échantillonnage peut être réduit à un seuil, il convient avant tout d'observer sur le terrain les spécificités des géoformes, ce qui nécessite à l'évidence une bonne connaissance des processus de fonctionnement du secteur de rivière concerné.

Nous retiendrons de cette étude que le protocole de collecte sur un seuil donné s'avère efficace pour étudier les communautés de macroinvertébrés ; il permet à lui seul d'évaluer la qualité de l'eau d'une rivière à successions seuils – mouilles. L'un des intérêts de ce type de résultat est de ne pas avoir – en particulier dans le cas des rivières larges - à cartographier une station d'étude dont la longueur doit correspondre à 10 fois sa largeur, ce qui économise beaucoup de temps sur le terrain (coût).

Cependant, à notre connaissance, quel que soit le protocole d'échantillonnage adopté par les auteurs, il n'est pas fait statistiquement référence au choix du nombre nécessaire et suffisant d'échantillons permettant d'obtenir des résultats représentatifs. C'est pourquoi nous nous proposons dans la suite de ce travail, de définir quel effort d'échantillonnage il convient de développer sur un seuil, avant d'en tester, dans un second temps, la robustesse du protocole sur un linéaire de cours d'eau.



Les résultats précédents ont permis de démontrer que l'échantillonnage de la macrofaune pouvait être limité aux substrats minéraux collectés sur une seule UG seuil, indépendamment de sa position dans une succession locale de seuils . Dans ce chapitre, nous avons cherché à affiner, puis à simplifier le protocole mis en place. Pour cela nous nous sommes proposée : 1) de déterminer le nombre nécessaire d'échantillons permettant d'obtenir des résultats représentatifs de la macrofaune, avec une attention particulière pour les taxons polluo-sensibles ; 2) de comparer ce protocole avec l'une des méthodes multi-substrats utilisées en routine dans certains pays, afin de tester sa représentativité avec, là encore, une attention particulière pour les taxons polluo-sensibles ; 3) de tester la robustesse du protocole d'échantillonnage ainsi affiné, sur un linéaire de cours d'eau ; 4) d'examiner la possibilité de réduire l'étude des macroinvertébrés aux Ordres taxonomiques les plus polluo-sensibles ; 5) de modéliser la distribution de la macrofaune benthique dans la perspective d'établir un référentiel du bon état écologique de la Loire amont en se fondant pour l'essentiel sur les taxons les plus polluo-sensibles.

Dans un souci de simplification, nous avons appelé MMS-GUR (Beauger et Lair, 2008), le protocole proposé pour collecter les macroinvertébrés sur les substrats minéraux des seuils, en abréviation de « Macroinvertebrates living in the Mineral Substrates of the Geomorphological Unit Riffle ».

La démarche de validation des objectifs est la suivante :

a) Rechercher le nombre nécessaire et suffisant d'échantillons.

En prenant en compte un grand nombre d'échantillons, cette première étude a pour objectif de définir le nombre d'échantillons à collecter sur un seuil. L'étude a été menée au printemps de l'année 2003 sur le seuil amont du site atelier Allier et en été sur les 3 seuils successifs de ce même site.

b) Comparer avec une méthode multi-substrats.

En travaillant sur différents sites d'étude, il s'agit de tester si le protocole ainsi défini, comparativement à une méthode multi-substrats de type IBGN, entraîne une perte d'information taxonomique en particulier pour les taxons polluo-sensibles. L'étude a été réalisée sur le site atelier Allier et sur les stations 5 et 6 du fleuve Loire.

c) Tester la robustesse du protocole MMS-GUR sur un linéaire de rivière.

Cette analyse se subdivise en deux parties : i) exploitation des variables physico-chimiques (données Agence de l'Eau Loire-Bretagne) ; ii) analyse de la macrofaune. En changeant d'échelle, l'analyse portant sur un linéaire de cours d'eau permet de tester si le protocole est apte à identifier les changements faunistiques qui se produisent nécessairement sur un linéaire. L'analyse a été étendue à 8 stations de la Loire amont, situées sur un secteur de 150 km, allant de l'épirhithron à l'épipotamon.

d) Réduire l'analyse à certains groupes faunistiques dans le but de réduire le temps de travail.

Nous avons poursuivi l'analyse avec les 3 Ordres les plus polluo-sensibles (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères : EPT), ainsi qu'avec les genres appartenant à l'Ordre des Coléoptères {certains auteurs ayant montré la sensibilité spécifique de cet Ordre (Compin & Céréghino, 2003)}. L'ensemble, désigné par EPTC, puis les EPT ont été comparés avec la macrofaune benthique (considérée dans sa globalité), de manière à juger de leur aptitude à discriminer la zonation longitudinale. La Loire amont, retenue ci-dessus, était toute désignée pour servir de base à cette étude.

e) Créer une typologie de référence du linéaire de rivière.

La distribution des taxons collectés sur le linéaire de la Loire, avec une attention particulière pour les plus polluo-sensibles, a été comparée avec une typologie théorique établie à partir de travaux antérieurs réalisés sur cette partie du fleuve. Ces études ont désigné les peuplements macrobenthiques de référence en fonction de leur position sur le *continuum* (Ivol *et al.*, 1997 ; Ivol-Rigaut, 1998), et elles ont permis de valider nos observations et par conséquent, le protocole d'échantillonnage.

f) Modéliser la distribution des taxons.

En considérant les études antérieures, les peuplements de macroinvertébrés étant très diversifiés, nous avons modélisé la distribution des taxons, avec une attention particulière pour les EPT, afin de créer un état de référence du linéaire de la Loire étudié.

I. Optimisation du nombre d'échantillons à collecter

L'étude a porté successivement sur les résultats obtenus sur le seuil 1 du site atelier Allier, largement échantillonné au printemps, et sur les trois seuils successifs en été (cf. chapitre 2). Au cours de ce travail, 17 échantillons ont été collectés sur le seuil 1 au printemps et respectivement, 17, 16 et 15 échantillons sur les seuils 1, 2 et 3 en été (rappelons que la plupart de ces échantillons correspondent à des triplicats).

L'analyse a permis l'établissement des courbes de richesses cumulées (obtenues avec un minimum de 3 individus par nouveau genre), de manière à visualiser l'infléchissement de la courbe sur le critère de « moins de un nouveau taxon par échantillon ». Cette analyse a été réalisée sur une base commune de 15 échantillons pour chaque saison et pour chaque seuil, permettant de créer un total de 60 combinaisons d'échantillons pour les seuils 1 et 2 (les 15 échantillons recueillis au seuil 3, n'autorisant pas à procéder à des combinaisons). La forme des courbes de richesses cumulées est similaire quel que soit le seuil considéré, mais le nombre d'échantillons requis pour obtenir une richesse taxonomique représentative du peuplement de macroinvertébrés benthiques varie en fonction de la saison et du seuil (Fig. 28). En effet, au printemps, pour le seuil 1, le nombre nécessaire d'échantillons pour stabiliser la richesse taxonomique est de 8 ($8 \pm 0,6$). En été, la stabilisation de la richesse est obtenue avec 8 échantillons ($8 \pm 1,3$) pour le seuil 1, avec 13 échantillons ($13 \pm 0,7$) pour le seuil 2, et enfin avec 11 échantillons pour le seuil 3. La moyenne de ces résultats est de 10 échantillons.

A l'examen des courbes de richesse cumulée réalisées sur le site atelier Allier (sur la base de moins de 1 nouveau taxon par échantillon), il apparaît que le nombre d'échantillons nécessaire et suffisant est de 13.

II. Comparaison du protocole d'échantillonnage avec une méthode multi-substrats

Comme nous l'avions souligné au chapitre 1, de nombreuses méthodes d'échantillonnage sont utilisées en routine pour collecter les macroinvertébrés (BMWP, RIVPACS, BMBM, etc.). Les techniques multi-substrats tendent à obtenir une image fidèle de la diversité biologique des milieux étudiés. Cependant, certains de ces habitats ne sont ni structurels ni pérennes (*i.e.* macrophytes) et d'autres couvrent de très petites surfaces peu représentatives de la station d'étude. Si de tels habitats font la spécificité d'une station voire d'une rivière, ils biaisent les comparaisons entre stations et / ou

entre cours d'eau en n'étant pas systématiquement présents. A cela s'ajoute la diversité des engins de prélèvement utilisés et la disparité des surfaces échantillonnées correspondantes (cf. chapitre 1 p. 23).

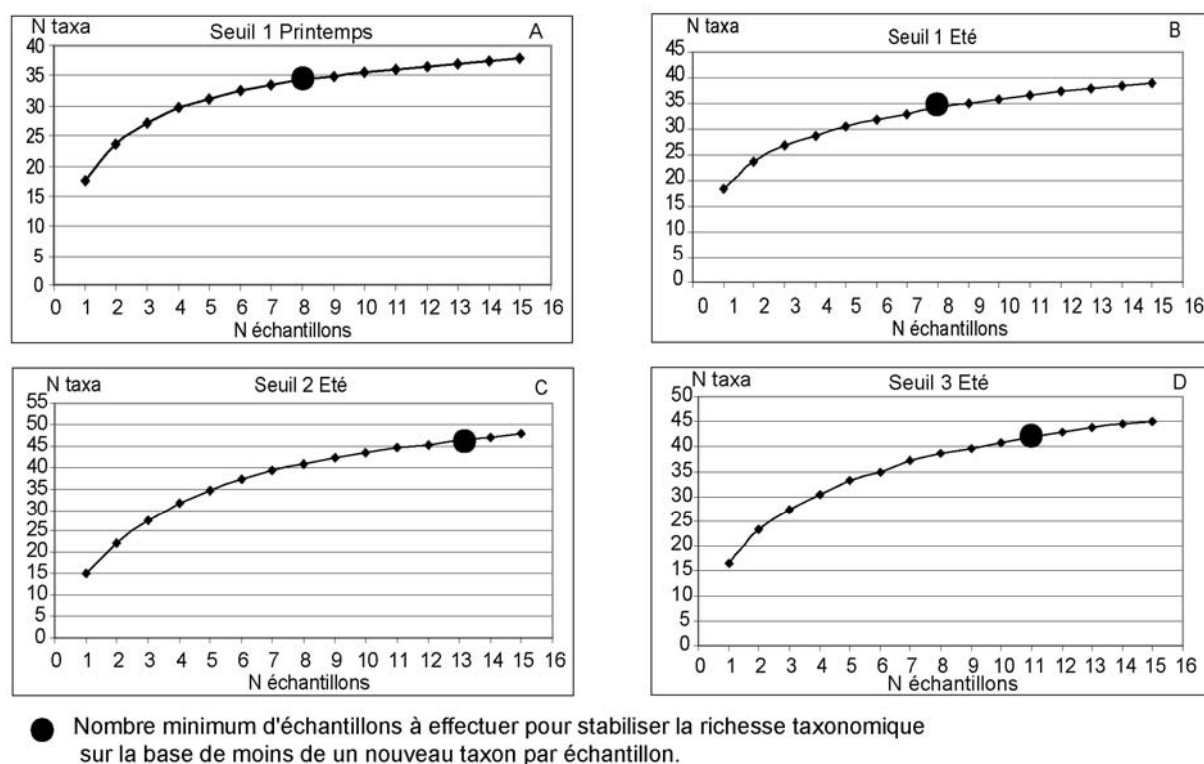


Figure 28 : Courbes de richesse cumulée pour les trois seuils successifs du site atelier de la rivière Allier au printemps (A) et en été (B, C, D).

Dans cette étude, menée sur le site atelier Allier au printemps 2003 et sur les stations 5 et 6 de la Loire en juin 2006, nous avons comparé les résultats obtenus entre le protocole MMS-GUR (pour lequel le nombre d'échantillons a été défini) et une méthode multi-substrats normalisée (désignée XS) (AFNor, 1992) en utilisant un engin de prélèvement et une surface échantillonnée identiques pour les deux méthodes.

Contrairement au protocole MMS-GUR, basé exclusivement sur l'échantillonnage des substrats minéraux des seuils, les échantillons prélevés avec la méthode XS {incluant les substrats minéraux et végétaux (macrophytes, bryophytes, litière, etc.)}, sont basés sur les couples vitesse d'écoulement / substrats. Le nombre d'échantillons est réduit à 8 et l'échantillonnage multi-substrats doit porter sur une zone de longueur correspondant à 10 fois la largeur. Le type de substrat collecté et le nombre d'échantillons sont présentés dans le Tableau 31.

Tableau 31 : Nombre d'échantillons collectés sur les substrats du site atelier Allier et sur les deux stations de la Loire, pour chaque méthode d'échantillonnage (avec XS = méthode multi-substrats).

	Allier - Site atelier		Loire - Station 5		Loire - Station 6	
	MMS-GUR	XS	MMS-GUR	XS	MMS-GUR	XS
Sable	1	1	2	1		1
< 16 mm			1			
[16-32[mm	2	1	2	2		2
[32-64[mm	3	1	1		4	
[64-128[mm	6	2	2	3	5	3
[128-256[mm	1	1	3		3	
≥ 256 mm			2	1	1	1
Macrophytes		1		1		
Litière		1				
Vase						1

Si l'on se réfère aux résultats présentés ci-après (Tableaux 32, 33 et 34), des différences notables en termes de richesse apparaissent d'un site à l'autre. A la station 5 de la Loire, en prenant indifféremment 10 ou 13 échantillons (protocole MMS-GUR), la richesse taxonomique est supérieure à celle obtenue avec les 8 échantillons de la méthode XS. Inversement, sur l'ensemble du site atelier Allier et sur la station 6 de la Loire, la richesse taxonomique est plus forte avec la méthode XS.

Avec la méthode multi-substrats, la collecte étendue à la vase, aux macrophytes et à la litière (exigeantes en durée de tri) favorise la capture de nombreux taxons polluo-tolérants (*Pisidium*, *Bythiospeum*, etc.), ce qui augmente la richesse taxonomique totale, sans apporter d'information sur la qualité de l'eau. Par contre, si l'on se réfère aux groupes indicateurs, des Perlidae sont présents sur la station 5 Loire et des Brachycentridae sur le site atelier Allier et sur la station 6 Loire. Ceci signifie que – contrairement aux différences de richesse taxonomique observées à certaines stations - ces groupes sont similaires quelle que soit la méthode utilisée. La richesse taxonomique étant essentiellement liée à la diversité des substrats (reflet de la capacité biogène du milieu), notre attention a porté sur les taxons polluo-sensibles qui sont impliqués dans l'établissement de la qualité de l'eau.

L'examen des taxons polluo-sensibles permet de faire le constat suivant : sur le site atelier, plusieurs individus de *Mystacides* et de *C. lepida* ont été échantillonnés avec le protocole MMS-GUR, alors qu'un seul individu de *Lepidostoma hirtum* et de *Halesus* ont été prélevés avec la méthode multi-substrats (la méthode MMS-GUR est donc plus efficace). Sur la Loire, le protocole MMS-GUR est plus efficace sur une des deux stations testées, tout en donnant des résultats de qualité comparable dans le second cas : ainsi, à la station 5, le protocole MMS-GUR permet sans conteste d'obtenir un plus grand nombre de taxons polluo-sensibles tels que *Arcynopteryx compacta* ou *Chimarra marginata* (en densité

significative (> 3 individus)) qu'avec l'autre méthode ; à la station 6, la majeure partie des taxons collectés sont polluo-tolérants, le taxon le plus polluo-sensible (*O. maculatum*) a été collecté avec les deux méthodes (avec un minimum de 20 individus pour les 13 échantillons), auquel s'est ajouté un unique individu de *Goera pilosa* prélevé avec la méthode XS. La méthode MMS-GUR a donc été plus efficace dans 2 cas sur 3.

Tableau 32 : Groupe indicateur et richesse totale (niveau famille et genre) obtenus pour les deux méthodes d'échantillonnage appliquées sur l'Allier et la Loire.

	Méthode d'échantillonnage	Groupe indicateur	Richesse totale (niveau taxonomique famille)	Richesse totale (niveau taxonomique genre)
Site atelier Allier	MMS-GUR : 8 échantillons	Brachycentridae	22	35
	MMS-GUR: 10 échantillons	Brachycentridae	23	37
	MMS-GUR : 13 échantillons	Brachycentridae	23	37
	XS : 8 échantillons	Brachycentridae	26	45
Station 5 Loire	MMS-GUR : 8 échantillons	Perlidae	31	46
	MMS-GUR: 10 échantillons	Perlidae	33	53
	MMS-GUR : 13 échantillons	Perlidae	34	55
	XS : 8 échantillons	Perlidae	34	52
Station 6 Loire	MMS-GUR : 8 échantillons	Brachycentridae	26	40
	MMS-GUR : 10 échantillons	Brachycentridae	27	41
	MMS-GUR : 13 échantillons	Brachycentridae	29	45
	XS : 8 échantillons	Brachycentridae	32	50

En retenant comme TBEP le « degré de trophie » et la « valeur saprobiale », les résultats obtenus par les deux méthodes d'échantillonnage (8, 10 ou 13 échantillons collectés avec le protocole MMS-GUR ou 8 avec la méthode multi-substrats) sont comparables (différence entre les modalités 1 à 6%). Cependant, comme l'on pouvait s'y attendre, davantage de taxons oligotrophes et xéno- oligosaprobies (en richesse et en densité) ont été collectés avec le protocole MMS-GUR qu'avec la méthode multi-substrats.

A l'examen de ces résultats obtenus sur 3 secteurs, avec le protocole MMS-GUR il est clair que l'optimum est atteint quand on collecte 13 échantillons. Cependant, dans la zone la plus amont, 8 échantillons se sont avérés suffisants pour bio-évaluer correctement la qualité de l'eau. En revanche, dès que l'on se déplace le long du *continuum*, le nombre d'échantillons fixé à 8 ne suffit plus (les taxons polluo-sensibles diminuant au profit de taxons plus polluo-tolérants). Il n'en demeure pas moins que dans le secteur le plus aval, les résultats obtenus avec 10 échantillons sont demeurés proches de ceux obtenus avec 13 prélèvements. De façon générale, prélever 10 échantillons selon la méthode MMS-GUR (substrats minéraux des seuils) s'avère aussi efficace (voire plus efficace dans certains cas) que de prélever 8 échantillons avec la méthode XS. Elle permet en effet de collecter les taxons bio-indicateurs utilisés pour évaluer la qualité du milieu de manière analogue quelle que soit la station ou la rivière.

Tableau 33 : Présence/absence des taxons collectés respectivement avec chacune des méthodes d'échantillonnage sur la station 5 de la rivière Loire.
Les taxons sont classés en fonction de leur polluo-sensibilité décroissante.
(+ : présence du taxon ; - : absence du taxon)

	MMS-GUR (8 échantillons)	MMS-GUR (10 échantillons)	MMS-GUR (13 échantillons)	Multi-substrats (8 échantillons)
<i>Arcynopteryx compacta</i>	+	+	+	-
Autres Perlidae	-	+	+	-
<i>Chimarra marginata</i>	+	+	+	-
<i>Goera pilosa</i>	-	-	-	+
<i>Protonemura</i>	-	-	-	+
<i>Athripsodes</i>	+	+	+	-
<i>Mystacides</i>	-	-	-	+
<i>Setodes</i>	-	+	+	-
<i>Ophiogomphus</i>	-	+	+	-
Limnephilini	-	+	+	-
<i>Apheilocheirus aestivalis</i>	+	+	+	-
<i>Caenis</i>	-	-	-	+
<i>Micronecta</i>	-	-	-	+
<i>Gammarus</i>	+	-	+	-
<i>Dupophilus</i>	+	+	-	-
<i>Helophorus</i>	-	-	-	+
<i>Pseudocentropilum luteolum</i>	-	-	-	+
Tipulidae	-	-	-	+
<i>Atherix</i>	-	+	+	-
Hexatomini	-	+	+	-
<i>Liponeura</i>	+	+	+	-
Limoniini	-	+	+	-
Rhagionidae	-	+	+	-
<i>Pisidium</i>	-	-	-	+
<i>Bythiospeum</i>	-	-	-	+

Tableau 34 : Présence/absence des taxons collectés respectivement avec chacune des méthodes d'échantillonnage sur la station 6 de la rivière Loire.
Les taxons sont classés en fonction de leur polluo-sensibilité décroissante.

	MMS-GUR (8 échantillons)	MMS-GUR (10 échantillons)	MMS-GUR (13 échantillons)	Multi-substrats (8 échantillons)
<i>Goera pilosa</i>	-	-	-	+
<i>Ephemera</i>	-	-	-	+
<i>Epeorus</i>	-	-	-	+
<i>Heptagenia</i>	-	-	-	+
<i>Oecetis</i>	-	-	+	-
<i>Mystacides</i>	-	-	-	+
<i>Setodes</i>	-	-	+	-
<i>Apheilocheirus aestivalis</i>	-	-	-	+
<i>Gomphus</i>	-	-	-	+
<i>Micronecta</i>	-	-	-	+
<i>Macronychus</i>	+	+	+	-
<i>Stenelmis</i>	-	+	+	-
<i>Hydraena</i>	-	-	+	-
<i>Blepharicera</i>	-	-	+	-
Empididae	+	+	+	-
<i>Dugesia</i>	+	+	+	-
<i>Piscicola geometra</i>	-	-	-	+
Asellidae	-	-	-	+
<i>Bythiospeum</i>	-	-	-	+
<i>Physa</i>	-	-	-	+

III. Efficience du protocole MMS-GUR pour évaluer la qualité de l'eau sur un linéaire de cours d'eau

Rappelons que cette analyse a été conduite sur la Loire amont sur une distance de près de 150 km. Conformément aux résultats des chapitres 3 et 4, les stations ont été localisées sur des seuils pour lesquels l'expertise géomorphologique n'avait pas identifié d'impact anthropique induisant une perturbation physique sensible du milieu, de manière à pouvoir analyser la faune dans des conditions proches de l'état de référence hydromorphologique. Huit stations allant de l'épirhithron à l'épipotamon ont ainsi été échantillonnées. Les prélèvements ont été faits en septembre 2004, sur la base de 10 échantillons par seuil (valeur moyenne dérivée des résultats précédents, adoptée pour limiter notre temps de travail). L'hydrologie est demeurée stable durant toute la période d'échantillonnage (débits aux stations 1 à 3 = $0,40 \pm 0,08 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, à la station 4 = $1,81 \pm 0,42 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, à proximité de la station 5 = $2,66 \pm 0,55 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, à proximité des stations 6 & 7 = $4,83 \pm 1,18 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et à la station 8 = $9,73 \pm 1,18 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$).

Cette étude a été conduite en deux phases : i) les caractéristiques physico-chimiques des points d'échantillonnage de l'eau de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne ont tout d'abord été analysées afin d'évaluer la possible dégradation de la qualité de l'eau le long du linéaire étudié ; ii) ensuite, la distribution de la macrofaune benthique a été étudiée afin d'identifier les changements faunistiques d'amont en aval du linéaire, et finalement d'examiner la possibilité de réduire l'étude des macroinvertébrés aux Ordres taxonomiques les plus polluo-sensibles.

A. *Caractéristiques physico-chimiques du linéaire Loire*

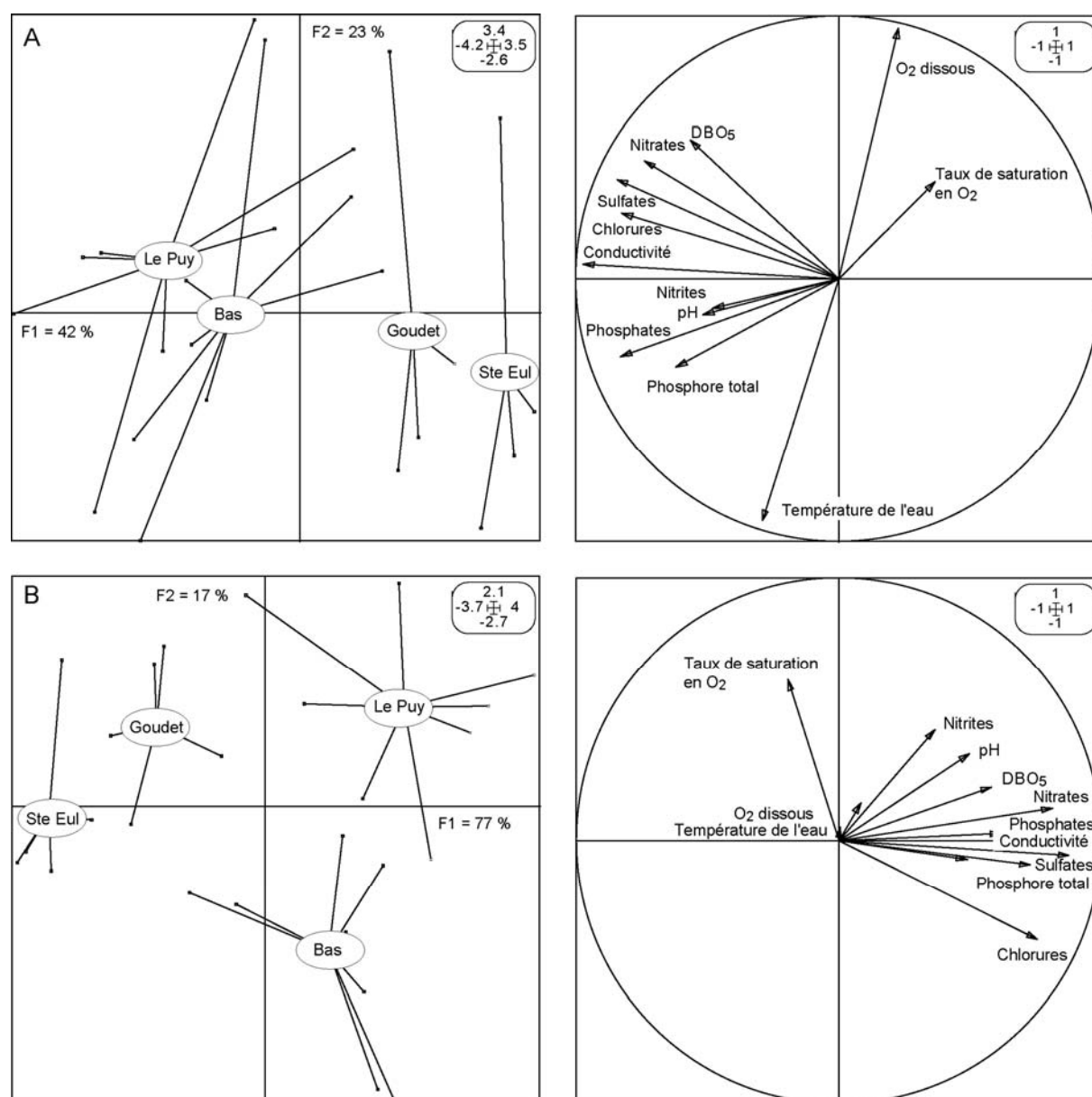
Afin de tester la variabilité physico-chimique entre les stations, nous disposons des données recueillies en 2004 sur 4 sites de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne comportant chacun de 6 à 8 campagnes de mesure. Le premier site est localisé à Ste Eulalie (à environ 1 km en amont de la station 1), le second à Goudet (au niveau de la station 4), le troisième au Puy-en-Velay (en amont de la station 6) et le quatrième à quelques kilomètres en amont de la station 8. Pour cette étude, une ACP simple associée à une analyse inter-groupes a été effectuée. Les variables retenues apparaissent sur la Figure 29.

L'analyse inter-stations indique que les différences physico-chimiques entre les stations sont significatives avec 42% de la variabilité totale (Tab. 35). Au regard des différentes variables, les sites de Ste Eulalie et de Goudet représentent la partie amont du linéaire bien oxygénée (Fig. 29 A et B). La

ville du Puy-en-Velay engendre clairement un impact (fortes concentrations entre nitrates, sulfates, etc.). Au niveau de la ville de Bas-en-Basset les résultats sont intermédiaires, suggérant à la fois le pouvoir auto-épurateur de la Loire et l'effet de dilution des apports du Lignon (Fig. 29 B).

Tableau 35 : Synthèse des résultats des analyses inter-stations réalisées sur le linéaire de la Loire.

Analyse inter-stations	Pourcentage de variabilité expliquée	Significativité $p < 0,05$
Variables physico-chimiques de l'Agence Loire-Bretagne	42	0
Variables faunistiques	39	0
EPTC	21	0
EPT	21	0,017



B. Evolution de la macrofaune benthique sur le continuum Loire

L'analyse des variables physico-chimiques ayant montré des différences significatives entre les stations, nous avons recherché si la faune présentait des différences en termes de richesse totale, richesse en EPT et densité. Pour cette analyse concentrée sur l'évolution amont-aval, les données issues des groupes de trois seuils successifs ont été reprises sous forme d'écarts types et en considérant les taxons indicateurs présents.

Nous constatons que la richesse taxonomique en macroinvertébrés (collectés sur les substrats minéraux des seuils) demeure relativement importante dans tout le secteur d'étude (Fig. 30 A). L'influence du barrage de La Palisse situé en amont de la station 3 peut être la cause de la diminution de la richesse observée à cet endroit. La richesse taxonomique totale paraît diminuer légèrement de l'amont vers l'aval, le test de Kruskal-Wallis indiquant cependant que les différences entre les stations ne sont pas significatives.

En revanche, il apparaît une perte de richesse générique en EPT, certains taxons polluo-sensibles disparaissant au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'amont (Fig. 30 B). Le test de Kruskal-Wallis effectué sur les richesses en EPT indique cette fois-ci que la différence est significative ($p < 0,05$). Le figuré des écarts types des triplicats des seuils (stations 2, 5 & 7) confirme la faible disparité de la richesse en EPT, et ceci quel que soit le seuil étudié.

En liaison avec l'accroissement vers l'aval de la surface du bassin versant, le potentiel trophique s'exprime par la tendance à une augmentation de densité le long du *continuum* (Fig. 31). Les plus fortes valeurs mesurées aux stations 6 et 7 sont probablement liées aux effluents de la ville du Puy-en-Velay (située en amont de la station 6), leur atténuation à la station 8 pouvant être attribuée à l'effet de dilution des eaux du Lignon et/ou à l'autoépuration susceptible de s'exercer sur le parcours. Le figuré des écarts types des triplicats des densités mesurées sur les seuils (stations 2, 5 & 7) illustre, d'une part l'hétérogénéité de distribution des macroinvertébrés (phénomène classiquement observé pour les organismes vivants), d'autre part l'impact probable de la ville du Puy-en-Velay (particulièrement marqué à la station 6). Le test de Kruskal-Wallis indique que la différence entre les densités mesurées aux différentes stations est significative ($p < 0,05$).

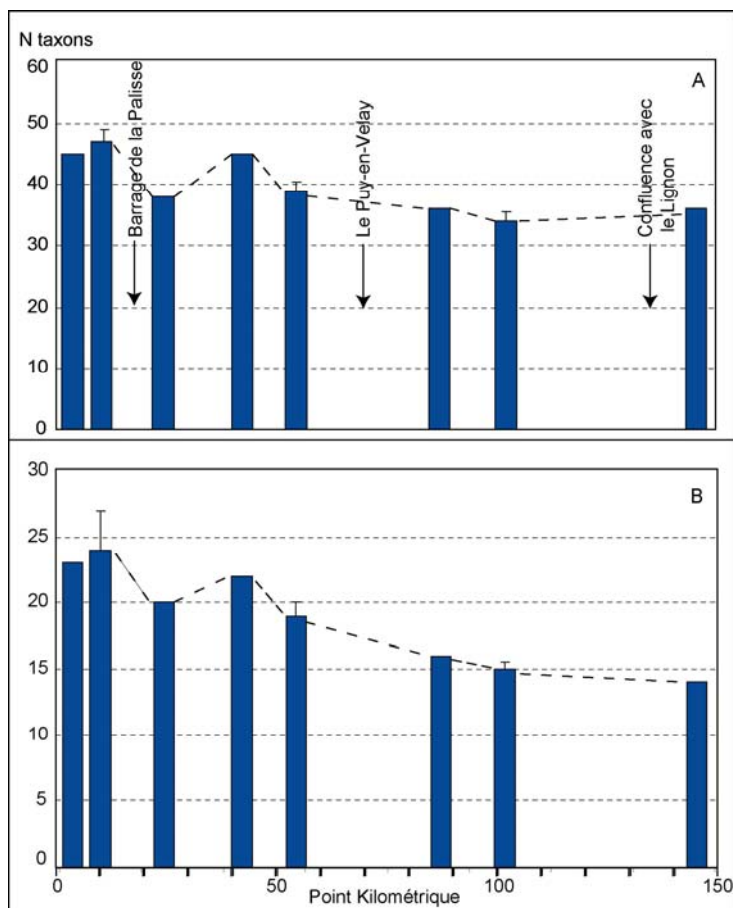


Figure 30 : Richesse taxonomique totale (A) et richesse taxonomique en EPT (B) (moyenne $\pm$ écart-type) des macroinvertébrés collectés aux différentes stations de la Loire positionnées en fonction de leur point kilométrique depuis la source.

Les résultats des stations 2, 5 et 7, traités au chapitre 4 sont présentés avec les écarts-types correspondants.

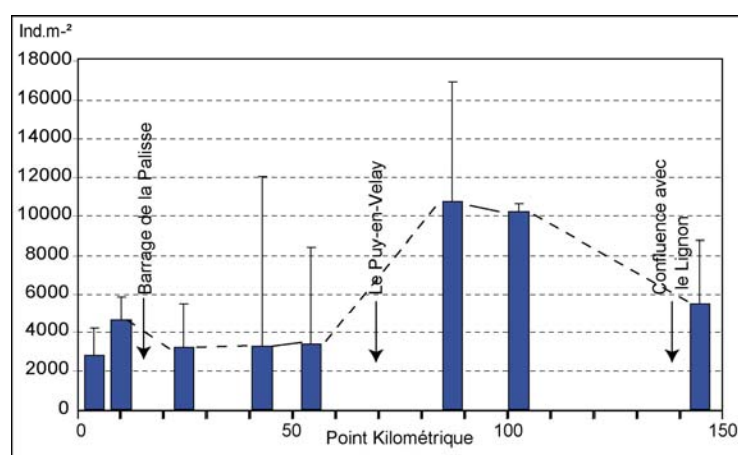


Figure 31 : Densité (moyenne $\pm$ écart-type) de la communauté de macroinvertébrés collectés aux différentes stations de la Loire positionnées en fonction de leur point kilométrique depuis la source.

Les résultats des stations 2, 5 et 7, traités au chapitre 4 sont présentés avec les écarts-types correspondants.

C. Caractéristiques de la distribution taxonomique sur le continuum Loire

Le long du linéaire étudié, la distribution faunistique des macroinvertébrés benthiques (taxons présentant des abondances relatives $> 1\%$) a été analysée à partir d'une AFC simple associée à une analyse inter-groupes afin de déterminer s'il existe une variabilité entre les stations. L'analyse inter-stations révèle que les différences taxonomiques sont significatives (avec 39% de la variabilité totale) (cf. Tab. 35). Les stations s'organisent selon un gradient amont-aval de distribution faunistique (Fig. 32), deux groupes (stations 1 à 3 & stations 5 à 8) s'opposant nettement sur le graphique, tandis que la station 4 se retrouve en position intermédiaire. Les taxons tels que *Leuctra*, *Polycentropus*, *Torleya major* ou encore *Amphinemura* sont caractéristiques de la zone amont (stations 1 à 4) alors que *O. maculatum*, *C. lepida*, *Hydropsyche* ou encore *Dugesia* représentent la partie aval du *continuum* (stations 5 à 8).

En passant ensuite de l'ensemble de la communauté macrobenthique aux genres d'EPTC puis aux genres d'EPT, nous avons testé l'efficacité de ces Ordres en tant qu'indicateurs afin d'examiner la possibilité de réduire l'étude à ces Ordres. Pour cela, une AFC simple associée à une analyse inter-groupes ont été réalisées. Les analyses inter-stations révèlent que les différences entre les stations sont significatives que l'on considère les EPTC ou les EPT (cf. Tab. 35), toutes deux regroupant 21% de la variabilité totale. Ces résultats permettent de réduire l'interprétation aux différents taxons des EPT sans perte d'information, d'autant que le schéma de distribution amont-aval des différentes stations demeure inchangé (Fig. 33).

Si on ne considère que la distribution amont-aval des 14 **Plécoptères** collectés sur l'ensemble des seuils des différences apparaissent également. De la station 1 à 3, la richesse générique maximale est liée à la présence de taxons tels que *Isoperla*, *Chloroperla*, *Protonemura* et *Amphinemura*. De la station 4 à 5, la richesse générique liée à la présence de *Perla*, *Dinocras* et *Taeniopteryx* diminue. Plus en aval, la richesse générique est réduite à *Leuctra geniculata* et *Rhabdiopteryx*. Le genre *Leuctra* étant présent sur tout le linéaire, l'information fournie par la détermination à l'espèce s'est avérée nécessaire pour différencier les stations.

La distribution amont-aval des 22 **Trichoptères** montre que la richesse est élevée de la station 1 à la station 3, avec des taxons tels que *Micrasema*, *Brachycentrus*, *Mystacides*, *Allotrichia pallicornis*. Puis, la richesse générique chute aux stations 4 & 5, où se rencontrent des taxons tels que *Silo* et *C. marginata*. A partir de la station 6, ce sont des *C. lepida* ou encore *Oligoplectrum maculatum* (typiques des zones intermédiaires des rivières, et sur lesquels nous reviendrons) qui ont été collectés. Des taxons tels que *Rhyacophila*, *Hydropsyche* et *P. pusilla* sont présents sans discontinuité d'amont en aval.

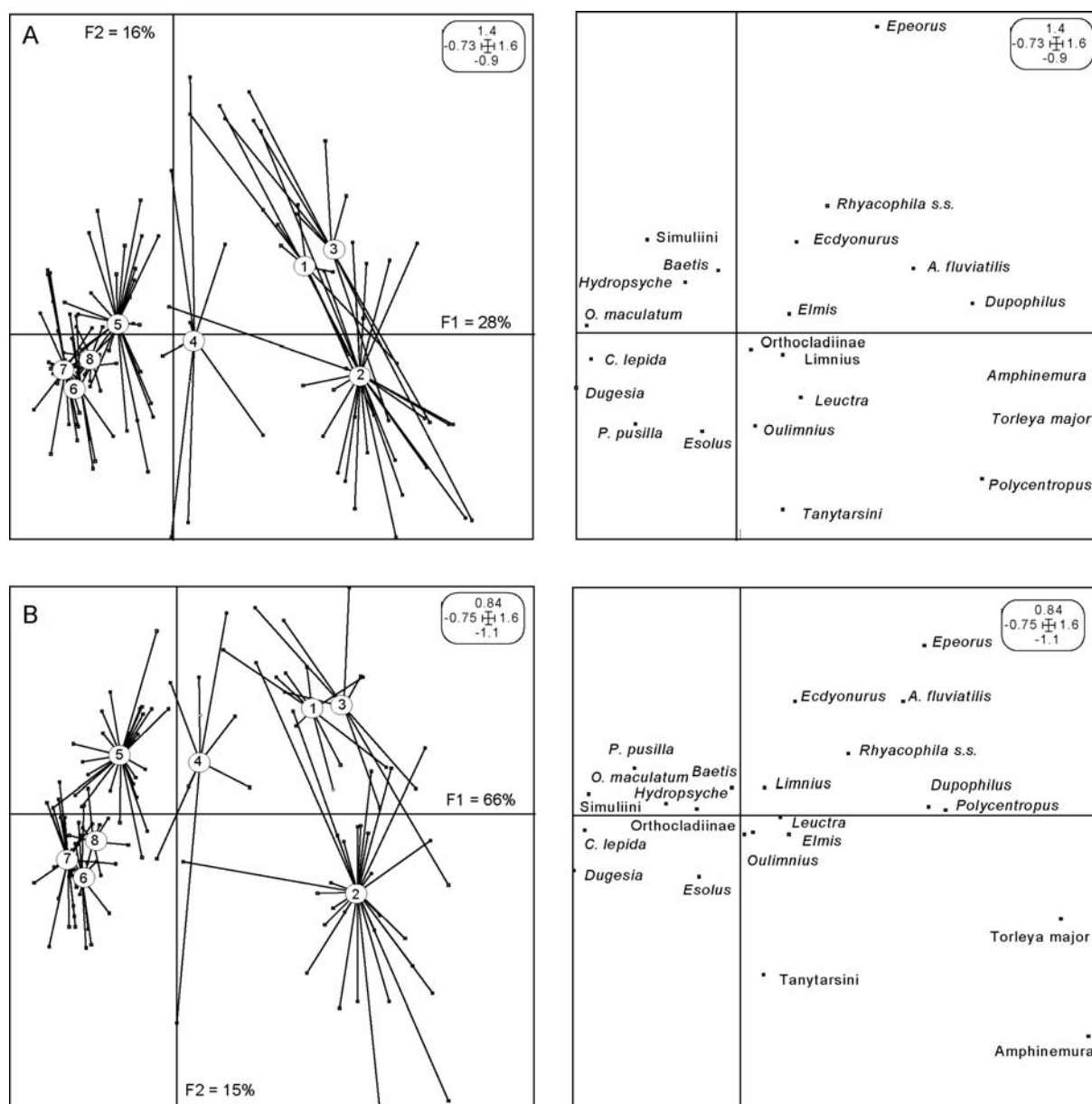
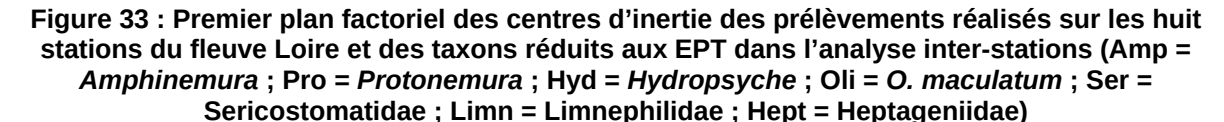


Figure 32 : A : Premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les huit stations du fleuve Loire et des taxons dans l'AFC simple. B : Premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les huit stations et des taxons dans l'analyse inter-stations.

La distribution amont-aval des 17 **Ephéméroptères** illustre également la baisse progressive de richesse d'amont en aval. De la station 1 à la station 4, ce sont les *Rhithrogena*, *Paraleptophlebia*, *Habroleptoides* ou encore *Procladius bifidus* qui dominent, alors que des taxons tels que *Potamanthus luteus*, *Raptobaetopus tenellus* et *Heptagenia* etc. se retrouvent aux stations 5 à 8 où la richesse est plus faible. Seuls les *Baetis*, présents tout le long du linéaire, ne sont pas discriminants.



IV. Distributions théorique et observée des EPT collectés sur le linéaire Loire

Pour cette étude, nous avons utilisé le recueil de données réalisé par Tachet *et al.* (2000) sur la distribution des macroinvertébrés benthiques le long de divers cours d'eau du territoire national. Celui-ci permet de relier la présence de l'ensemble des taxons à des traits biologiques, écologiques et physiologiques (TBEP) caractéristiques des divers lieux de collecte et des organismes correspondants. Partant de là, nous avons établi une typologie théorique permettant de connaître quels EPT devaient être potentiellement présents sur le secteur de Loire étudié, en fonction des TBEP établis par les auteurs (Tachet *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000b). Le but était d'obtenir l'ordre théorique de distribution des organismes le long du *continuum* fluvial. Parmi les 22 TBEP proposés par ces auteurs,

l'altitude, la distribution longitudinale, le degré de trophie, la valeur saprobiale, le substrat et la vitesse de l'écoulement, choisis pour leur aptitude à représenter l'environnement physique, ont servi de base à l'établissement de la typologie théorique du secteur de Loire étudié précédemment.

L'Ordre des Plécoptères {dans lequel 14 taxons (-2)¹ parmi les 20 (+2)² théoriques ont été collectés en Loire} permet à lui seul de caractériser le linéaire étudié, des taxons plus ubiquistes, tels *Leuctra*, étant présents d'amont en aval. Comme attendu le long du *continuum* de la Loire supérieure, la richesse générique qui est importante en amont, se réduit à quelques individus en aval et les trois zones différenciées précédemment se retrouvent (stations 1 à 3 - stations 4 & 5 - stations 6 à 8) (cf. Fig. 34).

Dans le descriptif ci-après, les genres figurés en gras appartiennent à la fois à la distribution théorique et à la distribution observée, les autres genres appartiennent à la distribution théorique, mais ne sont pas présents en Loire. Les genres comprenant une seule espèce figurent sous leur nom spécifique.

1) Du crénon à l'épirhithron, *Arcynopteryx compacta*, *Amphinemura*, *Chloroperla*, *Dinocras*, *Isoperla*, *Leuctra*, *Nemoura*, *Perla*, *Perlodes*, *Protonemura* et *Siphonoperla* vivent dans des eaux de montagne à tendance oligotrophe et oligosaprobe, dans des classes de vitesse variées et dans des substrats type macrophytes, blocs.... **Neuf** de ces taxons ont été collectés en amont (stations 1 à 3, cf. Fig. 33 et Fig. 34).

2) Du métarhithron à l'hyporhithron : *Brachyptera*, *Capnioneura*, *Chloroperla*, *Dinocras*, *Leuctra*, *L. geniculata*, *Nemoura*, *Perla*, *Perlodes*, *Rhabdiopteryx* et *Taeniopteryx* vivent dans des eaux de montagne à tendance oligo-mésotrophe et β -mésosaprobe, dans des classes de vitesse moyenne et dans des substrats plus fins de type pierres – galets. **Quatre** de ces taxons ont été collectés aux stations 4 et 5.

3) De l'épipotamon au métapotamon : *Besdolus imhoffi*, *Diura bicaudata*, *Isogenus nubecula*, *Leuctra*, *L. geniculata*, *Marthamea*, *Nemoura*, *Perla*, *Perlodes* et *Rhabdiopteryx* vivent dans des eaux de plaine à tendance mésotrophe et mésosaprobe, dans des classes de vitesse moyenne et dans des substrats type pierres – galets et graviers. **Trois** taxons de ce groupe ont été collectés en aval de la station 5.

¹ 12 taxons sur les 14 ont été identifiés au genre et 2 l'ont été à la famille, leur état de larvules, ne permettant pas d'affiner la détermination.

² *Capnia* est un taxon hivernal présent dans les petites rivières et *Nemurella picteti* est typique des eaux stagnantes (Linke et al., 1999; Charvet et al., 2000; Tachet et al., 2000).



Figure 34 : Distribution des Plécoptères le long du linéaire Loire étudié.

Pour l'**Ordre des Trichoptères**, outre la synthèse de Tachet *et al.* (2000), nous disposons de deux études réalisées l'une en Loire (Ivol *et al.*, 1997), l'autre sur la Vienne, qui est un autre affluent de la Loire appartenant à la même écorégion (Tachet *et al.*, 2001). La distribution des Trichoptères que nous avons observée est comparable à celle de Ivol *et al.* (1997) et répète l'information précédente (même zonation que celle obtenue avec les Plécoptères). A partir de la station 5, la présence de deux espèces (*O. maculatum* et *C. lepida*) typiques des rivières larges selon Tachet *et al.* (2001), renforce l'idée que cette partie du linéaire constitue bien une zone intermédiaire entre rhithron et potamon. De plus nos résultats confortent les observations effectuées en aval du Puy-en-Velay par Usseglio-Polatera *et al.* (2000a) et Guinand *et al.* (1996) qui avaient noté dans ce secteur une augmentation de taxons β -mésosaprobies, typiques des eaux mésotrophes tels que *C. lepida* et *P. pusilla*, deux espèces que nous avons également collectées.

L'étude de la distribution amont-aval de l'**Ordre des Ephéméroptères**, appuyée par les résultats de Tachet *et al.* (2001) sur la Vienne, conforte nos observations concernant la zonation amont-aval. *Paraleptophlebia* et *Habroleptoides*, qui sont bien représentés en amont (stations 1 à 3), disparaissent à partir de la station 4, marquant une certaine rupture dans le *continuum*. La présence de *Potamanthus luteus* et de *Raptobaetopus tenellus* en aval de la station 4, espèces typiques des zones de l'hyporhithron et de l'épipotamon selon les auteurs précités, met en évidence la transition progressive du rhithron au potamon.

Cette étude comparative démontre la bonne concordance entre distribution théorique et celle observée le long du linéaire ligérien. Elle témoigne de la pertinence de simplifier l'échantillonnage aux seuils des cours d'eau et de réduire en laboratoire la détermination aux EPT, dans le cadre spécifique de la bio-évaluation de la qualité de l'eau.

V. Construction d'un modèle du « bon état écologique » sur un parcours de Loire de 150 km.

Du rhithron à l'épipotamon, le linéaire Loire étudié présente une richesse taxonomique élevée avec de nombreux genres d'EPT qui témoignent de la remarquable qualité de l'hydrosystème. Les taxons présents sur les différentes stations ont servi à l'établissement d'un modèle de référence du « bon état écologique » basés sur certaines variables pérennes et facilement mesurables, telles que l'altitude, la profondeur de l'eau, la vitesse du courant, etc. L'objectif est de construire des modèles susceptibles de prédire les paramètres écologiques et les taxons potentiellement présents en fonction de ces variables

de milieu et de mesurer d'éventuelles dérives futures liées à une modification de l'état des lieux. Cette modélisation présente également un intérêt comparatif vis-à-vis d'autres systèmes fluviaux similaires.

La méthode de modélisation retenue est celle de la régression multiple par la technique des Modèles Additifs Généralisés (MAG) (voir chapitre 2, p. 52). Les variables explicatives testées et retenues figurent dans le Tableau 36. Dans un premier traitement, les analyses de régression entre respectivement la richesse taxonomique, la densité, le pourcentage de filtreurs (mesurés pour chaque prélèvement) d'une part et l'altitude, les biotopes, la profondeur et la vitesse de l'écoulement d'autre part, se sont avérées significatives. Les modèles construits à partir de la densité et du pourcentage de filtreurs présentent une bonne qualité ($r > 0,7$), ce qui n'est pas le cas pour la richesse taxonomique (Tab. 36). La densité est d'autant plus forte que les vitesses sont élevées et les profondeurs faibles, ces deux variables présentant des contributions très fortes ($> 0,5$) (Fig. 35). Les pourcentages de filtreurs sont maximums pour des altitudes < 800 m et pour des vitesses élevées, ces deux variables étant celles dont les contributions sont les plus fortes ($> 0,3$).

Tableau 36 : Synthèse des résultats des MAGs effectués sur le linéaire Loire. Les 5 premières colonnes correspondent aux contributions aux modèles des variables explicatives au seuil de $p > 0.05$. Les trois dernières colonnes sont les critères de validation

	Altitude	Profondeur (log n)	Vitesse (log n)	Granulo (log n)	Biotope	Déviance expliquée (D ²)	Validation croisée (r)	Aire sous la courbe ROC
% filtreurs	0,49	0,24	0,32		0,24	0,73	0,82	
Densité (ind.m ⁻²)	0,27	0,54	0,7			0,58	0,72	
Richesse (nb taxons)	0,13	0,29	0,22			0,19	0,36	
<i>Torleya major</i>	10,4					0,6	0,79	0,93
<i>Epeorus</i>	13,1	4,2	3,4	3,4		0,53	0,65	0,9
<i>Baetis</i>			14,1	8,4		0,56	0,57	0,88
<i>Paraleptophlebia</i>	30					0,45	0,57	0,84
<i>P. luteus</i>	42,7		4,7			0,39	0,47	0,86
<i>Ecdyonurus</i>	1,2	3,2				0,11	0,23	0,63
<i>Amphinemura</i>	46,5		4,3			0,65	0,76	0,94
<i>Taeniopteryx</i>	32,5	6,1	5,3			0,72	0,73	0,96
<i>Chloroperla</i>	9,7			12,2		0,54	0,58	0,93
<i>Perla</i>	7,9	3,9	4			0,31	0,44	0,83
<i>Leuctra</i>	2					0,1	0,32	0,71
<i>O. maculatum</i>	45,9	9,3				0,81	0,87	0,98
<i>C. marginata</i>	13	3,3	3,5		2,5	0,64	0,75	0,92
<i>Polycentropus</i>	4,2		2,8		2,4	0,39	0,56	0,82
<i>Micrasema</i>	15,7				5,4	0,4	0,41	0,82
<i>Sericostoma</i>	5,1					0,24	0,36	0,79
<i>Dupophilus</i>	2,2	3,3				0,17	0,38	0,75
Limoniini	4	3,9				0,38	0,54	0,83
<i>Dugesia</i>	27,4		8,9			0,58	0,75	0,92

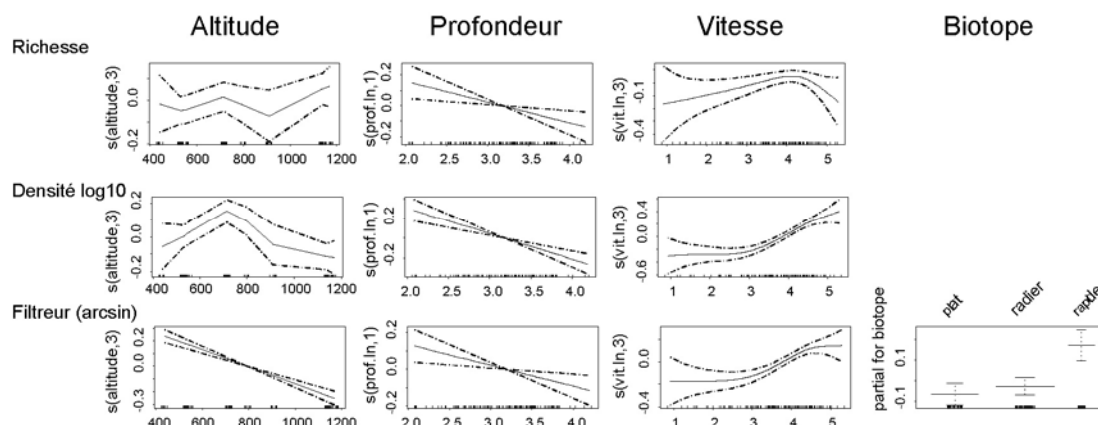


Figure 35 : Modèles Additifs Généralisés pour la richesse, la densité et le pourcentage de filtreurs. Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.

Des MAGs ont ensuite été calculés pour différents taxons considérés en présence/absence appartenant aux EPT, aux Coléoptères, aux Diptères et aux Planaires. Les modèles sont de bonne qualité pour *T. major*, *Amphinemura*, *Taeniopteryx*, *O. maculatum*, *Chimarra marginata* et *Dugesia* ($r > 0,7$) et sont médiocres pour *P. luteus*, *Ecdyonurus*, *Perla*, *Leuctra*, *Micrasema*, *Sericostoma* et *Dupophylus* ($r < 0,5$) (Tab. 36). D'une manière générale, l'altitude est la variable la plus contributive pour 12 cas sur 19, ce qui coïncide avec la plupart des modèles de très bonne qualité cités précédemment. De plus, les courbes de réponses additives sont très contrastées d'un taxon à l'autre, ce qui atteste du caractère spécifique de chacune des relations (Fig. 36 à 39).

Pour les **Ephéméroptères**, le modèle de *T. major* indique que ce taxon est bien représenté pour des altitudes > 800 m (Fig. 36). Pour les **Plécoptères**, *Amphinemura* est présent à des altitudes > 600 m et majoritairement dans des habitats caractérisés par des vitesses élevées. Il en est de même pour *Taeniopteryx*, taxon pour lequel le modèle prend également en considération la profondeur (présence majoritaire dans des habitats peu profonds) (Fig. 37). Pour les **Trichoptères**, nous observons que *O. maculatum* est majoritairement présent à des altitudes < 800 m et à des profondeurs faibles (Fig. 38). Le modèle de *C. marginata* prend en considération toutes les variables utilisées pour établir les régressions. Ainsi, ce taxon est bien représenté pour des altitudes comprises entre 600 et 900 m, sur les biotopes rapides et plats et dans des habitats caractérisés par des profondeurs faibles. Pour *Dugesia*, la présence est maximale à une altitude < 800 m et pour une vitesse de l'écoulement élevée (Fig. 39).

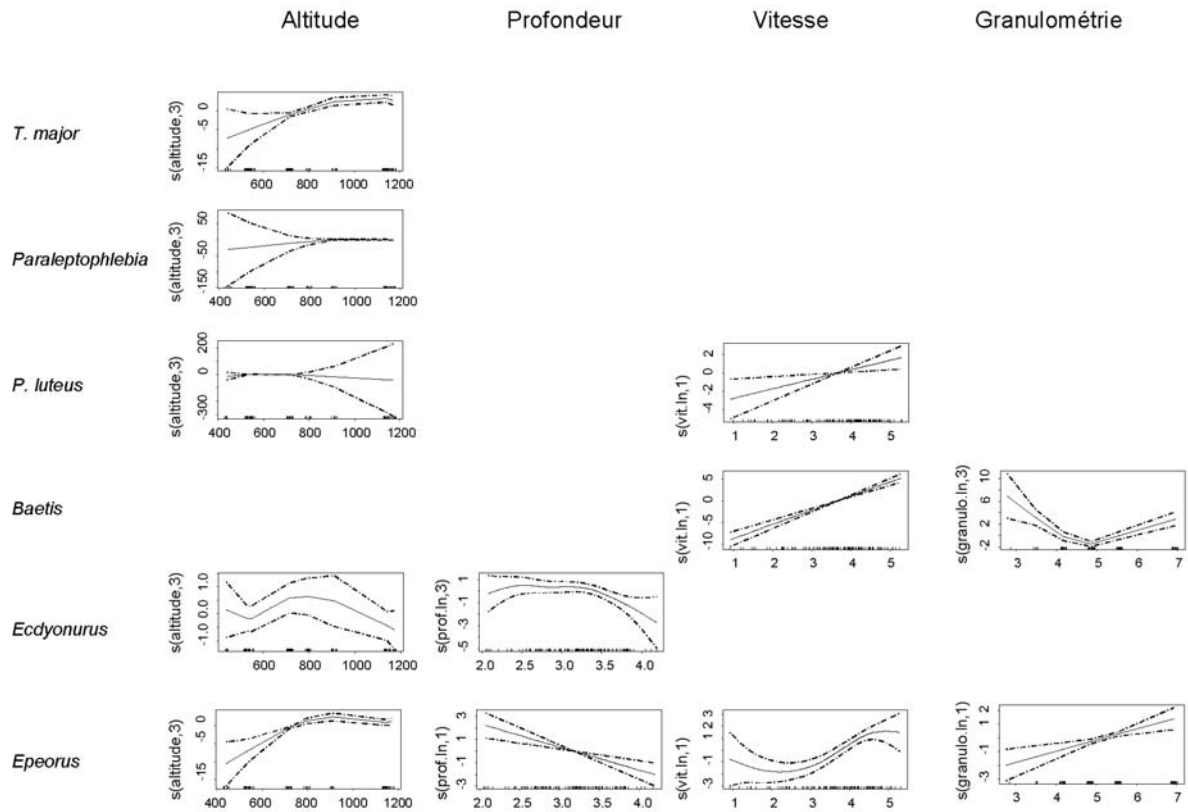


Figure 36 : Modèles Additifs Généralisés pour les six Ephéméroptères (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.

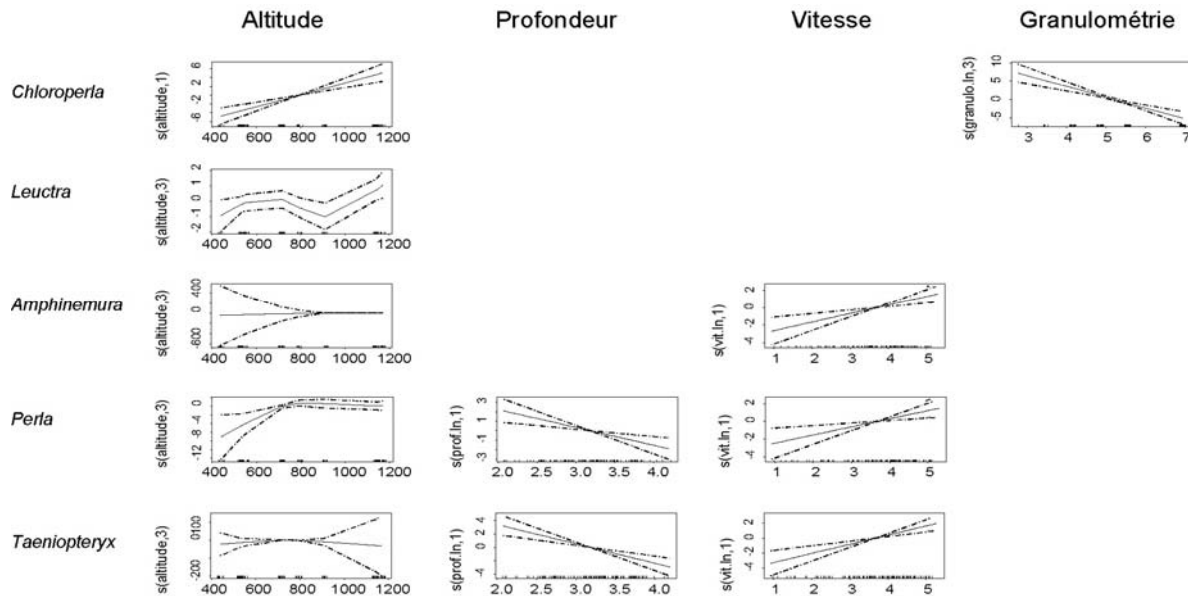


Figure 37 : Modèles Additifs Généralisés pour les cinq Plécoptères (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.

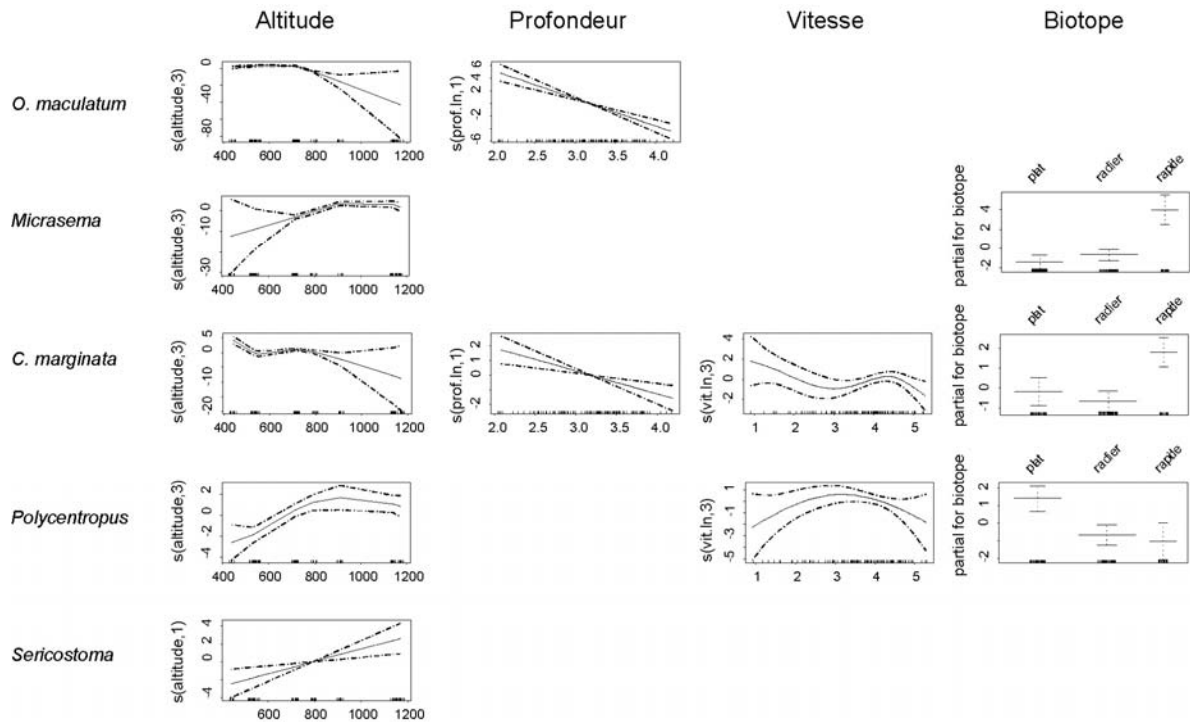


Figure 38 : Modèles Additifs Généralisés pour les cinq Trichoptères (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.

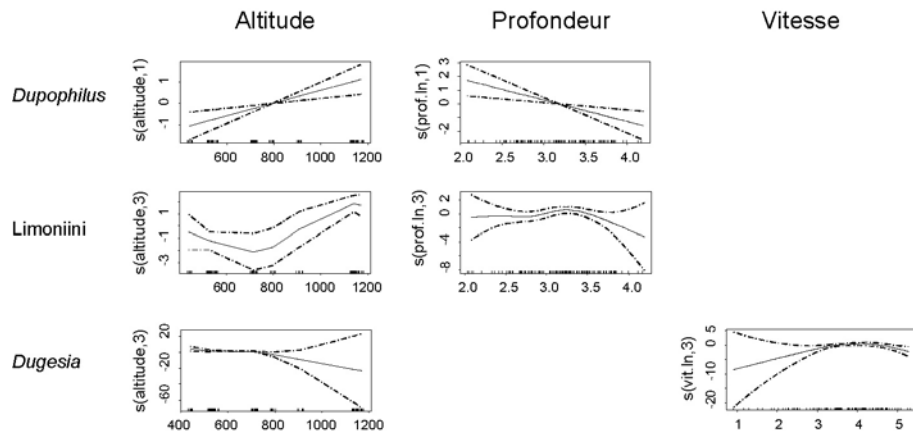


Figure 39 : Modèles Additifs Généralisés pour les trois taxons (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.

La possibilité de superposer les courbes de réponses des taxons offre le moyen de comparer la réponse de différents taxons appartenant à un même Ordre, aux gradients des variables physiques retenues par les modèles (Fig. 40), l'axe vertical de l'échelle graphique exprimant leur probabilité

d'occurrence [0-1]. Ce mode de représentation permet d'identifier clairement les conditions environnementales qu'ils affectionnent de façon prioritaire au sein du *continuum*.

Globalement, l'altitude est la variable dominante comparativement aux variables caractéristiques de l'habitat, que ce soit vis-à-vis des pourcentages de filtreurs ou de l'ensemble des taxons. La densité faunistique constitue une exception puisque sa distribution est prioritairement structurée par les vitesses et les profondeurs.

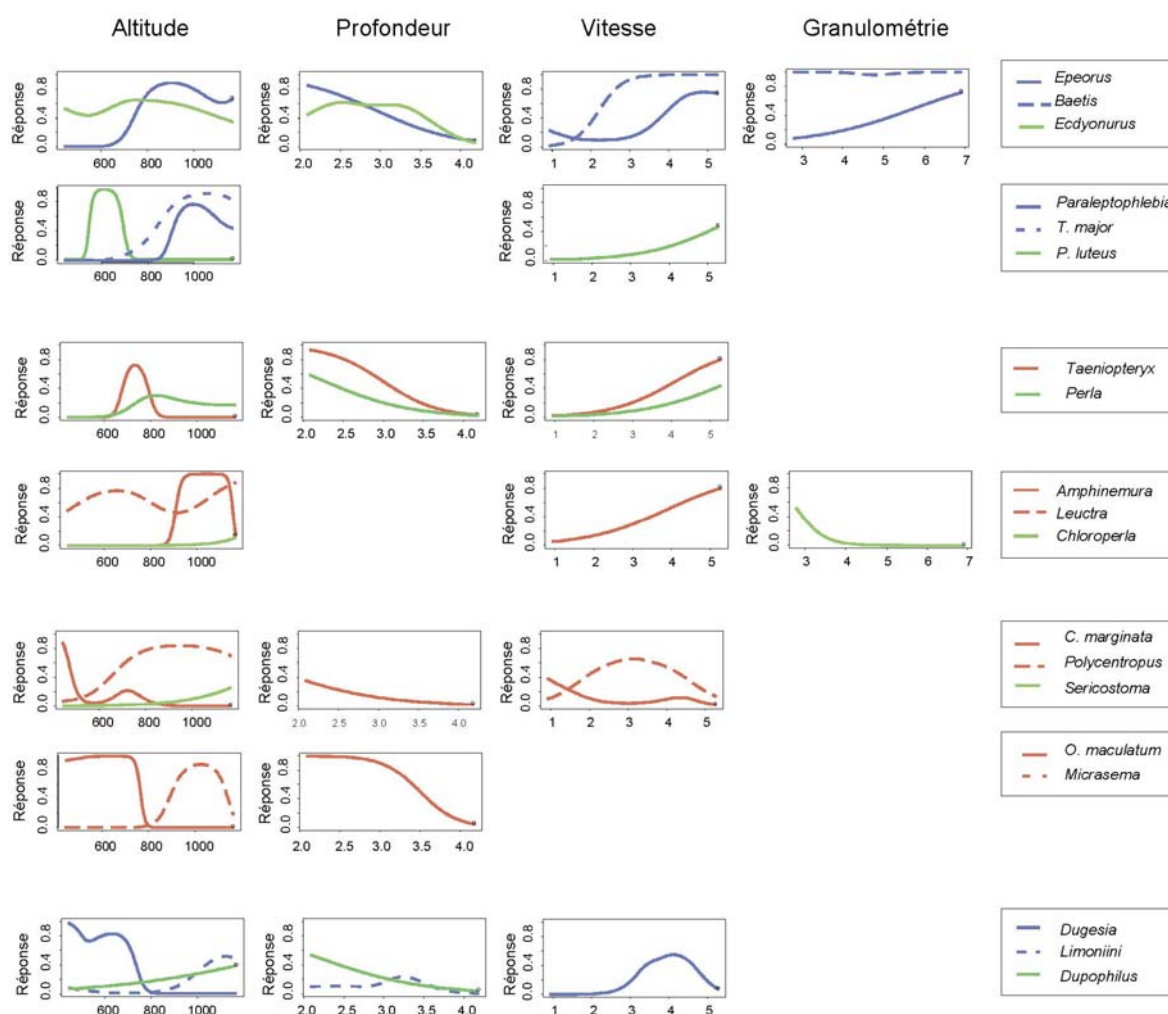


Figure 40 : Courbes de réponses superposées des 19 taxons (présence / absence) pour les variables sélectionnées par les GAM. L'axe vertical est exprimé en probabilité d'occurrence [0-1].

VI. Discussion et conclusion

Dans le but d'analyser les communautés de macroinvertébrés sur un linéaire de rivière, avec une attention particulière pour les taxons polluo-sensibles nécessaires aux études de bio-évaluation de la qualité de l'eau, nous discuterons successivement du nombre nécessaire et suffisant d'échantillons à collecter sur une UG seuil, puis de la robustesse du protocole MMS-GUR appliqué sur un linéaire, ensuite de la possibilité de réduire l'interprétation des données aux EPT et enfin de l'éventualité de disposer d'un outil prédictif adapté au suivi du bon état écologique.

Nombre nécessaire d'échantillons à retenir

Dans l'analyse réalisée sur les échantillons prélevés au filet Surber sur les substrats minéraux de différents seuils, le nombre maximum d'échantillons, nécessaire pour stabiliser la richesse s'est avéré être de 13 (Beauger & Lair, 2008). Cet effort d'échantillonnage correspond à la surface échantillonnée par la méthode BMBM (proposée par Plotnikoff & Wiseman, 2001 ; cf. p. 25), méthode dans laquelle le préleveur collecte également les organismes sur des seuils et conforte les résultats obtenus.

Cependant, le protocole proposé ne tenant pas compte de la diversité des substrats caractérisant le lit d'une rivière, nous nous sommes interrogée sur les pertes potentielles inhérentes à la sélection des substrats minéraux par rapport à un échantillonnage multi-substrats (où les vases, litières, racines etc., présentes sur le site sont nécessairement échantillonnées). Il est vrai que, par rapport au protocole MMS-GUR, les taxons spécifiques à ces substrats (tels que *Bythiopseum* et *Micronecta* que nous avons recueilli dans les sables, *Physa* dans la vase et *Thraululus bellus* dans les litières, cf. Giller & Malmqvist, 1998 ; Monakov, 2003), entraînent une augmentation de la richesse taxonomique. Mais ce sont globalement des taxons polluo-tolérants qui n'apportent pas l'information nécessaire à l'évaluation de la qualité de l'eau (et le tri des prélèvements des substrats meubles est particulièrement consommateur de temps). De plus, certains de ces substrats représentent souvent de très petites surfaces et de telles analyses faunistiques tendent à surestimer leur importance, d'autant que si l'on se réfère aux modalités définies dans les TBEP (dont le degré de trophie et la valeur saprobiale), leur prise en compte conduit à une sous-estimation de la qualité de l'eau.

Notre attention a également été retenue par le fait que le nombre nécessaire d'échantillons augmentait en fonction de la position des stations dans le *continuum*, les taxons polluo-sensibles se faisant classiquement plus rares en descendant le long du linéaire. Il apparaît en effet, que dans le premier tiers amont du bassin (jusqu'à la station 5 de la Loire), 8 échantillons suffisent pour obtenir une richesse générique statistiquement significative, rejoignant en cela le nombre arbitraire préconisé dans le protocole multi-substrats normalisé en France (et qui s'est avéré efficace pour estimer la qualité de l'eau dans de nombreuses têtes de bassin). Mais dès que l'on s'éloigne de la source, le nombre de taxons polluo-sensibles diminuant, ce nombre d'échantillons devient insuffisant. En effet,

nous avons constaté que plus en aval, et selon les cas, le nombre d'échantillons devait nécessairement passer à 10 voire à 13.

Il est essentiel de maintenir la collecte *in-situ* de 13 échantillons à chacune des stations. Cependant, pour alléger le temps de travail en laboratoire, et dans la mesure où les résultats obtenus avec 10 et 13 échantillons se sont avérés dans certains cas très proches, il est possible d'en réduire le nombre durant l'étape de détermination des organismes en laboratoire. Pour cela, 8 échantillons (choisis aléatoirement parmi les 13) doivent être analysés. Si, sur la courbe de richesse cumulée tracée à partir des 8 échantillons, la stabilité de la richesse taxonomique est obtenue (sur la base de « moins de un nouveau taxon par échantillon »), l'analyse s'arrête. Dans le cas contraire, l'analyse doit passer à 10, voire s'étendre à 13 (Fig. 41).

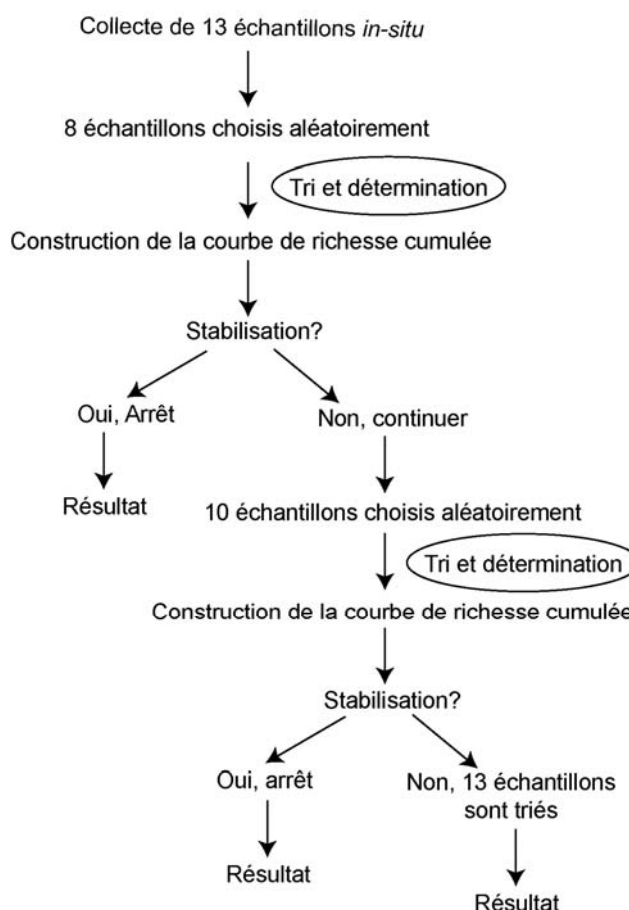


Figure 41 : Etapes de tri permettant de déterminer le nombre nécessaire d'échantillons pour obtenir une stabilisation de la richesse.

Comparativement à une méthode multi-substrats, le protocole MMS-GUR, qui se limite à l'analyse des macroinvertébrés collectés sur des substrats minéraux, permet d'estimer la qualité de l'eau sans perte d'information. Le nombre nécessaire et suffisant d'échantillons est de 13, mais il peut être réduit à 10, voire à 8 durant le processus de tri.

Robustesse du protocole MMS-GUR appliqué sur un linéaire

Le protocole MMS-GUR a été appliqué sur un linéaire Loire de près de 150 km, s'étendant de l'épirhithron à l'épipotamon, de manière à estimer la qualité de l'eau à partir de la richesse taxonomique (ainsi que de la densité) des macroinvertébrés benthiques collectés sur les substrats minéraux des seuils. La présence de taxons polluo-sensibles sur l'ensemble du parcours retrace l'évolution naturelle qui se produit le long des *continuuums* fluviaux. Les variations observées révèlent la sensibilité du protocole MMS-GUR aux changements de la qualité de l'eau, les résultats obtenus étant ceux attendus. En effet, la distribution taxonomique de cet ensemble répond aussi bien aux variations d'origine naturelle (état physique ou biologique), qu'aux perturbations d'origine anthropique. Le poids des conditions naturelles prédomine sur les perturbations anthropiques jusqu'à la station 2. A la station 3, la diminution de la richesse taxonomique est liée à l'impact du barrage de la Palisse situé en amont. Bien que très hétérogène, la densité des macroinvertébrés demeure faible de la première station jusqu'à la station 3. Puis l'hétérogénéité s'accroît avec la diminution d'altitude. Plus en aval, à partir de la station 6 (où nous observons notamment la disparition de nombreux Plécoptères), la perte de taxons polluo-sensibles indique l'enrichissement progressif du milieu, et présage l'impact de la ville du Puy-en-Velay sur la qualité de l'eau. Celui-ci est marqué par une augmentation des teneurs en nitrates, etc. et se traduit à nouveau par des densités pouvant atteindre plus de 16.000 ind.m⁻². L'arrivée du Lignon induit un effet de dilution, perceptible à la station 8 où la qualité chimique de l'eau s'est améliorée. Cependant, la présence des taxons caractéristiques du *continuum* fluvial est effective, illustrant le fait que ces impacts successifs, même s'ils ont un effet local indéniable, ne sont pas la cause essentielle des changements faunistiques observés.

Possibilité de simplifier l'analyse faunistique

Toujours dans un souci de simplification, et de manière à réduire encore le temps de l'analyse (et de son coût), nous avons cherché à vérifier si les déterminations des groupes faunistiques pouvaient être limitées aux Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères. Nous avons donc examiné la distribution de ces trois Ordres (EPT), collectés sur les substrats minéraux des seuils aux différentes stations du linéaire Loire. Il apparaît que l'analyse faunistique peut être limitée à ces Ordres, car elle permet de discriminer les stations le long du *continuum* de la même manière qu'avec l'ensemble de la communauté de macroinvertébrés.

L'ensemble des observations réduites à la distribution des EPT permet de tracer l'évolution amont-aval du linéaire étudié qui, de ce fait, correspond à une zone s'étendant de l'épirhithron à

l'épipotamon (Guinand *et al.*, 1996 ; Ivol *et al.*, 1997 ; Tachet *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a ; Tachet *et al.*, 2001). En effet, les stations 1 à 3, présentant les plus fortes richesses en EPT, vont de l'épirhithron au métarhithron. Plus en aval, les stations 4 et 5 (hyporhithron), assurent la transition, dans la mesure où la richesse en EPT diminue et où certains genres de Plécoptères disparaissent au profit de nouveaux genres, moins polluo-sensibles. Enfin, à partir de la station 6, la raréfaction des Plécoptères et la présence de taxons typiques de l'hyporhithron et de l'épipotamon indiquent la tendance potamique qui se dessine en aval (Guinand *et al.*, 1996 ; Ivol *et al.*, 1997 ; Tachet *et al.*, 2001).

A l'évolution naturelle des conditions hydromorphodynamiques du cours d'eau le long du linéaire étudié, se sont ajoutées d'une part l'importance des géoformes au regard de la distribution même de la macrofaune et d'autre part la pression humaine, cependant atténuée. En effet, les caractéristiques de la station 5, pourtant située en amont de la ville du Puy-en-Velay et non impactée, se rapprochent de celles des stations situées plus en aval. Cette tendance s'explique par la particularité hydromorphologique de cette station sur laquelle la présence d'une longue zone d'eau lenticule et peu profonde favorise la sédimentation et le colmatage du substrat par les fines. La macrofaune benthique se rapproche alors des communautés rencontrées en aval de la ville du Puy-en-Velay et, dans ce cas, la nature de l'habitat prédomine sur la qualité de l'eau en général, démontrant là encore qu'il est important de bien connaître les secteurs étudiés pour interpréter les résultats.

Le choix du linéaire, nous a ainsi permis de tester l'efficacité du protocole MMS-GUR jusqu'à l'épipotamon inclus et de proposer une analyse faunistique simplifiée, car réduite aux EPT.

Un outil de référence au suivi du bon état écologique

Le linéaire Loire, retenu pour valider le protocole d'échantillonnage MMS-GUR étant exempt d'impacts majeurs et présentant une macrofaune benthique encore bien diversifiée, peut être considéré comme référentiel d'un « bon état écologique 2004 ». Dans la perspective du suivi de son évolution à moyen terme - et bien que les effets « vitesse et profondeur, caractérisant les habitats » ne soient pas négligeables en termes de densité - il apparaît que l'altitude, associée aux variables caractérisant la dimension amont-aval qu'elle englobe, prédomine sur les effets locaux. En termes de modèles prédictifs, des taxons polluo-sensibles tels que *Taeniopteryx*, *Amphinemura*, *O. maculatum*, *C. marginata* et *T. major* (ou encore *Dugesia* voire *Paraleptophlebia* et les Limoniini polluo-tolérants) peuvent servir de base au suivi du bon état écologique

L'échantillonnage effectué sur les substrats minéraux des seuils et l'examen faunistique réduit aux genres d'Ephéméroptères, Plécoptères & Trichoptères ont permis : 1) d'intégrer non seulement les variations naturelles de l'hydrogéomorphologie fluviale le long du linéaire, mais également les dégradations d'origine anthropique d'intensité limitées subies par le milieu naturel ; 2) de positionner le linéaire étudié depuis le crénon jusqu'à l'épipotamon ; 3) d'établir un outil de prédiction de la distribution des taxons.



Le but de ce mémoire était de mettre en place un protocole d'échantillonnage permettant d'éviter les biais d'ordre méthodologique liés à la prise en compte d'habitats de nature différente, tels qu'ils se succèdent de place en place le long des linéaires fluviaux, et liés également à l'hétérogénéité des substrats sur lesquels les prélèvements sont classiquement effectués. Pour ce faire, le parti pris a été de sélectionner une unité spatiale élémentaire qui soit pérenne, présente dans n'importe quelle rivière depuis l'amont jusqu'aux zones intermédiaires du *continuum*, et dans laquelle les macroinvertébrés benthiques – choisis en tant que bio-indicateurs - puissent être utilisés pour percevoir les changements de la qualité de l'eau. Nous avons ainsi privilégié l'analyse de rivières à charge de fond graveleuse, classiquement caractérisées par les plus fortes diversités en taxons polluo-sensibles (ce qui exclut globalement la partie potamique), sans toutefois chercher à atteindre la biodiversité maximale. Nous avons ainsi successivement recherché quel lieu échantillonner, quel engin de prélèvement utiliser, quelle surface échantillonner, quel nombre d'échantillons recueillir pour obtenir des résultats statistiquement significatifs. Nous avons ainsi mis en place un protocole basé sur une collecte au filet Surber, d'une surface de $1/20^{\text{e}}$ de m^2 , de manière à prélever les taxons polluo-sensibles vivant sur les substrats minéraux des seuils des rivières. Le protocole ainsi établi a été affiné tant du point de vue

logistique (optimisation du nombre d'échantillons), que du point de vue analytique (les taxons indicateurs appartenant aux Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères ayant été déterminés au genre). Nous nous proposons maintenant de procéder à une analyse critique de ce protocole MMS-GUR au regard de l'existant.

I. Des unités spatiales communes aux cours d'eau européens, voire mondiaux

Il résulte de l'hydrodynamique fluviale que des géoformes pérennes, telles que les mouilles et les seuils, se répètent de l'épirhithron à l'épipotamon dans la plupart des rivières du monde avec une régularité bien connue des hydrogéomorphologues. En plus d'être régulièrement espacées, ces géoformes migrent progressivement vers l'aval, au gré de l'activité hydrogéomorphologique, ainsi même si elles ne sont pas stables en position, elles se retrouvent plus en aval. Or, tout hydrobiologiste a été confronté aux difficultés de prélèvement inhérentes aux aléas des conditions météorologiques, au choix de la localisation de la station à échantillonner et au temps nécessaire pour réaliser une cartographie détaillée des habitats dans des contextes où les fonds ne sont pas toujours visibles. Pour nous affranchir de ces difficultés techniques, et afin de limiter l'échantillonnage aux unités les plus biogènes, nous avons cherché à savoir lequel du seuil (dont la position haute permet le repérage) ou de la mouille (dont la profondeur peut devenir un obstacle à la collecte) constituait la zone à échantillonner la plus pertinente. La comparaison de la richesse faunistique de ces deux unités géomorphologiques montre que les seuils (et leurs biotopes associés) abritent une faune plus diversifiée que les mouilles. Une telle richesse faunistique s'explique par le fait que la typologie du seuil induit un brassage du milieu hyporhéique, avec ses conséquences sur l'enrichissement du milieu. Il est certain qu'en période de hautes eaux, il devient pratiquement impossible de prélever en milieu profond ; aussi, parmi les unités géomorphologiques pérennes, cette géoforme proéminente dans le profil en long du cours d'eau, repérable facilement sur le terrain, s'est avérée une zone privilégiée. Elle permet de réaliser de proche en proche des études amont-aval sur toutes les rivières à charge de fond sablo-graveleuse, sans restriction. Même après avoir été remaniée par une crue, cette géoforme demeure invariablement composée d'un plat et d'un radier (auxquels s'adjoint parfois un rapide) ; ainsi, même si elle a migré de plusieurs dizaines de mètres vers l'aval, il est possible de conserver sans difficulté des conditions analogues de suivi au fil des ans. Il est vrai qu'en l'absence de prise en compte du fonctionnement de la dynamique fluviale dans les méthodologies des divers pays (à l'exception du BMBM), les stations sont choisies essentiellement sur des critères de diversité d'habitats et de facilité d'accès, ce dernier point étant plus une commodité qu'un réel choix scientifique.

Cependant, dans le *continuum*, la limite supérieure de présence des seuils étant l'hypocréron / épirhithron, nous nous sommes interrogée sur la manière d'échantillonner plus en amont dans la zone à successions marches – mouilles. Une étude non encore publiée, menée en 2003 à une altitude de 1240 m et à une distance de 2 km des sources de la Loire, montre que les zones d'émergence du flux hydrique (radiers, rapides et fosse de dissipation) abritent une faune bien diversifiée, incluant des taxons polluo-sensibles (cf. Annexe II), (Beauger *et al.*, en préparation). Il résulte de cette étude que la richesse faunistique de l'unité marche (comme celle de l'unité seuil) est bien liée à l'émergence du flux hydrique (upwelling). Cette émergence se traduit par une baisse de la température, un apport de nutriments dans le radier, le rapide ou dans la fosse de dissipation (Boulton *et al.*, 1998 ; Kemp & Dodds, 2001; Moore *et al.*, 2005) et induit la présence de nombreux taxons polluo-sensibles. C'est cette dynamique physique qui permet d'expliquer l'efficacité de la collecte des taxons polluo-sensibles que nous avons recueillis sur les géoformes des zones proéminentes du profil en long sinusoïdal.

En ce sens, dans les actions de restauration des lits fluviaux à des fins de reconstitution/préservation de la richesse hydrobiologique, de nombreux auteurs encouragent la construction de seuils et de rapides, lorsqu'ils ont été altérés par les processus d'incision ou dans des rivières recevant des apports élevés de sédiments et de nutriments (Muotka & Laasonen, 2002 ; Moerke *et al.*, 2004 ; Kasahara & Hill, 2006a, 2006b ; Harrison *et al.*, 2004 ; Walther & Whiles, 2008). De tels aménagements ont pour but de restaurer les processus géomorphologiques et hydrauliques, ainsi que les échanges avec la zone hyporhéique et, par conséquent, d'améliorer la qualité des écosystèmes. Cependant, de telles modifications semblent apporter des résultats différents suivant les études. Dans certains cas, la construction de seuils artificiels permet de recréer des conditions hydrauliques similaires à celles de seuils naturels et de rétablir une diversité faunistique « naturelle » (Ebrahimnezhad & Harper, 1997). Pour Muotka *et al.* (2002), il faut attendre 8 années de restauration avant d'observer des densités significativement supérieures. En outre, le progrès est au mieux temporaire et le plus souvent insuffisant, en particulier lors des périodes d'étiage (Moerke *et al.*, 2004 ; Sarriquet *et al.*, 2007 ; Schwartz & Herricks, 2007). Mais, au-delà de l'établissement du protocole de mesures proposé dans cette étude, et à la place de ces processus artificiels préconisés par les auteurs précités, la préservation de la capacité des rivières à rajeunir ses géoformes (remaniement des fonds, migration latérale) constitue la seule mesure réellement efficace pour maintenir le bon fonctionnement des seuils et en particulier favoriser le renouvellement fréquent des biotopes qu'ils portent.

II. Des habitats moins diversifiés mais pertinents et efficaces

Dans de nombreux protocoles d'échantillonnage utilisés en routine, les auteurs préconisent l'échantillonnage de l'ensemble des biotopes et des habitats de la station d'étude concernée. Dans ce cas, les substrats, même peu représentés, influencent notablement le résultat final (augmentation des richesses et des densités en taxons polluo-tolérants, surestimation de la qualité de l'eau après analyse de substrats particulièrement biogènes tels que les bryophytes, sous-estimation de la qualité de l'eau après analyse des vases, etc.). Le fait de simplifier l'échantillonnage aux substrats minéraux des seuils géomorphologiques réduit, il est vrai, la diversité des habitats prospectés. En revanche, cette réduction n'affecte pas la présence des taxons indicateurs de la qualité de l'eau, car les prélèvements sont concentrés sur les biotopes où ces taxons sont bien représentés et diversifiés. De plus, la collecte effectuée sur les substrats minéraux ne nécessite qu'un temps très bref de préparation et de tri, comparativement à celle effectuée dans les vases, litières et macrophytes, et cela réduit considérablement les coûts de traitement des échantillons.

L'analyse effectuée sur le site atelier Allier, sur lequel au départ, tous les habitats ont été prospectés et étudiés, a montré que les classes de vitesse d'écoulement $> 70 \text{ cm.s}^{-1}$, les classes de profondeur $< 55 \text{ cm}$ et les substrats minéraux grossiers ($> 64 \text{ mm}$) sont les plus biogènes (Beauger *et al.*, 2006). Nous retrouvons là encore le jeu des flux hydriques car, en laissant circuler l'eau dans les interstices, ces substrats grossiers ont un fort pouvoir de filtration de l'écoulement. Ceci favorise aussi la rétention des éléments nutritifs dans les anfractuosités des galets, blocs etc. et l'apport des particules nutritives nécessaires aux organismes filtreurs (qui se retrouvent pour certains dans les interstices). Ces gammes de vitesse et de profondeur, ainsi que ces substrats minéraux font partie des caractéristiques fondamentales des unités géomorphologiques seuils. De plus, ces milieux très perméables abritent des taxons dont la taille rend la détermination au genre plus facile.

III. Un protocole d'échantillonnage basé sur l'emploi du filet comme engin de prélèvement

Divers types de filets sont préconisés dans les méthodes proposées par les différents pays (cf. chapitre 1). En France, que ce soient les méthodes anciennes (Indice Biotique, Tuffery et Verneaux, 1967), la méthode IBGN (AFNor NF-T-90-350, 1992) ou la méthode liée à l'application de la DCE (Circulaire DCE 2007/22), c'est toujours un filet de type Surber (dont l'un des avantages est de permettre d'échantillonner une surface normalisée de $1/20^{\text{ème}}$ de m^2) qui est utilisé comme engin de prélèvement. L'abandon des substrats meubles permet d'éviter des prélèvements d'épaisseur variable,

donc des effets de sur-densité, sans pour autant que la biodiversité en soit améliorée. En revanche, l'inconvénient du filet Surber est d'être limité par la profondeur de l'eau ; dans ce cas, il peut être avantageusement remplacé par un filet emmanché de type Haveneau de surface de fond analogue.

IV. Un nombre nécessaire et suffisant d'échantillons

A la lecture de la littérature scientifique sur le sujet, notre attention avait été retenue par le manque de justification du nombre de prélèvements à effectuer pour optimiser la richesse faunistique d'un suivi stationnel, y compris dans les méthodes employées dans les autres pays. En France, le nombre d'échantillons à prélever a d'abord été de 6 (IB), puis de 8 (IBGN) avec un niveau de détermination à la famille. Les travaux de normalisation en cours (Circulaire DCE 2007/22) préconisent un nombre de prélèvements multi-substrats porté à 12. Les études entreprises dans le cadre de cette thèse ont établi que le nombre nécessaire et suffisant d'échantillons à prélever sur les substrats minéraux était de 13.

V. Un niveau de détermination affiné

Le niveau de détermination adopté dans certaines méthodes est la famille ; mais ce niveau ne prend pas en compte les différences de sensibilité à la pollution des taxons, induites par les perturbations anthropiques (Dolishy & Dohet, 2003). En outre, d'après Jacob (2000), si le niveau taxonomique est trop « élevé » (dans l'ordre systématique qui finit classiquement par l'espèce), les taxons dits rares (cf. Cao *et al.*, 1998) sont insuffisamment pris en compte pour la bio-évaluation. De ce fait, dans divers pays, la tendance actuelle est à l'adoption d'un niveau de détermination des macroinvertébrés au genre, en particulier pour les taxons polluo-sensibles. Ainsi, dès le départ, conformément aux travaux récemment parus et devançant les préconisations de la DCE (Usseglio-Polatera & Wasson, 2006), nous avons opté pour ce niveau systématique affiné (genre pour les taxons polluo-sensibles) en dépit de l'allongement du temps de détermination. En outre, lors du comparatif entre le protocole MMS-GUR et la méthode multi-substrats, le niveau de détermination a servi à démontrer que le protocole proposé permettait de collecter plus de genres de taxons polluo-sensibles que les méthodes multi-substrats, voire de replacer les genres en fonction des TBEP et d'analyser leur distribution le long du *continuum*.

VI. Un protocole pertinent pour la bio-évaluation

- A l'échelle du tronçon

Avant toute analyse, rappelons qu'il est indispensable de bien connaître la rivière étudiée. En effet, les perturbations d'ordre géomorphologique comme celles induites par les extractions, qui laissent aussi des traces visibles et durables (déficit en charge de fond engendrant incision du chenal, pavage du fond, voire émergence du substratum géologique non fluvial) peuvent influencer la macrofaune benthique, comme nous l'avons constaté dans ce travail. De la même façon, les rejets domestiques, en général assez faciles à détecter car ce sont des points de rejets concentrés (rejets ponctuels) altèrent la qualité de l'eau avec ses conséquences sur la macrofaune. En revanche, seule la présence de bétail ou de zones cultivées en bordure des cours d'eau permet de repérer les rejets diffus, bien connus pour affecter les peuplements de macroinvertébrés.

Sur le site atelier Allier où trois seuils successifs, séparés par une ancienne gravière ont été étudiés, le protocole d'échantillonnage MMS-GUR n'a pas permis de clairement individualiser la réponse des macroinvertébrés à une perturbation d'ordre géomorphologique vis-à-vis de facteurs saisonniers faunistiques et/ou de la variabilité temporelle de la qualité de l'eau (apports artificiels du soutien d'étiage). Cela ne signifie aucunement que les perturbations géomorphologiques ne sont pas de nature à influencer les peuplements, mais plus simplement que les conditions du site n'étaient pas idéales pour conduire cette démonstration. En effet, les mécanismes locaux d'érosion de berge dont témoigne l'affinement de la granulométrie d'un seuil ont compensé le déficit de transit sédimentaire du chenal, diminuant l'effet de l'impact de la capture sur les caractéristiques structurelles des seuils. Cette perturbation étant ancienne, par effet induit, les habitats des peuplements benthiques ont été restaurés et les macroinvertébrés se sont réinstallés. Une étude sur la thématique des interactions macrofaune-géoformes perturbées reste donc à mettre en œuvre sur une sélection de sites soumis à des intensités de perturbation croissantes.

Dans le cas de tronçons non perturbés tels que ceux étudiés sur la Loire supérieure, nous avons démontré qu'échantillonner un seuil ou son voisin immédiat (sur trois seuils successifs) n'a pas d'influence significative sur la liste de macroinvertébrés et donc permet une évaluation correcte et reproductible de la qualité de l'eau. Cela génère un gain de temps important sur le terrain, en particulier dans le cas des rivières larges où, pour la majorité des méthodes existantes, il est nécessaire d'identifier la diversité des substrats présents sur des distances qui doivent atteindre 10 fois la largeur de la station considérée.

- A l'échelle du linéaire

Appliqué à 8 stations d'un linéaire d'environ 150 km, le protocole MMS-GUR a permis d'appréhender l'évolution inhérente à la transformation naturelle des habitats, les variations naturelles de la qualité de l'eau et l'augmentation de la pression anthropique le long du *continuum*. De plus, dans la mesure où ce protocole est basé sur l'analyse de géoformes semblables (même unité géomorphologique, mêmes biotopes, mêmes substrats), la comparaison entre stations n'est pas biaisée. L'usage des Ordres systématiques (EPT) a révélé les mêmes scissions du linéaire qu'avec l'usage de la communauté des macroinvertébrés entière. De ce fait, dans un souci de simplification technique et de diminution des coûts, il devient possible, non seulement de limiter les prélèvements à un seuil, mais aussi de réduire notablement la liste taxonomique, établie par ordre de polluosensibilité, aux genres de Plécoptères, Trichoptères et Ephéméroptères.

VII. Un protocole qui se rapproche des préconisations de la circulaire DCE (2007/22)

Alors que la phase de rédaction de ce travail s'achevait, paraissait la circulaire nationale préconisant une méthode d'échantillonnage basée sur le prélèvement de 12 échantillons (Tab. 37). Aussi avons-nous confronté le protocole que nous venions d'établir avec cette dernière.

Nous retrouvons dans le procédé d'échantillonnage DCE la notion de seuil (qui est en fait le biotope radier) et de mouille dont nous avons démontré, pour cette dernière, le manque d'efficacité. De plus, la circulaire recommande que les échantillons soient collectés sur deux à trois successions radier-mouille ; outre le temps nécessaire pour appliquer une telle procédure, ceci ne nous apparaît pas être une nécessité dans la mesure où nous avons démontré la similarité entre seuils (et par extension radiers) d'une même succession. Ainsi, la simplification des opérations d'échantillonnage proposées par le protocole MMS-GUR représente, à l'évidence, un gain de temps (cartographie et mesure des surfaces de recouvrement des substrats non nécessaires) donc un coût moindre, sans compter la suppression des difficultés techniques de terrain liées au prélèvement dans les zones profondes.

Le protocole proposé dans cette circulaire DCE couple les méthodes d'échantillonnage IBGN et AQEM en prenant en compte des substrats peu représentés (incluant les macrophytes), ceux-ci étant cependant collectés au *pro rata* de leur recouvrement (comme dans la méthode AQEM). Selon la circulaire, sur une station, le but est d'obtenir une bonne représentation des substrats dominants et des substrats peu représentés, appelés substrats marginaux (surface < 5% de la surface mouillée totale) et de garantir une conformité suffisante avec le protocole IBGN qui toutefois en est très éloigné. Avec

le protocole DCE, le nombre d'échantillons augmente, passant de 8 à 12 habitats différents si possible. Cette augmentation du nombre d'échantillons et l'affinement du niveau systématique au genre rejoignent ceux proposés par le protocole MMS-GUR. Mais, à notre connaissance, aucune étude justifiant cet accroissement du nombre de prélèvements n'a été publiée. Dans la mesure où le but recherché est de diagnostiquer la qualité de l'eau et non pas d'en étudier la biodiversité (d'autant que les listes taxonomiques dressées après examen des substrats dominants et marginaux ne sauraient être exhaustives), le travail présenté dans ce mémoire démontre qu'il est possible de s'affranchir de ces substrats marginaux sans altération du résultat. Pour notre part, nous avons privilégié la présence des taxons polluo-sensibles, qui sont mieux représentés sur les substrats minéraux que dans les vases, litières, etc. Ces derniers substrats sont peu fréquents (à rares) dans certaines zones amont, du fait du fort hydrodynamisme qui modèle les parties supérieures et intermédiaires du *continuum*. De ce fait, le protocole peut s'appliquer pratiquement de la source à la partie supérieure du potamon.

Tableau 37 : Méthode d'échantillonnage de la circulaire DCE 2007/22

Circulaire DCE 2007/22	<u>Echantillonnage</u> : Dans une portion de rivière comprenant 2 à 3 alternances radier / mouille (selon la largeur du lit), 12 échantillons sont collectés en période de basses eaux : 8 échantillons dans des habitats dominants et 4 autres dans des habitats peu représentés. Les échantillons sont séparés en 3 lots correspondant à 3 phases d'échantillonnage : - <u>1^{ère} phase</u> : échantillonnage des substrats marginaux (4 prélèvements) - <u>2^{ème} phase</u> : échantillonnage des substrats dominants selon un ordre défini par les auteurs (4 prélèvements) - <u>3^{ème} phase</u> : échantillonnage des substrats dominants <i>au prorata</i> des superficies (4 prélèvements).
France	Les substrats minéraux d'une même phase peuvent être regroupés. <u>Appareil de prélèvement</u> : Filets Surber ou troubleau pour les zones profondes <u>Niveau de détermination</u> : Famille ou genre

VIII. Perspectives :

insertion du protocole MMS-GUR dans un système global d'évaluation de la qualité de l'eau

Aucun indice d'évaluation de la qualité de l'eau n'est associé aux protocoles proposés, que ce soit la méthode MMS-GUR ou celle préconisée dans la circulaire DCE et, l'application de la grille à double entrée IBGN (AFNor NF-T-90-350) permettant l'obtention d'une note devient obsolète. En effet, l'augmentation du nombre d'échantillons (de 8 à 12) oblige à réévaluer les classes de variété

taxonomique (ligne 1 de la grille), la richesse augmentant nécessairement avec le nombre d'échantillons. De plus, les taxons étant déterminés au genre, cela induit inévitablement une seconde augmentation de la richesse taxonomique, incompatible avec l'actuelle grille IBGN basée sur des niveaux systématiques qui s'arrêtent aux familles (colonne 1). Ne pas tenir compte des genres revient à perdre l'information apportée par leur détermination, et c'est à partir du genre qu'il est possible d'appliquer les TBEP. En effet, pour les Trichoptères Limnephilidae le niveau de détermination requis dans le protocole DCE est la famille, alors que l'application des TBEP nécessite le niveau systématique de la tribu.³

Nous avons souligné l'intérêt de se référer aux TBEP à condition de respecter le niveau de détermination proposé par Tachet *et al.* (2000) pour avoir une idée globale de la qualité des eaux d'une station. En effet, ces TBEP fournissent une base d'information essentielle sur l'état de l'écosystème. Parmi les 22 TBEP, le « degré de trophie » et la « valeur saprobiale », qui permettent de bio-estimer rapidement la qualité de l'eau, sont des paramètres particulièrement adaptés aux besoins des gestionnaires. Nous avons démontré que les genres des trois Ordres de macroinvertébrés polluo-sensibles (EPT), collectés sur les substrats minéraux des UG seuils, permettaient à eux seuls d'obtenir une estimation de la qualité de l'eau, ce qui a été validé sur un linéaire de rivière. Partant de là, nous avons mené une réflexion sur la mise en place d'un outil de bio-évaluation. Plusieurs possibilités s'offraient à nous :

1) Mettre en place un système de prédiction type RIVPACS qui ne serait pas biaisé par l'hétérogénéité des habitats et des substrats collectés puisque, rappelons-le, le protocole MMS-GUR repose sur l'échantillonnage d'unités géomorphologiques et d'habitats communs. Ce système serait basé sur une analyse de sites très peu impactés qui permettrait de comparer les taxons collectés par rapport à ceux déjà rencontrés et répertoriés dans les mêmes conditions (altitude, distance à la source, etc.) (cf. AFNor ISO 8689-1, 2000b). La base de données ligérienne a déjà permis de créer plusieurs modèles de distribution de la macrofaune benthique pouvant servir de référentiel « du bon état écologique » ; la modélisation effectuée avec une attention particulière aux EPT (cf. chapitre 5) a montré l'importance de l'altitude et de ses variables associées au *continuum*.

2) Créer une grille type BMWP (National Water Council, 1981) avec la nécessaire réévaluation des « valeurs de polluo-sensibilité » associées à chaque taxon (et non à chaque famille). Cet indice pourrait être créé à la manière de l'ISI (Invertebrate Species Index) développé actuellement en Australie qui intègre dans le calcul le degré de polluo-sensibilité de chaque espèce, leur amplitude écologique vis-à-

³ Il en est de même, pour les Coléoptères Dytiscidae et Hydrophilidae (sous-famille pour la DCE et genre pour les TBEP), pour l'ensemble des Hémiptères (famille pour la DCE et genre pour les TBEP), pour les Diptères Chironomidae et Simuliidae, qui sont souvent collectés en grand nombre (famille pour la DCE et tribu pour les TBEP) ou encore pour les Oligochètes (Classe pour la DCE et non famille ou genre pour les TBEP). En outre, ces derniers Ordres deviennent inutiles dans le protocole MMS-GUR.

vis de la pollution et leur densité (Haase et Nolte, 2007). Pour en faciliter l'application, un logiciel type OMNIDIA (Lecointe *et al.*, 1993) employé pour une bio-évaluation basée sur les diatomées et qui met en relation l'espèce avec sa valeur de polluo-sensibilité afin d'obtenir une note, pourrait être développé.

Quel que soit le système d'évaluation qui sera retenu, l'emploi des EPT comme organismes de base atteint évidemment ses limites dès que les taxons de ces Ordres se raréfient (potamon en système naturel). Cette réduction peut aussi être due à des perturbations hydrogéomorphologiques d'origine anthropique altérant elles-mêmes la nature et la qualité des biotopes fluviaux, aussi bien qu'à des dégradations locales de la qualité de l'eau (provenant de rejets ponctuels ou diffus). Dès lors, il convient de jouer avec la complémentarité des méthodes de bio-évaluation. Ainsi, l'Indice Biologique Diatomique (IBD NF T 90-354, AFNor, 2000), l'indice Oligochètes (IOBS NF-T-90-390, AFNor 2002), l'Indice Biologique Macrophytes en Rivière (IBMR NF T 90-395, AFNor, 2003 ; AFNor, 2004a) ou l'Indice Poisson en Rivière (IPR NF EN 14011, AFNor, 2004b) peuvent prendre le relais selon la situation observée sur le terrain, à condition d'avoir intercalibré leurs scores respectifs.

Pour les macroinvertébrés, le protocole MMS-GUR offre aux scientifiques et aux gestionnaires la perspective d'une méthode de bio-évaluation complète. Cependant, la normalisation d'une telle méthode nécessitera au préalable, son application à un plus grand nombre de rivières comme le soulignent Bonada *et al.* (2006), ouvrant ainsi la voie à de futures recherches.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- A -

- AFNor, 1992 (modifié, 2004). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T-90-350, 16p.
- AFNor, 2000. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD) NF T-90-354. 16 p.
- AFNor ISO 8689-1, 2000. Qualité de l'eau. Classification biologique des rivières. Partie 1 : Lignes directrices pour l'interprétation des données relatives à la qualité biologique à partir d'études des macroinvertébrés benthiques.. 8p.
- AFNor, 2002. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments (IOBS). NF-T-90-390. 23p.
- AFNor, 2003. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Macrophytes en Rivière (IBMR) NF-T90-395, 28 p.
- AFNor, 2004a. Qualité de l'eau. Guide pour l'étude des macrophytes aquatiques dans les cours d'eau. 16 p.
- AFNor, 2004b. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Poissons Rivière (IPR) NF-T-90-344. 16 p.
- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1997. Indice Biologique Global Adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes. Protocole expérimental. 45 p.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4, 51-56.
- Amoros C. & Petts G.E., 1993. Hydrosystèmes fluviaux, Masson col., Ecologie 24, Paris, 300 p.
- André M-F. & Peiry J-L., 2006. Cadre naturel et occupation humaine en Auvergne. In : *Atlas de la Flore d'Auvergne* (Antonetti Ph, Brugel E., Kessler F., Barbe J-P. & Tort M. Ed.). Conservatoire Botanique National du Massif central, 26-33.
- Andriamahefa H., 1999. Les hydroécorégions du bassin de la Loire. Morphologie, hydrologie, pressions anthropiques sur les cours d'eau et les bassins versants. Thèse doctorale Univ Jean Monnet St Etienne. 287p.
- Angradi T.R., 1996. Inter-habitat variation in benthic community structure, function, and organic matter storage in 3 Appalachian headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 42-63.
- AQEM consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Armitage, P.D., Moss D., Wright J.F. & Furse M.T., 1983. The Performance of a new Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Research*, 17, 333-347.
- Armitage, P.D & Pardo I., 1995. Impact assessment of regulation at the reach level using macroinvertebrate information from mesohabitat. *Regulated Rivers*, 10, 147-158.

Armitage P.D., Lattmann K., Kneebone N. & Harris I., 2001. Bank profile and structure as determinants of macroinvertebrate assemblages - seasonal changes and management. *Regulated rivers: research and management*, 17, 543-566.

Arscott D.B., Keller B., Tockner K. & Ward J.V., 2003. Habitat structure and Trichoptera Diversity in Two Headwater Flood Plains, N.E. Italy. *International Review of Hydrobiology*, 88, 3-4, 255-273.

- B -

Bacchi M., 2000. Structure et dynamique des peuplements macrobenthique en Loire. Impact des facteurs hydrologiques et sédimentaires. Doctorat d'Université, université François Rabelais Tours. 261p.

Bailey R.C., Norris R.H. & Reynoldson T.B., 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 280-286.

Baptista D.F., Dorvillé L.F.M., Buss D.F. & Nessimian J.L., 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Review of Brazilian Biology*, 61(2), 295-304.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B., 1999. – *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*, second ed., EPA 841-B-99-002, U.S- Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Beauger A., 2008. Impact de la capture d'un chenal fluvial par une ancienne gravière, sur la distribution des macroinvertébrés benthiques dans trois seuils successifs. *Revue des Sciences de l'Eau*, 21(1), 87-98.

Beauger A., Peiry J-L, Lair N. & Reyes-Marchant P., 2004. Benthic macroinvertebrates assemblages into units on a gravel-bed river: example of the river Allier (France). 5th International Symposium on Ecohydraulics. *Aquatic habitats : Analysis & Restauration* :1097-1100.

Beauger A., Lair N., Reyes-Marchant P. & Peiry J-L, 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia*, 571 (1), 63-76.

Beauger A. & Lair N., 2008. Keeping it simple: benefits of targeting riffle-pool macroinvertebrate communities over multi-substratum sampling protocols in the preparation of a new European biotic index. *Ecological Indicators*, 8, 555-563.

Becker G., 2005. Life cycle of *Agapetus fuscipes* (Trichoptera, Glossosomatidae) in a first-order upland stream in central Germany. *Limnologica*, 35, 52-60.

Beckett D.C., Bingham C.R. & Sanders L.G., 1983. Benthic macroinvertebrates of selected habitats of the Lower Mississippi River. *Journal of Freshwater Ecology*, 2, 247-261.

Beisel J.N., Usseglio-Polatera P. & Moreteau J.C., 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422/423, 163-171.

Benke A.C., Van Arsdall T.C. Jr., Gillespie D.M. & Parrish F.K., 1984. Invertebrate productivity in a subtropical backwater river: the importance of habitat and life history. *Ecol. Monogr.*, 54(1), 25-63.

Bennett J., 2002. Investing in river health. *Water Science and Technology*, 45(11), 85-90.

Benzécri J.P., 1973. *L'analyse des données. II : l'analyse des correspondances*. Dunod, Paris, 619p.

- Blanc L., 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation. Thèse doctorale Univ Cl. Bernard Lyon I. 266p.
- Bonada i Caparrós N., 2003. Ecology of macroinvertebrates communities in mediterranean rivers at different scales and organization levels. Tesi doctorale Universitat Barcelona. 355p.
- Bonada N., Prat N., Resh V.H. & Statzner B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 495-523.
- Botosaneanu L., 1979. Quinze années de recherches sur la zonation des cours d'eau : 1963-1978 Revue commentée de la bibliographie et observations personnelles. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 19, 109-134.
- Bouckaert F.W. & Davis J., 1998. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders. *Freshwater Biology*, 40, 77-86.
- Boulton A.J., Findlay S., Marmonier P., Stanley E.H. & Valett H.M., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 59-81.
- Bournaud M. & Cogerino L., 1986. Les microhabitats aquatiques des rives d'un cours d'eau: approche faunistique. *Annales de Limnologie*, 22(3), 285-294.
- Bournaud M., Tachet H., Berly A. & Cellot B., 1998. Importance of microhabitat characteristics in the macrobenthos microdistribution of a large river. *Annales de Limnologie*, 34, 83-98.
- Boyero L. & Bailey R.C., 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia*, 464, 219-225.
- Boyero L., 2003. The effect of substrate texture on colonization by stream macroinvertebrates. *Annales de Limnologie.- International Journal of Limnology*, 39(3), 211-218.
- Bravard J-P., Amoros C., Pautou G., Bornette G., Bournaud M., Creuzé des Châtelliers M., Gibert J., Peiry J-L., Perrin J-F. & Tachet H., 1997. River incision in south-east France : morphological phenomena and ecological effects. *Regulated rivers : research & Management*, 13, 75-90.
- Bravard J-P., Landon N., Peiry J-L. & Piégay H., 1999. Managing erosion, bedload transport and ecology on geomorphological basis at the watershed and river scale, southeastern France. *Geomorphology*, 31, 291-311.
- Brierley G.J. & Fryirs K., 2000. River Styles, a Geomorphic approach to catchment characterization: implications for River Rehabilitation in Bega catchment, New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 25(6), 661-679.
- Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I. & Williams S., 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50, 331-344.
- Brown A.V. & Brussock P.P., 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220, 99-108.
- Brussock P.P. & Brown A.V., 1991. riffle-pool geomorphology disrupts longitudinal patterns of stream benthos. *Hydrobiologia*, 220, 109-117.
- Buffagni A., Crosa G. & Marchetti R., 1995. Size-related shifts in the physical habitat of two mayfly species (Ephemeroptera). *Freshwater Biology*, 34, 297-302.

Buffagni A., Kemp J.L., Erba S., Belfiore C., Hering D. & Moog O., 2001. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy), *Journal of Limnology*, 60(1), 39-48.

Buffagni A., Erba S., Cazzola M. & Kemp J.L., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, 516, 313-329.

- C -

Cailleux A. & Tricart J., 1959. Initiation à l'étude des sables et des galets. CDU, Paris, 376p.

Cao Y., Williams D. & Williams N.E., 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography*, 43, 1403-1409.

Carter J.L., Fend S.V. & Kennelly S.S., 1996. The relationships among three habitat scales and stream benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology*, 35, 109-124.

Carter J.L. & Fend S.V., 2001. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. *Hydrobiologia*, 459, 187-200.

Castella E., Adalsteinson H., Brittain J.E., Gislason G.M., Lehmann A., Lencioni V., Lods-Crozet B., Maiolini B., Milner A.M., Olafsson J.S., Saltveit S.J., Lisnook D., 2001. Macrobenthic invertebrate richness and composition along a latitudinal gradient of European glacier-fed streams. *Freshwater Biology*, 46, 1811-1832.

Chandler J.R., 1970. A biological approach to water quality management. *Wat. Poll. Control.*, 69, 415-422.

Charvet S., 1999. Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité écologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés. Thèse doctorale université Claude Bernard Lyon I. 77 p.

Charvet S., Roger M.C., Faessel B., Lafont M., 1998. Evaluation de l'état de santé écologique des hydrosystèmes par l'utilisation des traits biologiques. *Annales Limnologie*, 34 (4), 455-464.

Charvet S., Statzner B., Usseglio-Polatera P., Dumonts B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43, 277-296.

Chessman B.C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification, and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20, 122-129.

Chester R.K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise. Dept. Of environ., Water Data Unit, Tech. Memorandum, 19, 1-37.

Chevenet F., Dolédec S. & Chessel D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater biology*, 31, 295-309.

Church, M., 1996. Channel morphology and typology in *River Flows and Channels forms* Petts G. & Calow P., Blackwell Science, Oxford.

Chutter, F.M., 1998. Research on the Rapid Biological Assessment of Water Quality Impacts in Streams and Rivers. Water Research Commission. WRC Reports. N°422-1-98.

- Circulaire DCE 2007/22, 2007. Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en oeuvre du programme de surveillance sur cours d'eau. Ministère de l'écologie et du développement durable 11 avril 2007. DE / MAGE / BEMA 07 / n°4.
- Colwell RK., 2000. EstimateS Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 6.0b1.
- Compin A. & Céréghino R., 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators*, 3, 135-142.
- Cosandey C., Bigot S., Dacharry M., Gille I., Laganja R. & Salvador P.G., 2003. Les eaux courantes. Belin (Eds). 240 p.
- Coste Michel, Bosca C., & Dauta A., 1994. Les variables biologiques: des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Sur l'utilisation des diatomées dans le diagnostic biologique de la qualité des eaux courantes intérêt et limites des indices. *Séminaire Nat. Paris*. 1-17.
- Crosa G. & Buffagni A., 2002. Spatial and temporal niche overlap of two mayfly species (Ephemeroptera): the role of substratum roughness and body size. *Hydrobiologia*, 474, 107-115.
- Crosa G., Villa S. & Cotta-Ramusino M., 2002. Local versus longitudinal biological variability in a high gradient streams. *Hydrobiologia*, 477, 107-114
- Cummins K.W. & Lauff G.H., 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, 34, 145-181.
- Cummins K.W. & Klug M.J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Reviews of Ecological Systems*, 10, 147-172.
- Cushing C.E. & Allan J.D., 2001 : *Streams, their ecology and life*- Academic Press, San Diego, USA, 366p.

- D -

- Datry T., Larned S., & Scarsbrook M.R., 2007. Responses of hyporheic invertebrate assemblages to large-scale variation in flow permanence and surface-subsurface exchange. *Freshwater Biology*, 52, 1452-1462.
- Décamps H., 1996. The renewal of floodplain forests along rivers: a landscape perspective. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26, 35-59.
- De Crespin de Billy V., Reyes-Marchant P., Lair N. & Valadas B., 2000. Impact of agricultural practices on a small headwater stream: terrestrial and aquatic characteristics and self-purifying processes. *Hydrobiologia*, 421, 129-139.
- De Crespin de Billy V. & Usseglio-Polatera P., 2002. Traits of brown trout prey in relation to habitat characteristics and benthic invertebrate communities. *Journal of Fish Biology*, 60, 687-714.
- Degoutte G., 2006. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviales appliquées. Editions TEC & DOC. Lavoisier.
- Derruau M., 1974. Précis de géomorphologie. Masson et Cie, Ed.
- De Pauw N. & Vanhooren G., 1983: Method for biological quality assessment of water courses in Belgium: *Hydrobiologia*, 21, 196-199.

- DIREN Lorraine, 2005. Evaluation de l'influence du choix des placettes de prélèvements sur l'indice IBGN. Version Mai 2005.
- Dolédéc S., 1986. Les peuplements de macroinvertébrés benthiques du cours inférieur de l'Ardèche. Dynamique spatio-temporelle. Thèse doctorale Univ Cl. Bernard Lyon I. 230 p.
- Dolédéc, S. & Chessel, D., 1991. Recent developments in linear ordination methods for environmental sciences. *Advances in Ecology, India* : 1, 133-155.
- Dolédéc S. & Statzner B., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31, 523-538.
- Dolédéc S., Statzner B. & Bournaud M., 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions : patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42, 737-758.
- Dolishy D. & Dohet A., 2003. The use of Ephemeroptera to assess aquatic biodiversity in the rhithral part of the Luxembourgish rivers. In E. Gaino (Ed.). *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*. University of Perugia, Perugia, Italy.
- Downes B.J., Lake P.S. & Schreiber E.S.G., 1993. spatial variation in the distribution of stream invertebrates : implications of patchiness for models of community organization. *Freshwater Biology*, 30, 119-132.
- Downes B.J., Lake P.S., Schreiber E.S.G. & Glaister A., 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123, 569-581.

- E -

- Ebrahimnezhad M. & Harper D.M., 1997. The biological effectiveness of artificial riffles in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7, 187-197.
- Elwood J.W., Newbold J.D., O'Neill R.V. & VanWinkle W., 1983. Resource spiralling: an operational paradigm for analyzing lotic ecosystems, in *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Eds T.D. Fontaine & S.M. Bartell, pp. 3-27. Ann Arbor, Michigan.
- Emery J.C., Gurnell A.M., Clifford N.J., Petts G.E., Morrissey I.P. & Soar P.J., 2003. Classifying the hydraulic performance of riffle-pool bedforms for habitat assessment and river rehabilitation design, 2003. *River Research and Applications*, 19, 533-549.
- Erman D.C. & Erman N.A., 1984. The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia*, 108, 75-82.
- Esquieu Y., 2001. La ville au Moyen Age, l'exemple français. Editions Alain Sutton. 155p.
- Estienne P., 1978. La France. 3. Les montagnes françaises et l'axe Rhône-Rhin. Editions Masson. 208 p.
- Evans, L.J. & Norris R.H., 1997. Prediction of benthic macroinvertebrate composition using microhabitat characteristics derived from stereophotography. *Freshwater Biology*, 37, 621-633.
- Eyre M.D., Foster G.N., Luff M.L. & Rushton S.P., 2006. The definition of British water beetle species pools (Coleoptera) and their relationship to altitude, temperature, precipitation and land cover variables. *Hydrobiologia*, 560, 121-131.

- F -

- Fairweather P.G., 1999. State of environment indicators of 'river health': exploring the metaphor. *Freshwater Biology*, 41, 211-220.
- Feio M.J., Reynoldson T.B. & Graça M.A., 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 367-376.
- Fenoglio S., Bo T., Pessino M. & Malacarne G., 2007. Feeding of *Perla grandis* nymphs (Plecoptera: Perlidae) in an Apennine first order stream (Rio Berga, NW Italy), *Ann. Soc. Entomol. Fr.*, 43, 221-224.
- Fowler R.T. & Death R.G., 2000. Effects of channel morphology on temporal variation in invertebrate community structure in two North Island, New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34, 231-240.
- Fundación Prodti, 2003. Desarrollo de la metodología y normalización de ensayos de determinación de los índices de diversidad ecológica en los ríos andaluces de acuerdo a la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE de la Unión Europea. 90 p.

- G -

- Gayraud S. & Philippe M., 2003. Influence of bed-sediment features on the interstitial habitat available for macroinvertebrates in 15 french streams. *International Review of Hydrobiology*, 88, 77-93.
- Gendron J-M & Laville H., 1997. Les Chironomidés Diptera de l'Aude, rivière méditerranéenne des Pyrénées orientales : étude biocénotique et typologique. *Annales de Limnologie*, 33, 93-106.
- Ghetti P.F., 1997. – Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso. I macroinvertebrati nell' controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia provinciale per la protezione dell' ambiente.
- Giller P.S. & Malmqvist B., 1998. The biology of streams and rivers. Oxford University Press. 296p.
- Graça M.A.S., Pinto P., Cortes R., Coimbra N., Oliveira S., Morais M., Carvalho M.J. & Malo J., 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *International Review of Hydrobiology*, 89(2), 151-164.
- Gregory KJ, Gurnell AM, Hill CT, Tooth S., 1994. Stability of the pool-riffle sequence in changing river channels. *Regulated Rivers: Research and Management*, 9, 35-43.
- Growns J.E, Chessman B.C., Jackson J.E. & Ross D.G., 1997. Rapid assessment of Australian rivers using macroinvertebrates: cost and efficiency of 6 methods of sample processing. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 16, 682-693.
- Grubaugh J.W., Wallace J.B. & Houston E.S., 1996. Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 896-909.
- Guinand B., Ivol J.-M. & Tachet H., 1996. Longitudinal distribution of Trichoptera in the Loire River (France): simple ordination methods and community structure. *Hydrobiologia*, 317, 231-245.

Gurtz, M.E. & Wallace J.B., 1986. Substratum-production relationships in net-spinning caddisflies (Trichoptera) in disturbed and undisturbed hardwood catchments. *Journal of the North American Benthological Society*, 5(3), 230-236.

- H -

Haase R. & Nolte U., 2008. The Invertebrate Species Index (ISI) for streams in southeast Queensland, Australia. *Ecological Indicators*, in press.

Hamada N., MCCreadie J.W. & Adler P., 2002. Species richness and spatial distribution of blackflies (Diptera: Simuliidae) in streams of Central Amazonia, Brazil. *Freshwater Biology*, 47, 31-40.

Harper D., Smith C., Barham P. & Howell R., 1995. The ecological basis for the management of the natural river environment. *The Ecological Basis for River Management*. (Eds. Harper, D.M. & Ferguson A.J.D.), pp. 219-238. Wiley, Chichester.

Harrel R.C. & Smith S.T., 2002. Macroinvertebrate community structure before, during, and after implementation of the Clean Water Act in the Neches River estuary (Texas). *Hydrobiologia*, 474, 213-222.

Harrison S.S.C., Pretty J.L., Shepherd D., Hildrew A.G., Smith C., Hey R.D., 2004. The effect of in-stream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *Journal of Applied Ecology*, 41, 1140-1154.

Haury J., Jaffre M., Dutartre A., Peltre M., Barbe J., Tremolieres M., Guerlesquin M. & Muller S., 1999. Application of the standardized protocol "Milieu et vegetaux aquatiques fixes" to 12 French rivers: preliminary floristic typology. *Ann Limnol.* 34/2 : 129-138.

Hawkins C.P., 1984. Substrates associations and longitudinal distributions in species of Ephemerellidae (Ephemeroptera: Insecta) from western Oregon. *Freshwater Biology*, 3(4), 181-188.

Hendricks S.P. & White D.S., 1991. Physicochemical patterns within a hyporheic zone of a northern Michigan river, with comments on surface water patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 1645-1654.

Hering D., Moog O., Sandin L. & Verdonchot P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516, 1-20.

Hewlett R., 2000. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 352-361.

Hildrew, A.G., C.R. Townsend & J. Henderson, 1980. Interactions between larval size, microdistribution and substrate in the stoneflies of an iron -rich stream. *Oikos*, 35, 387-396.

Hotelling H., 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *J. Educat. Psychol.*, 24, 498-520.

Hurn A.D. & Wallace J.B., 1987. Local geomorphology as a determinant of macrofaunal production in a mountain stream. *Ecology*, 68(6), 1932-1942.

Hynes, H.B.N., 1970. *The ecology of running water*. Liverpool university press, 555 p.

- I -

- Illies J. & Botosaneanu L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Soc. Int. Limnol.*, 12, 1-57.
- Insightful Corporation, 2003. S-PLUS ® 6.2 for Windows Professional Edition. Copyright Lucent Technologies, Inc.
- Irvine K., 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14, 107-112.
- Ivol-Rigaut J-M., 1998. Hydro-écorégions et variabilité des communautés du macrobenthos sur le bassin de la Loire. Essai de typologie régionale et référentiel faunistique. Doctorat d'Université, université Claude Bernard Lyon I. 271p.
- Ivol J-M, Guinand B., Richoux P. & Tachet H., 1997. Longitudinal changes in Trichoptera and Coleoptera assemblages and environmental conditions in the Loire River (France). *Arch. Hydrobiol.*, 138, 4, 525-557.

- J -

- Jacob F., 2000. Polluosensibilité contributions. <http://www.invfmr.org/pollucol1.htm>
- Jackson H.M., Gibbins C.N. & Soulsby C., 2007. Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river. *River Research and Applications*, 23, 525-543.
- Jowett I.G., 1993. A method for objectively identifying pool, run and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand of Marine and freshwater Research*, 27, 241-248.
- Jubertie F., 2006. Les excès climatiques dans le Massif central français: l'impact des temps forts pluviométriques et anémométriques en auvergne. Doctorat d'Université, université Blaise Pascal Clermon-Ferrand 433p.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Spark R.E., 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In D.P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106, 110-127.

- K -

- Karr J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41, 221-234.
- Karr J.R. & Chu E.W., 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423, 1-14.
- Kasahara T. & Hill A.R., 2006a. Hyporheic exchange flows induced by constructed riffles and steps in lowlands streams in southern Ontario, Canada. *Hydrological Processes*, 20, 4287-4305.
- Kasahara T. & Hill A.R., 2006b. Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. *Canadian Journal of Aquatic Sciences*, 63, 120-133.
- Kay W.R., Smith M.J., Pinder A.M., Mcrae A.M. & Halse S.A., 1999. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. *Freshwater Biology*, 41, 299-316.

- Keller E.A. & Melhorn W.N., 1973. Bedforms and fluvial processes in alluvial stream channels: selected observations. In *Fluvial geomorphology*, Binghamto Morisawa M. (ed.), New York State University Publications, New York, 253-283.
- Kemp M.J. & Dodds W.K., 2001. Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 347-357.
- King R.S. & Richardson C.J., 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 150-171.
- Knighton D., 1998. *Fluvial forms and processes. A new perspective*. Oxford University press: New York.
- Kolkwitz R. & Marsson M., 1902. Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Königl. Prüfungsanstalt Wasser Abwasser 1:3–72
- Kolkwitz R. & Marsson M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Rev. Gesamten. *Hydrobiol.*, 2, 126–52
- Kondolf G.M., 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environm. Manag.*, 21, 533-551.
- Kownacki A., 1995. The use of chironomid pupal exuviae for ecological characterization of the Upper Vistula southern Polan. *Acta Hydrobiolo.*, 37, 41-50.

- L -

- Lafont M., Camus J.C., & Rosso A., 1996. Superficial and hyporheic oligochaete communities as describers of pollution and hydric exchanges in the River Moselle (France). *Hydrobiologia*, 334, 147-155.
- Lair N., 2005. Abiotic vs. Biotic factors : lessons drawn in the Middle Loire, a meandering river monitored from 1995 to 2002, during low flow periods. *Hydrobiologia*, 546, 457-472
- Lair N., 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications*, 22, 567-593.
- Lair N., Sargos D. & Reyes-Marchant P., 1996. Synthèse des études hydrobiologiques réalisées en Loire moyenne au niveau du site nucléaire de Dampierre-en-Burly (France). *Hydroécologie Appliquée*, 8, 34-84.
- Lair N. & Reyes-Marchant P., 2000. Evaluation hydroécologique de la qualité des eaux de la Loire moyenne, réalisée de 1977 à 1998 sur le site de la centrale de St-Laurent des Eaux (France). Bilan et perspectives. *Hydroécologie Appliquée*, 12, 1-66.
- Lamouroux N., Leroy Poff N. & Angermeier P.L., 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83(7), 1792-1807.
- Lecointe C., Coste M. & Prygel J. 1993. "OMNIDIA" : A software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270 : 509-513.
- Lefebvre S., Marmonier P. & Pinay G., 2004. Stream regulation and nitrogen dynamics in sediment interstices: comparison of natural and straightened sector of a third order stream. *River Research and Applications*, 20, 499-512.

- Lefebvre S., Marmonier P., Pinay G., Bour O., Aquilina L. & Baudry J., 2005. Nutrient dynamics in interstitial habitats of low-order rural streams with different bedrock geology. *Archiv für Hydrobiologie*, 164 (2), 169-191.
- Lefebvre S., Marmonier P. & Peiry J.L. 2006. Nitrogen dynamics in rural streams: differences between geomorphologic units. *Annales de Limnologie. International Journal of Limnology*, 42, 43-52.
- Lehmann A., Mc. Overton J. & Leathwick J.R., 2003. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling*, 160, 165-183.
- Lenat D.R. & Barbour M.T., 1994. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water-quality monitoring: rapid bioassessment. P. 187-215. In Loeb S.L. & Spacie A. (editors). *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis, Boca Raton, Florida.
- Lenzi M.A., 2001. Step-pool evolution in the Rio Cordon, north-eastern Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 991-1008.
- Leopold, L.B., 1994. *A view of the River*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Linhardt, J., Vičková S. & Uvíra V., 2002. Moss-dwelling meiobenthos and flow velocity in low-order streams. *Acta Universalis Palackiana Olomucensis Facultas Rerum Naturalium (2001-2002) Biologica*, 39-40, 111-122.
- Linke S. & Norris R., 2003. Biodiversity: bridging the gap between condition and conservation. *Hydrobiologia*, 500, 203-211.
- Lloyd J. & Cook S., 2002. Australian-wide assessment of River Health: Northern Territory AusRivAS sampling and processing manual. Monitoring River Health initiative technical report. Report number 19. Natural Resources Division. Department of Lands, Planning and Environment. 46p.
- Lods-Crozat B., Castella E., Cambin D., Ilg C., Knispel S., Mayor-Simeant H., 2001. Macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in a Swiss glacial stream. *Freshwater Biology*, 46, 1641-1661.
- Logan P. & Furse M., 2002. Preparing for the European Water Framework Directive making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic Conservation of Marine and Freshwater Ecosystems* 12, 425-437.

- M -

- Mackie G.L., 1998. *Applied Aquatic Ecosystems Concept*. University of Guelph Custom Coursepack. 12 chapters.
- Maddock I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41, 373-391.
- Malavoi J.R., 1989. Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau haute énergie. *Bulletin Français de la Pêche et Pisciculture*, 315, 189-210.
- Malavoi J.R. & Souchon Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 365/366, 357-372.
- Malmqvist B., Zhang Y. & Adler P.H., 1999. Diversity, distribution and larval habitats of North Swedish blackflies (Diptera: Simuliidae). *Freshwater Biology*, 42, 301-314.
- MapInfo, 2005. *MapInfo 8 for Windows*. MapInfo Corporation.

- Marchal J., 2005. An evaluation of the accuracy of order-level biotic indices for southern Appalachian streams. *Bios*, 76, 61-67.
- Marneffe Y., 2003. Etude d'un hydrosystème perturbé en Haute-Ardenne : impact des activités anthropiques et des retenues artificielles sur les flux de nutriments et sur les peuplements zoobenthiques et zooplanctoniques dans le bassin de la Warche. Doctorat d'Université, Université de Liège. 253p.
- McCulloch D.L., 1986. Benthic macroinvertebrate distribution in the riffle-pool communities of two east Texas streams. *Hydrobiologia*, 135, 61-70.
- Mermillod-Blondin F., Creuze des Chatelliers M., Marmonier P. & Dole-Olivier M.-J., 2000. Distribution of solutes, microbes and invertebrates in river sediments along a riffle-pool sequence. *Freshwater Biology*, 44, 255-269.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2004. Directive-cadre européenne sur l'eau. Document de cadrage pour la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plan d'eau). Direction de l'eau ; Bureau de l'écologie des milieux aquatiques.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2005 Directive-cadre européenne sur l'eau. Définition du « bon état » des eaux, constitution des nouveaux référentiels et des modalités d'évaluation de l'état des eaux douces de surface (*cours d'eau et plans d'eau*). Valeurs-seuils provisoires du « bon état » (période transitoire 2005/2007: programmes de mesures, choix des objectifs environnementaux, ...). Direction de l'eau ; Bureau de l'écologie des milieux aquatiques.
- Minshall G.W. & Minshall J.N., 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a rocky mountain (U.S.A) stream. *Hydrobiologia*, 55, 231-249.
- Moerke A.H., Gerard K.J., Latimore J.A., Hellenthal R.A., Lamberti G.A., 2004. Restoration of an Indiana, USA, stream: bridging the gap between basic and applied lotic ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 647-660.
- Monakov, A.B., 2003. Feeding of freshwater invertebrates. Kenobi productions, Belgium, 370 p.
- Montgomery D. R. & Buffington J. M., 1997. Channel reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, 109, 596-611.
- Moore R.D., Sutherland P., Gomi T. & Dhakal A., 2005. Thermal regime of a headwater stream within a clear-cut, coastal British Columbia, Canada. *Hydrological processes*, 19, 2591-2608.
- Mottet G., 1999. Géographie physique de la France. Presse Universitaire de France Eds. 768 p.
- Muotka T. & Laasonen P., 2002. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. *Journal of Applied Ecology*, 39-145-146.
- Muotka T., Paavola R., Haapala A., Novikmec M. & Laasonen P., 2002. Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biological Conservation*, 105, 243-253.

- N -

- Naiman R.J., Stanford J.A. & Décamps H., 1991. The application of ecological knowledge to river management. In What large rivers for the future ? Meeting of the "Ministère de l'Environnement", Orléans, France 55 p.

- National Water Council, 1981. River Quality. The 1980 survey and future outlook. National Water Council, London.
- Nelson S.M. & Lieberman D.M., 2002. The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, U.S.A.. *Hydrobiologia*, 489, 117-129.
- Newson M.D., Harper D.M., Padmore C.L., Kemp J.L. & Vogel B., 1998. A cost-effective approach for linking habitats, flow types and species requirements. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 8, 431-446.
- Newson M.D. & Newson C.L., 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography*, 24(2), 195-217.
- Nijboer R.C., Johnson R.K., Verdonchot P.F.M., Sommerhäuser M. & Buffagni A., 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia*, 516, 91-105.
- Norris R.H. & Thoms M.C., 1999. What is river health? *Freshwater biology*, 41, 197-209.
- Noy-Meir, I., 1973. Data transformations in ecological ordination. I. Some advantages of non-centering. *Journal of Ecology*, 61, 329-341.

- P -

- Padmore C.L., 1998. The role of physical biotopes in determining the conservation status and flow requirements of British rivers. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1, 25-35.
- Padmore, C.L., Newson, M.D. and Charlton, M. E., 1998. Instream habitat in gravel-bed rivers: identification and characterization of biotopes, in Klingeman, P.C. et al., Gravel-bed rivers in the environment, Water Resources Publications, Englewood, Colorado, 345-364.
- Pardo I. & Armitage P.D., 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia*, 344 (1-3), 111-128.
- Parsons M. & Norris R.H., 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater biology*, 36, 419-434.
- Parsons M., Thoms M.C. & Norris R.H., 2003. Scales of macroinvertebrates distribution in relation to the hierarchical organization of rivers systems. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(1), 105-122. 108 p.
- Pedersen, M.L., 2003. Physical habitat structure in lowland streams and effects of disturbance. Thèse doctorale, Université Copenhague.
- Peiry J-L., Salvador P.G. & Nougier F., 1994. L'incision des rivières dans les Alpes du Nord : état de la question. *Rev. Geogr. Lyon*, 69/1, 47-56.
- Peiry J-L., 2004. Les kayaks de la recherche, où comment quantifier la recharge sédimentaire et les transports solides fluviaux... *Microscop / Hors série n°13, Le Journal du CNRS en Délégation Centre-Auvergne-limousin*, octobre 2004, 18-21.
- Pepin D.M. & Hauer F.R., 2002. Benthic responses to groundwater-surface water exchange in two alluvial rivers in northwestern Montana. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 370-383.
- Perrin J-F., Lafont M. & Pery A., 2004. Outils de diagnose fonctionnelle pour l'ingénierie écologique en rivière. *Ingénieries Eau Agriculture Territoire*. Numéro Spécial, 57-67.

- Petts G.E., 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia*, 422/423, 15-27.
- Petts G.E., Armitage P. & Castella E., 1992. Physical habitat changes and macroinvertebrate response to river regulation: The river Rede, UK.
- Petts G.E. & Amoros C. (eds), 1996. Fluvial hydrosystems. Chapman & Hall, London, 307p.
- Petts G.E. & Calow P., 1996. River Biota. Diversity and Dynamics. Blackwell Science Ltd., 257p.
- Piégay H. & Peiry J-L., 1997. Long profile evolution of an intra-mountain stream in relation to gravel load management : example of the middle Giffre river (French Alps). *Environmental Management*, 21/6, 909-919 .
- Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.R. & Hughes R.M., 1989. *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*, US Environmental Protection Agency, Office of water regulation and standards, Washington, D.C., EPA 440-4-89-001.
- Plotnikoff R. & Wiseman C. 2001. – Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocols for Rivers and Streams: 2001 Revision. Publ N°01-03-028. Dept. Ecology. Olympia, WA. 34p.
- Poff L.N., 1997. Landscape filters and species traits : towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409.
- Pollard P. & Huxman M., 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 8, 773-792.
- Prygiel J., Rosso-Darmet A., Lafont M., Lesniak C., Durbec A., Ouddane B., 1999. Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-Picardie water basin (France). *Hydrobiologia*, 410, 277-296.

- Q - R -

- Quinn J.M. & Hickey C.W., 1990. characteristics and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New-Zealand Journal of the Marine and Freshwater Research*, 24, 387-409.
- Reice, S.R., 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology*, 61(3), 580-590.
- Rempel L.L., Richardson J.S. & Healey M.C., 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology*, 45, 57-73.
- Resh V.H. & Jackson J.K., 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using macroinvertebrates. P. 195-233. In Rosenberg D.M. & Resh V.H. (editors). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hal, London.
- Resh V.H., 1995. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. P. 167-177. In Davis W.S. & Simon T.P. (editors). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis, Boca Raton, Florida.

- Resh V.H., Norris R.H. & Barbour M.T., 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20, 108-121.
- Richards K.S., 1976. The morphology of riffle-pool sequences. *Earth Surface Processes*, 1, 77-88.
- Richards C., Haro R.J., Johnson L.C. & Host G.E., 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater biology*, 37(1), 219-230.
- Robson B.J. & Chester E.T., 1999. Spatial patterns of invertebrates species richness in a river: the relationship between riffles and microhabitats. *Australian Journal of Ecology*, 24, 599-607.
- Rosgen D., 1996. *Applied river morphology*. Wildland Hydrology Ed., Pagosa Springs (Colorado).
- Rott E., Duthie H.C. & Pipp E., 1998. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55/6, 1443-1453.

- S -

- Sanderson R.A., Eyre M.D. & Rushton S.P., 2005. The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition. *Freshwater Biology*, 50, 221-231.
- Sandin L., Sommerhäuser M., Stubauer I., Hering D. & Johnson R., 2000. Stream assessment methods, stream typology approaches and outlines of a European stream typology.-AQEM, 43p.
- Sarriquet P.E., Bordenave P. & Marmonier P., 2007. Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research and Applications*, 23, 815-828.
- Scarsbrook M.R. & Townsend C.R., 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology*, 29, 395-410.
- Schmera D., 2004. Spatial distribution and coexistence patterns of caddisfly larvae (Trichoptera) in a Hungarian Stream. *International Review of Hydrobiology*, 89(1), 51-57.
- Schmera D. & Eros T., 2004. Effect of riverbed morphology, stream order and season on the structural and functional attributes of caddisfly assemblages (Insecta: Trichoptera). *Annales de Limnologie.- International Journal of Limnology*, 40(3), 193-200.
- Schoeman F.R. & Haworth E.Y. 1986. Diatoms as indicators of pollution. Report on a workshop in Proc. of the 8 th Internat. Diatom. Symp. Paris Aug. 84. O. Koeltz Publ. Koenigstein, 772-776.
- Schwartz J.S. & Herricks E.E., 2007. Evaluation of riffle-pool naturalization structures on habitat complexity and the fish community in an urban Illinois stream. *River Research and Applications*, 23, 451-466.
- Sharma S., 2000. Introducing NEPBIOS method in surface water quality monitoring. Project Capacity Building in Community Water Quality Assessment in the Jhikhu Khoal Watershed Kavrepalanchok district, Nepal. 4p.
- Simont V., 2003. Essai de quantification du transport de la charge de fond piégée dans une gravière capturée par le cours d'eau Allier. Eléments de réflexion sur la gestion des gravières dans les plaines d'inondation. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies. Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand 2.

- Skriver, J., Friberg N., Kirkegaard J., 2000. – Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27.
- Smith M.J., Kay W.R., Edward H.D., Papas P.J., Richardson K. St J., Simpson J.C., Pinder A.M., Cale D.J., Horwitz P.H.J., Davis J.A., Yung F.H., Norris R.H. & Halse S.A., 1999. – AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia- *Freshwater Biology*, 41, 269-282.
- Snook D.L. & Milner A.M., 2001. The influence of glacial runoff on stream macroinvertebrate communities in the Taillon catchment, french Pyrénées. *Freshwater Biology*, 46, 1609-1623.
- Souchon, Y., 2002. Milieux aquatiques et poissons in La Loire, Vallées et vals du grand fleuve sauvage. Direction Christian Bouchardy, Delachaux et Niestlé Ed. La bibliothèque du naturaliste, p. 201-223.
- Souchon, Y., Andriamahéfa H., Breil P., Albert M.-B., Capra H. & Lamouroux N., 2002. Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosystèmes : couplage des recherches physiques et biologiques sur les cours d'eau. *Nature, Sciences et Sociétés*, 10, p. 26-41.
- Southwood T.R.E., 1977. Habitat the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, 46, 337-365.
- Southwood, T.R.E., 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52, 3-18.
- SPSS Inc., 1999. SPSS version 10.0 for Windows. SPSS Inc., Chicago.
- Stanford J.A. & Ward J.V., 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 48-60.
- Statzner B. & Higler B., 1985. Questions and Comments on the River *Continuum* Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 1038-1044.
- Statzner B. & Higler B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16, 127-139.
- Statzner, B., Gore J.A. & Resh V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Society*, 7, 307-360.
- Statzner B, Hoppenhaus K., Arens M-F. & Richoux P., 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology*, 38, 109-135.
- Steffan A.W., 1972. Zur Produktionsökologie von Gletscherbächen in Alaska und Lappland. Verhandl.-ber. Deutsch Zool. Ges., 65, Jahres-Versamml. (Gustav Fischer Verlag).
- Steiger J., Tabacchi E., Dufour S., Corenblit D. & Peiry J-L., 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications*, 21, 719-737.
- Strahler A. N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38, 913-920.

- T -

- Tachet H., Usseglio-Polatera P. & Roux C., 1994. Theoretical habitat templets, species traits, and species richness : Trichoptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater biology*, 31, 397-415.

- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera p., 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 588p.
- Tachet H., Morse J.C. & Berly A., 2001. The larva and pupa of *Pseudoneureclipsis lusitanicus* Malicky, 1980 (Trichoptera : Hydropsychoidea) : description, ecological data and taxonomical considerations. *Aquatic Insects*, 23 (2), 93-106
- Thioulouse J, Chessel D, Dolédec S, Olivier JM. 1997. A multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7, 75-83.
- Thompson R.M. & Townsend C.R., 2000. Is resolution the solution? The effect of taxonomic resolution on the calculated properties of three stream food webs. *Freshwater Biology*, 44, 413-422.
- Townsend C.R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 36-50.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater biology*, 31, 265-275.
- Tuffery G. & Verneaux J., 1967. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes, Trans. Sect. P. et P., Cerafer, 23p.

- U -

- United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 2004. Wadeable Streams Assessment. Field operations manual. 148p.
- United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 2006. Wadeable Streams Assessment. A collaborative survey of the Nation's streams. 117 p.
- Usseglio-Polatera P. & Tachet H., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness : Plecoptera and Ephemeroptera in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater biology*, 31, 357-375.
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000a. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43, 175-205.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000b. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates : how to use species traits databases ? *Hydrobiologia*, 422/423, 153-162.
- Usseglio-Polatera P., 2003. Nouveaux outils d'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau basés sur les traits de vie des macroinvertébrés benthiques. Conférence Professionnelle, Douai, 4 mars 2003. Agence de l'eau Artois-Picardie.
- Usseglio-Polatera P. & Wasson J-G., 2006. Annexe technique au cahier des clauses techniques particulière N°02/2006. Note technique pour le protocole de prélèvement et du traitement des échantillons des macroinvertébrés benthiques sur les sites de référence « cours d'eau ». Annexe technique n°2.1 CCTP_IBG_RefCA2006.doc. 4 p.

- V -

- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37(1), 130-137.

- Vatan A., 1967. Manuel de sédimentologie. Ed. Tech. Paris, 327p.
- Vaux W.G., 1968. Intergravel flow and interchange of water in a streambed. *Fisheries Bulletin* **66**: 479-489.
- Verneaux J., 1976. Biotypologie de l'écosystème "eau courante". La structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, tome 283.
- Verneaux J., 1977. Détermination approchée de l'appartenance typologique d'un peuplement ichtyologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, tome 284.
- Verneaux J., Galminche P., Janier F., Monnot A., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes – un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3, 11-21.
- Verneaux, J. 1994 . Macrobenthos et l'"état de santé" des eaux douces. Fondements, contraintes et perspectives. In, Etat de santé des écosystèmes aquatiques. Les variables biologiques comme indicateurs- Acte du séminaire national- Cemagref editions.
- Vinson M.R. & Hawkins C.P., 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of entomology*, 43, 271-293.
- Vinson M.R. & Hawkins C.P., 2003. Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography*, 26, 751-767.
- Vugteveen P., Leuven R.S.E.W., Huijbregts M.A.J. & Lenders H.J.R., 2006. Redefinition and elaboration of river ecosystem health: perspective for river management. *Hydrobiologia*, 565, 289-308.

- W -

- Wadeson R.A., 1994. A geomorphological approach to the identification and classification of instream flow environment. *South African Journal of Aquatic Sciences*, 20(1), 1-24.
- Waite I.R., Herlihy A.T., Larsen D.P, Urquhart N.S. & Klemm D.J., 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*, 49, 474-485.
- Walther D.A. & Whiles M.R., 2008. Macroinvertebrate responses to constructed riffles in the Cache River, Illinois, USA. *Environmental Management*, 41, 516-527.
- Ward, J.V., 1992. Biology and habitat. In Aquatic Insect Ecology 1. John Wiley & Sons, New-York .
- Wasson J-G., 2001. Les questions de la recherche posées par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : problématique pour les eaux de surface continentales. *Hydroécologie Appliquée*, 13(1), 1-19.
- Weigel B.M., Wang L., Rasmussen P.W., Butchen J.T., Stewart P.M., Simon T.P. & Wiley M.J., 2003. Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, USA. *Freshwater. Biology.*, 48, 1440-1461.
- Wentworth C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392.
- Williams D.D. & Mundie J.H., 1977. Substrate size selection by stream invertebrate and the influence of sand. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 1030-1033.

- Wohl D.L., Wallace J.B. & Meyer J.L., 1995. Benthic macroinvertebrate community structure, function and production with respect to habitat type, reach and drainage basin in the Southern Appalachians (U.S.A.), *Freshwater Biology*, 34, 447-464.
- Wolman M.G., 1959. Factors influencing erosion of a cohesive river bank. *American Journal of Science*, 257, 204-216.
- Wood P.J. & Armitage P.D., 1999. Sediment deposition in a small lowland stream _ management implications. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15, 199-210.
- Woodiwiss F.S., 1960. Trent Biotic Index of pollution 2nd Quinquennial Abstract of Statistics relating to the Trent Watershed. Trent River Authority.
- Woodiwiss F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. And Ind.*, 11, 443-447.
- Wright J.F., Armitage P.D., Furse M.T., Moss D., 1988. A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 23, 1548-1552.
- Wright I.A., Chessman B.C., Fairweather P.G. & Benson L.J., 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Austral Ecology*, 20, 142-153.

TABLE DES MATIERES

Chapitre 1: Contexte théorique, problématique et objectifs	7
I. Unités spatiales et hétérogénéité faunistique	7
A. Les composantes physiques fluviales vues par le géomorphologue et l'hydrobiologiste.....	8
B. Une composante biologique fluviale : les macroinvertébrés benthiques comme indicateurs de la qualité du milieu.	15
II. Analyse critique des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques	18
A. Méthodes dérivées du Trent Biotic Index.....	18
B. Méthodes dérivées du Chandler's Biotic Index.....	20
C. Méthodes rapides de bio-évaluation	21
D. Apports et limites de ces trois catégories d'indices	23
E. Méthodes prédictives	25
III. Les objectifs de la présente étude	28
Chapitre 2: Matériel et méthodes	33
I. Sites d'études.....	33
Site atelier de la rivière Allier.....	35
Stations étudiées sur le fleuve Loire	38
II. Stratégie d'échantillonnage et outils utilisés	41
A. Identification du seuil comme unité géomorphologique d'échantillonnage.....	41
1. Analyse comparée d'un seuil et d'une mouille	42
2. Traitement des données.....	46
B. Incidence du choix du seuil sur l'évaluation du peuplement macrobenthique.....	48
1. Analyse comparée de trois seuils successifs en situation perturbée ou non.....	48
2. Traitement des données.....	49
C. Effort d'échantillonnage.....	50
1. Recherche du nombre d'échantillons	51
2. Traitement des données.....	51
D. Application du protocole à l'échelle d'un linéaire de rivière	52
1. Echantillonnage sur un secteur de Loire s'étendant sur 150 km	52
2. Traitement des données.....	52
Chapitre 3: Relations entre unités morphologiques, biotopes et macroinvertébrés	55
I. Discrimination des biotopes par leurs caractéristiques physiques	57
II. Discrimination des biotopes par les macroinvertébrés	60
A. Peuplement macrobenthique du site atelier Allier	60
B. Peuplement macrobenthique associé à chaque biotope	60
C. Aptitude bioindicatrice des biotopes plat et radier, communs aux deux unités géomorphologiques.....	63
D. Identification des habitats les plus biogènes dans les biotopes étudiés.....	66

III.	Variabilité saisonnière de la physico-chimie de l'eau sous l'influence du barrage de Naussac	69
IV.	Discussion et conclusion.....	73
Chapitre 4: Le choix d'un seuil permet-il une bonne évaluation du peuplement macrobenthique?		77
I.	Cas de l'Allier : variabilité inter-seuils en situation perturbée	78
A.	Impact de la gravière sur la granulométrie des seuils et leurs caractéristiques physiques...	79
B.	Sensibilité des macroinvertébrés à la perturbation	81
II.	Cas de la Loire : variabilité inter-seuils en situation non perturbée	84
A.	Variabilité physique des seuils de la Loire	84
B.	Variabilité faunistique des seuils de la Loire	85
III.	Discussion et conclusion.....	87
Chapitre 5: Détermination de l'effort d'échantillonnage		93
I.	Optimisation du nombre d'échantillons à collecter	95
II.	Comparaison du protocole d'échantillonnage avec une méthode multi-substrats	95
III.	Effcience du protocole MMS-GUR pour évaluer la qualité de l'eau sur un linéaire de cours d'eau.....	100
A.	Caractéristiques physico-chimiques du linéaire Loire.....	100
B.	Evolution de la macrofaune benthique sur le <i>continuum</i> Loire	102
C.	Caractéristiques de la distribution taxonomique sur le <i>continuum</i> Loire	104
IV.	Distributions théorique et observée des EPT collectés sur le linéaire Loire.....	106
V.	Construction d'un modèle du « bon état écologique » sur un parcours de Loire de 150 km	109
VI.	Discussion et conclusion.....	115
Chapitre 6: Discussion générale et conclusion		121
I.	Des unités spatiales communes aux cours d'eau européens, voire mondiaux	122
II.	Des habitats moins diversifiés mais pertinents et efficients.....	124
III.	Un protocole d'échantillonnage basé sur l'emploi du filet comme engin de prélèvement ...	124
IV.	Un nombre nécessaire et suffisant d'échantillons	125
V.	Un niveau de détermination affiné	125
VI.	Un protocole pertinent pour la bio-évaluation	126
VII.	Un protocole qui se rapproche des préconisations de la circulaire DCE (2007/22)	127
VIII.	Perspectives : insertion du protocole MMS-GUR dans un système global d'évaluation de la qualité de l'eau	128

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Typologie d'une rivière (modifiée d'après Botosaneanu, 1979).....	9
Figure 2 : Caractéristiques des unités géomorphologiques typiques des têtes de bassins : marche – mouille (step - pool) (A) et des zones plus aval : seuil – mouille (riffle - pool) (B) (modifié de Knighton, 1998).	11
Figure 3 : Zonation amont-aval et évolution des caractéristiques morfo-sédimentaires et physico-chimiques (modifiées d'après Vannote <i>et al.</i> , 1980 ; Rosgen, 1996).....	12
Figure 4 : Emboîtement des unités caractéristiques de l'environnement physique, utilisées par les géomorphologues (unités géomorphologiques) et les hydrobiologistes (biotopes et leurs habitats).....	13
Figure 5 : Stratégie de mise en place d'un nouveau protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés.....	30
Figure 6 : Carte de situation du site atelier de l'Allier et des 8 stations d'étude de la Loire.....	36
Figure 7 : Emplacements des biotopes composant les unités géomorphologiques de la partie amont du site atelier.	37
Figure 8 : Régime hydrologique de l'Allier à Vieille-Brioude (données calculées sur 90 ans) Bassin versant : 2269 km ²	37
Figure 9 : Photographies aériennes et localisation des stations d'étude.	40
Figure 10 : Régime hydrologique de la Loire à Goudet (données calculées sur 62 ans). Bassin versant : 432 km ²	41
Figure 11 : Site atelier Allier : Représentation du seuil et de la mouille amont montrant les trois échelles de travail : 1 – les unités géomorphologiques seuil et mouille; 2 – les biotopes de chaque unité ; 3 – les points d'échantillonnage sur chaque biotope.....	43
Figure 12 : Processus d'analyse de la granulométrie. a) Boîte munie d'un fond en plexiglas. b) Photographie du lit de la rivière. c) Interprétation de l'image photographique sous MapInfo. d) Tableau de résultats issus de MapInfo.....	45
Figure 13 : Courbe de richesse cumulée permettant de déterminer le nombre d'échantillons à collecter.	51
Figure 14 : A : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP initiale. B : premier axe factoriel de l'analyse inter-UG. C : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-biotopes (en référence à leurs biotopes respectifs). Ch-lent = chenal lentique ; Ch-lot = chenal lotique ; PI-M = plat de la mouille ; PI-S = Plat du seuil ; R-M = Radier de la mouille ; R-S = Radier du seuil.....	59
Figure 15 : Richesse totale (a), richesse en EPT (b) et densité totale (c) en macroinvertébrés dans les différents biotopes (moyenne ± écart-type).....	62
Figure 16 : Situation printanière. A : premier axe factoriel de l'analyse inter-UG réalisée à partir du tableau 'macroinvertébrés x UG x biotopes' du site atelier Allier. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-biotopes (en référence à leurs biotopes	

respectifs) et des taxons. Ch-lent = chenal lentique ; Ch-lot = chenal lotique ; P-M = plat de la mouille ; P-S = Plat du seuil ; R-M = Radier de la mouille ; R-S = Radier du seuil.....	64
Figure 17 : Premier axe factoriel de l'analyse inter-UG réalisée à partir du tableau 'macroinvertébrés x UG' du site atelier Allier. Situation estivale.....	65
Figure 18 : Richesse totale et densité en macroinvertébrés (moyenne $\pm$ écart type) pour chaque classe de vitesse, de profondeur et de granulométrie sur le site atelier de la rivière Allier aux deux saisons.....	67
Figure 19 : Premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés physico-chimiques réalisés sur les 4 stations Allier dans l'analyse inter-stations. Lan = Langogne ; St C = St Christophe ; Pra = Prades ; Auz = Auzon.	71
Figure 20 : A : premier plan factoriel des variables physico-chimiques et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP simple pour les 3 stations Allier. B : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-stations. St C = St Christophe ; St C N = St Christophe en période de soutien d'étiage ; Pra = Prades ; Pra N = Prades en période de soutien d'étiage ; Auz = Auzon ; Auz N = Auzon en période de soutien d'étiage.....	72
Figure 21 : Premier axe factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés physico-chimiques réalisés sur la station d'Auzon dans l'analyse inter-fonctionnement de Naussac.....	73
Figure 22 : A : distribution de la taille des particules au printemps au niveau du seuil 1(a), du seuil 2 (b) et du seuil 3 (c). B : richesse taxonomique en macroinvertébrés totaux et richesse en EPT au printemps (d) et en été (e). Densité des macroinvertébrés mesurée successivement au printemps (f) et en été (g).....	80
Figure 23 : Premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils du site atelier Allier dans l'analyse inter-UG.....	81
Figure 24 : Situation estivale. A : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils du site atelier Allier et des taxons dans l'AFC simple. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils et des taxons dans l'analyse inter-seuils.	82
Figure 25 : Analyse des Correspondances Floues réalisée sur le tableau des Traits Biologiques Ecologiques et Physiologiques : A = degré de trophie ; B = valeur saprobiale ; C = mode d'alimentation. Positions des 3 seuils (disque) au centre de gravité des relevés (petits carrés) en fonction des modalités selon le plan factoriel F1-F2 en été.	83
Figure 26 : Richesse taxonomique totale (A), richesse taxonomique en EPT (B) et densité (ind.m ²) (C) (moyenne $\pm$ écart-type) de la communauté de macroinvertébrés collectés sur les différents seuils (a, b, c) des stations 2, 5 et 7 échantillonnées sur la Loire. Les trois seuils consécutifs sont représentés par le même figuré. PK : distance kilométrique par rapport à la source de la Loire.	86
Figure 27 : A : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les 9 seuils des 3 stations et des taxons dans l'analyse inter-stations. B : premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les trois seuils de la station 5 et des taxons dans l'analyse inter-seuils.	87

Figure 28 : Courbes de richesse cumulée pour les trois seuils successifs du site atelier de la rivière Allier au printemps (A) et en été (B, C, D).....	96
Figure 29 : A : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'ACP initiale. B : premier plan factoriel des variables et des centres d'inertie des relevés dans l'analyse inter-stations. Ste Eul = Ste Eulalie ; Le Puy = Le Puy-en-Velay ; Bas = Bas-en-Basset.....	101
Figure 30 : Richesse taxonomique totale (A) et richesse taxonomique en EPT (B) (moyenne $\pm$ écart-type) des macroinvertébrés collectés aux différentes stations de la Loire positionnées en fonction de leur point kilométrique depuis la source. Les résultats des stations 2, 5 et 7, traités au chapitre 4 sont présentés avec les écarts-types correspondants.	103
Figure 31 : Densité (moyenne $\pm$ écart-type) de la communauté de macroinvertébrés collectés aux différentes stations de la Loire positionnées en fonction de leur point kilométrique depuis la source. Les résultats des stations 2, 5 et 7, traités au chapitre 4 sont présentés avec les écarts-types correspondants.	103
Figure 32 : A : Premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les huit stations du fleuve Loire et des taxons dans l'AFC simple. B : Premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les huit stations et des taxons dans l'analyse inter-stations.	105
Figure 33 : Premier plan factoriel des centres d'inertie des prélèvements réalisés sur les huit stations du fleuve Loire et des taxons réduits aux EPT dans l'analyse inter-stations (Amp = <i>Amphinemura</i> ; Pro = <i>Protonemura</i> ; Hyd = <i>Hydropsyche</i> ; Oli = <i>O. maculatum</i> ; Ser = <i>Sericostomatidae</i> ; Limn = <i>Limnephilidae</i> ; Hept = <i>Heptageniidae</i>)	106
Figure 34 : Distribution des Plécoptères le long du linéaire Loire étudié.	108
Figure 35 : Modèles Additifs Généralisés pour la richesse, la densité et le pourcentage de filtreurs. Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.	111
Figure 36 : Modèles Additifs Généralisés pour les six Ephéméroptères (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.	112
Figure 37 : Modèles Additifs Généralisés pour les cinq Plécoptères (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.....	112
Figure 38 : Modèles Additifs Généralisés pour les cinq Trichoptères (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.	113
Figure 39 : Modèles Additifs Généralisés pour les trois taxons (en présence / absence). Courbes de réponses additives exprimées dans l'échelle du prédicteur linéaire (axe vertical) avec un intervalle de confiance à 95%.....	113
Figure 40 : Courbes de réponses superposées des 19 taxons (présence / absence) pour les variables sélectionnées par les GAM. L'axe vertical est exprimé en probabilité d'occurrence [0-1].	114

Figure 41 : Etapes de tri permettant de déterminer le nombre nécessaire d'échantillons pour obtenir une stabilisation de la richesse.	116
---	-----

LISTE DES TABLES

Tableau 1 : Liste des biotopes observables sur une rivière à alternance seuils - mouilles (d'après nos observations de terrain modifiées de Padmore, 1998 ; Padmore <i>et al.</i> , 1998 ; Malavoi & Souchon, 2002) (terme anglais en italique).	14
Tableau 2 : Méthodes d'échantillonnage BBI, IBGN, IBGA, IBE et DSFI.	19
Tableau 3 : Méthode d'échantillonnage du BMWP et des autres méthodes qui en sont issues.	20
Tableau 4 : Méthodes d'échantillonnage du RBP II et III, du RBPs et du RBA australien	22
Tableau 5 : Méthode d'échantillonnage d'AQEM.	22
Tableau 6 : Méthode d'échantillonnage du RIVPACS, AusRivAS, Northern Territory AusRivAS, BMBM et WSA.	26
Tableau 7 : Principales caractéristiques physiques du site atelier de la rivière Allier	35
Tableau 8 : Caractéristiques du soutien d'étiage apporté par le barrage de Naussac (d'après les données de la DIREN Auvergne).	38
Tableau 9 : Situation des huit stations du linéaire.	39
Tableau 10 : Caractéristiques physiques de 5 stations étudiées sur la Loire (absence de données pour les stations 1, 3 et 7 ; crue décennale = Q 10).	39
Tableau 11 : Correspondance entre les classes granulométriques et les substrats minéraux types (Wentworth, 1922 ; Malavoi et Souchon, 2002) (les appellations anglaises sont reportées en italique).	45
Tableau 12 : Décomposition de la variabilité des caractéristiques physiques des UG et des biotopes.	58
Tableau 13 : Caractéristiques physiques des unités géomorphologiques et des biotopes qui leur sont associés (exemple des données de printemps avec moyenne $\pm$ écart-type).	58
Tableau 14 : Abondance relative (%) des genres appartenant aux trois Ordres (EPT) regroupant les taxons polluo-sensibles.	61
Tableau 15 : Décomposition de la variabilité faunistique des UG et des biotopes.	62
Tableau 16 : Présence / absence des taxons les plus polluo-sensibles (correspondant aux Perlidae, Perlodidae, Brachycentridae et Leuctridae) selon les unités géomorphologiques et les biotopes. (+ : présence du taxon ; - : absence du taxon).	63
Tableau 17 : Richesse totale et densité des macroinvertébrés observées sur les plats et les radiers des deux unités géomorphologiques aux deux saisons (moyenne $\pm$ écart-type).	65
Tableau 18 : Décomposition de la variabilité faunistique des UG et des biotopes réduits au plat et au radier.	65
Tableau 19 : Classes de vitesse, de profondeur et de granulométrie caractéristiques du lieu d'étude.	66
Tableau 20 : Richesse en EPT (Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères) et densités minimales et maximales pour chaque classe de vitesse, de profondeur et de granulométrie sur le site atelier de la rivière Allier aux deux saisons.	68

Tableau 21 : Résultats de la MANOVA évaluant l'effet de la vitesse, de la profondeur et du substrat sur le peuplement de macroinvertébrés du site atelier Allier.	68
Tableau 22 : Distribution des Plécoptères les plus polluo-sensibles en fonction des différentes classes de vitesse d'écoulement, de profondeur et de granulométrie aux deux saisons.	69
Tableau 23 : Caractéristiques des stations de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne.	70
Tableau 24 : Décomposition de la variabilité des caractéristiques physico-chimiques des stations avec et sans influence du barrage de Naussac.	71
Tableau 25 : Principaux résultats de l'étude portant sur les unités géomorphologiques et leurs biotopes du site atelier Allier	75
Tableau 26 : Synthèse des résultats des analyses inter-groupes réalisées sur les seuils de l'Allier.	81
Tableau 27 : Synthèse des résultats des analyses inter-stations réalisées sur les seuils de Loire.	84
Tableau 28 : Synthèse des résultats des analyses inter-seuils réalisées sur les seuils de la Loire.	85
Tableau 29 : Taxons indicateurs présents sur les trois seuils d'une station de la Loire (les taxons figurant en gras sont communs à différents seuils).	86
Tableau 30 : Principaux résultats de l'étude portant sur les successions de trois seuils sur l'Allier et la Loire.	89
Tableau 31 : Nombre d'échantillons collectés sur les substrats du site atelier Allier et sur les deux stations de la Loire, pour chaque méthode d'échantillonnage (avec XS = méthode multi-substrats).	97
Tableau 32 : Groupe indicateur et richesse totale (niveau famille et genre) obtenus pour les deux méthodes d'échantillonnage appliquées sur l'Allier et la Loire.	98
Tableau 33 : Présence/absence des taxons collectés respectivement avec chacune des méthodes d'échantillonnage sur la station 5 de la rivière Loire. Les taxons sont classés en fonction de leur polluo-sensibilité décroissante. (+ : présence du taxon ; - : absence du taxon)	99
Tableau 34 : Présence/absence des taxons collectés respectivement avec chacune des méthodes d'échantillonnage sur la station 6 de la rivière Loire. Les taxons sont classés en fonction de leur polluo-sensibilité décroissante.	99
Tableau 35 : Synthèse des résultats des analyses inter-stations réalisées sur le linéaire de la Loire.	101
Tableau 36 : Synthèse des résultats des MAGs effectués sur le linéaire Loire. Les 5 premières colonnes correspondent aux contributions aux modèles des variables explicatives au seuil de $p > 0.05$. Les trois dernières colonnes sont les critères de validation	110
Tableau 37 : Méthode d'échantillonnage de la circulaire DCE 2007/22	128

ANNEXES

Annexe I : Liste des taxons collectés sur le site atelier Allier et sur le linéaire Loire.

Tableau 1 : Nombre d'individus identifiés par taxon sur l'ensemble des 81 prélèvements du site atelier Allier au printemps.

SITE ATELIER ALLIER PRINTEMPS			
INSECTES		<i>Oulimnius</i>	75
Plécoptères		<i>Esolus</i>	283
<i>Leuctra</i>	85	<i>Stenelmis</i>	1
<i>Leuctra geniculata</i>	326	<i>Elmis</i>	51
<i>Protonemura</i>	9	<i>Limnius</i>	14
<i>Dinocras</i>	1	<i>Orectochilus</i>	1
<i>Isoperla</i>	1	<i>Hydraena</i>	3
Trichoptères		Diptères	
<i>Brachycentrus subnubilis</i>	1235	<i>Atherix</i>	8
<i>Agapetus</i>	734	<i>Atrichops</i>	1
<i>Glossossoma</i>	34	<i>Blepharicera</i>	90
<i>Goeridae</i>	2	<i>Ceratopogoninae</i>	4
<i>Hydropsyche</i>	566	<i>Orthoclaadiinae</i>	1047
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	62	<i>Tanytarsini</i>	90
<i>Lepidostoma hirtum</i>	3	<i>Chironomini</i>	299
<i>Setodes</i>	124	<i>Tanypodinae</i>	38
<i>Philopotamus</i>	1	<i>Antocha vitripennis</i>	3
<i>Polycentropus</i>	7	<i>Simuliini</i>	6197
<i>Psychomyia pusilla</i>	315	Odonates	
<i>Rhyacophilidae</i>	42	<i>Onychogomphus</i>	9
<i>Rhyacophila s. stricto</i>	148	<i>Ophiogomphus</i>	3
Ephéméroptères		CRUSTACES	
<i>Baetis</i>	570	Isopodes	
<i>Cloëon</i>	2	<i>Asellus aquaticus</i>	3
<i>Procloëon bifidum</i>	1	MOLLUSQUES	
<i>Caenis</i>	3	Gastéropodes	
<i>Serratella</i>	2218	<i>Pisidium</i>	3
<i>Ephemera</i>	15	<i>Ancylus fluviatilis</i>	147
<i>Heptageniidae</i>	5	VERS	
<i>Ecdyonurus</i>	179	Triclades	
<i>Epeorus</i>	55	<i>Dugesia</i>	1
<i>Heptagenia</i>	56	Oligochètes	
<i>Rhithrogena</i>	679	<i>Lumbriculidae</i>	6
<i>Leptophlebiidae</i>	1	<i>Nais</i>	2
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	61	<i>Enchytraeidae</i>	3
<i>Ephoron virgo</i>	161	<i>Tubificidae ASC</i>	1
<i>Potamanthus luteus</i>	191	Némathelminthes	
Hétéroptères		<i>Mermithoidea</i>	4
<i>Apheilocheirus aestivalis</i>	29	HYRACARIENS	33
<i>Micronecta</i>	87		
Coléoptères			
<i>Dryops</i>	1		

Tableau 2 : Nombre d'individus identifiés par taxon sur l'ensemble des 83 prélèvements du site atelier Allier en été.

SITE ATELIER ALLIER ETE			
INSECTES		<i>Elmis</i>	61
Plécoptères		<i>Limnius</i>	20
<i>Leuctra</i>	1816	<i>Riolus</i>	3
<i>Leuctra geniculata</i>	2	Macronychus	1
Perla	2	Potamophilus	2
Perlodidae	14	Gyrinidae	17
<i>Isoperla</i>	11	Orectochilus	1
<i>Perlodes</i>	4	Hydrochus	1
Trichoptères		Diptères	
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	176	<i>Atherix</i>	5
<i>Goera pilosa</i>	1	<i>Atrichops</i>	1
<i>Hydropsyche</i>	1501	<i>Blepharicera</i>	131
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	1325	Orthoclaadiinae	1361
<i>Orthotrichia</i>	5	Tanytarsini	165
Leptoceridae	4	Chironomini	151
Setodes	4	Tanypodinae	9
Athripsodes	1	<i>Antocha vitripennis</i>	1
Mystacides	5	Hexatomini	4
Allogamus	1	Pediciini	1
<i>Chimarra marginata</i>	1071	Simuliini	4195
Psychomyidae	8	Tabanidae	1
<i>Psychomyia pusilla</i>	244	Odonates	
Rhyacophilidae	18	<i>Calopteryx</i>	5
<i>Rhyacophila s. stricto</i>	43	Gomphidae	19
Ephéméroptères		<i>Onychogomphus</i>	16
<i>Baetis</i>	3301	<i>Gomphus</i>	4
<i>Serratella</i>	155	CRUSTACES	
Heptageniidae	58	Isopodes	
<i>Ecdyonurus</i>	93	<i>Asellus aquaticus</i>	3
<i>Heptagenia</i>	104	MOLLUSQUES	
<i>Rhithrogena</i>	37	Gastéropodes	
<i>Leptophlebiidae</i>	1	<i>Ancylus fluviatilis</i>	279
<i>Leptophlebia</i>	2	VERS	
<i>Paraleptophlebia</i>	2	Triclades	
<i>Chloroterpes picteti</i>	2	<i>Dugesia</i>	273
Oligoneuriella rhenana	6	Polycelis nigra & tenuis	4
Ephoron virgo	1	Oligochètes	
<i>Potamanthus luteus</i>	5	Lumbriculidae	17
Hétéroptères		Enchytraeidae	3
<i>Apheilocheirus aestivalis</i>	160	Tubificidae ASC	2
<i>Micronecta</i>	13	<i>Eiseniella tetraedra</i>	30
Coléoptères		Némathelminthes	
<i>Oulimnius</i>	477	<i>Mermithoidea</i>	13
<i>Esolus</i>	917	HYRACARIENS	14
<i>Stenelmis</i>	17		

Tableau 3 : Nombre d'individus identifiés par taxon sur l'ensemble des 140 prélèvements du linéaire Loire.

LINEAIRE LOIRE			
INSECTES		<i>Ephemera</i>	6
Plécoptères		Heptageniidae	79
<i>Chloroperla</i>	26	<i>Ecdyonurus</i>	361
<i>Leuctra</i>	749	<i>Heptagenia</i>	2
<i>Leuctra geniculata</i>	1	<i>Epeorus</i>	824
<i>Protonemura</i>	7	<i>Rhithrogena</i>	10
<i>Amphinemura</i>	195	<i>Paraleptophlebia</i>	52
Perlidae	6	<i>Habroleptoides</i>	4
<i>Perla</i>	38	<i>Ephoron virgo</i>	4
<i>Dinocras</i>	4	<i>Potamanthus luteus</i>	30
Perlodidae	11	Hétéroptères	
<i>Isoperla</i>	7	<i>Apheilocheirus aestivalis</i>	8
<i>Perlodes</i>	14	<i>Micronecta</i>	247
<i>Arcynopteryx compacta</i>	3	Coléoptères	
<i>Taeniopteryx</i>	96	Curculionidae	1
<i>Rhabdiopteryx</i>	1	<i>Oulimnius</i>	541
Trichoptères		<i>Esolus</i>	1070
<i>Oligoplectrum maculatum</i>	7061	<i>Stenelmis</i>	75
<i>Micrasema</i>	70	<i>Elmis</i>	517
<i>Brachycentrus</i>	3	<i>Limnius</i>	121
<i>Goera pilosa</i>	10	<i>Dupophilus</i>	152
<i>Silo</i>	6	Gyrinidae	26
<i>Hydropsyche</i>	3763	<i>Haliphus</i>	6
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	3443	<i>Hydraena</i>	34
Hydroptilidae	7	<i>Cyphon</i>	1
<i>Stactobiella risi</i>	9	Diptères	
<i>Hydroptila</i>	1	<i>Atherix</i>	80
<i>Allotrichia pallicornis</i>	3	<i>Atrichops</i>	4
<i>Ceraclea</i>	20	<i>Blepharicera</i>	134
<i>Athripsodes</i>	54	<i>Liponeura</i>	37
<i>Setodes</i>	4	Ceratopogoninae	2
<i>Mystacides</i>	1	Orthocladiinae	4827
<i>Oecetis</i>	2	Tanytarsini	243
Limnephilidae	1	Chironomini	103
<i>Chimarra marginata</i>	147	Tanypodinae	14
<i>Polycentropus</i>	287	<i>Dixa</i>	1
<i>Psychomyia pusilla</i>	1559	Hemerodrominae	3
<i>Rhyacophila s. stricto</i>	279	Limoniini	101
Sericostomatidae	1	Hexatomini	16
<i>Sericostoma</i>	20	<i>Hexatoma</i>	4
Ephéméroptères		<i>Pediciini</i>	4
<i>Baetis</i>	2290	Simuliini	6332
<i>Raptobaetopus tenellus</i>	1	Tabanidae	12
<i>Pseudocentropilum pennulatum</i>	3	Odonates	
<i>Procloëon bifidum</i>	29	Gomphidae	6
<i>Caenis</i>	29	<i>Onychogomphus</i>	5
<i>Torleya major</i>	545	<i>Ophiogomphus</i>	1
<i>Serratella</i>	15	<i>Gomphus</i>	1

CRUSTACES	
Amphipodes	
<i>Gammarus</i>	1
MOLLUSQUES	
Gastéropodes	
<i>Ancylus fluviatilis</i>	701
VERS	
Achètes	
<i>Erpobdella</i>	12
<i>Helobdella stagnalis</i>	1
Triclades	
<i>Dugesia</i>	308
<i>Polycelis nigra & tenuis</i>	10
Oligochètes	
Haplotaxidae	1
Lumbriculidae	73
<i>Stylodrilus heringianus</i>	2
<i>Eiseniella tetraedra</i>	52
<i>Uncinaxis uncinata</i>	51
<i>Nais</i>	1
Enchytraeidae	2
Tubificidae ASC	9
Némathelminthes	
<i>Mermithoidea</i>	33
HYRACARIENS	21

Annexe II : Regroupement des biotopes dans une zone à succession marches – trous d'eau en fonction des caractéristiques de la macrofaune associée

Une étude a été menée en tête de bassin versant sur la Loire (altitude : 1242 m et distance des sources : 2 km) dans un secteur à marches – trous d'eau (step – pool), les 9 - 10 et 11 juillet 2003. Sur un site atelier Loire d'environ 400 m de long, les biotopes suivants furent échantillonnés : plat, radier, rapide, cascade et fosse de dissipation (Malavoi et Souchon, 2002 ; Padmore *et al.*, 1998). Soixante et onze échantillons ont été collectés durant une période hydrologiquement stable.

Au regard des richesses taxonomiques totales et des richesses en EPT, peu de différences existent sur l'ensemble des 5 biotopes. Cependant, la richesse totale en macroinvertébrés est maximale sur le rapide et la fosse de dissipation et la richesse en EPT est la plus élevée sur la fosse de dissipation (Tableau 1). Le rapide, la cascade et la fosse de dissipation montrent des densités maximales en macroinvertébrés. Au regard du test de Kruskal-Wallis, effectué sur la richesse totale taxonomique, la richesse en EPT et la densité, il n'existe pas de différences significatives entre les 5 biotopes ($p < 0.05$).

En considérant les taxons les plus polluo-sensibles, des différences de distribution apparaissent suivant les biotopes (Tableau 2). En effet, la fosse de dissipation, le plat et le radier vont abriter de nombreux genres de Plécoptères (*Perla*, *Isoperla*, etc.) contrairement au rapide et à la cascade. Au regard des Trichoptères les plus polluo-sensibles, des différences apparaissent aussi : *Micrasema* est collecté dans tous les biotopes (à l'exception du plat), *Philopotamus* dans le rapide seulement et *Odontocerum albicorne* dans le plat, le radier et essentiellement dans la fosse de dissipation.

Tableau 1 : Richesse totale, richesse en EPT et densité du peuplement de macroinvertébrés en fonction des cinq biotopes du site d'étude de la Loire amont.

Biotopes	Richesse totale	Richesse EPT	Densité (Ind.m ⁻²)	Densité minimum (Ind.m ⁻²)	Densité maximum (Ind.m ⁻²)
Cascade	15±7	8±3	4235±6272	500	13620
Rapide	19±7	8±3	4005±1795	2660	6480
Radier	17±4	8±3	3321±1859	820	6660
Plat	17±5	9±2	3094±2834	220	12060
Fosse de dissipation	18±5	11±3	3798±2021	460	6780

Tableau 2: Distribution des Plécoptères (classés selon leur niveau de polluo-sensibilité) selon les biotopes du site d'étude de la Loire amont.

	Cascade	Rapide	Radier	Plat	Fosse de dissipation
<i>Perla</i>	-	-	+	+	+
<i>Dinocras</i>	+	+	+	-	+
Autres Perlidae	-	+	-	+	+
<i>Isoperla</i>	+	+	+	+	+
<i>Perlodes</i>	+	-	-	+	+
Autres Perlodidae	-	-	-	+	+
<i>Leuctra</i>	+	+	+	+	+
<i>Nemoura</i>	-	-	-	+	-
<i>Protonemoura</i>	-	+	+	+	+

Cette étude souligne l'intérêt de collecter dans les unités soumises à des infiltrations d'eau entre l'amont et l'aval. Les biotopes fosse de dissipation et rapide, correspondant à la zone de remontée de l'eau et caractérisés par des richesses élevées et par la présence de taxons polluo-sensibles, sont à favoriser pour la collecte des macroinvertébrés.

Soumis à cette même dynamique physique, ces résultats confirment aussi le choix du seuil comme unité de base de l'échantillonnage des organismes benthiques dans les zones du rhithron à l'épipotamon.

Annexe III : Protocole d'échantillonnage MMS-GUR

Protocole d'échantillonnage

MMS-GUR

« Macroinvertebrates living in the Mineral Substrates of the
Geomorphological Unit Riffle »



Sommaire

Introduction :	2
A. Application du protocole MMS-GUR	3
1. Conditions d'application et limites du protocole MMS-GUR	3
2. Zones concernées	3
3. Période d'échantillonnage	3
4. Choix du site d'étude	3
5. Appareil de prélèvement et pratique d'échantillonnage	5
6. Conditionnement des échantillons	6
B. Tri, détermination et dénombrement faunistique.	6
1. Tri :	6
2. Détermination	7
3. Dénombrement	8
4. Application des Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques.	8

Introduction :

Ce guide contient les différentes étapes de mise en place du protocole MMS-GUR récapitulées Figure 1 :

- conditions d'application,
- choix du lieu de prélèvement,
- pratique d'échantillonnage,
- analyse des échantillons en vue de l'évaluation de la qualité biologique et des changements spatio-temporels d'un cours d'eau.

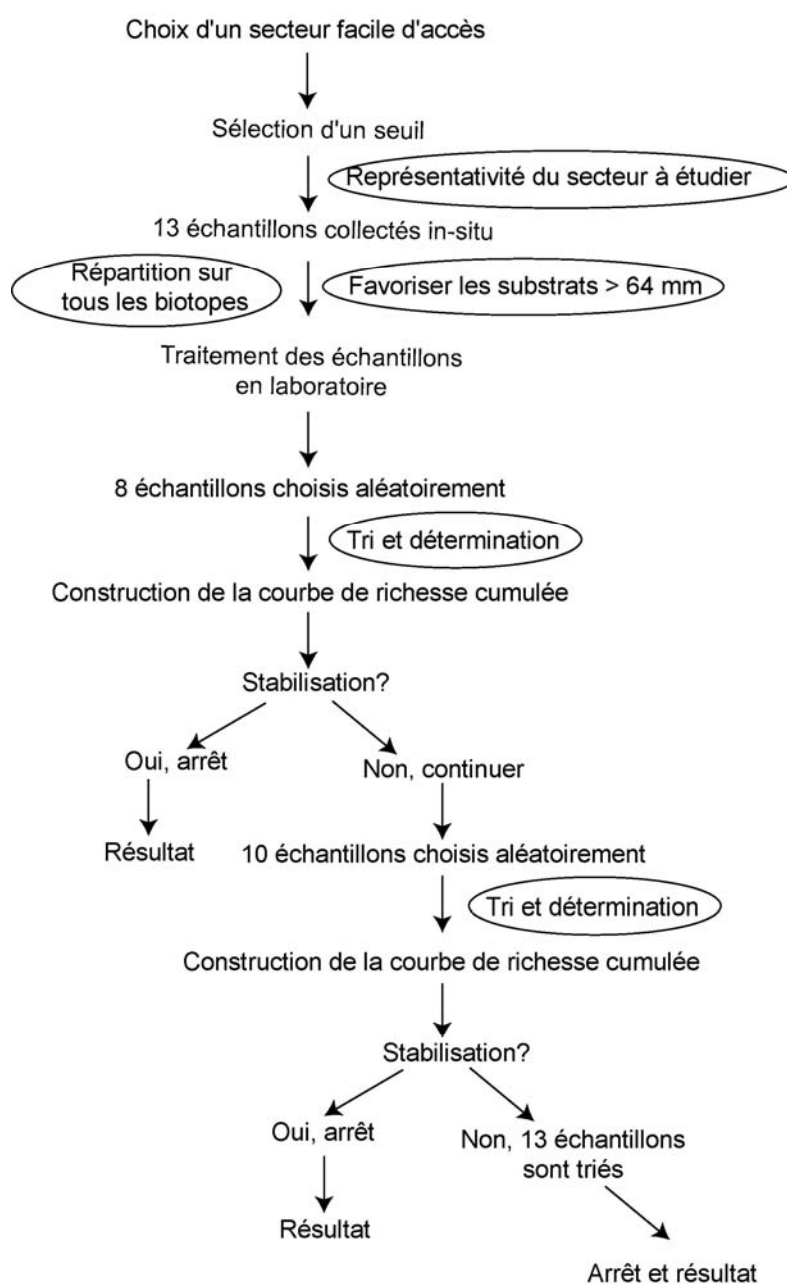


Figure 1 : Récapitulatif du protocole d'échantillonnage MMS-GUR

A. Application du protocole MMS-GUR

1. Conditions d'application et limites du protocole MMS-GUR

Ce protocole d'échantillonnage permet la collecte des macroinvertébrés dans les cours d'eau du crénon à l'épipotamon. Il permet l'évaluation de la qualité de l'eau, celle des effets d'une modification de l'écosystème de type naturel (dynamique de modification du substrat, etc.) ou artificiel (rupture du transport de la charge de fond, extraction de granulats, rejets, etc.).

Associé aux techniques classiques d'analyses physico-chimique des eaux, ce protocole peut être utilisé sur un linéaire de rivière constitué de tronçons homogènes basés sur des critères naturels géomorphologiques et hydrologiques, dans différentes hydro-écorégions, pour un comparatif reproductible (utilisation de la même unité spatiale élémentaire).

2. Zones concernées

Le protocole peut être applicable dans les cours d'eau en partant du crénon, mais il est particulièrement adapté de l'hypocrénon à l'épipotamon où se retrouvent des alternances seuils - mouilles. Sont exclus les grands cours d'eau (zone potamique) et les zones estuariennes.

Dans la zone du crénon, les marches des successions step – pool (marche – trou d'eau), sont de type seuil – mouille simplifié et permettent l'échantillonnage.

Dans la partie potamique, l'absence de seuils géomorphologiques et les profondeurs importantes ne permettent pas l'échantillonnage dans le respect des conditions d'application du protocole.

3. Période d'échantillonnage

Classiquement, une période de stabilité hydrologique d'au moins 10 jours est recommandée. Les périodes de basses eaux facilitent l'échantillonnage et la mise en évidence de perturbations. Afin d'avoir une diversité taxonomique maximale, le printemps et le début de l'été sont à favoriser.

4. Choix du site d'étude

Comme le précise le nom du protocole, le seuil géomorphologique est l'unité de base de l'échantillonnage. Il est une unité spatiale élémentaire commune à toutes les rivières alluviales, définie comme « *une construction naturelle organisée par la rivière, constituée*

*d'un empilement de grains grossiers alignés diagonalement ou transversalement, et où l'écoulement est rapide en basses eaux » (Degoutte, 2006). De plus, il est composé de deux biotopes peut profonds (plat et radier), un troisième biotope (rapide) peut également être présent. La distance entre deux seuils le long d'un linéaire varie généralement « entre 5 et 7 fois la largeur du lit » (Gregory et al., 1994) et (Figure 2). Ceci a pour avantage de collecter systématiquement dans des conditions morphodynamiques identiques quel que soit le cours d'eau et tout le long du *continuum*.*

En période de crue, les seuils sont des zones de dissipation de l'énergie induisant le dépôt et l'accumulation des sédiments, qui se déplacent progressivement de l'amont vers l'aval. Ainsi, à un temps donné et à un point donné, le seuil observé peut devenir une mouille dix ans plus tard. L'utilisation du seuil a aussi pour avantage de faciliter le suivi temporel par la pérennité du seuil dans un secteur donné. Si une crue entraîne un remaniement important et une inaccessibilité du lit du cours d'eau, le seuil sera obligatoirement présent plus en aval.

Le site d'étude (réduit à un seuil) est donc choisi sur des critères d'accessibilité au lit de la rivière, et son emplacement est fonction de l'objectif de l'étude :

- Soit le seuil permettra d'estimer la qualité générale du cours d'eau ;
- Soit le but sera l'évaluation de perturbations immédiates ;
- Soit, en choisissant deux seuils, l'un en amont et l'autre en aval d'une perturbation, il permettra d'évaluer l'impact.
- Soit en considérant une succession de seuils, une typologie du cours d'eau sera dressée.

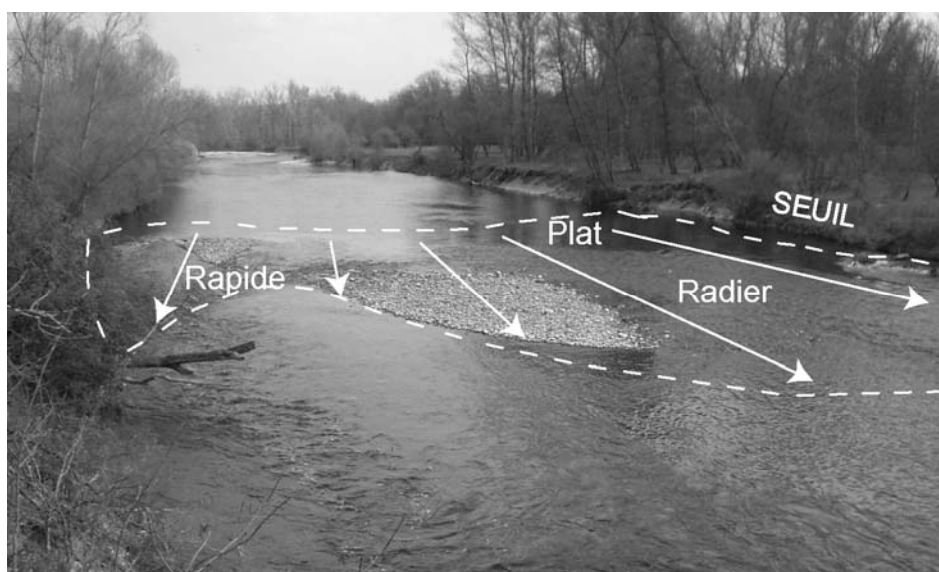


Figure 2 : Unité de base du protocole MMS-GUR : le seuil géomorphologique.

Comme pour les indices classiques, le site sera décrit suivant des paramètres tels que nom du cours d'eau, coordonnées Lambert, altitude, pente, largeur du lit mouillé, végétation des rives, vitesse d'écoulement moyenne, profondeur moyenne,

5. Appareil de prélèvement et pratique d'échantillonnage

- L'échantillonneur est un filet de type Surber. L'ouverture de maille est de 500 μm . Le filet doit être suffisamment long pour limiter le colmatage et la fuite des individus (Figure 3). La surface d'échantillonnage est de 1/20 m^2 . Il est nécessaire de vider et de nettoyer le filet après chaque prélèvement pour éviter des mélanges d'organismes. Dans les zones de profondeur > 50 cm, le filet emmanché de type Havenau est préconisé.



Figure 3 : Photographie de l'appareil de prélèvement : échantillonneur de type Surber.

- Il convient dans un premier temps d'identifier les biotopes constituant le seuil géomorphologique.
- Dans un deuxième temps, le protocole étant basé sur les substrats minéraux, il est important de repérer *in-situ*, les classes granulométriques présentes afin d'échantillonner depuis les sables jusqu'aux blocs. Pour une classe granulométrique donnée, la surface de prélèvement ne doit contenir que des particules de taille homogène.
- Treize échantillons sont nécessaires pour obtenir une richesse quasi-maximale. C'est le nombre suffisant d'échantillons à collecter sur un seuil afin d'optimiser le nombre de taxons (Beauger & Lair, 2008). Ces échantillons doivent être répartis sur

l'ensemble des biotopes constituant le seuil et chaque classe granulométrique doit être représentée (Tableau 1). Si certaines sont absentes, le préleveur double les classes dominantes ; si cela est possible il convient de favoriser celles > 64 mm (Beauger *et al.*, 2006). Ces échantillons doivent aussi permettre de prélever dans toutes les gammes de vitesse d'écoulement et de profondeur existantes sur le seuil.

Tableau 1 : Correspondance entre classes granulométriques et substrats minéraux (Malavoi et Souchon, 2002).

Substrats	Classes granulométriques (mm)
Sables	<2
Graviers fins	< 8
Graviers grossiers	[8-16[
Cailloux fins	[16-32[
Cailloux grossiers	[32-64[
Pierres fines	[64-128[
Pierres grossières	[128-256[
Blocs	>256

- Pour chaque échantillon, la vitesse d'écoulement, la profondeur et la classe granulométrique doivent être déterminées. La vitesse est mesurée en surface avec un courantomètre et la profondeur avec un réglet millimétrique.

6. Conditionnement des échantillons

Chaque échantillon doit être conditionné séparément. Après chaque prélèvement, le contenu du filet est vidé. Les plus grosses particules sont nettoyées *in-situ* et retirées de l'échantillon. L'ensemble du prélèvement est tamisé et placé dans un récipient étiqueté. Les organismes sont ensuite fixés sur le terrain par addition d'une solution de formol à concentration finale de 10% v/v.

B. Tri, détermination et dénombrement faunistique.

1. Tri :

Au laboratoire, la faune est extraite du substrat contenu dans le prélèvement. Les organismes sont comptabilisés sous forme larvaire, nymphale ou adulte lorsque ce dernier stade a une vie immergée. Les fourreaux et coquilles vides ne sont pas pris en compte.

2. Détermination

Elle s'effectue suivant le niveau de détermination défini par Tachet *et al.* (2000) pour les Plécoptères, Trichoptères et Epheméroptères (PTE) (Tableau 2).

Tableau 2 : Niveaux d'identification requis pour les différents groupes taxonomiques.

Taxons	Niveau systématique
Plecoptera	Genre
Trichoptera	Genre (ou sous-famille)
Ephemeroptera	Genre

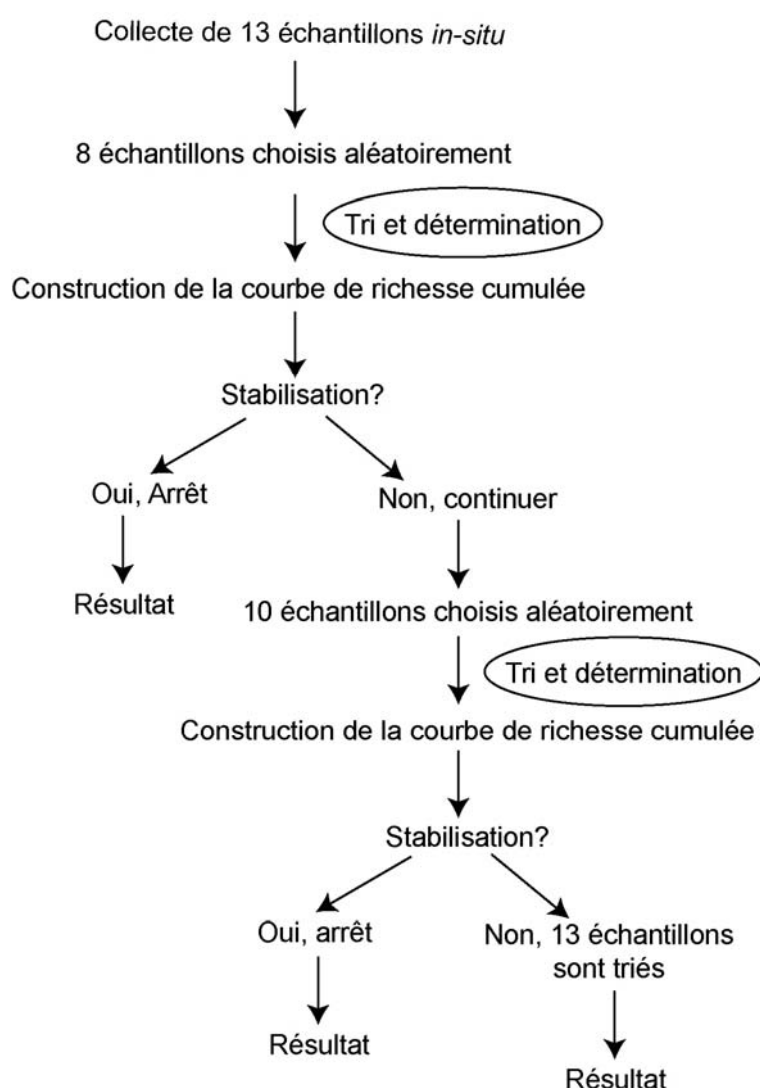


Figure 4 : Schéma des différentes étapes permettant de déterminer le nombre d'échantillon à trier par analyses successives des courbes de richesse cumulée.

3. Dénombrement

Le dénombrement des individus de chaque sous-famille ou genre est nécessaire pour les PTE. Pour les taxons les plus représentés en densités, un sous-échantillonnage peut être effectué ; des boîtes de sous-échantillonnage peuvent être utilisées à cet effet. Afin de diminuer le temps de détermination et de dénombrement, il est possible de réduire le nombre d'échantillons (Figure 4) par analyses successives des courbes de richesse cumulée construites avec 8 échantillons (choisis aléatoirement parmi les 13), puis avec 10 échantillons si la stabilité n'est pas obtenue avec 8 (« moins de un nouveau taxon par échantillon ») (Figure 5). Si la stabilité n'est pas atteinte avec 10 échantillons, la totalité des 13 échantillons est triée.

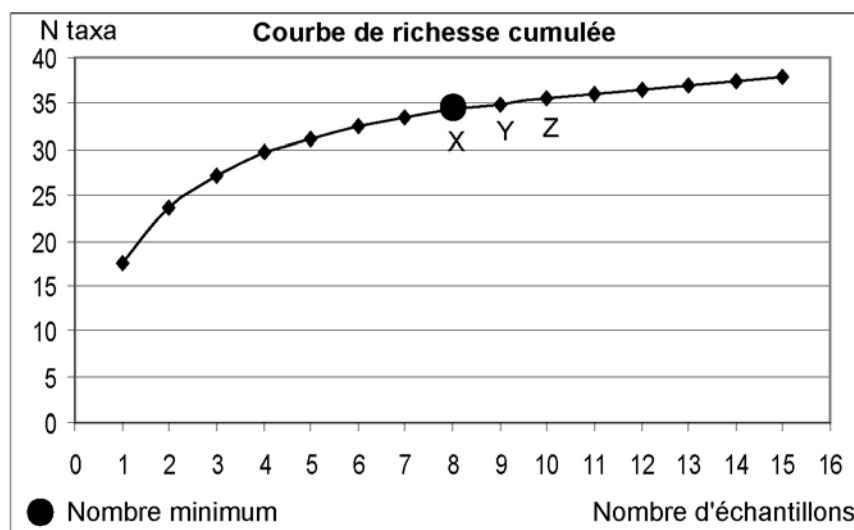


Figure 5 : Exemple de stabilisation de la courbe de richesse cumulée : entre X et Y, il y a moins de un nouveau taxon, idem entre Y et Z, ce qui permet de retenir X comme nombre suffisant.

Après cette étape, il est nécessaire de produire une liste taxonomique des PTE par seuil avec l'effectif de chaque taxon par échantillon.

4. Application des Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques.

Les Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques peuvent être ensuite appliqués afin d'analyser les résultats.

En France, depuis 1994, pour obtenir des informations plus complètes sur l'écosystème et les perturbations éventuelles de ce dernier, les connaissances existantes sur la biologie,

l'écologie et la physiologie des organismes ont été transformées, en valeurs numériques (variant de 0 à 5) par « codage flou ». Elles permettent de lier un taxon à une caractéristique aussi appelée modalité (exemple : rhithron) (Chevenet *et al.*, 1994) ; la valeur 0 signifie que l'animal n'a aucune affinité pour cette caractéristique contrairement à la valeur 5 indiquant une affinité maximale. Vingt-deux Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques (TBEP), composés chacun de 2 à 9 modalités, ont été mis en place (exemple : TBEP = distribution longitudinale et une de ses modalités = rhithron).

Le calcul des pourcentages de chaque modalité des TBEP a été réalisé suivant le protocole suivant (*cf.* Tachet *et al.*, 2000):

1) La somme (S_{ij}) des notes d'affinité (X_{ijk}) est calculée pour chaque modalité (i) de chaque trait (j) sur l'ensemble des S_k taxons d'un relevé:

$$S_{ij} = \sum_{K=1}^{S_k} X_{ijk}$$

2) Cette somme est pondérée par une expression des abondances ($\log_2 q_k \dots$) des différents taxons:

$$S_{ij} = \sum_{k=1}^{s_k} q_k X_{ijk}$$

3) Les sommes de notes d'affinité (S_{ij}) obtenues pour les n_j modalités du trait j sont exprimées en termes de fréquences relatives par traits:

$$S'_{ij} = \frac{S_{ij}}{\sum_{i=1}^{n_j} S_{ij}}$$

Les TBEP semblent être un outil pertinent pour la bioindication qui permet de mieux comprendre la structure et le fonctionnement des communautés et de prendre en compte la distribution longitudinale (Charvet, 1999 ; Charvet *et al.*, 2000 ; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000 ; Marneffe, 2003).

Références :

- Beauger A., N. Lair, P. Reyes-Marchant & J-L Peiry, 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia*, 571 (1), 63-76.
- Beauger A. & Lair N., 2008. Keeping it simple: benefits of targeting riffle-pool macroinvertebrate communities over multi-substratum sampling protocols in the preparation of a new European biotic index. *Ecological Indicators*, 8, 555-563.
- Charvet S., 1999. Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité écologiques des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés. Thèse doctorale Univ Cl. Bernard Lyon I. 77p.
- Charvet S., Statzner B., Usseglio-Polatera P., Dumonts B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43, 277-296.
- Chevenet F., Dolédec S. & Chessel D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater biology*, 31, 295-309.
- Degoutte G., 2006. Diagnostic, aménagement et gestion des rivières. Hydraulique et morphologie fluviales appliquées. Editions TEC & DOC. Lavoisier.
- Gregory KJ, Gurnell AM, Hill CT, Tooth S., 1994. Stability of the pool-riffle sequence in changing river channels. *Regulated Rivers: Research and Management*, 9, 35-43.
- Marneffe Y., 2003. Etude d'un hydrosystème perturbé en Haute-Ardenne : impact des activités anthropiques et des retenues artificielles sur les flux de nutriments et sur les peuplements zoobenthiques et zooplanctoniques dans le bassin de la Warche. Doctorat d'Université, Université de Liège. 253p.
- Tachet H., Richoux P, Bournaud M & Usseglio-Polatera P., 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 588p.
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43, 175-205.

Annexe IV : Articles

Benthic macroinvertebrate assemblages in geomorphological units

A. Beauger, J-L Peiry, N. Lair & P. Reyes-Marchant
GEOLAB, Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand (France)

5th International Symposium on Ecohydraulics.
Aquatic habitats : Analysis & Restauration :1097-1100

ABSTRACT: The influence of fluvial structures (i.e. boils and pools) on bioassessment of river condition is so far poorly documented. Nevertheless, in order to better understand the influence of geomorphology, links between macroinvertebrates assemblages and geomorphological units were studied in a bedload river. This study showed that runs, riffles and boils sheltered the macroinvertebrates most demanding in terms of water quality. In contrast, channels sheltered less pollution-sensitive organisms. Within channels, the current velocity was the discriminating factor: the lentic channel unit contained the least pollution-sensitive taxa and their abundances were the lowest. To assess the water quality of rivers, runs, riffles, and especially boils, appeared to be the most representative fluvial structures.

1 INTRODUCTION

The influence of fluvial structures (i.e. boils and pools) on bioassessment of river condition is as yet poorly documented. Nevertheless, the choice of sampling sites for studying the upstream/downstream changes in water quality using macroinvertebrates, or to legitimately compare two neighbouring rivers, is a real methodological challenge. In order to better understand the influence of the geomorphology, links between macroinvertebrate assemblages and geomorphological units were studied in a bedload river.

2 STUDY SITE

The study was undertaken at an alluvial site in the River Allier (France), in June 2003 (Table 1). The study site is located 140 km from the source and at an altitude of 388 m (hyporhithral zone in Botosaneanu, 1979). The area sampled was a 300 m long and 40 m wide reach containing various geomorphological units (boil, riffle, channel and runs cf. Newson *et al.*, 2002). During the study, the discharge and current velocity were respectively $10.92 \pm 0.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (mean $\pm$ SE) and $74.86 \pm 4.6 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$.

Table 1 : Main characteristics of the River Allier close to the study site.

Watershed area (km ²)	2750
Mean annual discharge (m ³ .s ⁻¹)	29.5
10 years flood (m ³ .s ⁻¹)	498
Slope	0.0016
Channel width	40
Unit stream power at bankfull discharge (W.m ⁻²)	120

3 MATERIAL AND METHODS

The approach used takes into account both geomorphological and hydrobiological knowledge:

- From a geomorphological point of view, the channel components were delimited and mapped using a DGPS (Trimble). Each form was characterized by a series of abiotic parameters: substrates were photographed at several places in order to determine grain size variations in space by photointerpretation techniques; current velocity and water depth were also measured; geomorphic units and flow patterns were identified;
- Seven geomorphological units were sampled: 2 runs, 1 riffle, 1 boil, 1 lentic channel and 2 lotic channels. Macroinvertebrates were sampled on each substrate with a Surber net (sampling surface 1/20th m²), or a Petersen skip (sampling volume 5 l) when depth exceeded 70 cm. Macroinvertebrates were preserved in 10%

formalin. Following Tachet *et al.* (2000), in the laboratory, invertebrates were sorted and identified to genus or species, except for Diptera and Oligochaeta whose identification ranged from tribe to family. Fifty samples were collected, substrate, current velocity and depth being systematically measured at the same places. All sampling points were located with the DGPS and data were stored on its notebook. Links between macro-invertebrates and fluvial forms were studied with a correspondance analysis in order to better understand the relationships between macroinvertebrates and geomorphological units. ADE-4 for Windows was used for the calculations (Thioulouse *et al.*, 1997). The main goal of this fieldwork was to study the spatial distribution of macroinvertebrates in relation to the geomorphological characteristics in the river.

4 RESULTS

4.1 Abiotic characteristics

The physico-chemical characteristics of the river during the study period were as follows, O_2 : 7.02 mg.l^{-1} , pH: 7.57, conductivity at 25°C : $96.5 \mu\text{S.cm}^{-1}$ and water temperature: 21.8°C . The hydrological conditions were very stable and, before and during the sampling period, no catastrophic drift was noticed. The data stored in the DGPS notebook allowed us to draw a map showing the locations of the channel units (Fig.1). Results of the survey of abiotic conditions are summarized in Fig. 2.

The runs, and the boil and riffle units, were the shallowest fluvial forms (5 to 40 cm deep) but involved a wide range of velocity conditions. They were also characterized by gravel substrates and the presence of macrophytes. Moreover, the boil and riffle units had some particles coarser than 256 mm. Lentic and lotic channel units were the deepest fluvial forms, the lentic channel unit being characterised by a lower velocity and a finer substrate than the lotic channel unit (see Fig. 2).

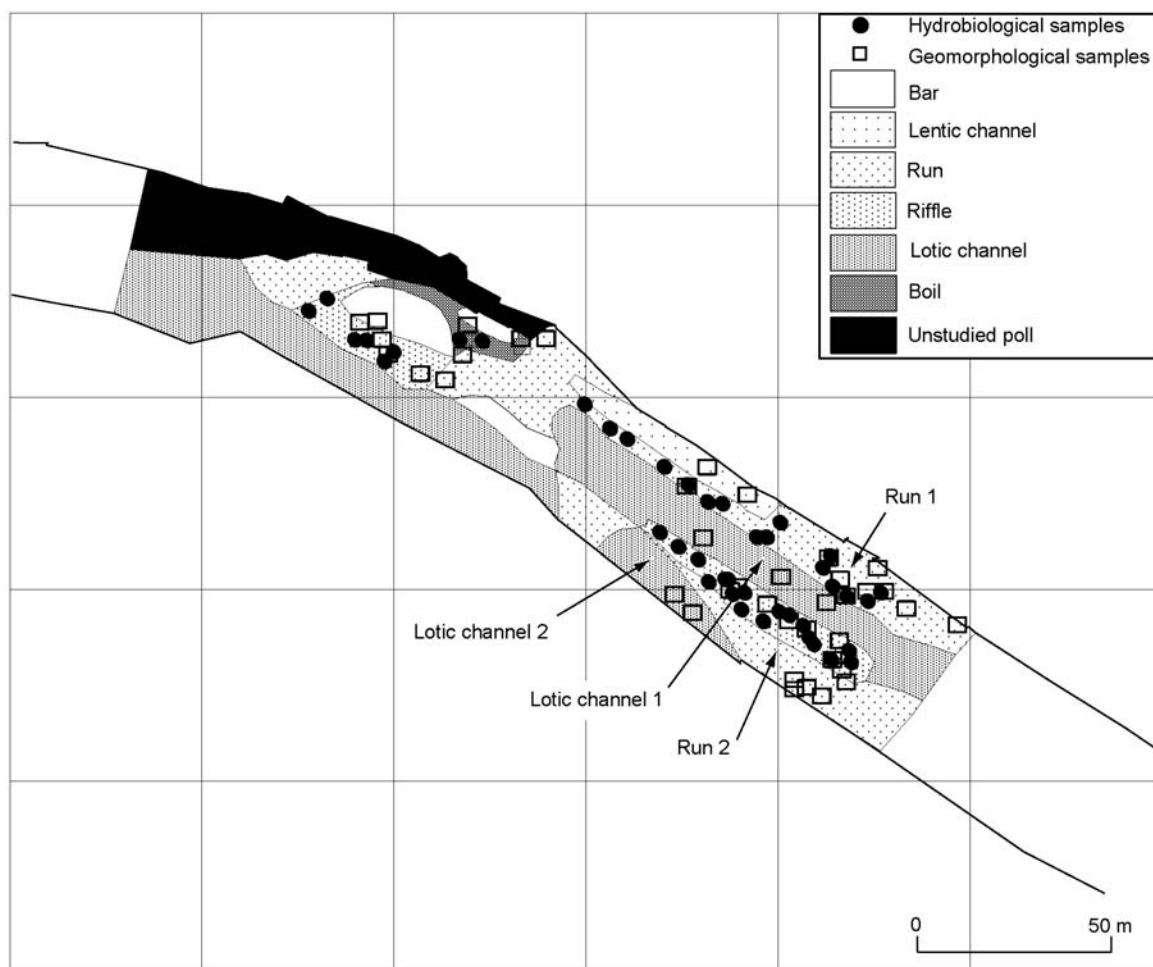


Figure 1: Map of the studied site of the river Allier with the different fluvial units.

4.2 Biotic characteristics

Runs and boil units were more densely populated than the lotic and lentic channel units; the diversity index (H') showed that the riffle unit was more diversified than the other fluvial forms (Table 2).

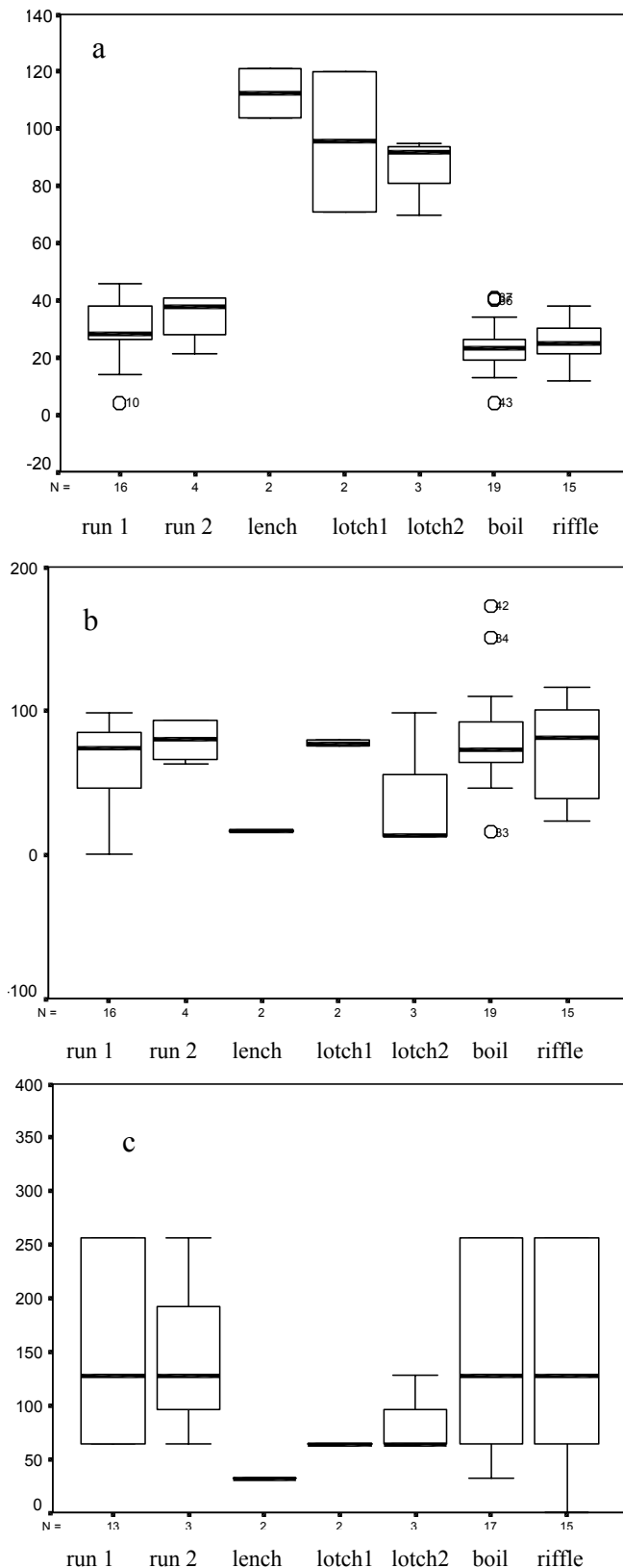


Figure 2: Distribution of depths (a), velocities (b) and particle size (mm) (c) for each geomorphological unit.

Table 2: Abundances and diversities (H') in the different fluvial forms.

Fluvial forms	Abundance	H'
Lentic channel	64	3.3
Lotic channel 1	75	3.54
Lotic channel 2	61	3.24
Run1	402	2.54
Run2	205	3.33
Boil	276	3.04
Riffle	124	4.39

In June 2003, 61 taxa were present on the site. The dominant taxa ($>1\%$) were *Euleuctra geniculata*, *Brachycentrus*, *Agapetus*, *Hydropsyche*, *Psychomyia pusilla*, *Baetis*, *Ephemerella*, *Ecdyonurus*, *Rhithrogena*, *Potamanthus luteus*, *Esolus*, Orthocladiinae, Chironomi, Simuliini. Simuliini were the most frequent taxa ($\approx 30\%$). For Plecoptera, the dominant family was Leuctridae (*Leuctra* and *Euleuctra geniculata*) which was found only on the runs, the riffle and the boil unit. For Trichoptera, Brachycentridae were mainly located on the runs and on the boil units while Glossosomatidae were found on all the fluvial forms. For Ephemeroptera, Baetidae and Ephemerellidae were dominant on the runs and on the boil units, while *Rhithrogena* was present on all geomorphological units. So, the distribution of the benthic macroinvertebrates was strongly linked to the geomorphological units : 1) on “boil and riffle units” where the water is shallow, rapid and well oxygenated, the dominant families were Leuctridae, Brachycentridae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Rhyacophilidae, Ephemerellidae, Baetidae, Heptageniidae, Elmidae, Chironomidae and Simuliidae; 2) on the “run units”, where depths ranged from 17 to 48 cm and velocity ranged from 30 to 90 cm.s^{-1} , the dominant families were Leuctridae, Brachycentridae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Ephemerellidae, Baetidae, Heptageniidae, Polymitarcyidae, Chironomidae, Simuliidae and Elmidae; 3) on the “lotic units” where the depth was approximately 80 cm and velocity more than 100 cm.s^{-1} , Leuctridae, Glossosomatidae, Hydropsychidae, Psychomyiidae, Heptageniidae, Blephariceridae and Simuliidae were the most common families ; 4) on the “lentic units” where the water was deep, slow and less well oxygenated, Psychomyiidae, Potamanthidae, Chironomidae and Coleoptera (one genus of Elmidae) were dominant.

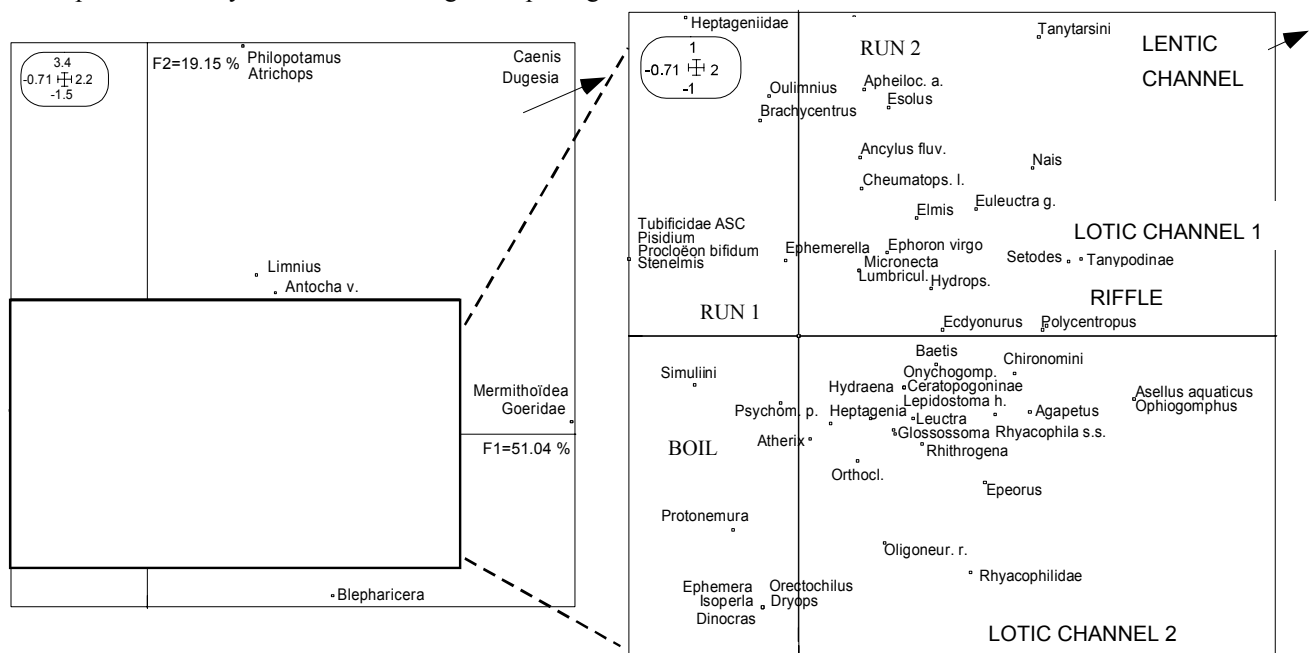
A correspondance analysis was carried out (total inertia : 0.45); inertia summerized on the two first axes was 70.20%. As shown in figure 3, *Caenis*, *Dugesia* and Tanytarsini populated the

lentic channel unit. The lotic channel unit 2 was associated with *Blepharicera* while the lotic channel unit 1 and the riffle unit were linked to the genera *Setodes*, *Polycentropus*, *Potamanthus luteus*, Tanypodinae, Goeridae and *Mermithoidea*. Run units were characterized by *Procladius bifidus*, *Ephemerella*, *Stenelmis*, *Pisidium*, Tubificidae ASC (run 1) and *Brachycentrus*, *Philopotamus*, *Limnius*, *Oulimnius*, *Esolus*, *Atrichops*, *Antocha vitripennis* and *Aphelocheirus aestivalis* (run 2). Finally, *Isoperla*, *Dinocras* (ones of the most pollution-sensitive taxa, Cushing & Allan, 2001), *Protonemura*, *Ephemera*, *Dryops*, *Orectochilus* and Simuliini were dominant on the boil unit.

5 CONCLUSION:

At the study site, the highest abundances were recorded on runs, plus riffle and boil units. These fluvial forms are characterized by a wide variety of environmental conditions: submerged macrophytes, well oxygenated riffling water, a wide variety of flow velocities and depths from low to moderate. The most demanding macro-invertebrates, in terms of water quality, occurred on these forms. In contrast, channel units sheltered less numerous macroinvertebrates in the less well oxygenated and the deepest conditions. In the channel units, current velocity was the discriminant, indeed where the lowest current velocity occurred, abundance and diversity were lowest. The lentic channel unit, with its fine sedimentation and sealed substrate, was the least populated bedform with no demanding taxa. Thus, for assessment of water quality, runs, riffles and, especially, boils were the most representative fluvial forms.

Figure 3: Correspondance analysis of the taxa into geomorphological units.



REFERENCES

- Botosaneanu, L. 1979. Quinze années de recherches sur la zonation des cours d'eau : 1963-1978 Revue commentée de la bibliographie et observations personnelles. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 19, 109-134.
- Cushing, C.E. & Allan, J.D. 2001. *Streams, their ecology and life*. Academic Press. San Diego.
- Newson, M.D., Pitlick J. & Sear D.A. 2002. Riffiling water: fluvial geomorphology and river restoration . In Martin Perrow & Anthony Davy (eds.), *Handbook of ecological restoration*: 133-153. Cambridge.

- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M & Usseglio-Polatera, P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS (Eds), Paris.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S. & Olivier, J.M. 1997. ADE-4: A multivariate analysis and graphical display software – Statistics and Computing 7: 75-83.

The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics

A. Beauger*, N. Lair, P. Reyes-Marchant & J.-L. Peiry

Laboratoire de Géographie Physique et Environnementale. GEOLAB, UMR 6042 CNRS, Université de Clermont-Ferrand 2, Maison de la Recherche, 4 rue Ledru, 63057, Clermont-Ferrand, Cedex 1, France

(*Author for correspondence: E-mail: aude.beauger@univ-bpclermont.fr)

Received 25 March 2005; in revised form 9 March 2006; accepted 25 March 2006; published online 17 June 2006

Key words: large alluvial stream, reference site, substrates, photographic analysis, macroinvertebrates body size, feeding habits, riffles

Abstract

Macroinvertebrate assemblages of large alluvial streams are poorly documented. This study identified the physical characteristics affecting the macroinvertebrates community distribution in a large alluvial river devoid of major anthropogenic impacts. It was oriented towards the influence of the characteristics of the physical habitat (velocity, depth, grain-size classes of mineral substrates, macrophytes) on macroinvertebrates (richness, density, body size, feeding habits), with particular attention to the pollution-sensitive taxa. The study was carried out in June during a period of hydrological stability. The effects of water velocity, depth and substrates on taxa were evaluated with multivariate analyses. Mineral substrates were most abundant while macrophytes accounted for only 3% of sampled habitat. Invertebrates that were present were those characteristics of the transition zone between upper and middle life reaches. Among the 63 taxa sampled, 14 were abundant. In relation to the characteristics of the physical environment, the macroinvertebrate assemblages were discriminated by substrate, velocity, and depth. Habitat exploitation, however, appeared complex. The highest community richness, EPT richness, and density were found in various substrates where the velocity ranged between 30 and 120 cm s⁻¹, depths ranged from 16 to 50 cm. The most pollution-sensitive taxa preferred riffle habitats with velocities > 70 cm s⁻¹ and substrate > 64 mm. This suggests that rapid bioassessment programmes should be carried out in the mineral substrates of the geomorphological unit riffles where richness is high and density sufficient to represent the macroinvertebrate community, including pollution-sensitive taxa.

Introduction

Benthic macroinvertebrates are known to be sensitive to habitat characteristics, including interrelated variables such as temperature, oxygenation, suspended sediment, turbulence, current, discharge, light, depth, substrate (Southwood, 1977, 1988; Statzner et al., 1988; Townsend, 1989; Ward, 1992; Leopold, 1994; Verneaux, 1994; Evan & Norris, 1997; Rempel et al., 2000). They are also known to respond rapidly to changes in water quality (Klemm et al., 1990; Rosengerg and Resh,

1993; Richards et al., 1997). For these reasons, benthic macroinvertebrates have been used in several countries, as biological indicators, for assessment of water quality in rivers and streams (Woodiwiss, 1964; Chester, 1980; De Pauw & Vanhooren, 1983; Wright et al., 1984; DEV, 1992; Ghetti, 1997; Barbour et al., 1999; Smith et al., 1999; Skriver et al., 2000). Such bioassessment methods are often based on samples taken from several habitats characterizing the rivers.

In view of having to apply the environmental policy and legislation 2000/60/CE [the Water

Framework Directive (WFD)] created to prevent further deterioration and to protect and enhance the status of aquatic ecosystems (Logan & Furse, 2002; Irvine, 2004), we set out to make a detailed study in a river as close to the pristine state as possible. Indeed, the reference condition, defined in the WFD as “the condition that is representative of a group of minimally disturbed sites organized by selected physical, chemical and biological characteristics” needs to be identified. Such reference sites will permit the establishment of models of the “good ecological status” for each type of environment, using aquatic biota for assessing the quality of European freshwaters (Reynoldson et al., 1997; Karr, 1999). Whereas Hynes (1986) and recently Gayraud et al. (2003) underlined the greater complexity of large rivers and the specificity of their functioning, most studies of running water have involved only small streams. In contrast, few studies are reported from large streams.

The aim of this work was to identify relevant physical characteristics of the river influencing the distribution of the macroinvertebrate community by linking two disciplines: geomorphology and hydrobiology. We chose to analyse the macroinvertebrate assemblages in a reach of a large alluvial river of the North Temperate Zone. Relationships between the main physical characteristics of the river {including depth, water velocity, size structure of the mineral substrates and plant substrates (i.e. macrophytes)} and richness, density, plus feeding habits and body sizes of macroinvertebrate assemblages, were examined. Special attention was paid to the distribution of the dominant taxa and the pollution sensitive genera.

Materials and methods

Study area

The River Allier is a tributary of the River Loire. The catchment area is gneissic/granitic and essentially covered by pastures, fields and alluvial forest. The study area (6th order, Strahler, 1957) is situated in the Massif Central (France), in the Haute-Loire Department (Fig. 1; Table 1). The area is 404 m above sea level, 160 km from the source in the southern part of a graben, where

anthropogenic activity is negligible. The reach was analysed over a length of 0.7 km, in three successive riffles and several pools. The unit stream power of the river was such as to indicate that it has the potential to mobilize gravels during floods. An alluvial forest provides shaded areas to the floodplain and limits bank erosion.

Methods

The study was carried out the 3th, 4th, 5th and 10th June 2003, following a period of at least 15 days without a flood, to avoid transport of solids and catastrophic drift. The hydrological conditions were followed with daily discharge data monitored by the Water Agency Loire-Bretagne. Each day, around noon, dissolved oxygen, pH, conductivity and water temperature were measured *in situ* with a WTW Multiline P4, to detect any change in water quality during the sampling period. Characteristics of the riverbed were determined by measuring the water velocity, depth and substrate size classes. The subsurface water velocity was measured with a Sensa Z300 OTT and divided into the following classes [0–30[, [30–70[, [70–90[, [90–120[, ≥ 120 cm s⁻¹; depths were grouped as < 5, [5–25[, [25–40[, [40–55[and ≥ 55 cm. These classes were created based on the distributions of velocity and depth at the sampling points. Following Malavoi & Souchon (2002), the grain-sizes < 16, [16–32[, [32–64[, [64–128[, [128–256[and [256–1024[mm, were determined by measuring the width of the particles. For that, using a box with a plexiglass bottom (0.25 m⁻²), photographs of the bottom of the river were taken at each sampling point with a digital camera. In addition, to obtain an overview of the area studied, other points were photographed randomly, using the same device. The photographs were digitized using the software MapInfo (Downward, 1995) in order to quantify the substrates.

Macroinvertebrates were collected with a Surber net (sampling surface 0.06 m⁻²) in shallow areas, or with a Petersen grab (sampling surface 0.04 m⁻²) where the depth exceeded 70 cm. When possible, triplicates were taken within each of the grain-size classes previously determined and within the macrophytes. In total, 76 samples were taken in the field. Invertebrates were sorted *in situ* before being preserved in 10% formaldehyde. In the

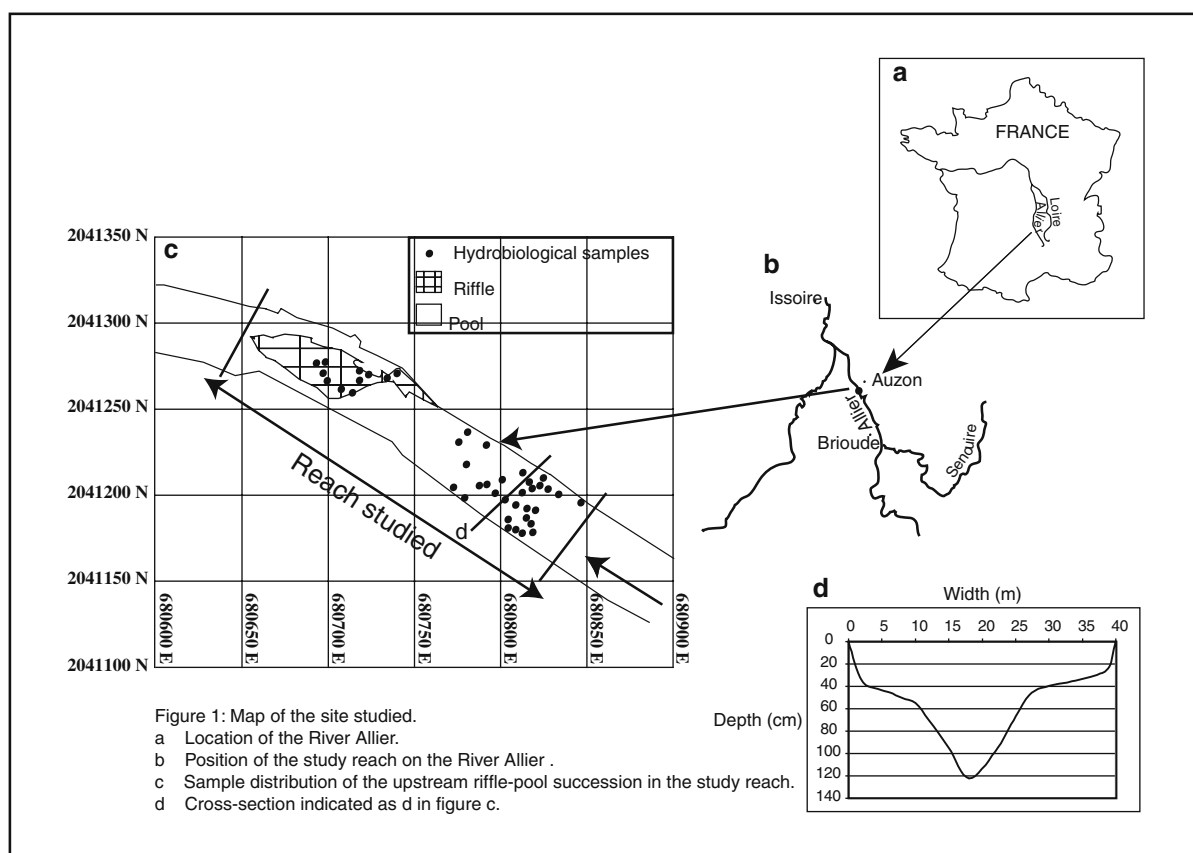


Figure 1. Map of the site studied.

Table 1. Principal characteristics of the River Allier close to the study site

Characteristics	Units	Values
Watershed area	km ²	2750
Mean annual discharge	m ³ s ⁻¹	29.5
10 years flood	m ³ s ⁻¹	498
Slope	m km ⁻¹	1.6
Channel width	M	40
Unit stream power at bankfull discharge	W m ⁻²	120

laboratory, according to Tachet et al. (2000), insects were identified to genus (and species when possible), except the Diptera, which were identified to tribe or family. Special attention was paid to the genus *Hydropsyche* by examining 35 larval stages identifiable to species level. Non-insects were identified to genus or family. The body lengths were measured to the nearest 0.5 mm, then divided

into size classes < 2,5, [2,5–5], [5–10], [10–20] mm, according to Tachet et al. (2000).

Macroinvertebrate assemblages of each sample were analysed in relation to the characteristics of the riverbed (velocity, depth and grain-size classes), the richness (calculated as the number of invertebrate taxa in each sample), density, feeding habits and mean body sizes of the different taxa. In addition, Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT, including the pollution-sensitive taxa) were used to estimate the water quality (*cf.* Wallace et al., 1996).

Statistical analyses

Effects of water velocity, depth and substrate on the macroinvertebrates were evaluated using a Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) (Zar, 1999). A three-way Analysis of Variance

(ANOVA) (Zar, 1999) was performed on each dependent variable (taxa richness, EPT richness, density and mean body size), to elucidate the effects of velocity, depth and substrate on these variables. MANOVA and ANOVA were also performed to study the effects of water velocity, depth and substrate on the feeding habits of the macroinvertebrates, using the software SPSS 10.0 (SPSS Inc., 1999). Data were log-transformed when necessary.

Changes in macroinvertebrates, excluding the taxa comprising <1% of the community, related to the riverbed characteristics were analysed using a χ^2 test, their densities being weighted according to the relative proportions of each. This was associated with a Tschuprow test, to indicate the relative intensity of association between two variables. The coupled factors were analysed using a Correspondance Analysis. These couples were compared with a Monte-Carlo permutation test (1000 permutations), to test the interrelationships in between. Finally, a co-inertia analysis was performed on these two variables. ADE 4 for Windows provided the software used in the calculations (Thioulouse et al., 1997).

Results

Physico-chemical characteristics of the area

During the period preceding our study, except for a slight increase on 26th and 27th May from 10 to 27 m³ s⁻¹ due to storms, the hydraulic situation was relatively stable (discharge 12.5 ± 4.3 m³ s⁻¹). From the 3th to the 10th June, the discharge was stable at 10.9 ± 0.1 m³ s⁻¹ and, with 7.00 mg l⁻¹ O₂ (77% saturation), pH 7.7, conductivity 96.8 µS cm⁻¹ and a water temperature of 21 °C on average, the diurnal physico-chemical characteristics of the river were also stable.

Composition of the macroinvertebrate community

The total richness reached 63 taxa (average 18 ± 5). Average taxa richness in mineral substrates was 17 ± 5 taxa and that of the vegetation substrate was very similar (average 19 ± 5). In contrast, there were large differences in density between the mineral and vegetation substrates.

Densities in mineral substrates (average 2148 ± 1449 ind m⁻²) were much lower in number than densities in vegetation substrates (average 28,103 ± 8847 ind m⁻²).

Fourteen taxa represented 90% of the total number of individuals overall (Table 2). The 14 dominant taxa were Simuliini and *Ephemerella ignita*, representing 51% of the community. *Brachycentrus subnubilus*, the Orthocladiinae, *Agapetus fuscipes*, *Rhithrogena*, *Hydropsyche*, *Baetis* and *Leuctra geniculata* represented more than 20% of the total. *Psychomyia pusilla*, Chironomini, *Esolus*, *Ecdyonurus* and *Potamanthus luteus*, represented 10% of the community. Among the *Hydropsyche*, *H. pellucidula* accounted for 55%, *H. incognita* 20%, *H. contubernalis* 14% and *H. siltalai* 11%.

Macroinvertebrates were dominated by filter-feeders (50.5%) and scrapers and grazers (26.8%), followed by shredders (18.6%), deposit feeders (2.4%), predators (1.5%), piercers (0.2%) and a few parasites such as Mermithidae. The dominant filter-feeders were *Brachycentrus subnubilus*, *Hydropsyche* and the Simuliini. Scrapers and grazers were predominantly mayflies such as *Baetis*, *Ecdyonurus* and *Rhithrogena* or caddisflies such as *Agapetus fuscipes*, *Glossosoma* or *Psychomyia pusilla*. The main shredders were *Leuctra geniculata* or *Setodes argentipunctellus*. *Rhyacophila s. st.* was the principal predator.

Macroinvertebrate taxa association and substrates

Both *in situ* and photographic observations of the mineral particles carried by the River Allier, illustrated that the larger items, which were rougher, were obviously less frequently transported than the smaller particles, which were smoother, all being covered with a thin biofilm. The percentages of the different substrate size classes obtained by photographic analysis, showed that particles > 256 mm and particles > 128 mm were infrequent (<1 and 3.7%, respectively), while those ranging from 16 to 128 mm represented 73.1% of the substrates (Table 3). Particles in the size range 8–16 mm, mixed among the largest particles, were considered to be interstitial substrate (19.2%) (Table 4). Macrophytes (mostly *Ranunculus* sp.), represented 3.2% of the habitats in the area studied. Plants were occupied by

Table 2. Taxonomic groups and relative abundances of each taxon in the reach of the River Allier (the names of the 14 dominant taxa are in bold)

TURBELLARIA		Rhithrogena	4.20	Trichoptera	
<i>Dugesia</i>	0.01	Others Heptageniidae	0.03	<i>Rhyacophila s. stricto</i>	0.90
NEMATHELMINTHA		Leptophlebiidae	0.01	Others <i>Rhyacophilidae</i>	0.30
Nemathelmintha	0.02	Oligoneuriella rhenana	0.40	<i>Chimarra marginata</i>	0.01
ANNELIDA		<i>Ephoron virgo</i>	0.90	Hydropsyche	3.50
Lumbriculidae	0.04	Potamanthus luteus	1.00	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	0.40
<i>Nais</i>	0.01	Plecoptera		<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0.04
Enchytraeidae	0.02	Leuctra geniculata	2.00	Psychomyia pusilla	1.90
Tubificidae	0.01	<i>Leuctra sp</i>	0.50	Agapetus fuscipes	4.50
MOLLUSCA		<i>Protonemura</i>	0.10	<i>Glossosoma conformis</i>	0.20
<i>Pisidium</i>	0.01	<i>Dinocras</i>	0.01	Brachycentrus subnubilus	7.50
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0.90	<i>Isoperla</i>	0.01	<i>Silo pallipes</i>	0.01
CRUSTACEA		Odonata		<i>Lepidostoma hirtum</i>	0.02
<i>Asellus aquaticus</i>	0.02	<i>Onychogomphus</i>	0.05	<i>Setodes argentipunctellus</i>	0.80
INSECTA		<i>Ophiogomphus</i>	0.02	Diptera	
Ephemeroptera		Heteroptera		<i>Blepharicera</i>	0.50
Baetis	3.50	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	0.20	Ceratopogoninae	0.02
<i>Cloëon</i>	0.01	<i>Micronecta</i>	0.50	Orthocladiinae	6.40
<i>Procloeon bifidum</i>	0.01	Coleoptera		Tanytarsini	0.60
<i>Caenis</i>	0.02	<i>Dryops</i>	0.01	Chironomini	1.80
Ephemerella ignita	13.50	<i>Oulimnius</i>	0.50	Tanypodinae	0.20
<i>Ephemerella</i>	0.10	Esolus	1.70	<i>Antocha vitripennis</i>	0.02
Ecdyonurus	1.10	<i>Stenelmis</i>	0.01	Simuliini	37.80
<i>Epeorus</i>	0.30	<i>Elmis</i>	0.30	<i>Atherix</i>	0.05
<i>Heptagenia</i>	0.30	<i>Limnius</i>	0.09	<i>Atrichops crassipes</i>	0.01
		<i>Hydraena</i>	0.02		

Table 3. Abundance (in percent) of different types of substrates in the reach of the River Allier

Substrates	Size	Percentages
Sand & Gravel	< 16 mm	19.2
Pebble	[16–32] mm	20.5
	[32–64] mm	34.0
Cobble	[64–128] mm	18.6
	[128–256] mm	3.7
Boulder	[256–1024] mm	0.8
Macrophytes	Macrophytes	3.2

animals measuring 3.5 mm (on average), such as *B. subnubilus*, Simuliini and a few scrapers such as *Ephemerella ignita*.

Boulders were populated by scrapers and grazers such as Perlidae, Perlodidae, *Psychomyia pusilla*, several species of the genera *Baetis*, *Hydropsyche*, *Ecdyonurus* and several Orthocladiinae.

They also primarily sheltered taxa with body sizes ranging from 2.5 mm to 10 mm. However, this substrate occupied less than 1% of the habitat. Cobbles, constituting 22.3% of the river habitat, sheltered the same community as the boulders with taxa ranging from 2.5 mm upwards. Some filterers, such as *Hydropsyche* or *Cheumatopsyche lepida* inhabit these coarse substrates. In addition, small chironomids and mayfly larvae were occasionally found. Smooth pebbles, without pronounced pits or cracks, also occupied an important proportion of the habitat in the River Allier (54.5%). They sheltered numerous scrapers, grazers and shredders such as *Agapetus fuscipes*, *Ephemerella ignita*, *Rhithrogena*, *Leuctra geniculata* and *P. luteus*. These elongated species, with body sizes ranging from 2.5 to 10 mm, live between the pebbles. The gravels, which sheltered the interstitial fauna and also the sand (19.2%), were occupied by other shredders and several piercers

Table 4. Distribution of samples according to the substrates and the velocity in the reach of the River Allier

Substrates	Mineral substrates						Macrophytes
Velocity	< 16 mm	[16–32[mm	[32–64[mm	[64–128[mm	[128–256[mm	> 256 mm	
[0–30] cm s ⁻¹	4	6	2	1	1	0	0
[30–70] cm s ⁻¹	0	1	8	5	4	2	0
[70–90] cm s ⁻¹	0	0	6	5	3	1	5
[90–120] cm s ⁻¹	0	0	3	7	6	1	1
≥120 cm s ⁻¹	0	1	0	2	1	0	0

and sediment feeders such as *P. luteus*, *Micronecta* and Chironomidae, ranging from 1 to 5 mm.

Macroinvertebrate assemblages related to the physical environment

Each class of velocity, depth and substrate was considered separately in relation to the distribution of macroinvertebrates. The richness and density of the total community were highest at those velocities ranging from 30 to 120 cm s⁻¹ while for each velocity class, the mean body size was the same (around 4 mm) (Table 5; Fig. 2).

The most numerous pollution-sensitive taxa, in which *Leuctra geniculata*, *Agapetus fuscipes* and *B. subnubilus* were dominant, were collected in places with the same velocities.

The highest richness and densities of the total community and of the EPT group, were observed at depths between 16 and 50 cm (Table 5; Fig. 3). *Leuctra geniculata* and *Agapetus fuscipes* were mixed with *Brachycentrus subnubilus*, small *Hypdropsyche*, *Ephemerella ignita*, *Rhithrogena*, *Esolus* and with Simuliini and Orthocladiinae. For each class, the mean body size also ranged around 4 mm.

Table 5. Macroinvertebrate community and EPT (Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera) richness, density and mean body size (mean ± SD) for each velocity, depth and substrate class in the reach of the River Allier

	Density (Ind m ⁻²)	Minimum density (Ind m ⁻²)	Maximum density (Ind m ⁻²)	Mean body size (mm)	EPT Density (Ind m ⁻²)	EPT Minimum density (Ind m ⁻²)	EPT Maximum density (Ind m ⁻²)
Velocity (cm s ⁻¹)							
[0–30]	1410 ± 743	420	2500	4.0 ± 0.7	856 ± 814	80	2220
[30–70]	2167 ± 1714	820	8840	4.1 ± 0.4	1615 ± 908	720	4840
[70–90]	10,088 ± 16794	580	58,060	3.7 ± 0.5	3384 ± 3871	560	14,720
[90–120]	3242 ± 2504	580	11,640	3.9 ± 0.5	2130 ± 1873	440	9140
≥120	2088 ± 1543	520	4600	4.4 ± 0.4	1192 ± 576	400	1940
Depth (cm)							
[0–16]	1616 ± 832	420	3040	3.9 ± 0.7	1104 ± 712	100	2080
[16–26]	4108 ± 7618	580	40,380	3.9 ± 0.5	1737 ± 1112	100	5500
[26–36]	7406 ± 14309	980	58,060	3.9 ± 0.5	3007 ± 3681	440	14,720
[36–50]	4016 ± 4123	820	11,640	4.1 ± 0.4	3316 ± 3536	740	9920
≥50	1252 ± 452	520	2040	3.6 ± 0.2	740 ± 392	400	1460
Substrates (mm)							
Sand	1560 ± 328	1140	2060	3.26 ± 0.5	1566 ± 456	1160	2060
[16–32]	1430 ± 191	420	2120	4.30 ± 0.4	972 ± 552	400	1640
[32–64]	1420 ± 127	440	2520	4.05 ± 0.5	1095 ± 535	80	2080
[64–128]	1895 ± 227	520	4750	3.94 ± 0.6	1363 ± 644	800	2660
[128–256]	3172 ± 306	1180	5300	4.05 ± 0.6	2088 ± 754	1100	4420
[256–1024]	5245 ± 1556	2740	8840	3.98 ± 0.4	2980 ± 1356	1780	4840
Macrophytes	28,103 ± 8846	8500	57,980	3.50 ± 0.4	8560 ± 3852	3720	14,660

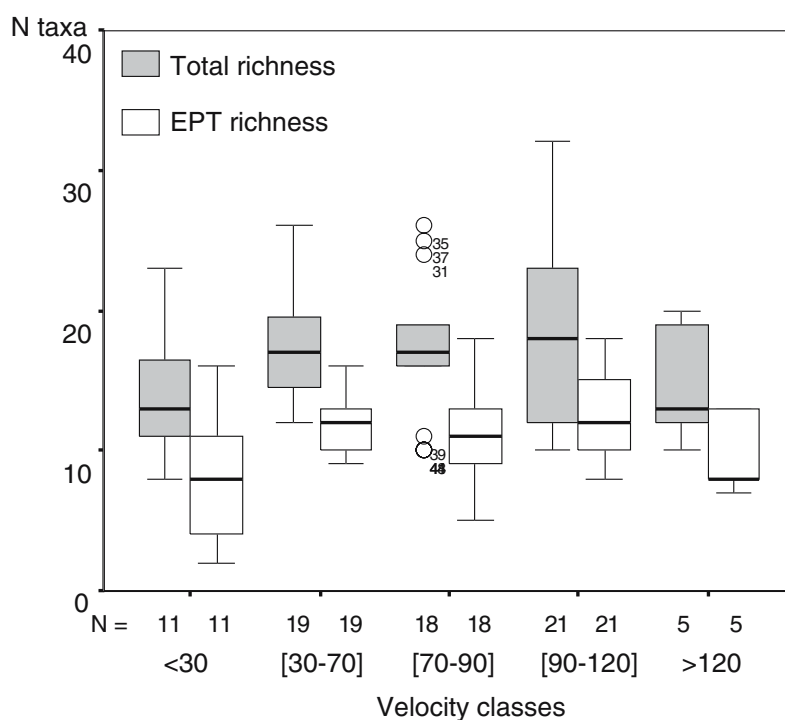


Figure 2. Box-plot of total taxa and EPT richness for each velocity class (cm s^{-1}) in the study reach of the River Allier. N = corresponds to the number of samples analysed.

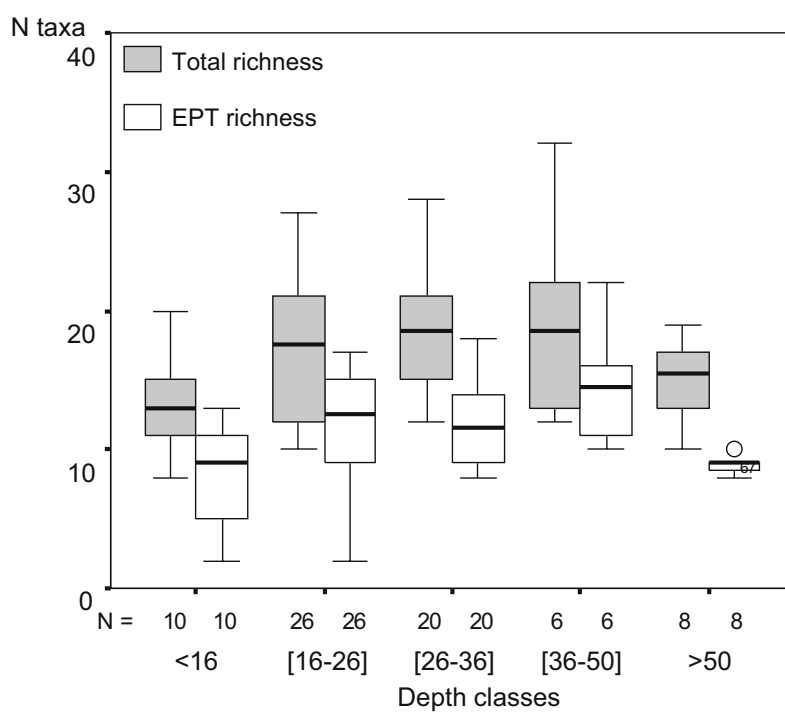


Figure 3. Box-plot of total taxa and EPT richness for each depth class (cm) in the study reach of the River Allier. N = corresponds to the number of samples analysed.

The highest richness of macroinvertebrates occurred in the mineral substrates with grain-sizes ranging from 32 to 256 mm and in macrophytes (Table 5; Fig. 4). That of the pollution-sensitive taxa was higher only in mineral substrates ranging from 64 to 256 mm, with the presence of *Leuctra geniculata*, *Agapetus*, *Epeorus*, the Perlodidae and Nemouridae being less numerous. The density of macroinvertebrates was higher in the mineral substrates > 64 mm and in the macrophytes (due to the dominance of *Brachycentrus subnubilus* and Simuliini). Among the most populated grain sizes, those of [128–256] mm sheltered a large community (average 3172 ± 306 ind m^{-2}), those > 256 mm sheltering the greatest densities (average 5245 ± 1556 ind m^{-2}). The maximum occurred in the macrophytes. The substrates ≥ 128 mm and the macrophytes sheltered higher densities of EPT and the largest invertebrates (with body sizes around 4 mm) were sheltered in substrates ranging from 16 to 256 mm.

To detect the possible influence of the physical habitat on the macroinvertebrate community, the different characteristics of the velocity (5 classes), depth (5 classes) and substrates (6 grain sizes & macrophytes) were combined with the macroinvertebrates described by their richness, density, body size and EPT. The MANOVA showed that the macroinvertebrates were significantly influenced by substrate, velocity and depth (considered independently in the multivariate analysis), the substrate being the more significant variable (Table 6). In contrast, the different combinations as well as velocity-depth-substrate showed no significant effects on this macroinvertebrate community, probably because their great variability from one sampling point to another one. The ANOVA revealed that taxa richness, taxa density, EPT richness and mean body size, considered independently, were only influenced by the substrate ($p < 0.05$). The EPT richness was also influenced by the depth. These variables were not linked with

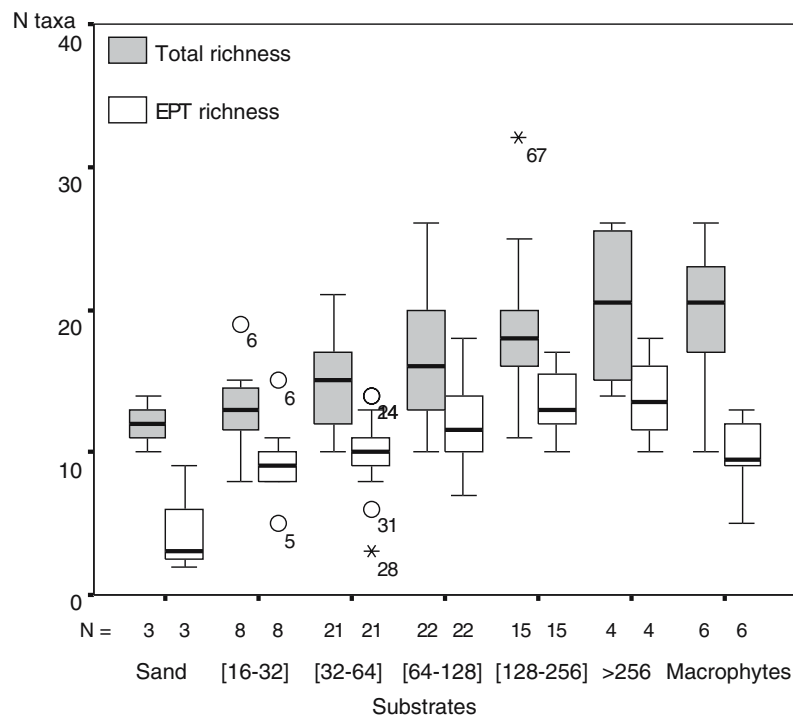


Figure 4. Box-plot of total taxa and EPT richness for each substrate, including mineral substrates (mm) and macrophytes in the study reach of the River Allier. N = corresponds to the number of samples analysed.

Table 6. EPT Result of the MANOVA assessing the effect of velocity, depth and substrates on the macroinvertebrates in the reach of the River Allier

Source	Wilks' Lambda	F	Effect df	Error df	p-Level
Velocity	0.421	1.386	16	68	0.049
Depth	0.433	1.338	16	68	0.022
Substrates	0.099	3.062	24	78	0.000
Velocity*	0.535	0.766	20	74	0.588
Depth					
Velocity	0.162	1.651	32	83	0.132
*Substrates					
Depth*	0.146	1.566	36	84	0.189
Substrates					
Velocity*	0.566	0.870	16	68	0.370
Depth*					
Substrates					

velocity or depth or the joint effect of the three factors.

Macroinvertebrate feeding habits related to the physical environment

The sediment feeders lived in deeper water (>55 cm) and essentially in areas with low flow and grain-sizes <32 mm. The piercers were sheltered essentially in substrates <16 mm, in areas of low flow (<30 cm s⁻¹) and depth <5 cm. Scrapers and grazers (predominantly the genus *Baetis* plus members of the Heptageniidae, Elmidae and Orthocladiinae) and shredders (such as *Potamanthus luteus* or *Ephemera*) were associated with the mineral substrates >32 mm, velocity >30 cm s⁻¹ and depth ranging from 5 to 55 cm. The filterers, including *Brachycentrus subnubilus* and Simuliini, were predominantly present in the macrophytes although some of them (such as *Hydropsyche*, *Cheumatopsyche lepida*, *Ephoron virgo* and *Oligoneuriella rhenana*) were associated with the mineral substrates (>32 mm); they lived in water velocity >70 cm s⁻¹. The predators (*Rhyacophila s. st.* and *Polycentropus flavomaculatus*) were habitat generalists.

Statistically, considering the influence of the velocity (5 classes), depth (5 classes) and substrate (6 grain sizes & macrophytes) on the different feeding habits of the macroinvertebrates, there

Table 7. Results of the MANOVA assessing the effects of velocity, depth and substrates on the feeding habits of macroinvertebrates in the reach of the River Allier

Source	Wilks' Lambda	F	Effect df	Error df	p-Level
Velocity	0.065	3.530	24	71	0.000
Depth	0.044	4.267	24	71	0.000
Substrates	0.006	5.696	36	90	0.000
Velocity*	0.304	0.784	36	90	0.792
Depth					
Velocity	0.029	1.980	54	106	0.001
*Substrates					
Depth*	0.237	0.643	54	106	0.963
Substrates					
Velocity*	0.575	0.508	24	71	0.967
Depth*					
Substrates					

were significant effects with velocity and substrate combined ($p < 0.05$), (Table 7). In contrast, the combination of factors as velocity–depth–substrate, showed no significant effect on the feeding habits of the macroinvertebrates. The sediment feeders were influenced only by the depth ($p < 0.001$) and not by velocity, substrates or joint effects of these factors. The scrapers, filterers, piercers and predators were associated with the substrates, while the shredders were not.

Distribution of the dominant taxa related to the physical environment

When considering separately the 14 dominant taxa, the successive tests showed that they were primarily dependent on changes in water velocity, depth and substrates ($\alpha = 0.005$). The intensity of the relationship was high for the combinations: dominant taxa-substrate ($T = 0.56$) and dominant taxa-velocity ($T = 0.49$). The intensity of the relationship dominant taxa-depth being only $T = 0.36$, depth was not very discriminating. In addition, the Monte-Carlo permutation also revealed that macroinvertebrates were significantly linked to substrate and velocity. The first two axes of the co-inertia analysis (total inertia = 0.115), coupling these assemblages, explained 99.50% of the variance (Fig. 5) and grouped the preferential habitats of the 14 macroinvertebrates retained. The first axis

split them into two different groups corresponding to the mineral and vegetation substrates (Fig. 5a). The second axis created a gradient from the large (>64 mm) to the fine (<64 mm) mineral substrates.

Added to the two velocity classes <30 cm s⁻¹ and >30 cm s⁻¹, also discriminated by the analysis (Fig. 5b), the results showed that at a velocity >30 cm s⁻¹, *Baetis*, *Hydropsyche*, *Psychomyia pusilla* and the Orthocladiinae were grouped with the substrates >64 mm, whereas *Brachycentrus subnubilus*, Simuliini and *Ephemerella ignita* were grouped with the macrophytes. *Agapetus fuscipes* and *Leuctra geniculata* were grouped with the substrates <64 mm (velocity <30 cm s⁻¹). The co-inertia analysis revealed that the Chironomini were linked to low water velocity and mineral substrates and that the Heptageniidae *Ecdyonurus* and *Rhithrogena* occupied more specialised microhabitats, *Potamanthus luteus* being apart.

Discussion

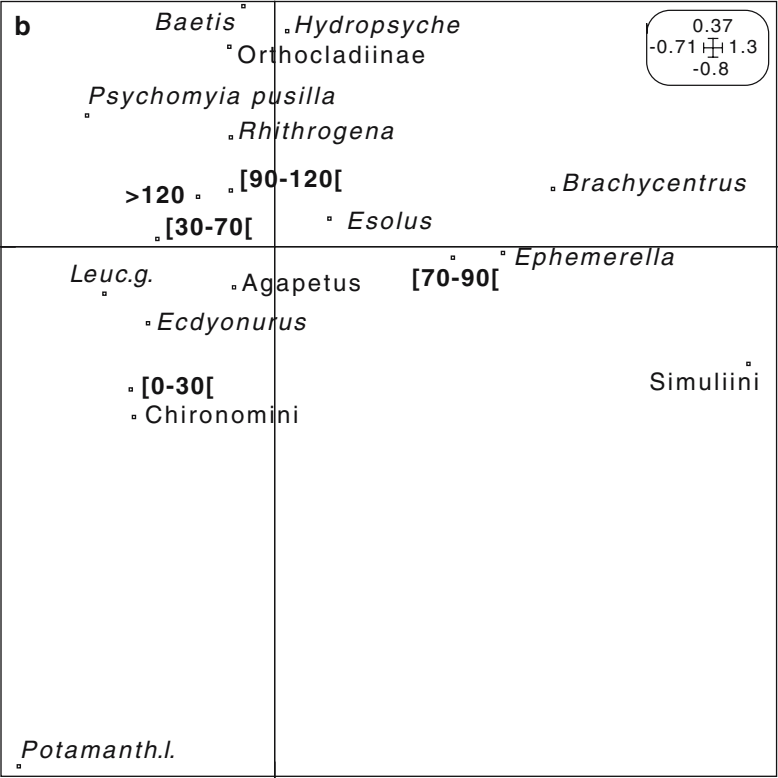
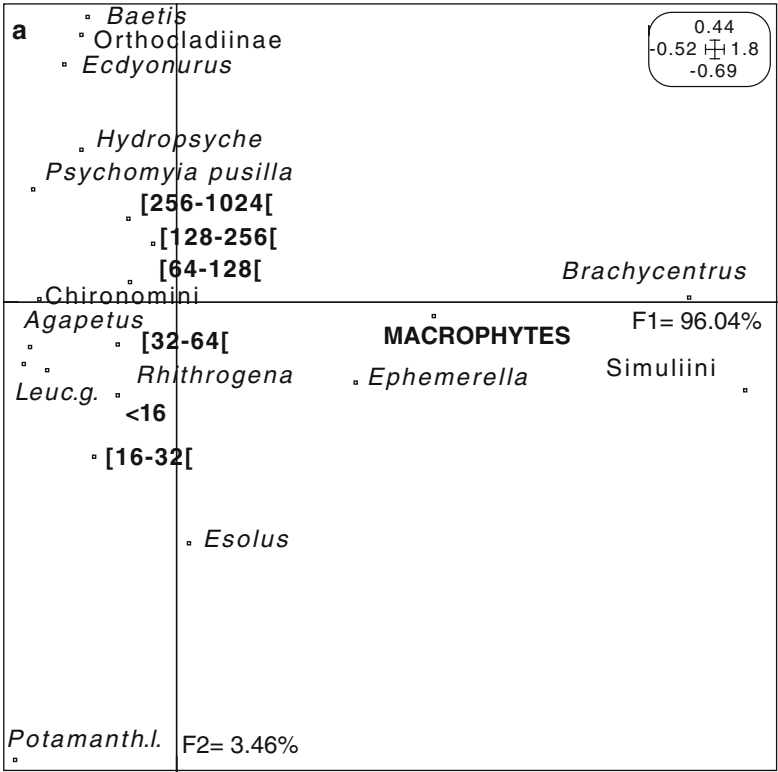
Because macroinvertebrates change 'their preferences according to flow conditions' (Mérigoux & Dolédec, 2004), this study in the River Allier was carried out during (and after) a period of stability. At this time of year, the river water had a low conductivity, was well oxygenated and the photosynthetic activity was insignificant (neutral pH). The riverbed was dominated by mineral substrates. In the rare boulders, the richness and density of the macroinvertebrate community were high, while in the dominant cobbles and pebbles, the richness and density were low. Gravel and sand were poorly represented in this area and were the least densely populated. In addition, in *Ranunculus* sp., where two principal filterers dominated, the richness and density were very high. This reinforces the idea that macrophytes were generally more densely populated than mineral substrates (Minshall, 1984; Grubaugh et al., 1996), probably because they act as a refuge against the predation pressure, particularly from the young of the year fish.

The good water quality of the River Allier was evident from the presence of numerous pollution-sensitive taxa, widely represented in several unpolluted temperate zone rivers, in which taxa such as *Chimarra marginata* and *Polycentropus flavomaculatus* have also been collected (Ivol-

Rigaut et al., 1997; Maridet et al., 1998). Moreover, the average richness and density of the macroinvertebrates sampled in the mineral substrates of the Allier were the same as in an unpolluted Spanish stream studied by Boyero (2003). Similarly, the total richness in the Allier, including the same dominant taxa (except *Brachycentrus subnubilus*), was analogous to that of another unpolluted French river (Mérigoux & Doledec, 2004). However, comparison with the longitudinal distribution of the macroinvertebrates in the upper Loire (cf. Fig. 1) studied by Ivol-Rigaut et al. (1997), showed that some species such as *Epeorus sylvicola*, *Rhithrogena* sp., *Hydropsyche siltalai* and *Blepharicera* sp., typical of the upper reaches, were also found in the Allier, mixed with numerous species living in the middle reaches, such as *Oligoneuriella rhenana*, *Ephoron virgo*, *Potamanthus luteus*, *Apheilocheirus aestivalis*, *Chimarra marginata*, *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche pellucidula* and its twin *H. incognita*, *B. subnubilus*, *Setodes argentipunctellus* and *Antocha vitripennis* (cf. Table 4). Furthermore, a few larvae of *Hydropsyche contubernalis* (which occurred in the lower reaches of the Loire) were also sampled in the Allier. Such patterns indicate that the area studied in the Allier should be considered as a "transition zone" between the upper and middle reaches of the river.

The exploitation of habitats and associated resources by the macroinvertebrates living in rivers has appeared complex. Indeed, Evans & Norris (1997) emphasised that rock dimensions, in association with velocity, gave the best discrimination of the community with regard to the physical environment. Linhart et al. (2002) and Nelson & Lieberman (2002) stressed the role of water velocity in their distributions, whereas for Graça et al. (2004) the numbers of taxa and individuals were correlated with the dominant size of substrate particles but also with the water depth. The macroinvertebrate community living in the River Allier (with body sizes ranging around 4 mm) was significantly influenced by velocity, depth and substrates when those variables were considered independently.

Figure 5. Co-inertia matching substrates (a) and water velocity (b). The dominant taxa (14) are positioned on the F1 × F2 plane.



It appeared that the highest richness and density of the community and the most numerous pollution-sensitive taxa (such as *L. geniculata*, *A. fuscipes* and *B. subnubilus*) were found at velocities ranging from 30 to 120 cm s⁻¹. Below 30 cm s⁻¹ the riverbed tends to be filled and not very productive, whereas above 120 cm s⁻¹ the current velocity acts as a constraint for most living material. The same assemblages were sampled at depths between 16 and 50 cm. Indubitably, at lower depths, vegetation (as food) and animals are disturbed by lightening, conversely to higher depths in which the primary productivity decreases, due to lightening attenuation. In contrast, the highest richness of macroinvertebrates occurred in mineral substrates with grain-sizes ranging from 32 to 256 mm (and in macrophytes), because animals can easily live and hide in such physically complex habitats. The total density was higher in the mineral substrates > 64 mm and macrophytes and the EPT taxa were sheltered in substrates > 128 mm. The same analysis with only the dominant macroinvertebrates confirmed that substrates and velocity appeared the most important variables to explain their distribution, the substrates coming first, and depth was not very discriminating.

Related to the hydromorphological descriptors including the substrate size fractions that influence the functional composition of the invertebrate communities (Wohl et al., 1995), it appeared that, depending on their feeding habits, the macroinvertebrates sampled in the Allier (and particularly the dominant items), were differently distributed among the river substrates. In area of low flow, deep places, in which significant deposit of organic matter occurred, sheltered sediment feeders. They contrasted with shallow places that sheltered more piercers, able to pierce individual vegetation cells and imbibe the fluids (*cf.* Cummins & Klug, 1979). The scrapers, grazers and shredders were found in larger substrates in which the velocity was also higher. The filterers that exploit the same substrates preferred more agitated waters. Among them, *Hydropsyche* or *Cheumatopsyche lepida* preferred coarse substrates (essentially cobbles) in which pits occur, that are favourable to the building of the silken nets used to collect fine particulate organic matter, diatoms and detritus drifting in the current. Small chironomids and mayfly larvae as *Baetis* that can also be used as food, were occa-

sionally sheltered in these types of substrate, as also observed by Cushing & Allan (2001) and Monakov (2003). Filterers lived also in macrophytes in which the retention of POM favoured filterers' colonization by 'providing abundant refugia' (Grubaugh et al., 1996), but this substrate sheltered too many patches to be an efficient descriptor. The predators lived in any places that sheltered preys without preferential environment. This illustrates the good exploitation of the space (and resources) available in the River Allier.

Finally, with regard to the water quality, considering the most pollution-sensitive taxa sampled in the River, such as Perlidae, Perlodidae, Nematodidae, Brachycentridae, Leuctridae, Glossosomatidae and a few Philopotamidae (see Table 2, Fig. 5), the highest richness was observed in lotic areas (current ≥ 70 cm s⁻¹) where substrate sizes > 64 mm were dominant. These substrates corresponded to boulders and cobbles, which also provided structures for trapping POM, and are classically encountered in the riffles of the rivers.

Conclusion

When considering their physical and biological descriptors as a whole, large alluvial streams remain relatively poorly documented, despite the fact that their habitats also provide the template on which evolution has determined the characteristics of life history strategies (Townsend & Hildrew, 1994). Therefore, in the absence of a reference site in 'large alluvial streams' type 6th order, the stretch of the River Allier presented here could be used as a reference site of 'good ecological status', within the framework of the WFD for the Western Palearctic Region. Indeed, it offered a high biological diversity, a high density of taxa and sheltered those taxa that are pollution-sensitive.

Results obtained in the present work should enable us to draft one step for a new rapid and more general bioassessment protocol. Several indices such as, the BMWP in England (Biological Monitoring Working Party) (Armitage et al., 1983), the Australian AUSRIVAS (Australian River Assessment System) (Smith et al., 1999), the Rapid Bioassessment Protocol applied in the USA (Barbour et al., 1999), the American Benthic

Macroinvertebrates Biological Monitoring Protocols for Rivers and Streams (Plotnikoff & Wiseman, 2001) or the French IBGN index, (AFNor, 1992, versus 2004), are actually in use around the world to assess water quality. The samples are collected in various habitats and in a wide range of substrates. Results obtained in the River Allier suggest restricting the sampling areas to mineral substrates, which shelter most of the pollution-sensitive taxa. They are found in the boulders and cobbles of the three riffles studied, in which mineral substrates >64 mm are dominant and the water velocity is >70 cm s⁻¹. While reducing the time taken by the sampling and analytical processes, by erasing the seasonal effect and patchiness linked to macrophytes growth, in such areas the richness remains high and the density sufficient to obtain a good representativeness of the macroinvertebrate community, the pollution-sensitive taxa being mainly grouped within this geomorphological unit. In addition, by maintaining the bank erosion, the continued presence of such coarse substrate in the river would be important for sustaining the biodiversity and environmental quality of such a stream. In future, to reinforce the importance of the variables discriminated in this work, the same analysis will be performed in another period of the year, by considering the biotopes included in the riffle-pool successions that indicate trends in rivers.

Acknowledgements

We are grateful to H. Tachet for his assistance with the identification of the Trichoptera and his very helpful suggestions. Thanks to the two anonymous referees who contributed to improvements in the manuscript. The English was revised by Mary Burgis.

References

- AFNor, 1992. Essai des eaux- Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Association française de normalisation, norme homologuée T-90-350.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333–347.
- Barbour M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish 2nd edn. EPA 841-B-99-002, U.S-Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Boyer, L., 2003. The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrates assemblages. *Hydrobiologia* 499: 161–168.
- Chester, R. K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise: Technical Memorandum 19.
- Cummins, K. W. & M. J. Klug, 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Reviews of Ecological Systems* 10: 147–172.
- Cushing, C. E. & J. D. Allan, 2001. Streams, their Ecology and Life. Academic Press, San Diego.
- DEV (Deutsches Institut für Normung e.V.), 1992. Biologisch-ökologische Gewässergütersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 1–13.
- De Pauw, N. & G. Vanhooren, 1983. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153–168.
- Downward, S. R., 1995. Information for topographic survey. In Gurnell, A. & G. Petts (eds), *Changing Rivers Channels*. Wiley and Sons Publishers, Chichester: 303–323.
- Evans, L. J. & R. H. Norris, 1997. Prediction of benthic macroinvertebrate composition using microhabitat characteristics derived from stereophotography. *Freshwater Biology* 37: 621–633.
- Gayraud, S., B. Statzner, P. Bady, A. Haybachp, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera & M. Bacchi, 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48: 2045–2064.
- Ghetti, P.F., 1997. Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nell'controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente.
- Graça, M. A. S., P. Pinto, R. Cortes, N. Coimbra, S. Oliveira, M. Morais, M. J. Carvalho & J. Malo, 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *International Review of Hydrobiology* 89: 151–164.
- Grubaugh, J. W., J. B. Wallace & E. S. Houston, 1996. Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 896–909.
- Hynes, H. B. N., 1986. Keynote Address. In Dodge, D. P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 5–10.
- Irvine, K., 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 107–112.
- Ivol-Rigaut, J.-M., B. Guinand, P. Richoux & H. Tachet, 1997. Longitudinal changes in Trichoptera and Coleoptera assemblages and environmental conditions in the Loire River (France). *Archiv für Hydrobiologie* 138: 525–557.

- Karr, J. R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221–234.
- Klemm, D. J., P. A. Lewis, F. Fulk & J. M. Lazorchak, 1990. Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters, EPA. 600/4-90/030, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Modeling, Monitoring Systems and Quality Assurances, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Leopold, L. B., 1994. *A view of the River*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Linhart, J., S. Vlčková & V. Uvíra, 2002. Moss-dwelling meiobenthos and flow velocity in low-order streams. *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis Facultas Rerum Naturalium* (2001–2002). *Biologica* 39–40: 111–122.
- Logan, P. & M. Furse, 2002. Preparing for the European Water Framework Directive making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 425–437.
- Malavoi, J. R. & Y. Souchon, 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 365/366: 357–372.
- Maridet, L., J.-G. Wasson, M. Philippe, C. Amoros & R. J. Naiman, 1998. Trophic structure of three streams with contrasting riparian vegetation and geomorphology. *Archiv für Hydrobiologie* 144: 61–85.
- Mérimoux, S. & S. Dolédec, 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a case of study on invertebrates. *Freshwater Biology* 49: 600–613.
- Minshall, G. W., 1984. Aquatic insect- substratum relationships. In Resh, V. H. & D. M. Rosenberg Publishers. *The ecology of aquatic insects*, Praeger, New-York: 358–400.
- Monakov, A. B., 2003. *Feeding of Freshwater Invertebrates*. Kenobi productions, Belgium.
- Nelson, S. M. & D. M. Lieberman, 2002. The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, USA. *Hydrobiologia* 489: 117–129.
- Plotnikoff, R. & C. Wiseman, 2001. *Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocols for Rivers and Streams*. Dept. Ecology. Olympia, Washington.
- Rempel, L. L., J. S. Richardson & M. C. Healey, 2000. Macroinvertebrates community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57–73.
- Reynoldson, T. B., R. H. Norris, V. H. Resh, K. E. Day & D. M. Rosenberg, 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 833–852.
- Richards, C., R. J. Haro, L. C. Johnson & G. E. Host, 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37: 219–230.
- Rosenberg, D. M. & V. H. Resh, 1993. *Freshwater Monitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall Publishers, New York.
- Skriver, J., N. Friberg & J. Kirkegaard, 2000. Biological assessment of water course quality in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. – *Verhandlungen. Internationale Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 1822.
- Smith, M. J., W. R. Ky, H. D. Edward, P. J. Papas, K. St. J. Richardson, J. C. Simpson, A. M. Pinder, D. J. Dale, P. H. J. Horwitz, J. A. Davis, F. H. Yung, R. H. Norris & S. A. Halse, 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology* 41: 269–282.
- SPSS Inc., 1999. SPSS version 10.0 for Windows. SPSS Inc, Chicago.
- Southwood, T. R. E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies. *Journal of Animal Ecology* 46: 337–365.
- Southwood, T. R. E., 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos* 52: 3–18.
- Statzner, B., J. A. Gore & V. H. Resh, 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Society* 7: 307–360.
- Strahler, A. N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38: 913–920.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud & P. Usseglio-Polatera, 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.
- Thioulouse, J., D. Chessel, S. Dolédec & J. M. Olivier, 1997. A multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7: 75–83.
- Townsend, C. R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36–50.
- Townsend, C. R. & A. G. Hildrew, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265–275.
- Verneaux, J., 1994. Macroinvertebrates et l'état de santé des eaux douces. Fondements, contraintes et perspectives. In *Etat de santé des écosystèmes aquatiques. Les variables biologiques comme indicateurs*. Acte du séminaire national – Cemagref éditions.
- Wallace, J. B., J. W. Grubaugh & M. R. Whiles, 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* 6: 140–151.
- Ward, J. V., 1992. *Biology and Habitat*. In *Aquatic Insect Ecology* 1. John Wiley & Sons Publishers, New York.
- Woodiwiss, F. S., 1964. The biological system of stream classification used by Trent River Board. *Chemistry and Industry* 83: 443–447.
- Wohl, D. L., J. B. Wallace & J. L. Meyer, 1995. Benthic macroinvertebrates community structure, function and production with respect to habitat type, reach and drainage basin in the Southern Appalachians (USA). *Freshwater Biology* 34: 447–464.
- Wright, J. F., P. D. Armitage, M. T. Furse & D. Moss, 1984. The classification of sites on British rivers using macroinvertebrates. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22: 1939–1943.
- Zar, J. H., 1999. *Biostatistical Analysis* (4th edn.). Prentice Hall Publishers, New Jersey.

IMPACT DE LA CAPTURE D'UN CHENAL FLUVIATILE PAR UNE ANCIENNE GRAVIÈRE SUR LA DISTRIBUTION DES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Impact of a fluvial channel by a former gravel-pit, on the longitudinal distribution of benthic macroinvertebrates

AUDE BEAUGER

Laboratoire de géographie physique et environnementale
UMR 6042 CNRS, Maison de la Recherche, 4, rue Ledru, 63057 Clermont-Ferrand Cedex, France

Reçu le 26 juillet 2006, accepté le 24 août 2007

RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude concerne l'influence d'une ancienne gravière de l'Allier, qui a capturé ce cours d'eau en 1989, sur la distribution longitudinale de la macrofaune benthique. Trois seuils successifs, situés l'un en amont et les deux autres en aval de la gravière, ont été étudiés sur 900 m. Des données sur la granulométrie du substrat, sur les faciès et les variables hydrauliques, ainsi que sur les macroinvertébrés benthiques ont été recueillies à deux saisons successives. La granulométrie des seuils est marquée par une diminution significative de la taille médiane des particules, qui passe de 28 mm en amont à 20 mm en aval, cette ancienne gravière agissant comme un piège sur la charge de fond. Du point de vue faunistique, la diminution amont – aval de la richesse et de la densité en macroinvertébrés (particulièrement sensible pour l'ensemble Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères), est moins marquée au niveau du troisième seuil. Les différences taxonomiques observées au printemps entre l'amont et l'aval de la zone de capture, s'estompent en été. Aux deux saisons, du seuil 1 au seuil 2, il y a passage d'un état mésotrophe - β -mésosaprobe à un état oligotrophe – oligosaprobe, le troisième seuil étant

intermédiaire. Les macroinvertébrés collectés en amont sont majoritairement des mangeurs de sédiments fins, des filtreurs et prédateurs, ceux de l'aval étant surtout des racleurs, brouteurs et broyeurs. La rupture du continuum de la rivière s'est atténuée en aval éloigné, révélant le caractère résilient de ces organismes.

Mots clés: *gravière, seuil géomorphologique, photo-interprétation, substrat, macroinvertébrés.*

SUMMARY

The main objective of this study was to determine the influence of a former gravel-pit of the Allier River, which was introduced into the stream in 1989, on the longitudinal distribution of its macroinvertebrates. Three successive riffles, one situated upstream and two others downstream of the gravel-pit, were studied for 900 m. Data on grain-size, biotopes and

*Auteur pour correspondance :

Téléphone: 33-4-73-34-68-23

Télécopie: 33-4-73-34-68-24

Courriel: aude.beauger@univ-bpclermont.fr

hydraulic variables were recorded for two successive seasons. Grain-size in the riffles showed a significant decrease in the median size of the particles, from 28 mm upstream to 20 mm downstream of the gravel-pit, which traps the coarser sediments. With respect to the macroinvertebrates, the observed decrease in species richness and density from upstream to downstream (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera were particularly sensitive) was less important for the third riffle. The taxonomic differences between the upstream and downstream capture zones, observed in the spring, were less marked in the summer. From riffle 1 to riffle 2 and for both seasons, we noted a transition from a mesotrophic - β -mesosaprobic status to an oligotrophic - oligosaprobic status, the third riffle being intermediate. The gravel pit, therefore, acted as a decantation basin. Regardless of season, the macroinvertebrates collected upstream were essentially deposit feeders, filterers and predators, whereas downstream they were essentially scrapers and shredders. This break in the river continuum faded with downstream distance, revealing the resilient nature of these organisms.

Key words: *gravel-pit, riffle, photo-interpretation, substrate, macroinvertebrates*

1. INTRODUCTION

L'exploitation des graviers dans le chenal et la plaine d'inondation des rivières induit des modifications de la faune macrobenthique par les changements granulométriques, l'enfoncement du chenal et l'augmentation des matières en suspension qu'elle entraîne (DELEUZE, 2004; DUBIEN et BOUNI, 1996; KONDOLF, 1997). Dans la perspective d'atteindre le « bon état écologique » selon les demandes de la Directive Cadre européenne (DCE 2000/60/CE), les anciennes zones d'exploitation méritent une attention particulière. En général, les zones d'extraction des granulats sont étudiées durant l'exploitation de la gravière, ou quand celle-ci est transformée en lac (BORCHERDING et STURM, 2002; BORCHERDING *et al.*, 2002). En effet, ces gravières peuvent demeurer en marge du chenal avec ou sans connexion et devenir des lieux privilégiés de frayères (notamment pour *Abramis brama*), avec une forte production de plancton (GRIFT, 2001; JURAJADA *et al.*, 2004; NEUMANN *et al.*, 1996; STAAS, 1998; STAAS et NEUMANN, 1994). Durant la période d'exploitation, les impacts (érosion du lit de la rivière, modification de la ripisylve, *etc.*) sont différents selon que la gravière se trouve en lit mineur ou en lit majeur (DUBIEN et BOUNI, 1996; KONDOLF, 1997; RYAN, 1991) et dans de rares cas, le chenal peut faire l'objet d'une capture par une gravière. En effet, lors d'un épisode de crue, une gravière peut capturer le chenal lorsqu'elle est à proximité du lit mineur et qu'elle n'est séparée de ce dernier que par quelques mètres de

terre. Si cette partie est érodée, elle cède et la gravière se trouve alors en lien direct avec le cours d'eau. Ainsi, la capture déplace dans le chenal l'ancienne zone d'extraction qui était située hors du chenal. Les rares études portant sur ce type de processus rapportent essentiellement les dommages sur l'érosion de berges (occasionnés en amont comme en aval), sur la destruction de ponts et de bâtiments (par travail de sape) et sur les frayères à saumons (KONDOLF, 1997). Pour répondre au manque d'information sur les effets d'une telle rupture sédimentaire sur les communautés benthiques, un tronçon de l'Allier, affluent de la Loire (France), a été choisi comme zone d'étude, en raison de la présence d'une ancienne gravière exploitée dans la convexité d'un méandre jusqu'à la capture du cours d'eau en 1989. L'étude des changements géomorphologiques survenus dans le secteur a montré que, depuis cette date, en piégeant la totalité de la charge de fond (gravier, galets), la gravière était à l'origine de perturbations profondes du transport solide (SIMONT, 2003). L'objectif de cette étude est d'étudier l'influence de cette rupture du *continuum* sur la distribution longitudinale de la macrofaune benthique au regard de la granulométrie du lit de la rivière, de la richesse taxonomique, de la densité des organismes et de Traits Biologiques, Écologiques et Physiologiques (TBEP) tels que mode d'alimentation, niveau trophique et valeur saprobiale, de manière à détecter les divers types de perturbations, incluant la pollution organique (CHARVET, 1999; TACHET *et al.*, 2000).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

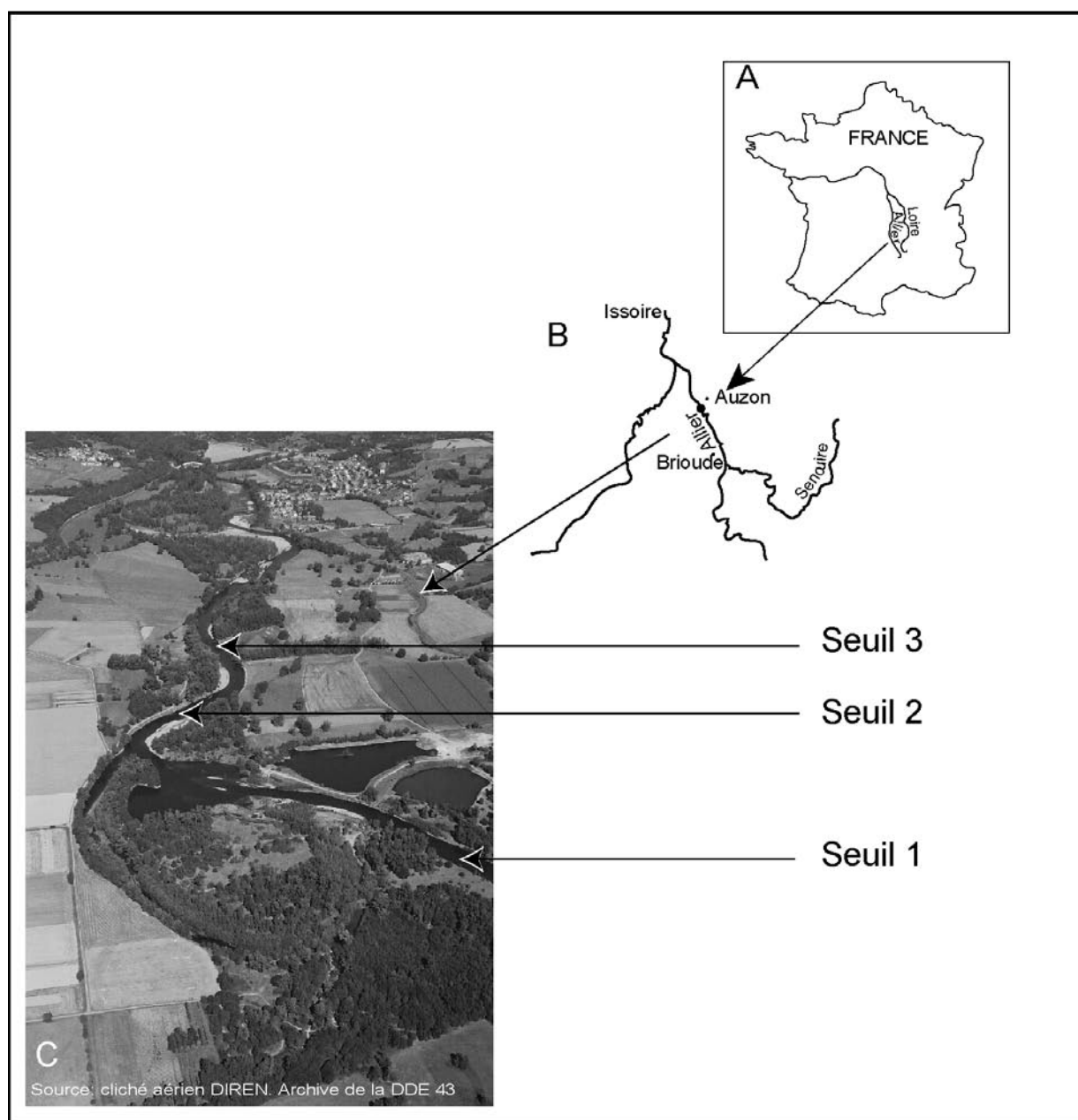
En référence au suivi des conditions hydrologiques, effectué à la station de jaugeage de l'agence de l'eau Loire-Bretagne située à proximité du site, l'étude a été menée les 5 et 10 juin 2003 (printemps) et les 28 et 29 août 2003 (été), après deux périodes hydrologiquement stables (≥ 15 jours). Chaque série de mesures est ainsi affranchie des perturbations liées à des transports de sédiment et des dérives catastrophiques (le soutien d'étiage apporté par le barrage de Naussac, situé en amont, assurant la stabilité hydraulique observée en août).

2.1. Site d'étude

Le secteur d'étude (rang 6 selon STRAHLER, 1957) est situé dans le Massif central français à 160 km des sources de l'Allier. Il s'étend dans la partie sud d'une plaine sédimentaire appelée « petite Limagne de Brioude », qui a été remblayée de terrains oligocènes immédiatement en aval des gorges de l'Allier (Tableau 1, figure 1). Le bassin versant, principalement gneissique et granitique, est couvert de pâturages et de cultures et la pression urbaine est faible. La rivière méandre dans une large plaine alluviale et, selon la classification de ROSGEN (1996), cette morphologie correspond à une rivière transportant

Tableau 1. Principales caractéristiques de la rivière Allier au niveau du tronçon d'étude de la rivière Allier.**Table 1. Main characteristics of the Allier River near the study reach.**

Caractéristiques	Valeurs
Bassin versant	2750 km ²
Débit annuel moyen	30 m ³ .s ⁻¹
Crue décennale	498 m ³ .s ⁻¹
Pente	0,0016 m.m ⁻¹
Largeur du chenal	40 m
Puissance hydraulique au débit de plein bord	120 W.m ⁻²

**Figure 1. Carte du site d'étude. A Localisation de la rivière Allier. B Position du site d'étude sur la rivière Allier. C Position des trois seuils sur le tronçon d'étude.**

Map of the study site. A Location of the Allier River. B Position of the study reach on the Allier River. C Position of the three riffle at the study reach.

une charge de fond faite essentiellement de graviers (type C4). Sa puissance hydraulique implique un important transport potentiel de cette charge de fond en cas de crue, ce qui n'a pas été le cas au moment de l'étude, mais explique le processus antérieur de capture cité précédemment.

La zone d'étude (altitude 404 m) s'étend sur 900 m. Elle est formée d'une succession de seuils et de mouilles coupés par l'ancienne zone d'extraction. Trois seuils successifs ont été étudiés : en amont de la gravière (seuil 1), en aval immédiat (seuil 2), et en aval éloigné (seuil 3). D'un point de vue géomorphologique, un seuil est composé de trois faciès d'écoulement : le radier, le plat et le rapide (CHURCH, 1996; PADMORE, 1998; PADMORE *et al.*, 1998), dans lesquels divers habitats (pouvant être communs à plusieurs faciès) ont été différenciés. Utiliser comme unité de travail le seuil géomorphologique, unité caractéristique de toutes les rivières alluviales, permet ainsi d'avoir des conditions morphodynamiques tout à fait comparables le long d'un tronçon.

2.2. Habitat physique et échantillonnage de la macrofaune benthique

Avant d'échantillonner la macrofaune, de manière à caractériser les substrats composant ces trois géoformes fluviales, l'analyse granulométrique des trois faciès d'écoulement a été réalisée. Pour cela, des photographies numériques du lit de la rivière ont été prises à l'intérieur d'une boîte, munie d'un fond en plexiglas (0,25 m²) posé en miroir à la surface de l'eau (Figure 2). Ces photographies ont été réalisées en des points répartis de façon homogène dans le lit de la rivière, de manière à obtenir une vision détaillée de la granulométrie des trois seuils (l'échantillonnage de la macrofaune qui a suivi a été réalisé sur un certain nombre de ces points). Partant des photographies effectuées sous l'eau, les particules ont été mesurées selon leur plus petit axe, puis ordonnées selon les classes granulométriques suivantes <8, [8-16[, [16-32[, [32-64[, [64-128[, [128-256[, et >256 mm, correspondant à la nomenclature de MALAVOI et SOUCHON (2002) (Tableau 2). L'été 2003 ayant connu

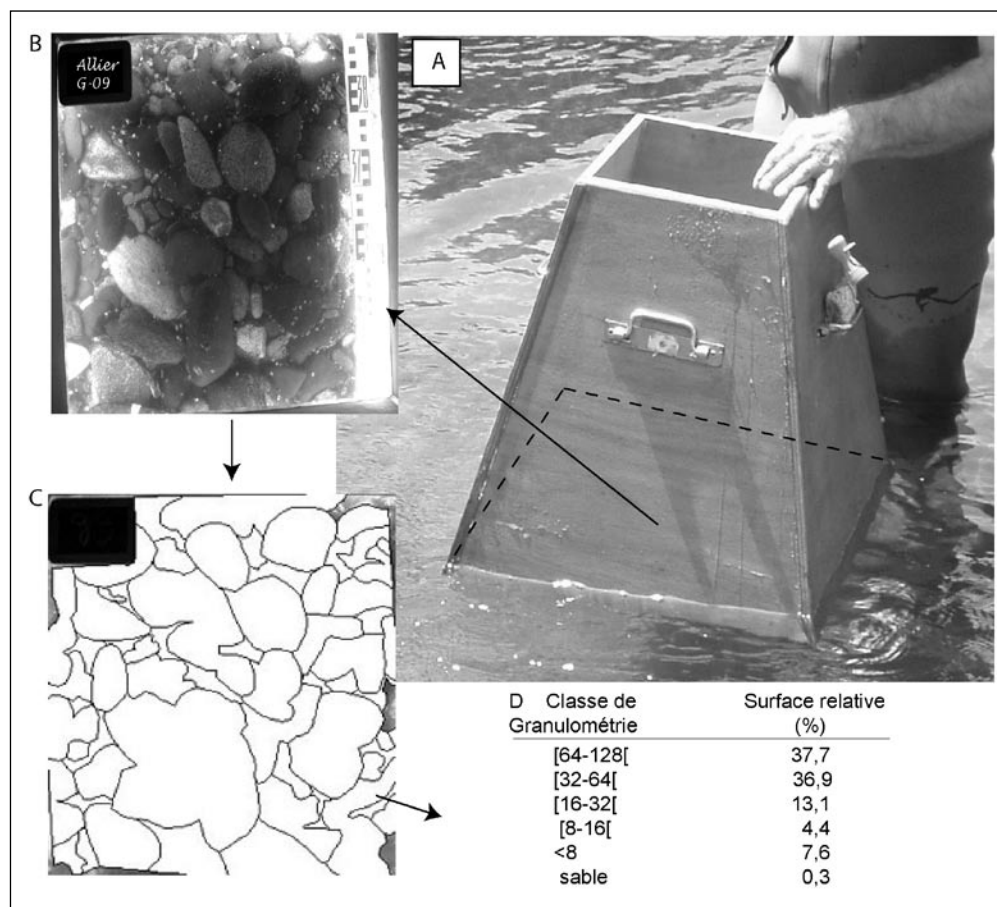


Figure 2. Exemple de processus de quantification de la granulométrie. A. Boîte munie d'un fond en plexiglass. B. Photographie du lit de la rivière. C. Digitalisation de la photographie sous MapInfo. D. Tableau de résultats issus de MapInfo.

Example of the process of the grain-size determination. A. Box with a plexiglass bottom. B. Riverbed photograph. C. Photograph digitalization using MapInfo. D. Results table obtained with MapInfo.

Tableau 2. Nombre d'échantillons collectés par classe de granulométrie pour chaque seuil du tronçon d'étude de la rivière Allier au printemps et en été.**Table 2. Number of samples collected per grain-size class on each riffle of the study reach of the Allier River in spring and in summer.**

Substrats	Classes granulométriques (mm)	PRINTEMPS			ÉTÉ		
		Seuil 1	Seuil 2	Seuil 3	Seuil 1	Seuil 2	Seuil 3
Sable	< 16			2			
Cailloux fins	[16-32[	3	3	1	3	2	1
Cailloux grossiers	[32-64[	3	2	3	4	3	3
Pierres fines	[64-128[	4	3	5	4	4	3
Pierres grossières	[128-256[	5		1	4	2	6
Blocs	>256	2			2	1	1

une forte période de sécheresse, en raison de la stabilité hydrologique (stabilité confortée en août par les lâchers de Naussac), cette analyse granulométrique n'a pas été renouvelée pour la deuxième période.

En référence à l'analyse précédente, les macroinvertébrés ont été collectés dans chacune des classes granulométriques à l'aide d'un filet Surber (surface d'échantillonnage 0,05 m²), en effectuant le maximum possible de prélèvements dans chacune des classes granulométriques présentes (Tableau 2). Les animaux vivants ont été récupérés, *in situ*, dans des tamis permettant de collecter également les larvules, puis conditionnés dans du formaldéhyde à 10 %. Au laboratoire, les organismes ont été identifiés conformément à la nomenclature de TACHET *et al.* (2000) : genre pour les insectes, à l'exception des Diptères (identifiés de la tribu à la famille), genre ou famille pour les autres groupes (Mollusques, Achètes, Oligochètes etc.).

2.3. Analyses statistiques

De manière à obtenir le pourcentage de chaque classe de granulométrie caractérisant la rivière, les photographies numériques ont été digitalisées avec le logiciel MapInfo (MAPINFO, 2005) communément utilisé en cartographie (DOWNWARD, 1995), (Figure 2). Les médianes, déterminées à partir des courbes granulométriques, ont été analysées à l'aide du test de Kolmogorov-Smirnov suivi d'une ANOVA à un facteur. Pour étudier la distribution des taxons sur les 3 seuils successifs, la richesse totale, la richesse en EPT (Ephéméroptères+Plécoptères+Trichoptères) et la densité totale, calculées pour chaque prélèvement, ont été analysées à l'aide d'une ANOVA à un facteur. Afin de comparer les différences taxonomiques des trois seuils consécutifs, les listes de taxons ont été analysées à l'aide de l'indice de Jaccard.

De manière à détecter l'impact éventuel de la gravière sur certains taxons, une comparaison de la densité d'un taxon *i* collecté sur le seuil 2 (sensé être le plus impacté) par rapport à celle obtenue sur les seuils 1 et 3 a été réalisée par approches successives. S'il n'y a pas d'impact, la valeur observée de la densité du taxon *i* sur le seuil 2 doit théoriquement être équivalente à la moyenne de la densité du taxon *i* sur les seuils 1 et 3. La « formule de détection de l'impact » (FDI) suivante a été établie:

$$FDI = 6 * (S2 - (S1 + S3)/2) / (S1 + S3 + 1)$$

S1 = Densité du taxon *i* du seuil 1, S2 = Densité du taxon *i* du seuil 2 et S3 = Densité du taxon *i* du seuil 3.

Telle que l'équation est construite, la valeur tend vers 0 s'il n'y a pas d'impact, et plus la valeur est éloignée de 0, plus l'impact est fort. Le résultat de l'équation est positif pour les fortes augmentations de densités de taxons au niveau du seuil 2 mais aussi dans le cas où un taxon a seulement été collecté sur ce seuil. Il est négatif si la densité d'un taxon diminue fortement. Les taxons, représentés par une densité moyenne ≤ 20 ind.m⁻² sur l'ensemble des trois seuils, n'ont pas été retenus dans le calcul de l'équation.

Les pourcentages de chaque TBEP ont été obtenus en appliquant la base de données EMA. Cette base de données EMA intègre les notes d'affinité des modalités de chaque TBEP pour chaque taxon et permet le calcul de chacune d'entre elle en pondérant par la densité. L'étude granulométrique permettant une approche écologique de l'habitat, seuls trois TBEP (degré de trophie, valeur saprobiale et mode d'alimentation) ont été retenus en raison de leur capacité à représenter l'impact physiologique et biologique de la gravière sur la composition faunistique. Dans la présente étude, ces TBEP ont été calculés

pour chaque échantillon en pondérant les notes d'affinité de chaque modalité par la densité log-transformée de chaque taxon. Une ACF (Analyse des Correspondances Floues) a été réalisée sur les données ainsi obtenues à chacune des saisons.

Les analyses statistiques ont été effectuées au moyen des logiciels SPSS 10.0 (SPSS Inc., 1999), PAST 1.38 (HAMMER *et al.*, 2006) et ADE4 pour Windows (THIOULOUSE *et al.*, 1997).

3. RÉSULTATS

3.1. Caractéristiques physico-chimiques de la zone d'étude

Le printemps et l'été 2003 ont été exceptionnellement chauds et secs et la période d'étude n'a pas été perturbée par des crues. En effet, au printemps, le débit a varié entre 8 et 12 m³ s⁻¹. En été, de début juillet à mi-août, la rivière n'a pas connu d'étiage sévère, le débit ayant été maintenu à 15 m³ s⁻¹ par les lâchers d'eau du barrage de Naussac. Le pH et la conductivité étaient plus élevés au printemps, par

rapport à l'été et la conductivité en aval de la gravière plus importante (Tableau 3).

Quarante-cinq points ont été photographiés et analysés, sur lesquels 35 séries de macroinvertébrés ont été analysées. Les pourcentages de chaque classe de granulométrie révèlent une distribution contrastée d'un seuil à l'autre. La classe [64-128[mm est prédominante en amont de la gravière, alors qu'en aval c'est la classe de taille [32-64[mm. Les sédiments les plus fins (sables et grains de 32 mm) augmentent du seuil 1 au seuil 2, ils sont moins denses sur le seuil 3 où les particules de taille [32-128[mm sont les plus nombreuses. Cette différence amont-aval (statistiquement significative à $p < 0,05$) est confirmée avec les médianes qui sont de 28,6 mm ($\pm 7,4$) pour le seuil 1, de 16,6 mm ($\pm 4,7$) pour le seuil 2 et de 20,7 mm ($\pm 3,9$) pour le seuil 3 (Figure 3).

3.2. Distribution des macroinvertébrés sur les trois seuils successifs

Sur l'ensemble de cette étude, 50 taxons ont été inventoriés au printemps et 64 en été (Tableau 4). Si, globalement, le milieu est plus riche et plus densément peuplé en été qu'au

Tableau 3. Caractéristiques physico-chimiques du tronçon d'étude de la rivière Allier en amont et en aval de la gravière.

Table 3. Physico-chemical characteristics of the study reach of the Allier River upstream and downstream of the gravel pit.

2003	PRINTEMPS		ÉTÉ	
	5 juin	10 juin	28 août	29 août
	Amont	Aval	Amont	Aval
Débit (m ³ .s ⁻¹)	10	8	15	15
pH (unité pH)	8,3	7,5	6,6	7,1
Concentration en oxygène dissous (%)	87	73	73	76
Température de l'eau (°C)	22,2	22,2	20,3	19,9
Conductivité (μS cm ⁻¹)	96	103	75	75

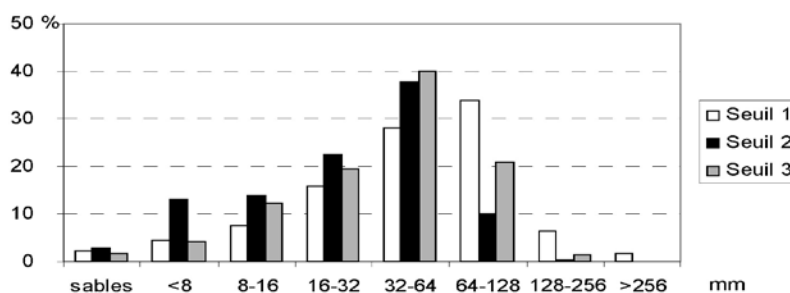


Figure 3. Histogramme des pourcentages de chaque classe de granulométrie obtenu pour chaque seuil du tronçon d'étude de la rivière Allier.

Percentage histogram of each grain-size class obtained for each riffle of the study reach on the Allier River.

Tableau 4. Groupes taxonomiques et abondances relatives de chaque taxon du tronçon d'étude de la rivière Allier au printemps et en été (les chiffres correspondant à l'été sont en gras).**Table 4. Taxonomic groups and relative abundances of each taxon in the study reach of the Allier River in spring and summer (the values for summer are in bold).**

Taxon	%	%	Taxon	%	%	Taxon	%	%
TURBELLARIA			Plecoptera			Trichoptera		
<i>Dugesia</i>		1,8	<i>Leuctra sp</i>	1,1	15,1	Rhyacophilidae	0,5	0,1
<i>Polycelis nigra</i>		<0,1	<i>L. geniculata</i>	3,1		<i>Rhyacophila s.s.</i>	1,6	0,3
ANNELIDA			<i>Protonemura</i>	0,2		<i>Chimarra marginata</i>		6,7
Lumbricidae		0,1	<i>Dinocras</i>	<0,1		<i>Hydropsyche</i>	6,5	10,2
<i>Eiseniella</i>		0,3	<i>Perla</i>		<0,1	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	0,3	10,6
Enchytraeidae	0,1	<0,1	Perlodidae		0,1	<i>Polycentropus</i>	<0,1	
Tubificidae ASC		<0,1	<i>Isoperla</i>	<0,1	0,1	Psychomyidae		0,1
MOLLUSCA			<i>Perlodes</i>		<0,1	<i>Psychomyia pusilla</i>	3,6	1,4
<i>Pisidium</i>	<0,1		Odonata			<i>Agapetus</i>	6,8	
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0,2	1,3	<i>Calopteryx</i>		<0,1	<i>Glossosoma</i>	0,6	
CRUSTACEA			Gomphidae		0,1	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	2,9	0,4
<i>Asellus aquaticus</i>	<0,1	<0,1	<i>Onychogomphus</i>	0,1	0,1	Leptoceridae		<0,1
HYDRACARIENS	0,1	0,1	<i>Gomphus</i>		<0,1	<i>Setodes</i>	0,4	<0,1
INSECTA			Heteroptera			<i>Mystacides</i>		<0,1
Ephemeroptera			<i>Apelochelirus</i>	0,1	0,4	<i>Orthotrichia</i>		<0,1
<i>Baetis</i>	7,4	18,6	<i>Micronecta</i>	2,1	0,1	<i>Polycentropus</i>	<0,1	
<i>Cloëon</i>	0,1		Coleoptera			Diptera		
<i>Caenis</i>	<0,1		<i>Dryops</i>	<0,1		<i>Blepharicera</i>	1,3	1,3
<i>Serratella ignita</i>	10,6	0,5	Elmidae		<0,1	Ceratopogoninae	0,1	
<i>Ephemer</i>	0,4		<i>Oulimnius</i>	0,1	3,8	Orthoclaudiinae	16,26	9,4
Heptageniidae		0,3	<i>Esolus</i>	0,9	5,9	Tanytarsini	0,8	1,1
<i>Ecdyonurus</i>	1,1	0,6	<i>Stenelmis</i>		0,1	Chironomini	3,1	1,0
<i>Epeorus</i>	0,9		<i>Elmis</i>	0,2	0,4	Tanypodinae	0,2	0,1
<i>Heptagenia</i>	0,7	0,8	<i>Limnius</i>	0,1	0,1	Simuliini	11,2	5,4
<i>Rhithrogena</i>	9,9	0,3	<i>Riolus</i>		<0,1	<i>Atherix</i>	0,1	<0,1
Leptophlebiidae	<0,1	<0,1	<i>Macronychus</i>		<0,1	Hexatomini		<0,1
<i>Leptophlebia</i>		<0,1	<i>Potamophilus</i>		<0,1	Pediciini		<0,1
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	1,2	<0,1	Gyrinidae		0,1	Tabanidae		<0,1
<i>Ephoron virgo</i>	1,2		<i>Orectochilus</i>	<0,1				
<i>Potamanthus luteus</i>	1,6	<0,1	<i>Hydrochus</i>		<0,1			

printemps, la richesse en EPT est plus faible. La richesse totale et la richesse en EPT (Tableau 5) diminuent de l'amont à l'aval de la gravière aux deux saisons, mais cette diminution est plus prononcée au printemps, saison où la différence de richesse en EPT est statistiquement significative ($p < 0,05$) (Tableau 6). La densité est nettement plus faible en aval immédiat de la gravière aux deux saisons; elle demeure faible au printemps en aval éloigné, alors qu'elle est particulièrement forte en été. Ces différences sont statistiquement significatives ($p < 0,05$) uniquement pour le printemps.

Au printemps *Protonemura*, *Dinocras* ou *Isoperla*, sont absents des deux seuils situés en aval de la gravière, et en

été, des taxons tels que *Perla*, *Isoperla* ou *Perlodes* sont présents majoritairement sur les seuils 1 et 3 et en moindres proportions sur le seuil 2. Au printemps, le coefficient de Jaccard indique une similarité assez forte entre les seuils 1 et 3 (65 %) comparativement aux seuils 1 et 2 (57 %). En été, le coefficient est assez similaire quel que soit le couple de seuils (58 % à 62 %). Au printemps, la « formule de détection de l'impact », appliquée aux différents taxons présents indique que *Brachycentrus*, *Hydropsyche*, *Cheumatopsyche lepida*, *Psychomyia pusilla*, *Rhyacophila s.s.*, *Baetis*, *Serratella*, *Ecdyonurus*, *Epeorus*, *Oligoneuriella rhenana*, *Blepharicera* et *Simuliini* sont très impactés au niveau du seuil 2 (valeur < -2). Par contre, *Potamanthus luteus*, *Leuctra* et *Ancylus fluviatilis* augmentent

Tableau 5. Richesse totale, richesse en EPT et densité totale des macroinvertébrés des trois seuils du tronçon d'étude de la rivière Allier.**Table 5. Total richness, EPT richness and total density in macroinvertebrates in the three riffles of the study reach of the Allier River.**

		Seuil 1	Seuil 2	Seuil 3
PRINTEMPS	Richesse totale	16	13	14
	Richesse en EPT	12	9	9
	Densité (ind.m ⁻²)	2 969	1 417	1 700
ÉTÉ	Richesse totale	18	16	17
	Richesse en EPT	9	8	9
	Densité (ind.m ⁻²)	4 087	3 891	4 432

Tableau 6. Résultats de l'ANOVA à un facteur effectuée sur la richesse totale, la richesse en EPT et la densité totale des macroinvertébrés du tronçon d'étude de la rivière Allier.**Table 6. Results of the one-way ANOVA performed on the total richness, EPT richness and total density of macroinvertebrates in the study reach of the Allier River.**

	PRINTEMPS		ÉTÉ	
	F	Signification	F	Signification
Richesse	3,04	0,06	1,44	0,25
Richesse EPT	3,51	0,04	1,66	0,20
Densité	3,58	0,04	0,40	0,67

sur le seuil 2 (valeurs > 2). En été, la densité des *Hydropsyche*, *C. lepida*, *Chimarra marginata*, *Rhyacophila s.s.*, *Ecdyonurus*, *Heptagenia*, *Rhithrogena* chute au niveau du seuil 2. Par contre, la valeur de la « formule de détection de l'impact » est > 2 pour *Aphelocheirus aestivalis*, *Oulimnius* et *Esolus* indiquant une forte augmentation de densité au niveau du seuil 2.

Globalement, sur la période d'étude, les TBEP révèlent des eaux oligo-mésotrophes, de qualité β -mésosaprobe; cependant, des différences saisonnières amont – aval apparaissent. Au printemps, les deux premiers axes factoriels de l'ACF représentent 77 % de l'inertie totale (Figure 4). Les centres de gravité des échantillons, représentant les trois seuils, révèlent que les seuils 1 et 3 sont très proches par rapport au seuil 2. Les modes d'alimentation indiquent que le seuil amont abrite essentiellement des filtreurs, des prédateurs et des mangeurs de sédiments (Figure 4A). En aval (seuils 2 et 3), les racleurs - broueteurs ainsi que les broyeurs sont beaucoup mieux représentés. Le TBEP «degré de trophie» (Figure 4B) indique que le seuil 1 présente une tendance à la mésotrophie, alors que le seuil 2 est caractérisé par une eau à tendance oligotrophe, le seuil 3 se trouvant en position intermédiaire. Au regard des valeurs saprobiales, le seuil 1 est à tendance β à α -mésosaprobe

(Figure 4C), le seuil 2 est à tendance xéno- à oligosaprobe, le seuil 3 étant également en position intermédiaire. En été (avec 66 % de l'inertie totale rassemblée dans les deux premiers axes), la situation est comparable bien que les seuils 2 et 3 soient plus proches; cependant, les différences sont atténuées par rapport au printemps (Figure 5).

4. DISCUSSION

Comme nous l'avons évoqué en introduction, la majorité des études portant sur les zones d'extraction des granulats se déroulent lors de la phase d'exploitation, avec les conséquences que cela implique sur le lit de la rivière. Par contre, à notre connaissance, aucune étude portant sur l'impact de la rupture sédimentaire due à la capture d'un chenal par une ancienne gravière n'a été réalisée sur la macrofaune benthique. C'est ce type de phénomène qui s'est produit dans ce secteur impacté de la rivière Allier. La gravière, en phase de comblement, piégeant entre 1,7 et 1,9 t.km⁻².an⁻¹ de charge de fond (SIMONT, 2003) et modifiant la granulométrie de l'aval immédiat de la rivière,

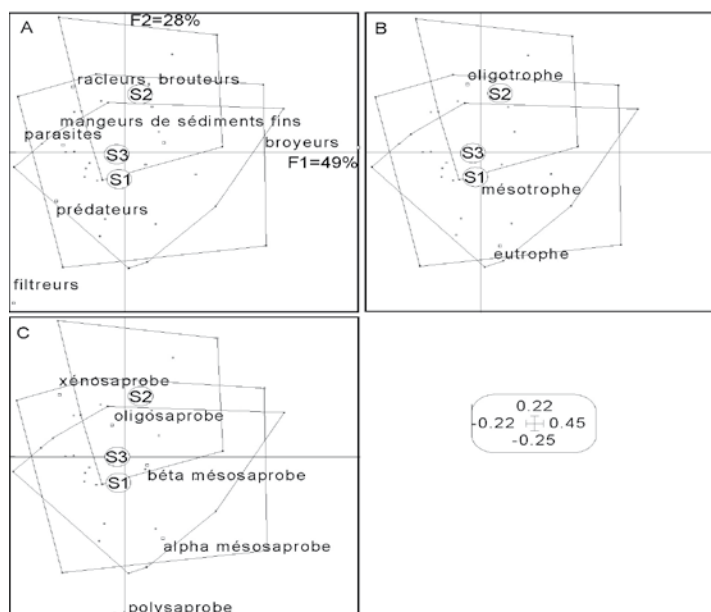


Figure 4. Analyse des Correspondances Floues réalisée sur le tableau des Traits Biologiques Écologiques et Physiologiques : A = mode d'alimentation; B = degré de trophie; C = Valeur saprobiale. Positions des 3 seuils (S1, S2, S3) (disque) au centre de gravité des relevés (petits carrés) en fonction des modalités selon le plan factoriel F1-F2 au printemps, une enveloppe convexe entourant tous les points du nuage.
*Factorial Correspondence Analysis done on the Biological Ecological and Physiological Traits: A = feeding habits; B = trophic degree; C = saprobity. Distribution of the three riffles (S1, S2, S3) (disc) at the center of gravity of the samples (small square) as a function of the modalities on the F1*F2 factor plan in the spring. A convex envelope surrounds all the points.*

il convenait de nous interroger sur ses conséquences sur les peuplements macrobenthiques.

Dans un précédent travail (BEAUGER *et al.*, 2006), nous avons montré que les seuils, unités géomorphologiques caractéristiques des rivières alluviales, sont de bons outils pour analyser la macrofaune benthique, d'autant qu'ils se retrouvent partout. Leurs substrats minéraux, dont l'avantage est leur pérennité comparativement aux substrats végétaux, sont occupés par une macrofaune diversifiée qui regroupe des taxons polluo-sensibles en quantité suffisante pour caractériser de manière pertinente l'état du milieu, sans devoir analyser l'ensemble des habitats (dont ceux des mouilles, souvent difficiles d'accès). Partant de ce résultat, la présente étude a été organisée autour de trois seuils successifs, le seuil 1 servant de témoin. Au niveau du seuil 2, le lit de la rivière se trouvait érodé, exondant les couches profondes alluvionnaires à composantes sédimentaires plus fines, une bonne part de la composante la plus grossière étant piégée dans la gravière. L'augmentation des classes granulométriques au niveau du seuil 3 est probablement due à la recharge sédimentaire de la rivière liée à l'érosion des berges de cette zone alluviale. En conséquence, cette rupture de

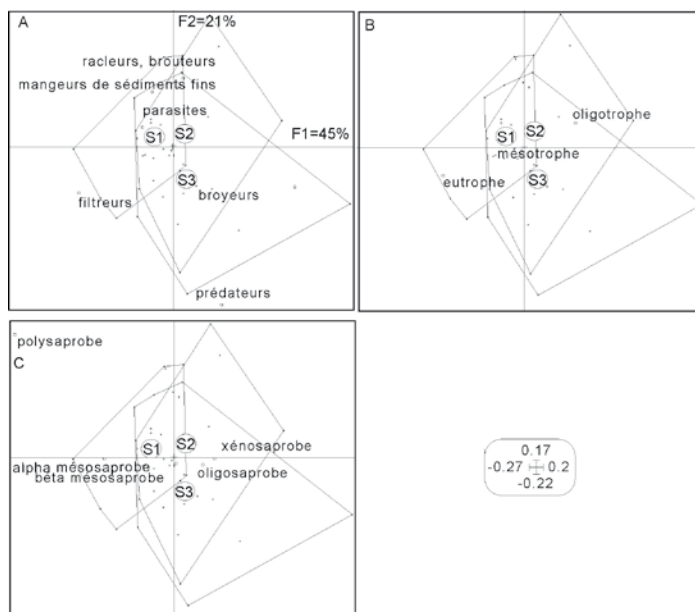


Figure 5. Analyse des Correspondances Floues réalisée sur le tableau des Traits Biologiques Écologiques et Physiologiques : A = mode d'alimentation; B = degré de trophie; C = Valeur saprobiale. Positions des 3 seuils (S1, S2, S3) (disque) au centre de gravité des relevés (petits carrés) en fonction des modalités selon le plan factoriel F1-F2 en été, une enveloppe convexe entourant tous les points du nuage.
*Factorial Correspondence Analysis done on the Biological Ecological and Physiological Traits: A = feeding habits; B = trophic degree; C = saprobity. Distribution of the three riffles (S1, S2, S3) (disc) at the center of gravity of the samples (small square) as a function of the modalities on the F1*F2 factor plan in the summer. A convex envelope surrounds all the points.*

la continuité sédimentaire a modifié partiellement les habitats des macroinvertébrés dans la partie aval de la zone d'étude, avec ses conséquences sur leur distribution.

Le printemps et l'été 2003 ont été exceptionnellement chauds et secs et la période d'étude n'a pas été hydrologiquement perturbée. Le pH et la conductivité étaient plus élevés au printemps, par rapport à l'été, en raison probable du soutien d'étiage lié à des eaux moins minéralisées provenant du barrage (bassin versant granitique et gneissique). Au printemps, en raison de la plus forte minéralisation ($>120 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) d'un bras mort situé à proximité et davantage connecté à cette saison, la conductivité était plus élevée en aval de la gravière.

Les macroinvertébrés sont à la fois plus nombreux et plus diversifiés en amont (seuil 1), mais aussi en aval éloigné (seuil 3). Leur moindre présence au niveau du seuil 2, peut s'expliquer par la faible représentation des substrats grossiers ($> 64 \text{ mm}$) que nous avons constatée, ceux-ci favorisant de fortes densités faunistiques (GILLER et MALMQVIST, 1998; MINSHALL, 1984). Ainsi des taxons tels que *Hydropsyche*, *C. lepida*, *Baetis*, *Serratella* ou encore *O. rhenana*, *Ecdyonurus* et *Heptagenia*,

sensibles à leur habitat et majoritairement présents sur les substrats grossiers de taille > 64 mm, ont fortement diminué (BEAUGER *et al.*, 2006). Parallèlement, l'augmentation de densité des *A. fluviatilis* et *Esolus* peut s'expliquer par une libération de place et/ou de nourriture. Les différences moins marquées entre le seuil 1 et le seuil 3 seraient liées en partie au rétablissement progressif de l'habitat qui se produit classiquement par érosion des berges en période de crue.

L'ancienne gravière agit comme un bassin de décantation temporaire pour les matières en suspension, qu'elles soient organiques ou minérales, avec ses conséquences indirectes sur les peuplements d'invertébrés, en particulier au printemps. Cette modification de la teneur en matières nutritives dans l'eau, démontrée par les TBEP, peut expliquer la diminution de la richesse et de la densité des macroinvertébrés benthiques en aval. En effet, au regard des modes d'alimentation, la présence de filtreurs en amont reflète la présence d'éléments nutritifs en suspension dans l'eau. En aval, la diminution de la densité de taxons filtreurs tels que *Hydropsyche*, *C. lepida* ou encore *Simuliini* est à rapprocher de ce phénomène, ceci pouvant aussi expliquer la diminution de *Rhyacophila s.s.* dont les proies potentielles sont en densité très faible (CUSHING et ALLAN, 2001). De plus, en aval, certains organismes, tels que les taxons racleurs-broueteurs *A. fluviatilis* ou *Esolus*, etc., peuvent se nourrir aussi du biofilm algal qui recouvre visiblement les sédiments à cet endroit. Des broyeurs comme *P. luteus* ou *Leuctra* ont à leur disposition les apports de la ripisylve (CUSHING et ALLAN, 2001; TACHET *et al.*, 2000). Le passage d'une eau de tendance mésotrophe (seuil 1) à oligotrophe (seuil 2), indique qu'il s'est produit en aval immédiat de la gravière une diminution de la quantité de substances organiques issues de la photosynthèse, puis un retour proche de la « normale amont » (seuil 3) comme le suggère la présence de taxons polluo-sensibles tels que *Perla*, *Isoperla* et *Perlodes* aux deux seuils aval. La valeur saprobiale illustre le phénomène de rétention des éléments nutritifs dans la gravière, le seuil 2 présentant une eau à tendance xéno- à oligosaprobe (particulièrement nette au printemps), alors que le seuil 1 est à tendance β à α -mésosaprobe, le seuil 3 reflétant une tendance de retour à la « normale amont ». L'atténuation des différences entre le printemps et l'été, nettement visible en considérant la liste taxonomique, sont à relier au cycle de vie des organismes, voire au soutien d'étiage du barrage de Naussac.

5. CONCLUSION

Cette étude, réalisée sur un tronçon de rivière alluviale impacté par une gravière, démontre qu'en piégeant la charge de fond et en agissant comme un bassin de décantation, la gravière modifie l'habitat des macroinvertébrés, induit une diminution de la richesse et de la densité du peuplement et souligne une fois de plus leur sensibilité aux changements des

caractéristiques de leur habitat. Ces résultats illustrent aussi le pouvoir résilient de ces organismes dont la restructuration s'est dessinée en moins d'un kilomètre. Dans la mesure où la DCE vise à prévenir de nouvelles détériorations, à protéger et améliorer le statut des écosystèmes aquatiques (IRVINE, 2004; LOGAN et FURSE, 2002), ces résultats montrent la nécessité de travailler dans des habitats physiques analogues de manière à obtenir, sans biais, une bonne estimation de l'état du milieu. Comme nous l'avons montré précédemment (BEAUGER *et al.*, 2006), c'est ce qu'offrent les seuils géomorphologiques présents dans toutes les rivières alluviales. De plus, ce sont bien des outils pertinents permettant d'analyser les changements de biodiversité de milieux, même légèrement modifiés comme celui que nous venons d'analyser.

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans le soutien logistique et l'aide du Docteur Patricia Reyes-Marchant et du Professeur Jean-Luc Peiry. Nous remercions particulièrement Madame Le Professeur Nicole Lair pour son aide précieuse au cours de la rédaction de cette étude.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BEAUGER A., N. LAIR, P. REYES-MARCHANT et J.-L. PEIRY (2006). The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiol.*, 571, 63-76.
- BORCHERDING J. et W. STURM (2002). The seasonal succession of macroinvertebrates, in particular the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), in the River Rhine and two neighbouring gravel-pit lakes monitored using artificial substrates. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 87, 165-181.
- BORCHERDING J., M. BAUERFELD, D. HINTZEN et D. NEUMANN (2002). Lateral migrations of fishes between floodplain lakes and their drainage channels at the Lower Rhine: diel and seasonal aspects. *J. Fish. Biol.*, 61, 1154-1170.
- CHARVET S. (1999). *Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité écologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés*. Thèse de Doctorat, Univ. Claude Bernard Lyon I, France, 77 p.

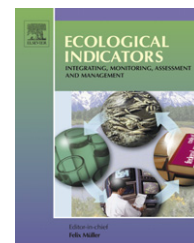
- CHURCH M. (1996). Channel morphology and typology. Dans: *River Flows and Channel Forms*. RESH V.M. et D.M. ROSENBERG (Éditeurs), Blackwell Science, Oxford, Grande-Bretagne, pp. 185-202.
- CUSHING C.E. et J.D. ALLAN (2001). *Streams, their ecology and life*. Academic press, San Diego, États-Unis, 366 p.
- DELEUZE J-M. (2004). *Gestion des cours d'eau et des berges*. GEODE, Toulouse, France.
- DOWNWARD S.R. (1995). Information for topographic survey. Dans : *Changing rivers channels*. GURNELL A. et G. PETTS (Éditeurs), WILEY et SONS (Éditeurs), Chichester, Grande-Bretagne, pp. 303-323.
- DUBIEN I. et C. BOUNI (1996). *Méthodologie pour l'évaluation et le suivi des extractions de granulats en zones humides*. Plan d'action pour les zones humides. Études préparatoires à la mise en place de l'observatoire national des zones humides. ASca, ONC, MNHN-IEGB, ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (DE-DNP), Paris, France, 59 p.
- GILLER P.S. et B. MALMQVIST (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, Grande-Bretagne, 287 p.
- GRIFF R. E. (2001). *How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine*. Thèse de Doctorat, Univ. Wageningen, Pays-Bas, 120 p.
- HAMMER Ø., D.A.T. HARPER et P.D. RYAN (2006). *PAST – PALaeontological STatistics*, ver. 1.38.
- IRVINE K. (2004). Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conserv: Mar. Freshwater Ecosyst.*, 14, 107-112.
- JURAJADA P., M. ONDRACKOVA et M. REICHARD (2004). Managed flooding as a tool for supporting natural fish reproduction in man-made lentic water bodies. *Fish. Manag. Ecol.*, 11, 237-242.
- KONDOLF G.M. (1997). Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environ. Manag.*, 21, 533-551.
- LOGAN P. et M. FURSE (2002). Preparing for the European Water Framework Directive making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 12, 425-437.
- MALAVOI J.R. et Y. SOUCHON (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 365/366, 357-372.
- MAPINFO (2005). *MapInfo 8 for Windows*. MapInfo Corporation.
- MINSHALL G.W. (1984). Aquatic insects – substratum relationships. Dans : *Ecology of aquatic insects*, RESH V.M. et D.M. ROSENBERG (Éditeurs), Blackwell Science, Oxford, Grande-Bretagne, pp. 358-400.
- NEUMANN D., C.R. SEIDENBERG-BUSSE, A. PETERMEIER, S.T. STAAS, F. MOOLS et J. RUTSCHKE (1996). Gravel-pit lakes connected with the River Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish. *Water Sci. Technol.*, 29, 267-271.
- PADMORE C.L., M.D. NEWSON et M.E. CHARLTON (1998). Instream habitat in gravel-bed rivers: identification and characterization of biotopes. Dans: *Gravel-bed rivers in the environment*. KLINGEMAN PC., R.L. BESCHTA, J.B. KOMAR et J.B. BRADLEY (Éditeurs), Water Resources Publications, Englewood, Colorado, États-Unis, pp. 345-364.
- PADMORE C.L. (1998). The role of physical biotopes in determining the conservation status and flow requirements of British rivers. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.*, 1, 25-35.
- ROSGEN D. (1996). *Applied river morphology*. Pagosa spring, Colorado, États-Unis, 344 p.
- RYAN P.A. (1991). Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *NZ J. Mar. Freshwater Res.*, 25, 207-221.
- SIMONT V. (2003). *Essai de quantification du transport de la charge de fond piégée dans une gravière capturée par le cours d'eau Allier*. Éléments de réflexion sur la gestion des gravières dans les plaines d'inondation. Mémoire de Diplôme d'Études Approfondies. Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand, France, 56 p.
- SPSS Inc. (1999). *SPSS version 10.0 for Windows*. SPSS Inc., Chicago, États-Unis.
- STAAS S. (1998). Das Jungfischauflkommen im Rheinstrom und in künstlichen Abgrabungsseen mit Anbindung an den Rheinstrom. *LOBF-Mitteilungen*, 2/98, 15-19.
- STAAS S. et D. NEUMANN (1994). Reproduction of fish in the lower river Rhine and connected gravel-pit lakes. *Water*

Sci. Technol., 29, 311–313.

STRAHLER A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. American Geophysic. Union*, 38, 913–920.

TACHET H., P. RICHOUX, M. BOUNAUD et P. USSEGLIO-POLATERA (2000). *Invertébrés d'eau douce*. Systématique, biologie, écologie. CNRS Éditions, Paris, France, 588 p.

THIOULOUSE J., D. CHESSEL, S. DOLEDEC et J.M. OLIVIER (1997). A multivariate analysis and graphical display software. *Stat. Comput.*, 7, 75–83.

available at www.sciencedirect.comjournal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolind

Keeping it simple: Benefits of targeting riffle-pool macroinvertebrate communities over multi-substratum sampling protocols in the preparation of a new European biotic index

A. Beauger*, N. Lair

Laboratoire de Géographie Physique et Environnementale, UMR 6042 CNRS, Maison de la Recherche, 4 rue Ledru, 63057 Clermont-Ferrand Cedex, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 April 2007

Received in revised form

6 July 2007

Accepted 14 July 2007

Keywords:

Multi-substrata

Mineral substrata

Pollution-sensitive

macroinvertebrates

Samples performance

ABSTRACT

The purpose of this study was to test the performance of a new sampling strategy for bioassessment of water quality. The macroinvertebrates living in the mineral substrata of geomorphological unit riffles strategy (MMS-GUR) concentrates sampling effort on certain geomorphologically and hydrobiologically representative units within survey sites and refines the level of taxonomic sorting of pertinent macroinvertebrate communities therein. Previous data have demonstrated that the mineral substrata of geomorphological unit riffles (GURs) harbour a wide variety of macroinvertebrates and pollution-sensitive taxa [Beauger, A., Lair, N., Reyes-Marchant, P., Peiry, J.-L., 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia* 571, 63–76]. These units are typical of alluvial rivers and are easily identified from the bank and easily sampled. The objectives of the present study were to specify the sampling effort required to obtain representative taxonomic data from these communities, and to compare the performance of the new protocol with that of an established multi-substratum sampling methodology (XS). Two sampling series were carried out on two rivers within the same hydro-ecoregion. Two separate data were compiled from each site, incorporating taxon lists and relevant biological, ecological and physiological trait (BEPT) information, one using conventional (XS) methodology and the other from the MMS-GUR protocol.

Macroinvertebrates sampled from three GURs of the River Allier ranged from pollution-tolerant to pollution-sensitive taxa. A comparison between the two methods (MMS-GUR and XS) conducted on the Allier and the Loire confirmed the validity of GURs as representative features, showing that pollution-sensitive taxa were better represented on mineral substrata and pollution-tolerant taxa were not over-estimated. The XS method is characterised by eight samples, while preliminary studies on the Allier suggested that a maximum of 13 samples were required to obtain sufficient taxonomic richness using the MMS-GUR methodology. However in river sections where pollution-sensitive taxa were numerous, the number of MMS-GUR samples required for analysis could be reduced to 10 or 8.

In the context of the EU Water Framework Directive and associated AQEM project, the MMS-GUR protocol may facilitate the comparison of different rivers by sampling

* Corresponding author.

E-mail addresses: aude.beauger@univ-bpclermont.fr (A. Beauger), nicole.lair@univ-bpclermont.fr (N. Lair).

1470-160X/\$ – see front matter © 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

doi:10.1016/j.ecolind.2007.07.003

macroinvertebrate communities from similar rhithron or epipotamon habitats and focussing on pollution-sensitive taxa. It has the further advantage of reducing the time and effort spent in sampling and sorting. Increasing the resolution of taxonomic information to the genus level may also improve the standard of water quality assessment.

© 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The Water Framework Directive of the European Union (WFD-2000/60/CE) aims to achieve “good ecological status” in EU rivers by 2015. To this end it recommends defining benchmarks for the status of water masses within the hydroecoregions (Logan and Furse, 2002; Irvine, 2004; Wasson et al., 2002). There is particular emphasis on areas where disruption by humans is minimal, and hydro-morphological parameters (such as hydrological regime and river continuity with its morphological variables) should also be taken into account (Wasson, 2001). The so-called AQEM project (*Development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates*) was proposed as a means of implementing the WFD (AQEM consortium, 2002). Its stated primary aim was “to develop a method capable of functioning Europe-wide, which will describe the condition of rivers as measured through their biology”. In practice, AQEM methodologies will be adopted as additional modules rather than replacements for pre-existing methods used in individual countries (Buffagni et al., 2001; Hering et al., 2004; Nijboer et al., 2004). There remains a need for a single, practically tested bioassessment protocol, applicable to all European rivers.

Among the many biotic indices and associated sampling methods used to assess water quality in different countries, none have the efficiency and breadth of applicability required for successful Europe-wide implementation (Solimini et al., 2000). The majority of biotic index methodologies result in sampling areas of variable length, and require animals to be collected from most of the substratum types present on the site. Such studies are typically labour intensive and not easily comparable. For example, the IBGN procedure normalized for France (AFNor T-90-350, 1992, modified 2004) and used in several neighbouring countries (Sandin et al., 2000; Fundación Prodti, 2003) and in Quebec, uses eight samples chosen in pairs of velocity/substratum combinations (including samples in

sand, stones, roots, macrophytes, etc.). In this method, macroinvertebrates are collected from sites whose length is equal to 10 times the width of the riverbed using Surber or hand-nets. If any of the eight specified substratum types are missing, the dominant substrata are duplicated, with additional sample(s) taken from other velocity class(es). Similar procedures are encountered in protocols for the Trent Biotic Index (Woodiwiss, 1964), the Biological Monitoring Working Party Score (BMWP) (Chester, 1980) and their derivatives.

Despite the sensitivity of macroinvertebrates to their habitat, none of these methods specify or favour particular ecological or geomorphological units for sampling, and the subsequent variability (from place to place and in the course of a river), distorts comparisons between sites (Ward, 1992). A sampling protocol that can yield comparable data applied across wide geographical areas would be of considerable benefit.

The macroinvertebrates living in the mineral substrata of geomorphological unit riffles (MMS-GUR) sampling protocol has been developed in order to fill this technical vacuum (Beauger et al., 2004, 2006). The protocol incorporates WFD perspectives and is applicable from headwaters to intermediate reaches and is characterised by its focus on a single hydromorphologically representative type of sampling area, the geomorphological unit riffle, or GUR. GU riffles, easy to recognize and access in situ, are characterised by shallow depth, high velocity and a wide range of particle grain-sizes.

Initial testing of the MMS-GUR protocol took place in a previous study on a section intermediate between rhithron and epipotamon of the River Allier in the Massif Central region of France (Beauger et al., 2006). The Allier is an alluvial river typical of the temperate zone, with straight and meandering channels and an intermediate gradient in which the bedload is a structuring process (Richards, 1976; Cosandey et al., 2003). The river comprises a succession of geomorphological units (GUs), comprising riffles and pools, which in turn exhibit several biotopes and hydrobiological habitats (Table 1).

Table 1 – Definition of the “small scale” biotopes within the “large scale” geomorphological units (GU) modified from Padmore (1998), Padmore et al. (1998), Malavoi and Souchon (2002) and according to our observations

GU	Biotopes	Description	Flow type
POOL	Lotic channel	Deep, fast-flowing water between riffle units	Scarcely perceptible flow
POOL	Lentic channel	Deep, slow water located at channel margins, adjacent to runs	Scarcely perceptible flow
RIFFLE	Boil	Turbulent region located between biotopes or in a mobile, unstable bed characterised by vertical “boils” or circular horizontal eddies visible at the water surface	Small broken or unbroken standing waves
POOL and RIFFLE	Riffle	Undular standing waves in which the crest faces upstream without “breaking”	Unbroken standing waves
POOL and RIFFLE	Run	Surface turbulence does not produce waves, but symmetrical ripples which move in a general downstream direction	Rippled

The preliminary study confirmed that GURs were typically densely populated and that they shelter sufficient pollution-sensitive taxa to represent the wider macroinvertebrate community. As such they compare favourably with other readily sampled unit types such as GU pools. The preliminary study showed that effective bioassessment can be achieved using only material sampled from the macroinvertebrate assemblages of the mineral substrata of GURs. The same study demonstrated that macrophyte habitats need not be retained as essential descriptors.

The MMS-GUR protocol is related to American sampling methods such as the “Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers” (RBPs), of Barbour et al. (1999) and the “Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring protocols for rivers and streams” (BMBM) of Plotnikoff and Wiseman (2001), both of which identify taxa to genus level. In the mono-habitat procedure of the RBPs, the samples are taken on the gravels of one or a succession of riffles. In the BMBM, a succession of four riffles are sampled (pools are sampled exceptionally).

The sensitivity of the MMS-GUR protocol has been increased by refining the taxonomic level of identification, a strategy that has previously been developed in several countries. The protocol incorporates a system for determining the sampling effort required to ensure adequate representation.

The aims of the present study were firstly to specify the sampling effort required to optimize taxonomic richness for bioassessment analysis and secondly to compare the

MMS-GUR protocol with a multi-substratum sampling method. Locating the studies on two different rivers also made it possible to test the effectiveness with which the two protocols distinguish differences in water quality.

2. Sites, material and methods

The three study sites were situated in the French hydroecoregion of “Massif Central South” (Wasson et al., 2002), on the River Loire and its main headwater tributary, the Allier, which runs parallel within in the same geographic area (Fig. 1).

The first site (site A) is a workshop site located 160 km from the source of the river and 400 m above sea level on southern part of a sedimentary plain, downstream from gorges (6th order, Strahler, 1957). The catchment area has a mainly gneissic/granitic geology and is scattered with pastures and fields, but overall anthropogenic impact is low. The river crosses a wide alluvial plain with many meanders. A unit stream power of 120 W m^{-2} indicates an important potential for transport, sufficient to mobilize gravels during floods (Beauger et al., 2006). The study site has a riverbed width of 40 m, and comprises three successive riffle-pool combinations in which the riffle mineral substrata were sampled. The study was carried out in late spring (3–10 June 2003) and summer (28–29 August 2003), following periods of hydrological stability (according to discharge data gathered by the official Water Agency Loire-Bretagne).

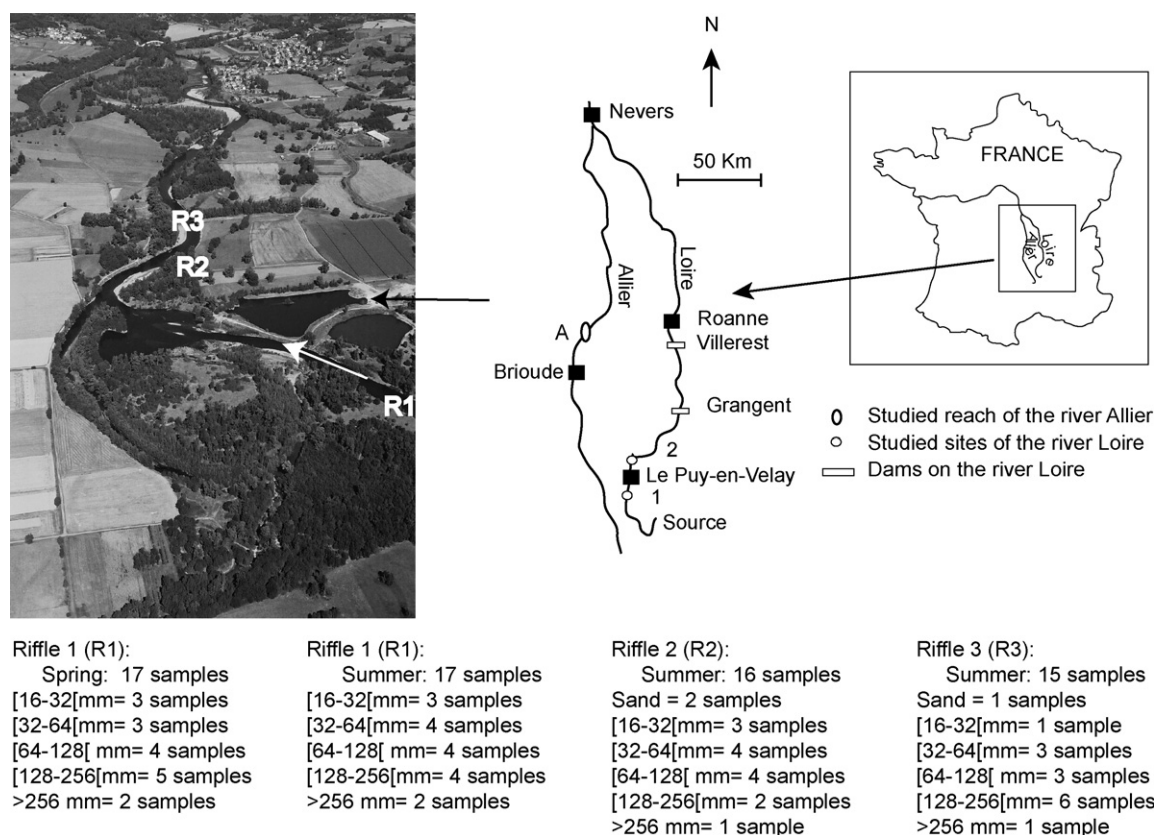


Fig. 1 – Localities of the sites studied on the Rivers Allier and Loire and distribution of the samples on the three riffles of the River Allier in spring and summer 2003.

The two other sites were situated on the River Loire. Both exhibit minimal anthropogenic perturbation (few inhabitants, poor farming) but are morphologically different from each other (Fig. 1). The site Loire 1 (L1) is situated in a gorge at 54 km from the source and 715 m above sea level (5th order). The second Loire site (L2) lies in an alluvial plain at 89 km from the source at 550 m above sea level (6th order). The catchment area of Loire 1 is mainly gneissic/granitic and essentially covered by forests, with a few pastures, while that of Loire 2 is mainly sedimentary, with scattered pastures and fields. As with site A on the Allier, both Loire sites contain riffles and pools in which the mineral habitats were sampled. The Loire sites were sampled in Spring (23 June 2006) following a period of hydrological stability.

The MMS-GUR protocol was used to analyse these three sites according to Beauger et al. (2006). Macroinvertebrates were collected from all the available GUR mineral substrata in each reach using a Surber net (sampling surface 0.05 m²). Following Malavoi and Souchon (2002), the particles were arranged in classes <8, [8–16], [17–32], [33–64], [65–128], [129–256], and >256 mm and, when possible, analysis on each set of particle classes was carried out in triplicate. The animals were sieved out in situ and preserved in 10% formaldehyde. As proposed in the BMWP, and according to Tachet et al. (2000), specimens were identified to the level of genus and subsequently rated for pollution sensitivity. The lists were also compiled at the family level to allow for comparison between methods.

The site A was used to specify the sampling effort and to compare the MMS-GUR protocol with a multi-substratum sampling method designated as “XS”. For comparative purposes, animals were identified to both genus and family level in both methods. Riffle 1 of site A was extensively studied in spring (17 samples), while the second (summer) study incorporated near identical sampling of all three riffles within the site (17, 16, and 15 samples respectively). Results from both seasons were entered into a database from which cumulative richness curves (genus level) were created using Estimate S Version 6.0b1 (Colwell, 2000). The combinations of samples from the two seasons were obtained from a random draw derived from the data for riffle 1. The same procedure was used for the data from riffle 2, before comparison between the three riffles. The results were interpreted on the statistical basis of “less than one new taxon per sample”: when two samples (for example: 10 and 11) differed by less than one taxon, the data was considered complete and no further samples were deemed necessary. The XS method is based on eight samples, so for comparative purposes a further eight samples were taken independently using the MMS-GUR protocol (spring data).

The optimized MMS-GUR protocol was then tested at the two Loire sites, using the number of samples indicated by the sampling effort study at the site A, and the results compared with those achieved using the XS sampling method.

On both rivers (Allier and Loire), the two sampling processes were compared in terms of the total richness recorded and by presence/absence of taxa at both genus and family levels. The presence/absence data from the late spring surveys was used to calculate a similarity matrix using the Jaccard coefficient, followed by a multidimensional scaling

(MDS). Four biological, ecological and physiological traits (BEPT) were retained: trophic level, degree of saprobity, maximum body size, and respiration mode. Using the log-transformed density, the value of each modality was calculated for the different sets of series samples. SPSS (SPSS Inc, 1999) and PAST 1.38 (Hammer et al., 2006) provided the software used for the different analyses.

3. Results

3.1. Characteristics of the Rivers Allier and Loire during the sampling processes

On the River Allier, the study was made during dry seasons, the water level fluctuating from 8 to 24 m³ s⁻¹ during the two sampling periods. The discharge was slightly lower in June than in August (spring gauge: 12 ± 2 m³ s⁻¹ and summer gauge: 17 ± 3 m³ s⁻¹), due to release from the Naussac reservoir upstream. The sampling areas were characterised by very diverse grain sizes (Fig. 1, Table 2).

The studies of the River Loire also took place during a dry period, with the discharges at each site remaining unchanged during the sampling period (2.4 ± 0.3 m³ s⁻¹ at site L1 and 3.7 ± 1.0 m³ s⁻¹ at site L2). At Loire 1, the grain-size classes collected for the MMS-GUR protocol ranged from sand to >256 mm (boulders). At Loire 2, they ranged from 32 to >256 mm. For the XS sampling method, macrophytes were sampled at Loire 1 but were absent from Loire 2, while mud was only present at Loire 2 (Table 2).

3.2. Taxonomic analysis and sampling effort determination (River Allier, site A)

The site A yielded good numbers of pollution-sensitive macroinvertebrates, as well as pollution-tolerant taxa. Among the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT), the Plecoptera were least numerous and were represented by Leuctridae (*Leuctra geniculata* with other *Leuctra* spp.) with some *Protonemoura* in spring and Perlodidae (*Isoperla*, *Perloides*) in both seasons. *Dinocras* was present in spring and *Perla* in summer. The Trichoptera were represented by *Brachycentrus*

Table 2 – Substrates collected for each sampling method at each site of the rivers Allier and Loire

	Site A		Site L1		Site L2	
	MMS-GUR	XS	MMS-GUR	XS	MMS-GUR	XS
Sand	1	1	2	1		1
<16 mm			1			
16–31 mm	2	1	2	2		2
32–63 mm	3	1	1		4	
64–127 mm	6	2	2	3	5	3
128–255 mm	1	1	3		3	
>256 mm			2	1	1	1
Macrophytes		1		1		
Organic detritus		1				
Mud						1

Table 3 – Data characteristics of the different riffles of the river Allier

	Spring		Summer	
	Riffle 1	Riffle 1	Riffle 2	Riffle 3
Number of samples	17	17	16	15
Total number of taxa	39	39	50	45
Number of pollution-sensitive taxa	7	5	6	7
Number of samples to stabilise the richness	8	8	13	11
The most pollution-sensitive families (Chloroperlidae, Perlidae, Perlodidae, Brachycentridae, Philopotamidae, Leuctridae, Glossosomatidae, Goeridae, and Leptophlebiidae) were retained.				

subnubilus, *Agapetus*, *Glossosoma* in spring, *Cheumatopsyche lepidia* and *Chimarra marginata* in summer and *Hydropsyche* spp. in both seasons, etc. Among the Ephemeroptera, *Leptophlebia* were recorded in summer, while *Baetis*, *Ephemerella*, *Rhithrogena*, etc. occurred in both seasons. The taxonomic richness measured in riffle 1 was similar in both spring and summer, but was consistently lower than in riffles 2 and 3. Riffles 2 and 3 sheltered an essentially pollution-tolerant fauna including representatives of the Oligochaeta, Planaridae and Coleoptera, with a few perlids recorded from riffle 3 only (Table 3).

The shape of the cumulative richness curves was similar for all the GURs that were studied (Fig. 2), but the number of samples required to produce representative taxonomic richness varied with both date and riffle (cf. Table 3). The test was done with 15 samples from each date and riffle, giving 20 series of combinations for riffles 1 and 2 (for riffle 3 it was not possible to make such combinations). In spring (riffle 1), the number of samples necessary to stabilize the taxonomic richness was eight (8 ± 0.6) (Fig. 2A). In summer, stabilization of richness data was also achieved with eight samples (8 ± 1.3) for riffle 1 (Fig. 2B), but riffle 2 required 13 samples (13 ± 0.7) (Fig. 2C) and the curve for riffle 3 levelled off at 11 samples (Fig. 2D). These results suggest that the minimum number of samples required to produce representative data from GURs ranges from 8 to 13 (average 10 samples).

3.3. Comparison between the MMS-GUR and XS methods in the Rivers Allier and Loire

At all sites, the range of macroinvertebrates recorded included both pollution-sensitive taxa such as *Perla*, *Oligoneurum maculatum*, *Brachycentrus* and *Leuctra* and pollution-tolerant taxa including *Baetis*, *Hydropsyche*, *Elmis*, *Ancyclus fluviatilis* and several chironomids, simuliids and oligochaetes. Both protocols occasionally yielded additional pollution-tolerant taxa that the other missed (Tables 4 and 5). The MMS-GUR protocol recorded very few molluscs at any site, but they were more abundant with the XS sampling method. The family level taxonomic comparison between the MMS-GUR and XS sampling methods gave identical results for the indicator groups (Brachycentridae at sites A and L2 and Perlidae at L1), but at the genus level, the mineral substrata of site L1 were seen to be richer than those at sites A and L2 following analysis of 10/13 samples (Table 6).

Depending on the method, analysis of pollution-sensitive taxa at genus level revealed more differences between sites

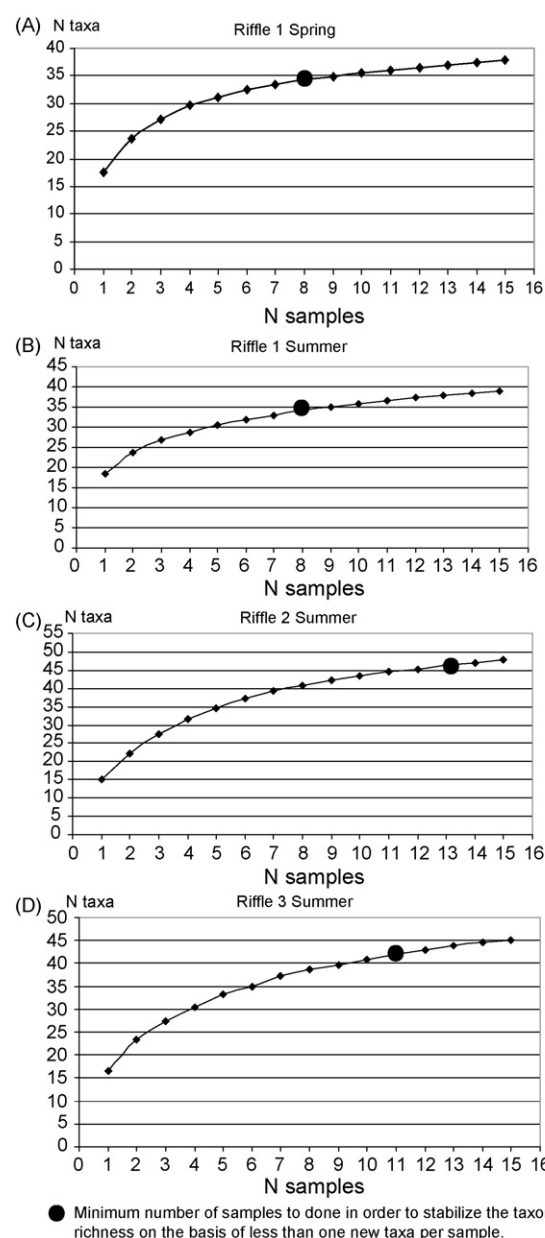


Fig. 2 – Richness cumulative curves analysed on the three successive riffles of the site A of the River Allier: (A) Riffle 1, spring; (B) Riffle 1, summer; (C) Riffle 2, summer; (D) Riffle 3, summer.

Table 4 – Taxa ranked according to their pollution-sensitivity and present on Loire 1

	MMS-GUR (8 samples)	MMS-GUR (10 samples)	MMS-GUR (13 samples)	XS method (8 samples)
<i>Arcynopteryx compacta</i>	+	+	+	–
Other Perlidae	–	+	+	–
<i>Chimarra marginata</i>	+	+	+	–
<i>Goera pilosa</i>	–	–	–	+
<i>Protonemura</i>	–	–	–	+
<i>Athripsodes</i>	+	+	+	–
<i>Mystacides</i>	–	–	–	+
<i>Setodes</i>	–	+	+	–
<i>Ophiogomphus</i>	–	+	+	–
<i>Limnephilini</i>	–	+	+	–
<i>Apheilocheirus aestivalis</i>	+	+	+	–
<i>Caenis</i>	–	–	–	+
<i>Micronecta</i>	–	–	–	+
<i>Gammarus</i>	+	–	+	–
<i>Dupophilus</i>	+	+	–	–
<i>Helophorus</i>	–	–	–	+
<i>Pseudocentropilum</i>	–	–	–	+
Tipulidae	–	–	–	+
<i>Atherix</i>	–	+	+	–
Hexatomini	–	+	+	–
<i>Liponeura</i>	+	+	+	–
Limoniini	–	+	+	–
Rhagionidae	–	+	+	–
<i>Pisidium</i>	–	–	–	+
<i>Bythiospeum</i>	–	–	–	+

than family level determination. At Loire 1 several pollution-sensitive taxa such as *Arcynopteryx compacta* or *C. marginata* were sampled only with the MMS-GUR protocol, while at sites A and L2, the XS sampling method yielded the only specimen of *Goera pilosa* recorded in this study. At site A several *Mystacides* and *C. lepida* appeared in MMS-GUR samples, while solitary individuals of *Lepidostoma hirtum* and *Halesus* were recorded with the XS method only. The MDS analysis carried out on the genus (and family level) taxon lists generated using both sampling methods (Fig. 3) were able to distinguish differences between the different rivers and also between sites

on the same river. At the family level, the differences resolved with the MMS-GUR protocol were more pronounced on the Loire, where the genus level provided significantly more information than the family level lists. This analysis also showed a difference between the taxonomic lists compiled using the MMS-GUR method and those resulting from the XS method (similarity around 50%). Whatever the number of samples, the taxonomic lists resulting from the MMS-GUR protocol were consistent (>70%).

The BEPT analysis gave a general view of the river quality with each site yielding mainly oligo to mesotrophic, and

Table 5 – Taxa ranked according to their pollution-sensitivity and present on Loire 2

	MMS-GUR (8 samples)	MMS-GUR (10 samples)	MMS-GUR (13 samples)	XS method (8 samples)
<i>G. pilosa</i>	–	–	–	+
<i>Ephemera</i>	–	–	–	+
<i>Epeorus</i>	–	–	–	+
<i>Heptagenia</i>	–	–	–	+
<i>Oecetis</i>	–	–	+	–
<i>Mystacides</i>	–	–	–	+
<i>Setodes</i>	–	–	+	–
<i>A. aestivalis</i>	–	–	–	+
<i>Gomphus</i>	–	–	–	+
<i>Micronecta</i>	–	–	–	+
<i>Macronychus</i>	+	+	+	–
<i>Stenelmis</i>	–	+	+	–
<i>Hydraena</i>	–	–	+	–
<i>Blepharicera</i>	–	–	+	–
Empididae	+	+	+	–
<i>Dugesia</i>	+	+	+	–
<i>Piscicola geometra</i>	–	–	–	+
Asellidae	–	–	–	+
<i>Bythiospeum</i>	–	–	–	+
<i>Physa fontinalis</i>	–	–	–	+

Table 6 – Total richness (family and genus level) and indicator groups (derived from the French normalised method) obtained with two sampling methods in the rivers Allier and Loire

Sampling method	Indicator group	Total richness (family level)	Total richness (genus level)
Site A			
MMS-GUR: 8 samples	Brachycentridae	22	35
MMS-GUR: 10 samples	Brachycentridae	23	37
MMS-GUR: 13 samples	Brachycentridae	23	37
XS: 8 samples	Brachycentridae	26	45
Site L1			
MMS-GUR: 8 samples	Perlidae	31	46
MMS-GUR: 10 samples	Perlidae	33	53
MMS-GUR: 13 samples	Perlidae	34	55
XS: 8 samples	Perlidae	34	52
Site L2			
MMS-GUR: 8 samples	Brachycentridae	26	40
MMS-GUR: 10 samples	Brachycentridae	27	41
MMS-GUR: 13 samples	Brachycentridae	29	45
XS: 8 samples	Brachycentridae	32	50

oligosaprobic to β -mesosaprobic taxa. The differences between the MMS-GUR protocol (with 8, 10 or 13 samples) and XS method (8 samples) were small, ranging from 1 to 6%. The MMS-GUR protocol recorded a greater proportion of oligotrophic and more xeno- to oligosaprobic taxa than the XS sampling method. The maximum body sizes varied from 5 to 20 mm in the majority and there was no significant difference in the modes of respiration between sites—all the macro-invertebrates collected exchange respiratory gases via tegument or gills (in the absence of statistical differences in these criteria, the data were not documented in the results).

4. Discussion

An efficient and broadly applicable bioassessment method for water quality must take into account the biophysical processes that influence the structure and dynamics of the river and its functioning modalities (Bunn and Davies, 2000; Souchon et al., 2002). However, with the aim of reducing costs, administrators are always seeking less exhaustive methods which are easy to apply, for example the RBPs applied in the

USA (Barbour et al., 1999) and Australia (Chessman, 1995). There are considerable advantages in a protocol that reduces sampling effort. The MMS-GUR protocol achieves this by focussing on pollution-sensitive taxa within the mineral substrata of Geomorphological Unit riffles (Beauger et al., 2004, 2006). Riffles generally shelter diversified faunas, and the mixing of surface water and groundwater that occurs within the upwelling zones of such units induces limited nutrient enrichment that may bring species-specific responses (Pepin and Hauer, 2002).

In the present study, the macroinvertebrates sampled in the GURs ranged from pollution-tolerant to pollution-sensitive taxa, with representative richness being obtained with no more than 13 samples. This is similar to the sampling effort required by the BMBM methodology, in which a single sample is equivalent to eight samples with the Surber. BMBM collectors take one sample from a succession of four riffles, equivalent to 16 of the samples used in the present study.

The macroinvertebrate community of GURs is distinctive (Boulton et al., 1998; Pepin and Hauer, 2002; Beauger et al., 2006), and it is not surprising that the results of the comparison of the MMS-GUR and XS methods reflect this. The MMS-GUR protocol yields lower richness at genus level than the XS sampling method in which a greater range of substrata including sand, roots, macrophytes, pebbles, silt, etc. can all be sampled. The multi-substratum samples taken during the current study contained a number of taxa not present in the mineral substrata MMS-GUR samples, for example *Bythiospeum* and *Micronecta* in sands, *Physa fontinalis* in mud, and *Thraulius bellus* in organic detritus. Unsurprisingly, the BEPT analysis showed that samples from mud, organic detritus or macrophytes all contain more β -, α -mesosaprobic and mesotrophic/eutrophic taxa than mineral substrata. However there is a tendency for XS sampling to overestimate pollution-tolerant taxa and thus underestimate water quality.

Both MMS-GUR and XS sampling methods were able to discriminate the peculiarities of individual sites within the same river. The different geological and morphological characteristics of the two sites on the River Loire were reflected in the invertebrate community data produced by both sampling methods. An advantage of the MMS-GUR

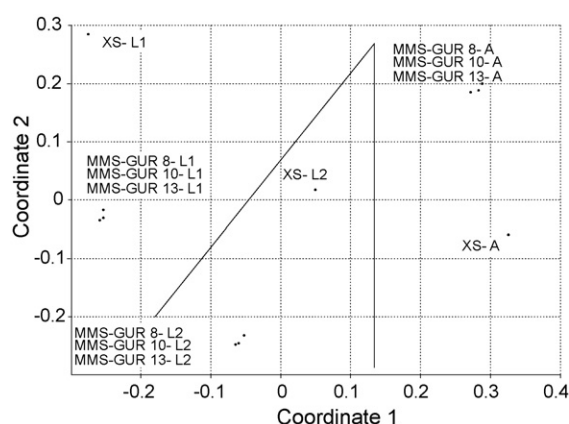


Fig. 3 – MDS ordinations showing the relationships between the different riffles of each site of the Rivers Allier and Loire (genus level).

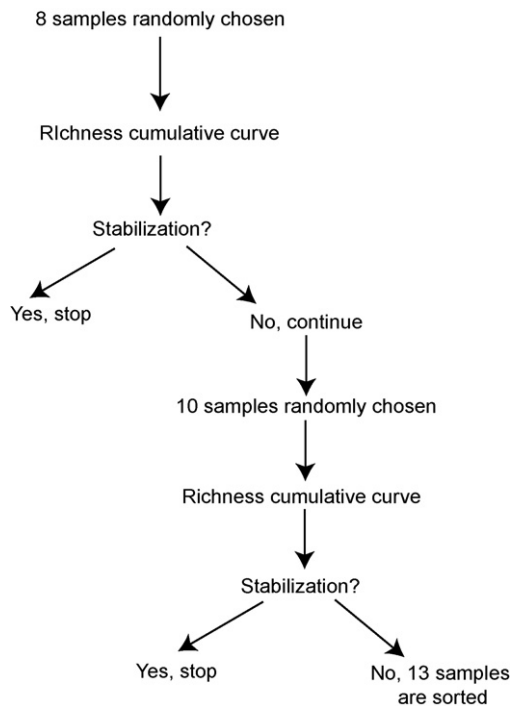


Fig. 4 – Protocol to simplify the number of samples to analyse after a sampling process based on 13 samples.

protocol is that it achieves this by sampling one habitat type, while the XS method requires sampling of a diverse range of substrata to achieve sufficient taxonomic richness for a reliable assessment. The results confirm that pollution-sensitive taxa are better represented by the MMS-GUR protocol than in the XS method. The overall picture of water quality provided by the MMS-GUR protocol is more detailed than that of the XS method, thanks to the identification of taxa to a more refined level. This confirms the results of [Compain and Céréghino \(2003\)](#) obtained in a wide drainage basin in France.

The initial results of the current study suggested that up to 13 MMS-GUR samples are required make an accurate assessment of water quality. However, in the interests of simplification, the effect of reducing this number was investigated. Assessments based on the average requirement of 10 samples appear to be valid, producing very similar taxonomic lists for the two rivers, using the same indicator groups and BEPTs. There is thus scope of significant simplification of future studies (see [Fig. 4](#)). An accurate bioassessment can be achieved using minimal effort by using a step-by-step analysis of successive cumulative richness curves (cf. [Fig. 2](#)). If the stabilisation is effective (less than one new taxon per sample) following inclusion of eight randomly chosen samples, the analysis could be stopped. If not, the analysis can continue to include additional samples (in this case up to 10 or 13) until satisfactory stabilisation is reached. Further simplification may be possible by, reducing the sorting process to take account of fewer taxa, for example focussing exclusively on the EPTC (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Coleoptera), which have previously been identified as integrative descriptors of ecosystem health both in the USA ([Barbour et al., 1996](#)) and in another area of France

([Compain and Céréghino, 2003](#)). This potentially useful refinement is currently the subject of further investigation.

5. Conclusion

The strong habitat sensitivity of the macroinvertebrate fauna makes them ideal indicators of ecosystem health. Of the various biotic index-sampling protocols that have been widely developed for use in rivers around the world, none are entirely applicable from source to mouth and the disparity of their methodologies makes direct comparison very difficult. The European Water framework Directive and AQEM project recognise the need for a single methodology that can be easily implemented in the bedforms of rivers across the temperate zone, but as yet none exists. The MMS-GUR protocol achieves the goal of reliable, comparable bioassessment data from 13 samples taken from characteristic sections of the study rivers. Geomorphological unit riffles are systematically present from upper to intermediate reaches of the river continuum (simplified in the headwaters), and offer a wide range of mineral substrata harbouring a highly diverse fauna, including pollution-sensitive taxa. This study has demonstrated that bioassessments achieved by sampling these mineral substrata alone compare favourably with those made using multi-substratum sampling methods. Further savings in terms of time and resources can be made by reducing the range of macroinvertebrate taxa being recorded while refining the level of taxonomic determination among the pertinent taxa to the genus level. While the possibility of sampling macroinvertebrates in the mineral substrata near the riverbanks of the potamal zone remains problematic and difficult to generalize, the successful rhithron to the epi-potamon assessment of the Loire presented here suggests the MMS-GUR protocol could be relevant in large zones extending from the hypo-crenon and rhithron to the epi-potamon.

Acknowledgments

We are grateful to H. Tachet for his very helpful suggestions that contributed to improvements in the manuscript. Thanks to the numerous contributors in the field and particularly Patricia Reyes-Marchant, Jean-Luc Peiry and Franck Vautier. The English was revised by Amy-Jane Beer.

REFERENCES

- AFNor, (1992) modified, 2004. Qualité de l'eau—Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T-90-350. 16 pp.
- AQEM consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S., Bastian, M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 15, 185–211.

- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, 2nd ed. EPA 841-B-99-002, U.S-Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp. 158.
- Beauger, A., Peiry, J.-L., Lair, N., Reyes-Marchant, P., 2004. Benthic macroinvertebrates assemblages into units on a gravel-bed river: example of the river Allier (France). Proceedings of the 5th International Symposium on Ecohydraulics, Aquat. habitats: Anal. Restauration 1097–1100.
- Beauger, A., Lair, N., Reyes-Marchant, P., Peiry, J.-L., 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia* 571, 63–76.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H., Valett, H.M., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29, 59–81.
- Buffagni, A., Kemp, J.L., Erba, S., Belfiore, C., Hering, D., Moog, O., 2001. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy). *J. Limnol.* 60, 39–48.
- Bunn, S.E., Davies, P.M., 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423, 61–70.
- Chessman, B.C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification, and a biotic index. *Aust. J. Ecol.* 20, 122–129.
- Chester, R.K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise. Dept. of Environ., Water Data Unit, Tech. Memorandum 19, 1–37.
- Colwell, R.K., 2000. Estimates Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 6.0b1.
- Compin, A., Céréghino, R., 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecol. Indic.* 3, 135–142.
- Cosandey, C., Bigot, S., Dacharry, M., Gille, I., Laganja, R., Salvador, P.G., 2003. *Les Eaux Courantes*. Belin Editions, Paris, pp. 240.
- Fundación Prodti, 2003. Desarrollo de la metodología y normalización de ensayos de determinación de los índices de diversidad ecológica en los ríos andaluces de acuerdo a la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE de la Unión Europea. 90 p.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2006. PAST—Palaeontological Statistics, version 1.38.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonschot, P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516, 1–20.
- Irvine, K., 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 14, 107–112.
- Logan, P., Furse, M., 2002. Preparing for the European Water Framework Directive making the links between habitat and aquatic biota. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 12, 425–437.
- Malavoi, J.R., Souchon, Y., 2002. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière: clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bull. Fr. Pêche et Pisc.* 365/366, 357–372.
- Nijboer, R.C., Johnson, R.K., Verdonschot, P.F.M., Sommerhäuser, M., Buffagni, A., 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516, 91–105.
- Padmore, C.L., 1998. The role of physical biotopes in determining the conservation status and flow requirements of British rivers. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* 1, 25–35.
- Padmore, C.L., Newson, M.D., Charlton, M.E., 1998. Instream habitat in gravel-bed rivers: identification and characterization of biotopes. In: Klingeman, P.C., et al. (Eds.), *Gravel-bed rivers in the environment*, vols. 345–364. Water Resources Publications, Englewood, Colorado.
- Pepin, D.M., Hauer, F.R., 2002. Benthic responses to groundwater-surface water exchange in 2 alluvial rivers in northwestern Montana. *J. North Am. Benthol. Soc.* 21, 370–383.
- Plotnikoff, R., Wiseman, C., 2001. Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocols for Rivers and Streams: 2001 Revision. Publ. No. 01-03-028. Dept. Ecology. Olympia, WA. 34 pp.
- Richards, K.S., 1976. The morphology of riffle-pool sequences. *Earth Surf. Process* 1, 77–88.
- Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Hering, D., Johnson, R., 2000. Stream assessment methods, stream typology approaches and outlines of a European stream typology. Contract No. EVK1-CT1999-00027, 43 pp.
- Solimini, A.G., Gulia, P., Monfrinotti, M., Carchini, G., 2000. Performance of different biotic indices and sampling methods in assessing water quality in the lowland stretch of the Tiber River. *Hydrobiologia* 422/423, 197–208.
- Souchon, Y., Andriamahefa, H., Breil, P., Albert, M.B., Capra, H., Lamouroux, N., 2002. Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosystèmes: couplage des recherches physiques et biologiques sur les cours d'eau. *Nat. Sci. Soc.* 10, 26–41.
- SPSS Inc, 1999. SPSS version 10.0 for Windows. SPSS Inc., Chicago.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Am. Geomorph. Union Trans.* 38, 913–920.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, pp. 588.
- Ward, J.V., 1992. Biology and habitat. In *Aquatic Insect Ecology* 1. John Wiley & Sons., New York, pp. 438.
- Wasson, J.G., 2001. Les questions de la recherche posées par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau: problématique pour les eaux de surface continentales. *Hydroécologie Appliquée* 13/1, 1–19.
- Wasson, J.G., Chandesris, A., Pella, H., Blanc, L., 2002. Définition des Hydro-écorégions françaises métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Rapport Cemagref Lyon BEA/LHQ et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction de l'Eau. in press.
- Woodiwiss, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 11, 443–447.

LEXIQUE

Biotope : Ces unités décrivent l'environnement physique en référence aux caractéristiques de l'écoulement (hauteur d'eau, vitesse, turbulence de l'écoulement).

Habitat : Il décrit l'environnement local au sens habitat biologique (sables, galets, macrophytes, etc.), en relation avec la hauteur d'eau et la vitesse de l'écoulement mesurées au niveau du substrat.

Mouille : Ce sont des zones de concentration de l'énergie en crue et donc de surcreusement et d'affouillement. Par contre, en période de basses eaux, soumises à des courants lents, elles verront s'accumuler la matière en suspension d'origine minérale ou organique entraînant un colmatage du fond. Cette unité géomorphologique est, elle aussi, constituée d'un assemblage de biotopes, dans lesquels radiers et plats sont aussi présents. Mais ce sont surtout les zones d'eaux profondes, lenticues ou lotiques qui les caractérisent.

Plat : Biotope à écoulement uniforme présentant des vaguelettes à la surface de l'eau.

Radier : Avec la baisse de profondeur correspondant à la remontée de l'onde sinusoïdale du profil en long, le plat devient un radier. C'est un biotope à turbulence plus forte que pour le plat liée à la présence de substrat sub-affleurant.

Rapide : A la rupture de pente, marquant la limite aval du seuil, se localisent parfois des rapides qui témoignent de la dissection du seuil par érosion régressive lors de la décrue. C'est un biotope à turbulence plus forte que pour le plat et le radier avec des vaguelettes brisées.

Secteur : C'est un tronçon de rivière de quelques kilomètres de long.

Seuil : C'est le seuil au sens géomorphologique du terme défini comme une construction naturelle organisée par la rivière et constituée d'un empilement de grains grossiers alignés diagonalement ou transversalement (Degoutte, 2006). Il est constitué de trois biotopes : le plat, le radier et le rapide. Ce sont des zones de dissipation de l'énergie induisant le dépôt et l'accumulation des sédiments en période de crue. Le seuil est influencé par des phénomènes d'échanges hydrologiques dans le milieu hyporhéique : infiltrations en tête de la géoforme (« downwelling ») et remontées de l'eau en aval (« upwelling »).

Site atelier : C'est la portion de rivière, d'une centaine de mètres de longueur, retenue pour l'expérimentation *in-situ*.

Station : La station, d'une dizaine de mètres de long, est réduite à un seuil géomorphologique.

Unités géomorphologiques : Ce sont des irrégularités de grande amplitude dans le profil en long appelées seuils et mouilles dans les rivières alluviales.



Résumé :

Un protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques indicateurs de la qualité des cours d'eau a été mis en place sur le site atelier Allier et un linéaire de la Loire amont. Celui-ci a permis de désigner les unités géomorphologiques seuil comme meilleur lieu d'échantillonnage. Comparativement aux méthodes existant dans divers pays, le protocole MMS-GUR (« Macroinvertebrates living in the Mineral Substrates of the Geomorphological Unit Riffle ») présente les avantages suivants : 1) facilité de repérage des seuils et meilleure accessibilité que les autres géoformes. 2) Aire d'échantillonnage réduite. 3) Echantillonnage de surfaces identiques grâce à l'utilisation du filet Surber. 4) Protocole applicable de la source à la disparition des seuils. 5) Gain de temps répercuté sur le coût tant sur le terrain qu'en laboratoire (détermination au genre mais réduction possible aux EPT). 6) Possibilité de comparer un ensemble de rivières dans des conditions analogues.

Mots-clés : rivière à charge de fond graveleuse ; seuil géomorphologique ; méthode d'échantillonnage ; qualité de l'eau ; macroinvertébrés benthiques.

Abstract:

A sampling protocol of the benthic macroinvertebrates (indicator of the water quality) was established on a study site of the River Allier and on an upstream longitudinal reach of the River Loire. It appeared that the geomorphological unit riffle was the best unit for sampling. Compared with sampling methods used in other countries, the protocol MMS-GUR (« Macroinvertebrates living in the Mineral Substrates of the Geomorphological Unit Riffle ») has some advantages: 1) *in-situ* it is easy to locate the riffle and this unit is easier to access than other GUs. 2) Choose the riffle as sampling unit allows reducing the sampling area. 3) Using of Surber net allows sampling similar surface areas. 4) The application of this sampling protocol is possible from the source to the disappearance of the riffle. 5) The saving of time *in-situ* or in laboratory (genus determination but possibility to reduce to EPT) is reflected on the cost. 6) It is possible to compare rivers in similar conditions.

Key words: gravel-bed rivers; geomorphological unit riffle; sampling method; water quality; benthic macroinvertebrates.

