

**UNIVERSITE TOULOUSE III – PAUL SABATIER
U.F.R. SCIENCES DE LA VIE ET DE LA TERRE**

T H E S E

en vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE TOULOUSE
délivré par l'Université Toulouse III – Paul Sabatier

Discipline : Ecologie des systèmes aquatiques

présentée et soutenue

par

Arthur COMPIN

Le 18 décembre 2006

**Distribution spatiale des invertébrés benthiques du réseau
hydrographique Adour-Garonne.
Modélisation et impact de l'anthropisation.**

DIRECTEURS DE THESE

Professeur R. Céréghino
Professeur P. Lavandier

JURY

M. Jean-Gabriel Wasson , Directeur de recherche, CEMAGREF, Lyon	Rapporteur
M. Bruno Rossaro , Università degli Studi di Milano, Milan, Italie	Rapporteur
Mme Françoise Burel , Directeur de recherche, CNRS, Rennes	Rapporteur
M. Régis Céréghino , Professeur, Université Paul Sabatier, Toulouse III	Examineur
M. Pierre Lavandier , Professeur, Université Paul Sabatier, Toulouse III	Examineur
M. Eric Chauvet , Directeur de recherche, CNRS, Toulouse	Examineur, Président

Remerciements

Je remercie les professeurs J.L. Rols et P. Auriol, directeurs du Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes et du Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux ainsi que les membres des équipes auxquelles j'ai appartenu d'avoir permis que j'effectue ce travail de thèse parallèlement à mon activité professionnelle.

Je remercie également les Professeurs R. Céréghino et P. Lavandier d'avoir accepté de diriger ce travail.

J'exprime ma reconnaissance aux personnes qui ont accepté de juger et de participer au jury de cette thèse.

Ce travail présente des résultats issus de collaborations et je remercie à ce titre les professeurs S. Lek, Y.S. Park, N. Giani et R. Céréghino ainsi que les docteurs J. Cayrou et Y. Reyjol.

Un grand merci à tous ceux, petits, grands, gros, jeunes ou vieux, français, algériennes, espagnoles, basques, anglaises ou italiens, ariégeois des plaines ou des cimes, aveyronnais, tarnais, lotois, parisiens ou marseillais et que sais-je encore, qui ont contribué à entretenir la biodiversité de ce laboratoire, le rendant le plus souvent propice au travail et à la bonne humeur.

J'ai enfin une énorme pensée pour Malvina dont le ventre de plus en plus rond a sûrement été le facteur principal dans l'achèvement de ce manuscrit, ainsi que pour Carvel. Ils me rappellent chaque jour que l'importance d'une thèse est toute relative.

Sommaire

Introduction	7
I Le réseau hydrographique Adour – Garonne	11
I.1 Une grande variété naturelle	11
I.2 De fortes pressions anthropiques.....	12
I.3 Un système complexe	14
II L'utilisation de données existantes	17
II.1 Introduction	17
II.2 La base de données Adour - Garonne	17
II.2.1 Principes.....	17
II.2.2 Contenu	19
II.2.3 Sélection des données	22
II.3 Quand la BD devient SIG	22
III Biotypologie des cours d'eau	25
III.1 Introduction	25
III.2 Le pool d'espèces régional	28
III.3 Associations spécifiques pour la typologie des cours d'eau ..	30
III.3.1 AFC	31
III.3.2 SOM	32
III.4 Structure spatiale de la diversité.....	35
III.4.1 A l'échelle d'un grand cours d'eau.....	35
III.4.2 A l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique.....	35
III.4.3 Prédiction de la diversité à partir de variables physiques	37
III.5 Discussion.....	38

IV	Impacts des activités humaines	43
IV.1	Introduction	43
IV.2	Sensibilité de la richesse des EPTC à différents types de perturbations.....	45
IV.2.1	Vers un indice de qualité biologique	47
IV.3	Impacts humains sur la structure spatiale en groupes fonctionnels.....	49
IV.4	Discussion	53
V	Conclusion générale	57
VI	Références bibliographiques	61
VII	ANNEXE 1 – Publication 1	69
	CAYROU, J., <u>COMPIN, A.</u> , GIANI, N, CEREGHINO, R. 2000. Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour – Garonne (France). <i>Annales de Limnologie</i> 36 : 189-202.	
VIII	ANNEXE 2 – Publication 2	85
	<u>COMPIN, A.</u> , Y. S. PARK, S. LEK, and R. CEREGHINO. 2005. Species spatial distribution and richness of stream insects in south-western France using artificial neural networks with potential use for biosurveillance. Pages 221-238 in S. Lek, M. Scardi, P. F. M. Verdonschot, J. P. Descy, and Y. S. Park, editors. <i>Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems</i> . Springer-Verlag, Berlin, Germany.	
IX	ANNEXE 3 – Publication 3	109
	<u>COMPIN, A.</u> & CEREGHINO. 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). <i>Ecological Indicators</i> 3 : 135-142.	
X	ANNEXE 4 – Publication 4	119
	<u>COMPIN, A.</u> & CEREGHINO, R. 2007. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land use in Southwestern France. <i>Landscape Ecology</i> 22 :1215-1225.	
XI	ANNEXE 5 – Liste d'espèces	131

Introduction

Les grands réseaux hydrographiques fluviaux drainent de vastes territoires, ils véhiculent et ramènent à l'océan une grande partie de ce que l'eau issue des précipitations érode et transporte à la surface du continent (Angelier 2000). Les cours d'eau qui les constituent sont le reflet des paysages qu'ils traversent (Hynes 1975). Ce sont également des écosystèmes au sein desquels vivent de nombreux organismes, leur diversité dépendant étroitement de l'hétérogénéité des habitats disponibles. La croissance démographique et le développement économique vont de pair avec une augmentation sensible des besoins en eau douce pour les activités humaines qui exercent une pression de plus en plus forte sur les milieux aquatiques continentaux. Le déclin de la biodiversité y est bien plus grand que dans les écosystèmes terrestres (Sala *et al.* 2000). En Europe, il n'existerait plus qu'un cours d'eau de taille significative (le Flume Tagliamento, Italie) qui s'écoule dans des conditions naturelles (Ward *et al.* 1999).

La directive du 23 octobre 2000 adoptée par le Conseil et par le Parlement Européen (DCE 2000) établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle définit des objectifs de bon état écologique des cours d'eau à l'horizon 2015. L'état écologique se référant « à la structure et au fonctionnement des écosystèmes aquatiques » ; l'évaluation en repose donc principalement sur les communautés (Roche *et al.* 2005). De plus dans le cas de la DCE, comme dans ceux de beaucoup de programmes de gestion dans le monde, le « grand réseau hydrographique » est clairement désigné comme l'échelle d'étude adaptée. La compréhension de la structure et fonctionnement des écosystèmes à différentes échelles de perception outre son intérêt fondamental rejoint donc les besoins actuels de gestion intégrée des problèmes d'environnement régionaux ou globaux (Cammeraat 2002). et s'appuie nécessairement sur des connaissances scientifiques solides (Poff *et al.* 1997)

Les défis majeurs pour les écologistes sont alors d'une part, de développer des outils d'évaluation de l'état écologique des cours d'eau reposant sur la structure et surtout sur le rôle fonctionnel des communautés (bio-indicateurs) (Bunn & Davies 2000; Lecerf *et al.* 2006). D'autre part de dégager et d'interpréter des modèles de distribution spatiale de la biodiversité (Omernik & Bailey 1997; Ormerod *et al.* 1999). Ces modèles pour être applicables à des aires géographiques étendues doivent avoir pour trame une classification des cours d'eau en régions homogènes du point de vue de leur écologie.

Parmi les organismes vivant dans les écosystèmes d'eau courante les invertébrés benthiques forment des communautés très diversifiées ; ils représentent par exemple 70% des espèces animales répertoriées dans les eaux continentales européennes (Illies 1978). Leur taille

et leur abondance rendent leur prélèvement et leur observation relativement aisés (Cummins *et al.* 1984). Ils sont présents dans toutes les eaux douces du globe et représentent des groupes taxonomiques suffisamment diversifiés pour que leur signification biogéographique soit interprétable. Un grand nombre d'espèces présentent en outre des spectres de répartition étroits, et constituent des formes caractéristiques pour la classification biologique des milieux courants (Illies & Botosaneanu 1963).

Les invertébrés benthiques ont un rôle fonctionnel important en contribuant aux flux d'énergie et de nutriment (Covich *et al.* 1999), la composition comme la richesse spécifique de la communauté sont sensibles à l'impact des activités humaines sur les cours d'eau (Resh & Jackson 1993), ils constituent donc de bons candidats pour l'évaluation biologique de la qualité des cours d'eau (Hellowell 1978; Rosenberg & Resh 1993).

A l'échelle d'un grand réseau hydrographique, la compréhension de la structure des communautés d'invertébrés benthiques repose nécessairement sur l'exploitation de données existantes. L'analyse globale de résultats produits par des travaux indépendants offre une information beaucoup plus riche pour tester les théories écologiques qu'une étude unique. Elle peut aussi révéler des relations et des problématiques émergentes (Vinson & Hawkins 1998). Aujourd'hui, l'accumulation de données faunistiques produites par des décennies d'études écologiques coïncide avec des progrès importants de la technologie dans les domaines de l'imagerie aérienne et satellitaire, et de l'informatique. Chacun peut accéder à des ensembles de mesures biotiques et abiotiques pour de vastes zones d'étude et les cumuler aux données existantes en les organisant dans des Systèmes d'Information Géographiques (Host 2005). L'informatique offre également la puissance de calcul indispensable à la mise en œuvre des analyses multivariées nécessaires à l'interprétation écologique des grands jeux de données ainsi obtenus.

Dans le bassin Adour-Garonne, les laboratoires d'écologie aquatique de l'Université de Toulouse ont depuis plus de trente ans été des observateurs privilégiés des communautés d'invertébrés benthiques, qui ont fait l'objet de nombreux programmes de recherche et ont donné lieu à un grand nombre de publications. Parallèlement aux études scientifiques, les réseaux régionaux et nationaux de surveillance et de gestion des cours d'eau produisent une quantité de données locales importante. C'est dans la synthèse de l'ensemble de ces données au sein d'une base de données relationnelle que ce mémoire prend sa source.

Ce travail a pour but d'apporter une contribution à la compréhension du fonctionnement écologique des grands hydrosystèmes actuels en analysant la distribution spatiale des invertébrés

aquatiques à l'échelle régionale des réseaux hydrographiques de l'Adour et de la Garonne . Il s'appuie sur une sélection de quatre publications dont je suis l'auteur ou le co-auteur (annexes 1-4), et sur un document synthétique composé de 5 parties qui les précède et en reprend les principaux résultats. Les deux premières parties de ce document ont pour objets la présentation de la zone d'étude (I), ainsi que l'origine des données faunistiques et environnementales utilisées (II). Dans les parties suivantes (III, IV, et V) nous tentons de répondre aux questions énoncées ci dessous :

- Quelle est la diversité des invertébrés benthiques du bassin Adour Garonne ?
- Les assemblages plurispécifiques locaux permettent-ils de caractériser des aires géographiques plus vastes, homogènes du point de vue de la composition ou de la diversité de leurs communautés (Biotypologie) ?
- Peut on mesurer l'influence des activités humaines sur les écosystèmes d'eau courante à travers les variations de la richesse spécifique, ou de traits fonctionnels des communautés benthiques (Bio-indication) ?

I Le réseau hydrographique Adour-Garonne

Les données chiffrées présentées dans ce chapitre proviennent du document de synthèse sur l'état des ressources en eau (AEAG 2005) produit par le Comité de Bassin Adour Garonne en application de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2000).

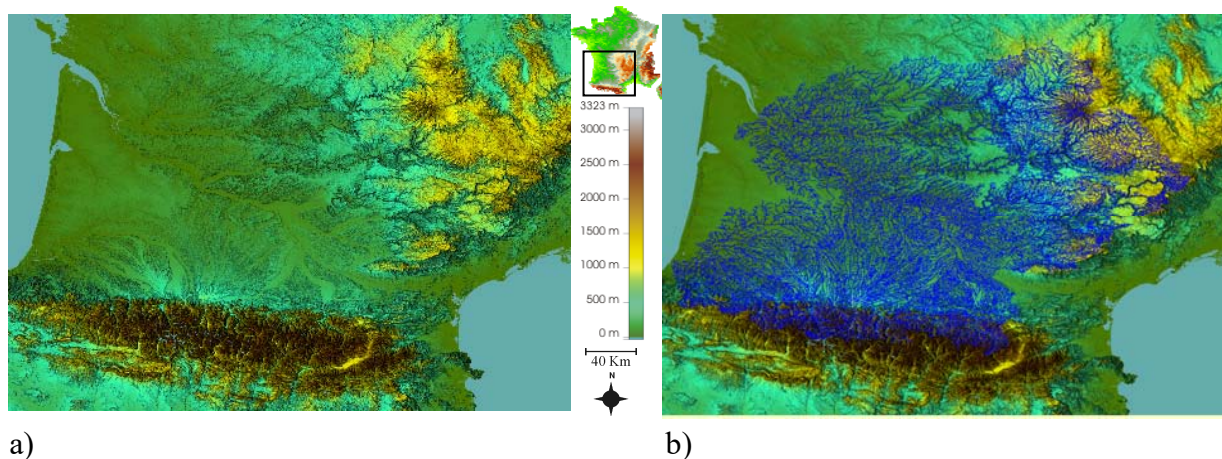


Figure 1. Le bassin Adour-Garonne, a) sa géomorphologie et b) son réseau hydrographique.

I.1 Une grande variété naturelle.

Le "bassin Adour-Garonne" comprend les réseaux hydrographiques de la Garonne, de l'Adour et de leurs affluents ainsi que leurs bassins versants (Fig. 1b). Il est situé dans le quart sud-ouest de la France et s'étend sur 108 000 km², soit environ un cinquième de la superficie du territoire national. Administrativement, la circonscription du bassin Adour-Garonne comprend en totalité les régions Aquitaine et Midi-Pyrénées et en partie les régions Auvergne, Languedoc-Roussillon et Limousin. Ses limites naturelles s'étendent depuis les régions montagneuses du Massif Central au nord et des Pyrénées au sud jusqu'aux côtes de l'océan atlantique à l'ouest en traversant les plaines alluviales de la Garonne et de l'Adour.

Il tombe environ 90 milliards de m³ d'eau par an sur le bassin Adour-Garonne et on estime que l'ensemble des écoulements superficiels représente en moyenne 35 milliards de m³ par an dont 28 milliards de m³ pour les bassins de la Garonne et de la Dordogne.

Cette eau est répartie dans 104 000 km de cours d'eau, permanents ou non (Fig. 1b), soit une densité est proche de 1 km de cours d'eau par km². Leur répartition est cependant très inégale et peut varier du simple au double selon les sous-bassins considérés. Les principaux cours d'eau sont :

- la Garonne et ses affluents : 62 000 km (la Garonne est le 3^e fleuve français par ses débits : 700m³/s au Bec D'Ambès, à la confluence avec la Dordogne)
- l'Adour et ses affluents : 21 000 km

- la Dordogne et ses affluents : 21 000 km

Ces cours d'eau structurent le paysage dont ils sont un élément important comme l'attestent le découpage des vallées Pyrénéennes, les gorges dans les régions karstiques sur les contreforts du Massif Central et les zones de fluctuation des lits de la Garonne, de l'Adour et de leurs affluents en plaine (Fig. 1a).

Les régimes des cours d'eau résultent des caractéristiques météorologiques et géomorphologiques de la région. Les moyennes annuelles de précipitations pour le bassin Adour-Garonne varient de 600 mm, dans la région moyenne de la vallée de la Garonne, jusqu'à 2000 mm sur le relief. La quantité de précipitations diminue assez rapidement avec le relief à l'est de la chaîne pyrénéenne, de façon plus progressive à l'ouest où se font sentir les influences atlantiques. La température moyenne annuelle de l'air est comprise entre 13°C, en plaine et -1,3°C au Pic du Midi de Bigorre à 2860m.

Cette variabilité impose aux cours d'eau des écoulements très nuancés. Mais ils peuvent, pour l'essentiel, se regrouper autour du régime pluvial océanique, caractérisé par de hautes eaux en hiver et de basses eaux en été. C'est la conséquence d'influences océaniques dominantes, porteuses de précipitations qui pénètrent par la façade atlantique dans un bassin grand ouvert et abondent sur les reliefs du Massif Central à l'ouest et des Pyrénées au sud.

Les cours d'eau montagnards, par le jeu combiné de l'altitude et de la température de l'air, ont un régime pluvionival, caractérisé par de hautes eaux au printemps et de basses eaux de fin d'été et d'hiver (bassins versants de la Garonne et de l'Adour aux altitudes supérieures à 1500 mètres). La Garonne a un régime dit complexe. Trait d'union des systèmes hydrologiques des deux massifs montagneux, la Garonne, née pyrénéenne avec un régime pluvionival, voit ses écoulements fortement modifiés par les apports de ses affluents de régime pluvial océanique (Tarn et Lot, issus du Massif Central).

1.2 De fortes pressions anthropiques.

Démographie

Le bassin Adour-Garonne abrite près de 6,5 millions d'habitants, soit une densité moyenne de 57 habitants/km². Il est peu peuplé relativement à l'ensemble du territoire national (densité moyenne de 110,12 habitants/km² en 2005). Il contient en revanche tout ou partie des régions de France métropolitaines dont les taux de croissance démographique sont les plus élevés (Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées et Aquitaine), ainsi que deux des agglomérations parmi les 10 plus importantes, Toulouse et Bordeaux (plus de 900 000 habitants chacune). D'autre part

le bassin, en raison de son fort attrait touristique, héberge une population saisonnière importante estimée à 3 millions d'habitants.

Les usages de l'eau

L'eau constitue une ressource essentielle pour un certain nombre d'activités humaines (Fig. 2). Dans le bassin Adour Garonne cette eau est prélevée majoritairement dans l'écoulement superficiel qui s'en trouve donc modifié en termes de quantité.

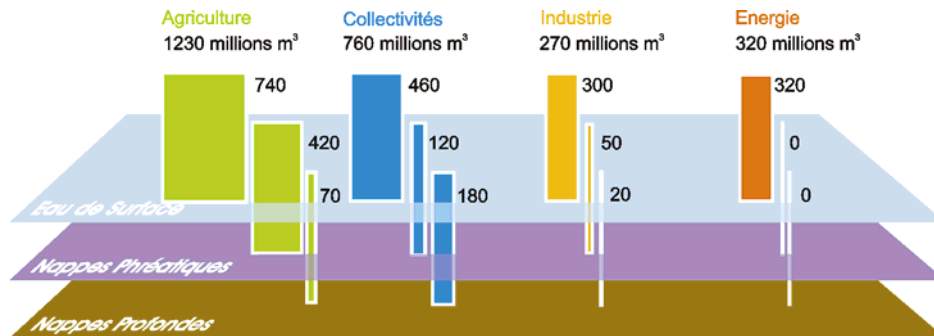


Figure 2. Provenance et répartition de l'eau selon les différents types d'usages.

45% de l'eau prélevée va aux activités agricoles, contre 12% à l'échelle de la France entière. Ces chiffres soulignent l'importance de l'agriculture dans le bassin où les terres cultivées occupent une grande partie du territoire au détriment des paysages naturels (Fig. 3).

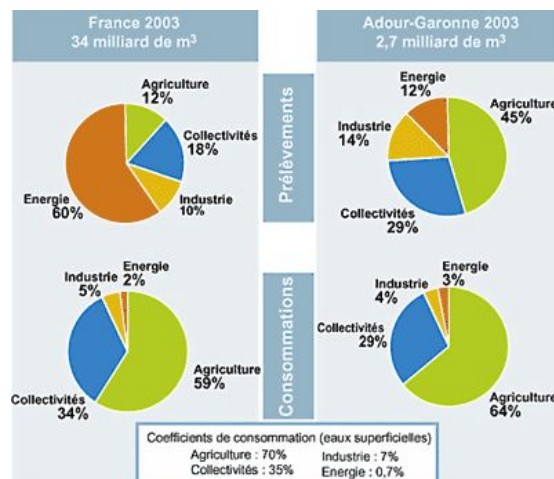


Figure 3. Prélèvements et consommations d'eau continentale associés aux différents secteurs d'activité humaine, pour la France et pour le Bassin Adour-Garonne

Certains usages modifient le régime naturel des eaux, notamment ceux liés à l'exploitation hydroélectrique et au soutien d'étiages (éclusées, pompes, transferts d'eau). Ils

nécessitent aussi de nombreux aménagements hydrauliques tels que des retenues, des canaux, des conduites forcées, des seuils qui modifient l'écoulement de l'eau de l'amont vers l'aval.

A ces aménagements actuels s'ajoutent une multitude de seuils et de chaussées plus ou moins importants qui subsistent d'aménagements anciens (moulins...) et augmentent de plus en plus les obstacles à l'écoulement naturel (ex. 57 chaussées sur le Viaur pour 168 km de cours d'eau). Enfin de nombreux tronçons de cours d'eau ont été aménagés, sont endigués ou canalisés pour la navigation (c'est le cas du Lot) ou pour la prévention des crues (notamment dans les agglomérations comme à Toulouse).

Sur 19 000 km de cours d'eau caractérisés à partir du recensement des aménagements, ouvrages et travaux et de l'analyse quantitative de l'hydrologie (éclusées, stockages, dérivations), 37% du linéaire subit des pressions fortes, 45% des pressions moyennes et seulement 18% des pressions faibles. En effet, les cours d'eau qui fournissent la ressource en eau pour un certain nombre d'activités humaines, en sont également l'exutoire et sont donc soumis à des pollutions.

Dans le bassin Adour-Garonne, les pressions de pollution les plus significatives sont essentiellement dues aux rejets des centres urbains et industriels les plus importants (matières organiques, azote et phosphore, micropolluants organiques et métaux) et aux apports diffus de ces activités agricoles (nitrates et pesticides). Il s'agit des grandes agglomérations (Bordeaux, Toulouse), et de nombreuses villes moyennes et leur tissu industriel (Pau, Tarbes, Brive, Rodez, Albi,...). Les principales activités industrielles structurantes se résument aux branches papetières (Tartas, Mimizan, Fature, Saint-Gaudens et Condat), chimiques (Melle, Bordeaux, secteur de Lacq, Bergerac,...) et des cuirs et peaux (Mazamet, Graulhet, Millau). Enfin, il faut noter une forte pression de l'agro-industrie dans les zones d'élevage et de production fruitière ou légumière, avec les spécificités vinicoles du Bordelais, de la Gascogne et de la région de Cognac. Les pollutions diffuses par les pesticides et les nitrates sont très significatives dans les zones de grandes cultures, mais aussi dans des secteurs de forte spécialisation comme la viticulture et l'arboriculture.

1.3 Un système complexe.

Finalement la diversité des cours d'eau du bassin Adour-Garonne présente une grande variété de situations qui résultent de l'interaction entre la variabilité naturelle et la variabilité d'origine anthropique. Très schématiquement, les cours d'eau qui composent le réseau hydrographique diffèrent selon les régions traversées. Les torrents de montagne, aux eaux froides (entre 5°C et 15°C), claires, bien oxygénées, sont des zones d'érosion, charriant des matières minérales en suspension. Elles sont généralement de bonne qualité, peu chargées en alluvions et en matières polluantes. Les rivières, aux températures plus chaudes (pouvant atteindre 20°C),

serpentent en plaine. Leurs eaux sont de moindre qualité et sont perturbées par les rejets domestiques, industriels et/ou les pollutions diffuses. Les fleuves, plus importants, sont alimentés par de nombreux affluents. Ils s'élargissent à l'approche de l'océan. Le courant est de plus en plus faible. Les températures peuvent dépasser 20°C. Leur qualité est souvent altérée par les activités et les aménagements humains développés le long de leur cours (agglomérations, industries, agriculture).

II L'utilisation de données existantes

II.1 Introduction

Il faut environ une de mi-journée pour trier les invertébrés provenant de l'échantillonnage d'une placette de 0,1m² et au moins le même temps à une dizaine de spécialistes expérimentés pour les déterminer à l'espèce. Les protocoles recommandant l'échantillonnage d'au moins 5 placettes (en fonction de la diversité des substrats présents) pour obtenir une bonne estimation de la faune d'une station de prélèvement (en général un tronçon de rivière d'une centaine de mètres). Il faut donc 15 jours de travail pour obtenir une liste à l'espèce de l'ensemble des invertébrés benthiques d'une station. Les travaux actuels sur la distribution des invertébrés benthiques à l'échelle régionale s'appuient sur des jeux de données d'au moins une centaine de stations. Ce qui représenterait, en admettant une erreur d'un facteur 5 dans un sens ou dans l'autre, entre 300 et 7500 jours de travail soit l'équivalent de l'activité d'une personne sur une période de 1 à 25 ans. Cela sans tenir compte de la campagne de prélèvement ni de la disponibilité des intervenants.

L'étude des communautés d'invertébrés benthiques à l'échelle régionale s'appuie donc nécessairement sur l'analyse de données existantes. Celle-ci fait partie intégrante de la recherche en écologie. Il s'agit d'extraire de l'information nouvelle d'un ensemble de données qui n'ont pas été prévues pour être analysées ensemble et qui sont généralement très hétérogènes. Cela nécessite la mise en œuvre d'outils et de méthodes adaptées qui sont étroitement liés à l'évolution de l'informatique, de la puissance et de l'accessibilité des ordinateurs et des logiciels.

II.2 La base de données Adour-Garonne

II.2.1 Principes

En 1970, Edgar Frank Codd publia un article (Codd 1970) où il proposait de stocker des données hétérogènes dans des tables, permettant d'établir des relations entre elles. De nos jours, ce modèle est extrêmement répandu, mais à l'époque, cette idée était considérée comme une curiosité intellectuelle. On doutait alors que les tables puissent être jamais gérées de manière efficace par un ordinateur. Une base de données relationnelle, généralement appelée BD est donc un ensemble de tables structuré et organisé permettant le stockage de grandes quantités d'informations afin d'en faciliter l'exploitation (ajout, mise à jour, recherche de données). Elle se traduit physiquement par un ensemble de fichiers sur le disque dur d'un ordinateur et un logiciel d'exploitation (nous utilisons Microsoft ACCESS).

En écologie, les bases de données relationnelles ont contribué ces dernières années à déplacer l'usage des listes faunistiques depuis les études locales vers des études biogéographiques et de diversité régionales (Hughes *et al.* 1987; Rosenberg 1993; Cayrou *et al.* 2000; Cereghino & Compin 2001; Griffiths *et al.* 2003; Compin *et al.* 2005; Statzner *et al.* 2005). Alors que les listes faunistiques locales donnent accès à la distribution d'un très grand nombre de taxa, les études sur la diversité, la structure et le fonctionnement des communautés à échelles larges ou globale manquent souvent de données (Grassle & Stocks 1999). Ces données sont importantes pour analyser les schémas d'organisation de la diversité et pour tester de manière explicite les théories écologiques et biogéographiques.

Le cas idéal est bien entendu celui où la base de données est conçue avant l'acquisition des données avec une idée préalable des applications auxquelles elle sera destinée. Sa structure est alors adaptée pour stocker et exploiter l'information de manière optimale. Et les données acquises satisfont des critères afin de renseigner au mieux les différents champs de la base de données.

En réalité, comme c'est le cas dans ce travail, l'outil vient le plus souvent après les données. Il reste cependant le moyen de considérer ensemble des données de provenance diverses mais qui contiennent de l'information exploitable à une autre échelle ou pour d'autres sujets d'étude que ceux pour lesquels elle a été obtenue.

Les laboratoires d'hydrobiologie de l'Université de Toulouse sont depuis plus de trente ans observateurs des communautés d'invertébrés benthiques du bassin Adour-Garonne. De nombreuses études écologiques y ont analysé les facteurs responsables de la biodiversité à une échelle locale (station, tronçon de cours d'eau, cours d'eau).

Entre 1998 et 2001 le programme de recherche "Biodiversité des communautés benthiques du réseau hydrographique Adour-Garonne" à l'initiative du laboratoire et financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne et le GIS-ECOBAG a permis de réaliser la synthèse des données recueillies sur l'ensemble du réseau dans une base de données relationnelle (Compin 1998).

Cette base de données est régulièrement alimentée depuis par les résultats des campagnes de terrain. Nous l'avons conçue avec un grand nombre de tables capables à priori de recevoir le plus de formes de données possible. Nous avons veillé à ce qu'elle respecte le schéma conceptuel de base de données élaboré par le Service d'Administration Nationale des Données et Référentiels sur l'Eau (SANDRE), chargé de la normalisation de la définition et de l'échange des données sur l'eau.

II.2.2 Contenu

Les données recensées dans la base de données proviennent de travaux publiés, de mémoires de Thèse, et de rapports de stages de troisième cycle. La liste des travaux que nous avons utilisés est donnée dans Céréghino *et al.* (1998, 1999).

La base de données rassemble 4 grands types d'informations associées aux peuplements d'invertébrés benthiques dans le réseau hydrographique :

- *Les stations prospectées et leur localisation géographique.*

Nous avons répertorié, codé et géoréférencé par un couple (X,Y) de coordonnées (Système Lambert II étendu), 631 stations de prélèvement issues de la bibliographie ou des campagnes de terrain récentes (Fig. 5).

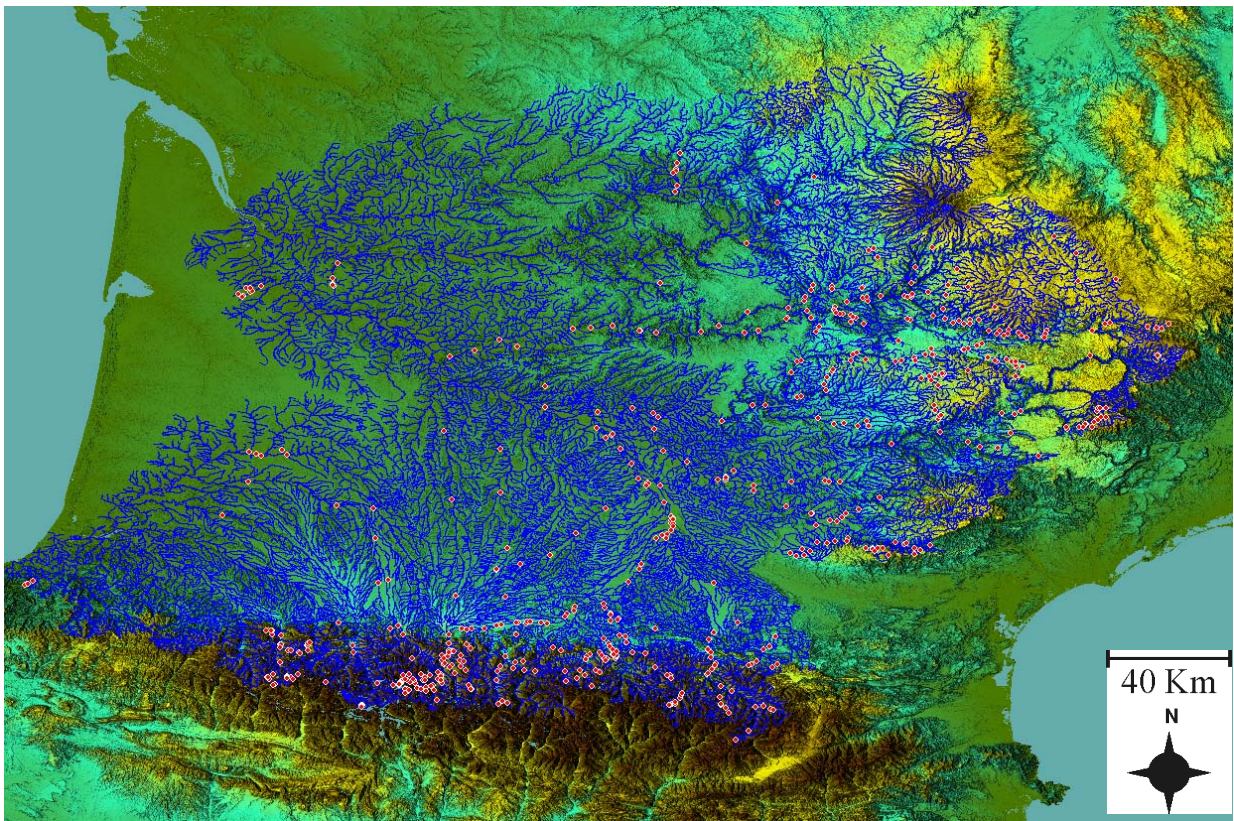


Figure 4. Répartition des 631 stations répertoriées dans le bassin Adour-Garonne.

- *Les listes faunistiques établies sur ces stations.*

Plusieurs prélèvements de faune ont pu être réalisés par plusieurs personnes et/ou à des dates différentes pour une même station. A chaque opération de prélèvement nous avons associé à la liste des taxons obtenue un code et une date. La BD contient à ce jour 1581 listes faunistiques.

Tableau 1. Répartition des listes faunistiques selon : a) la nature des dénombrements d'invertébrés, b) le ou les groupes de taxa considérés. Niveaux d'identification disponibles : c) pour l'ensemble des taxa et d) par groupe taxonomiques, exprimés en pourcentage du nombre total de stations répertoriées dans la base de données (E = Espèce; G = Genre; F = Famille).

a)		b)	
Nature du dénombrement	Nombre de listes	Type de liste faunistique	Nombre
Présence-absence (1/0)	930	Liste de Chironomes	268
Abondances	289	Liste de Coléoptères	8
Densité (ind/m ²)	231	Liste de Plécoptères	22
Densité (ind/0,1m ²)	151	Liste de Simulies	1
Fréquences	89	Liste de Trichoptères	14
Classes d'abondance (1-5)	72	Liste d'Invertébrés	1359
Densité (ind/0,2m ²)	31	Liste d'Oligochètes	156
Densité (ind/0,25m ²)	9		
Densité (ind/0,05m ²)	9		
Classes d'abondance (1-4)	8		
Pourcentage / ordre	4		
Densité (ind/0,6m ²)	3		
Densité (ind/20g de bryophytes)	2		

c)	
Niveau taxonomique	Nombre
Espèces	1151
Genres	720
Familles	256

d)					
Groupe taxonomique	Niveau d'identification le plus commun	% d'identifications au delà de la famille	% d'identifications à la famille	% d'identifications au genre	% d'identifications à l'espèce
Turbellaria	E	1,2	9,8	3,5	15,4
Gastropoda	E	0	12,1	9,8	19,2
Bivalvia	G	0	6,5	9,6	6
Oligochaeta	E	17,5	4,2	0	48,5
Hirudinea	E	1	10,6	6,9	10,8
Crustacea	F	0,2	13,7	3,7	11,4
Ephemeroptera	E	0	9,4	13,5	29,2
Plecoptera	E	0,2	7,3	11,2	31,5
Odonata	F	1,34	9,8	2,3	7,7
Heteroptera	F	0,2	5	3,3	1,5
Coleoptera	E	0,2	9,6	13,1	34,6
Planipennia	F	0	0,4	0,2	0
Megaloptera	E	0	0,8	2,3	3,7
Trichoptera	E	0,4	12,5	8,3	33,9
Tipulidae/	E	0	12,5	3,5	13,1
Limoniidae	F	0	14,8	11,5	8,8
Psychodidae	F	0	11,5	3,1	9,4
Simuliidae	F	0	28,7	0,2	11,5
Chironomidae	E	0	27	1,5	38,3
Ceratopogonidae	F	0	18,3	3,3	0
Autres Nematocera	F	0,2	14,2	0,2	13,9
Brachycera	E	0	15,6	7,7	16,2

Parmi ces listes, certaines concernent la communauté d'invertébrés dans son ensemble, d'autres n'en prennent en compte qu'une partie. De plus, le niveau d'identification des invertébrés varie selon les sites et les groupes taxonomiques et les dénombrements de taxons au sein des listes faunistiques sont de différentes natures (Tableau 1).

- *Les mesures physiques et chimiques.*

Nous avons relevé les valeurs des paramètres de milieu physiques et chimiques disponibles (Tableau 2) et leur avons associé le code de la station et la date de la mesure.

Tableau 2. Les paramètres environnementaux disponibles et la proportion de stations pour lesquelles ils sont renseignés.

Descripteur	% de stations renseignées	Descripteur (suite)	% de stations renseignées
Altitude	100	Conductivité	38,3
Latitude	100	PH	30,4
Longitude	100	Oxygène	19,2
Nom du bassin	100	Alcalinité	6,7
Nom de la rivière	100	Dureté	5,6
Localisation du site	100	Nitrates	7,3
Date d'échantillonnage	100	Nitrites	5
Distance à la source	100	Amonium	3,7
Numéro d'ordre	100	Orthophosphates	6,5
Température de l'eau	55,4	Phosphate total	3,6
Substrat	49,8	Calcium	5,4
Pente	19,3	C.O.D	1
Largeur	32	Matières en suspension	6
Profondeur	11,4	SO4--	30
Vitesse du courant	20,8	SiO2, Si	19,6
Débit	7,7	Fe, Mg, Mn, F...	<20

- *La bibliographie relative aux stations et aux peuplements.*

Nous avons répertorié l'ensemble de la bibliographie relative aux stations et aux peuplements et à chaque station nous avons associé les références bibliographiques la concernant.

Afin de faciliter l'échange des données entre les différents organismes potentiellement concernés par la base de données, et sur recommandation de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, nous avons utilisé un formalisme des données et les nomenclatures définies par le Secrétariat d'Administration Nationale des Données Relatives à l'Eau (SANDRE 1997). Les détails sur la réalisation du schéma d'organisation des données figurent dans (Céréghino *et al.* 1998; Céréghino *et al.* 1999).

La synthèse des données biotiques et abiotiques dans la BD Adour-Garonne permet et d'assurer la pérennité de « données papier » qui auraient peut être été oubliées avec le temps (Ferré, 1970). Elle constitue également une mine d'information écologique directement disponible et potentiellement exploitable.

II.2.3 Sélection des données

L'étape de sélection des données est cruciale dans l'analyse des communautés écologiques, particulièrement dans l'exploitation de données existantes. Une force des bases de données relationnelles est d'offrir la possibilité d'extraire à volonté de l'information d'un vaste ensemble de données selon plusieurs critères par l'intermédiaire de requêtes multi-critères. Ces requêtes sont basées sur le langage SQL (Structured Query Language), langage universel d'interrogation et de mise à jour de bases de données. Elles permettent de croiser très rapidement et à volonté des informations provenant de plusieurs tables, tâche qui serait très complexe à réaliser manuellement. On pourra par exemple extraire l'ensemble des stations, contenant des listes faunistiques déterminées à l'espèce, pour les 4 ordres d'insectes Ephemeroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères, échantillonnées au moins deux fois à deux dates différentes, à l'aide d'un filet de type Surber, et pour lesquelles les dénombrements sont exprimés en densité.

Ainsi, les requêtes facilitent grandement l'analyse critique des données, pré-requis indispensable à la sélection définitive des stations et des listes faunistiques qui seront utilisées pour dégager des modèles de distribution spatiale (Hughes *et al.* 1987). Finalement elles permettent l'obtention de sous ensembles de données homogènes à partir d'un ensemble très hétérogène (Tableaux 1 et 2).

Dans les travaux présentés ci-dessous, en fonction de la question écologique posée et des critères retenus, les jeux de données utilisés comprennent entre 153 et 252 stations sur les 631 disponibles dans la base de données (Fig.18).

II.3 Quand la BD devient SIG

Par l'intermédiaire des coordonnées des stations, l'ensemble des données de la base peut être cartographié et constitue de l'information exploitable dans un système d'information géographique (SIG).

Un SIG est un outil puissant pour prendre en compte les structures écologiques et biogéographiques à larges échelles (Markwick *et al.* 2002; Host *et al.* 2005). Il associe les données à des objets géométriques (un point pour une station, une ligne pour un cours d'eau, un

polygone pour un bassin versant...) structurés en couches d'information géographique. Il comprend, en plus des données, un logiciel d'exploitation (nous avons utilisé Mapinfo Professional 7.8) qui permet de cartographier les données mais aussi les requêtes sur les données et/ou les objets. Le logiciel offre aussi des fonctionnalités de mesure sur les objets géométriques, ainsi qu'un langage de programmation (MapBasic) qui permet de créer des fonctions personnalisées et d'automatiser certaines tâches.

Dans les dix dernières années l'information géographique disponible a considérablement augmenté en quantité et en qualité en relation étroite avec le développement de l'informatique, de l'imagerie aérienne et satellitaire et d'Internet. Elle est également de plus en plus accessible auprès de fournisseurs régionaux, nationaux et internationaux et très souvent gratuite.

Ainsi nous avons pu associer les données issues de la base de données à des couches d'information géographique existantes :

- bdcarthage (IGN) contient le tracé du réseau hydrographique du bassin et de nombreux renseignements associés à chaque cours d'eau (nom, longueur...) (Fig. 1b, 5)
- le modèle numérique de terrain (MNT) issu de la « Shuttle Radar Topography Mission » (SRTM) qui fournit les altitudes de tous les points du bassin (et de la planète) avec une précision au sol de 90m (Fig. 1a, 1b, 5)
- les cartes des Hydroécocorégions (HER) élaborées par le Cemagref pour répondre à la Directive Cadre (DCE 2000)
- Corine Land Cover (IFEN), contient de l'information sur la couverture végétale et l'utilisation des sols.

Ces couches d'information nous ont servi de support pour compléter des données manquantes et interpréter nos résultats en les cartographiant (BDCarthage¹, MNT, HER, voir Fig. 11).

Les données de Corine Land Cover nous ont ouvert de nouvelles perspectives de recherche en fournissant des variables d'utilisation des sols jusqu'alors inexistantes dans notre base de données.

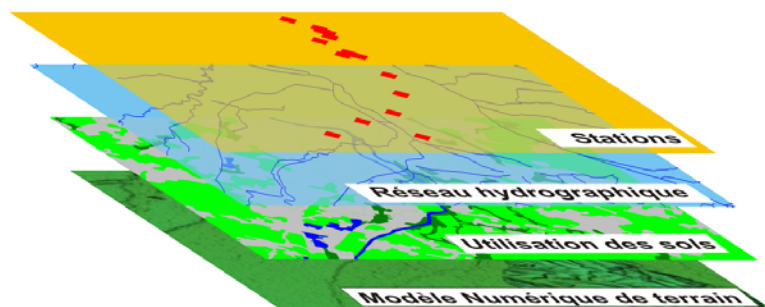


Figure 5. La structure en couches d'un SIG, exemple de l'agglomération toulousaine.

¹La BDCarthage (Base de Données sur la CARTographie THématique des AGences de l'eau et du ministère de l'Environnement)

III Biotypologie des cours d'eau

III.1 Introduction

Pour Hynes (1975), chaque cours d'eau est un individu unique dont les caractéristiques sont déterminées par la vallée dans laquelle il s'écoule. Cependant, à l'échelle d'un grand réseau hydrographique, l'étude de la distribution spatiale des invertébrés benthiques et des facteurs qui la gouvernent nécessite l'identification d'entités géographiques écologiquement homogènes, plus vastes, regroupant plusieurs cours d'eau ou tronçons de cours d'eau.

La diversité spécifique des communautés d'invertébrés aquatiques dépend notamment de la diversité et de la stabilité spatiotemporelle des habitats (Cummins & Klug 1979; Ward & Stanford 1979). Celles-ci définissent l'hétérogénéité des niches écologiques et donc les possibilités de développement (Malmqvist & Otto 1987).

La théorie hiérarchique prédit que les variables physiques et biologiques considérées localement sont contraintes par d'autres variables agissant à des échelles spatiales plus importantes (Allen & Starr 1982); Ainsi les structures écologiques observées à micro-échelle seraient gouvernées par les structures géomorphologiques observées à large échelle (Frissell *et al.* 1986). La communauté présente en un site donné peut alors être vue comme le résultat du passage au travers une série de filtres s'échelonnant depuis le micro-habitat jusqu'au continent (Tonn 1990; Poff 1997; Vinson & Hawkins 1998). Finalement chaque espèce présente localement aura du franchir l'ensemble des filtres pour persister. Ainsi, à l'échelle d'un grand réseau hydrographique les facteurs principaux qui vont déterminer la diversité des niches écologiques seront de nature géomorphologique. Le climat, la géologie, le relief, vont donc être les principaux facteurs attendus dont dépendront le « pool » régional d'espèces c'est à dire la richesse spécifique maximale que l'on pourra observer localement.

Le lien étroit entre les organismes et leur habitat désigne deux clés d'entrée pour la classification des écosystèmes. La première consiste à rechercher des régions homogènes du point de vue de leur peuplement, il s'agit alors de biotypologie et c'est l'approche que nous développerons dans ce chapitre.

Au cours des dernières décennies, de nombreuses classifications des cours d'eau basées sur des associations d'espèces aquatiques ont été proposées (Huet 1949; Illies & Botosaneanu 1963; Verneaux 1973; Omernik 1987; Whittier & Hughes 1988; Tate & Heiny 1995). Un intérêt majeur de telles classifications est que la stabilité spatio-temporelle de ces associations peut être utilisée pour définir des sites ou des stations de référence pour la surveillance biologique des

rivières (Hughes *et al.* 1986). Dans un cours d'eau, appartenant à une région caractérisée par un peuplement type, tout changement dans la composition des assemblages spécifiques pourra être la conséquence de modifications environnementales (Ward & Stanford 1983). Une limite majeure c'est qu'elle nécessite une connaissance précise des espèces présentes dans l'aire géographique étudiée, connaissance dont la difficulté d'obtention croît avec la surface de la zone d'étude considérée.

Une autre approche possible de classification des cours d'eau consiste en leur regroupement non plus d'après les communautés qui les peuplent mais d'après leur appartenance à des écorégions homogènes du point de vue de caractéristiques environnementales synthétiques telle que leur géologie, leur relief, leur climat, leur végétation ou l'utilisation des sols par exemple (Wasson 1989). Des habitats similaires hébergeant des communautés similaires avec des fonctionnements écologiques proches (Pennaik 1971), on admet dans ce cas que le paysage autour du cours d'eau est un des facteurs principaux qui en déterminent les caractéristiques d'habitat et donc la structure et la composition des communautés aquatiques (Lammert & Allan 1999). Cette approche permet souvent de proposer des régionalisations « à priori » à des échelles plus larges (Ferréol *et al.* 2005) mais leur correspondance avec la distribution spatiale des communautés doit être vérifiée (Whittier & Hughes 1988).

Dans cette partie nous nous efforcerons de discuter nos résultats de biotypologie au regard des approches écorégionales existantes dans la région d'étude.

La meilleure façon d'identifier une communauté est évidemment d'énumérer la liste des espèces qui la constituent. Mais la très grande diversité spécifique des invertébrés aquatiques rend très difficile l'identification au niveau de l'espèce de l'ensemble de la communauté pour une vaste région d'étude. C'est pourquoi, les classifications proposées sur la base des assemblages d'espèces furent généralement restreintes à l'échelle d'une vallée ou d'une chaîne montagneuse (Décamps 1968; Vinçon & Thomas 1987; Vinçon & Clergue-Gazeau 1988) et ne considéraient le plus souvent qu'un seul groupe taxonomique (un ordre d'insecte par exemple). Seul Verneaux (1973) avait proposé une biotypologie à l'échelle du réseau hydrographique d'un cours d'eau français (le Doubs, surface du bassin : 7700 km²), basée sur 3 ordres d'insectes (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères) et sur les poissons.

La compilation d'un ensemble de travaux locaux doit permettre de réaliser une classification des cours d'eau, sur la base de la composition spécifique des peuplements d'invertébrés benthiques, pour un grand réseau hydrographique fluvial. Néanmoins, cette typologie s'appuie nécessairement sur un pool d'espèces propre à la région d'étude et dont

certaines lui sont endémiques (Berthelemy 1966; Thomas 1996). Elle est donc difficilement généralisable à d'autres réseaux hydrographiques (Compin & Cereghino 2003).

Si les communautés ont une signification écologique générale, il doit être possible d'en dégager des lois d'organisation et de fonctionnement au-delà de la spécificité de leur composition taxonomique. Pour cela il faut s'appuyer sur des attributs communs à l'ensemble des communautés: leur densité; leur richesse en espèces mais aussi divers traits fonctionnels de leur organisation (Barbault 1992).

La richesse spécifique est un attribut des communautés indépendant de leur composition taxonomique (deux communautés de compositions spécifiques différentes peuvent abriter le même nombre d'espèces). Elle est influencée par un grand nombre de facteurs environnementaux (Voelz & McArthur 2000) dont l'histoire géologique, la stabilité des conditions environnementales (Ward & Stanford 1979; Cummins *et al.* 1984), la productivité de l'écosystème (Lavandier & Decamps 1984) l'hétérogénéité de l'habitat (Malmqvist & Otto 1987), la compétition et la prédation (MacArthur 1965; Pianka 1983; Feminella & Resh 1990).

De l'échelle locale à l'échelle régionale, les interactions de ces facteurs déterminent des motifs de variation de la richesse spécifique (Vannote *et al.* 1980; Minshall *et al.* 1985; Vinson & Hawkins 1998) à partir desquels il est possible de construire une typologie des cours d'eau largement généralisable (Santoul *et al.* 2005).

D'un point de vue méthodologique, si la richesse spécifique présente l'avantage de pouvoir être mesurée à partir de listes faunistiques en présence/absence, elle requiert toujours la détermination des taxons au niveau de l'espèce. C'est pourquoi, au-delà d'une échelle locale, qu'il s'agisse d'évaluer les variations de la composition taxonomique ou de la richesse spécifique, les écologistes sont souvent amenés à n'étudier qu'un nombre réduit de groupes taxonomiques dont la détermination et les propriétés écologiques sont bien connues.

Pour établir une classification des cours d'eau sur la base de leurs communautés nous avons considéré les espèces appartenant aux quatre ordres d'invertébrés aquatiques les mieux connus (Berthelemy 1966; Decamps 1968; Thomas 1996) dans les eaux courantes du sud-ouest de la France : les insectes Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères (EPTC). Les EPTC présentent en outre une sensibilité particulière aux variations du milieu et notamment aux pollutions chimiques et organiques qui nous intéressent pour l'étude des impacts des activités humaines sur les cours d'eau (Chapitre suivant).

III.2 Le pool d'espèces régional.

L'inventaire de l'ensemble des espèces d'invertébrés benthiques signalées dans le réseau hydrographique a été réalisé à partir de la base de données.

1093 espèces ont été recensées (Cereghino & Compagnon 2001). 78% de ces espèces sont des insectes, 9,5% sont des Oligochètes, 8% des Hydracariens, 2,5% des Mollusques et les autres groupes représentent moins de 1% de la richesse spécifique du peuplement (Fig. 6).

Parmi les insectes, hormis les Diptères qui totalisent 50% du nombre total d'espèces (dont 38% pour la seule famille des Chironomidae), les mieux représentés sont les Trichoptères les Plécoptères, les Coléoptères et les Epheméroptères avec respectivement 9,5%, 7%, 5,9% et 4,7% du nombre total d'espèces.

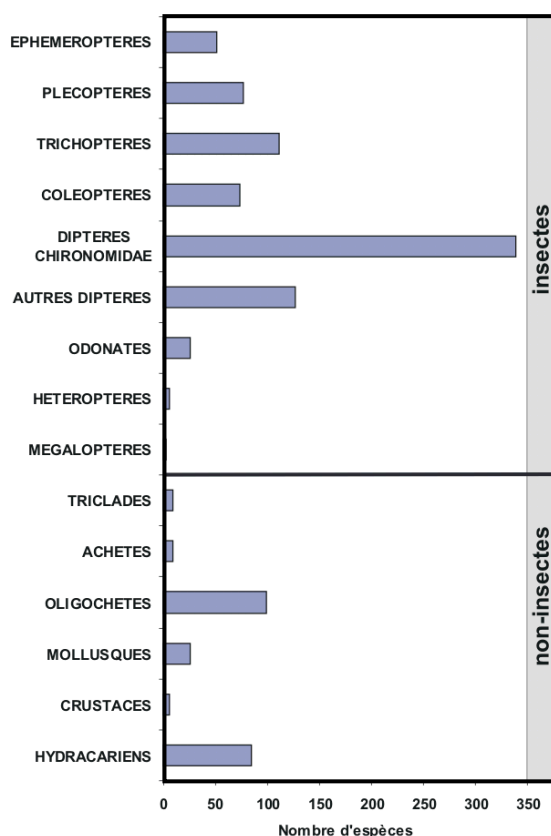


Figure 6. Richesse spécifique des macroinvertébrés benthiques du réseau hydrographique Adour-Garonne, et distribution des 1093 espèces en taxa principaux.

Trois types de distributions spatiales peuvent être distingués à l'échelle du réseau hydrographique. La majorité des espèces (58 %) sont considérées comme "rares", c'est à dire qu'elles ont été recensées dans moins de 5 % des stations. Nous proposons l'exemple type de *Capnia bifrons* (Plécoptère Capnidae), rencontrée dans les bassins de la Garonne et du Tarn-Aveyron pour des altitudes comprises entre 350 et 670 m (Fig. 8b). 34 % des espèces sont

"communes", et présentes dans 6 à 20 % des stations. L'espèce *Perla grandis* (Plécoptère Perlidae), fréquente dans les Pyrénées entre 1600 et 500 m, nous servira d'illustration (Fig. 8a). Enfin, peu d'espèces (8 %) sont largement réparties (présentes dans 20 à 50 % des stations). L'exemple proposé (Fig. 8c) est celui d' *Esolus parallelepipedus* (Coléoptère Elmidae) : l'espèce vit dans des zones altitudinales comprises entre 1200 et 140 m ; dans les sous-bassins de la Garonne, de l'Adour, du Lot, du Tarn et de l'Aveyron.

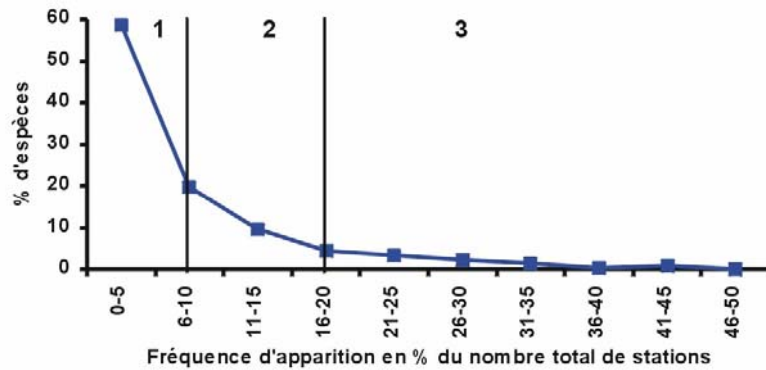


Figure 7. Fréquence d'apparition des espèces dans les stations du bassin Adour-Garonne.

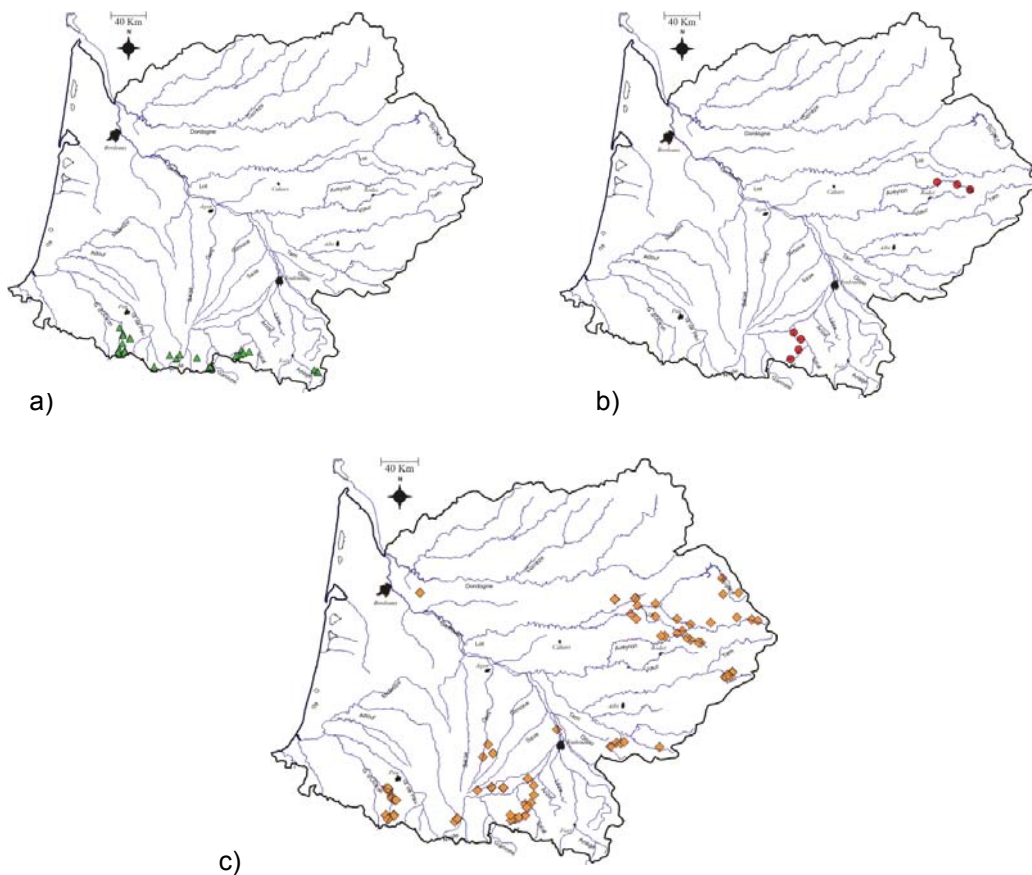


Figure 8. Exemples de distributions de trois espèces : a) *Perla grandis*, b) *Capnia bifrons*, c) *Esolus parallelepipedus*.

III.3 Associations spécifiques pour la typologie des cours d'eau

En dehors de nos travaux, deux systèmes de typologies régionales incluent le bassin Adour Garonne. Il s'agit de la classification à l'échelle du continent européen présentée dans *Limnofauna Europaea* par (Illies 1978) et qui dérive des résultats obtenus par l'auteur sur la biogéographie des invertébrés aquatiques. C'est sur cette classification que sont basées les écorégions proposées en annexe XI de la Directive Cadre (DCE 2000). L'Europe y est découpée en vingt cinq écorégions. Trois d'entre elles couvrent le réseau hydrographique Adour-Garonne (Fig 11c). Il s'agit des « Pyrénées » (écorégions 2), des « Montagnes de l'Ouest » (écorégions 8) et des «Plaines d'Europe occidentale » (écorégions 13).

L'autre système est plus récent, il s'agit des « hydroécorégions » (HER) proposées par le Cemagref (Pella *et al.* 2003; Wasson *et al.* 2003) pour répondre aux objectifs de la DCE. Cette classification est nationale et propose plusieurs niveaux de précision. Dans le découpage le plus simple, notre zone d'étude coïncide avec 8 hydroécorégions délimitées d'après leurs caractéristiques géologiques, orographiques et climatiques.

Afin de classer des cours d'eau sur la base de la composition de leurs communautés animales ou végétales, les écologistes ont généralement une approche inductive. Le traitement de matrices [stations x espèces] par des analyses multivariées est utilisé pour visualiser des modalités de distribution spatiale des organismes (Tate & Heiny 1995). L'analyse de données consiste à construire des représentations simplifiées de données brutes, pour mettre en évidence les relations, les dominances, la structure interne du nuage des observations. Les méthodes factorielles comme l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC; Benzécri 1973) sont les méthodes les plus répandues pour établir des typologies régionales (voir applications récentes dans (Cayrou *et al.* 2000; Giudicelli *et al.* 2000; Lounaci *et al.* 2000). Les méthodes factorielles sont essentiellement linéaires (James & McCulloch 1990); elles consistent à chercher des sous-espaces vectoriels, des changements de repères, permettant de réduire les dimensions tout en perdant le moins d'information possible. Cependant, si la plupart des processus apparaissent linéaires à l'échelle locale, dans un intervalle limité (Green & Sadedin 2005), les données écologiques varient le plus souvent de façon non-linéaire (Lek & Guegan 1999), particulièrement si on les observe à l'échelle régionale. Une méthode de projection non-linéaire peut donc être préférable (Blayo & De martines 1991) pour révéler les facteurs responsables de l'organisation de ces données.

Les cartes auto organisatrices de Kohonen ou « Self-Organising-Maps » (SOM, Kohonen 1995) utilisent un réseau de neurones artificiels pour réaliser une projection non-linéaire des données dans un espace de dimensions réduites par un processus d'apprentissage non supervisé. La carte qui en résulte est une structure topologique qui préserve les relations de voisinage entre les vecteurs d'entrée et réalise de ce fait leur ordination et leur classification dans un nombre réduit de vecteurs de sortie (les cellules de la carte). Les SOM ont déjà montré leur efficacité pour l'analyse des données écologiques en général (Brosse *et al.* 2001; Compin & Cereghino 2003; Park *et al.* 2003; Rossaro *et al.* 2004); et pour la classification des communautés en particulier (Chon *et al.* 1996 Cereghino & Compin 2001; Park *et al.* 2003; Tison *et al.* 2005).

Une fois les données multidimensionnelles ordonnées dans un espace de dimension réduite par des projections linéaires ou non linéaires, des algorithmes de classifications permettent de les rassembler en un petit nombre de groupements types.

Nous avons sélectionné les listes faunistiques provenant de 252 stations d'échantillonnage pour lesquelles le niveau de résolution taxonomique des invertébrés benthiques était l'espèce. 283 espèces appartenant aux, 4 ordres d'insectes EPTC ont été recensées. La distribution spatiale des espèces d'EPTC a été précisée par l'emploi d'analyses multivariées linéaires, AFC, et non linéaires, SOM.

III.3.1 AFC

La distribution spatiale de ces espèces est précisée grâce à des AFC réalisées sur les matrices [stations x espèces]. Dans la représentation graphique de l'AFC, les points figurant 2 éléments (variables et/ou observations) sont d'autant plus proches que leurs profils sont proches. L'utilisation de représentations dans l'espace des facteurs retenus permet de mettre en évidence des noyaux d'affinité entre variables ou entre observations. La recherche de noyaux d'affinité est rendue possible grâce à la Méthode des Nuées Dynamiques (Diday 1972), utilisée à partir des coordonnées des variables et des observations suivant les axes de l'AFC.

La méthode des nuées dynamiques permet d'isoler six noyaux d'affinité entre les stations d'une part et les espèces d'autre part. Du noyau 1 vers le noyau 6 les espèces s'agencent selon leur répartition préférentielle dans le continuum longitudinal amont-aval. A ces 6 noyaux définis par leurs peuplements théoriques sont associées leurs caractéristiques géographiques (Tableau 3 et l'exemple encadré ci-après).

- Noyau 3 EPTC : il comprend principalement des espèces de piémont avec une certaine affinité pour les altitudes plus élevées, dans le cas de températures estivales importantes. Treize espèces fondamentales se dégagent de l'analyse. Les Ephéméroptères sont des formes thermophiles à large répartition (ex. *Baetis rhodani*), certaines montrant en plus une nette préférence pour les vitesses de courant élevées (ex. *Rhithrogena semicolorata*). Il en va de même pour les formes associées à ce noyau, qui sont connues comme des sténothermes d'eau froide. La présence de *Odontocerum albicorne*, Trichoptère limnophile réparti de 500 m à 2000 m (lacs de haute altitude), ainsi que la capacité de *Micrasema morosum* à subsister jusqu'en haute montagne (Décamps *op. cit.*) soulignent "l'aspect montagnard" de ce groupement pourvu que les températures maximales soient suffisamment élevées. Cette caractéristique est confirmée par les espèces accessoires, plus représentatives de la moyenne montagne. *Amphinemra sulcicollis*, *Leuctra leptogaster* (Plécoptères) et *Elmis aenea* (Coléoptère) sont plutôt caractéristiques des peuplements de ruisseaux plus collinéaires. Les stations les plus typiques sont celles de la vallée de la **Garonne de 370 m à 500 m**. Des stations aux caractéristiques faunistiques proches existent toutefois dans le Massif Central, à des altitudes plus élevées, de **900 à 1200 m sur le bassin du Lot**. Ce groupement comprend donc deux zones géographiquement distinctes. Les stations charnières entre ce groupe et le suivant (groupement 4) sont situées dans la **haute vallée du Lot** mais aussi aux alentours de 160 m dans le **bassin de l'Adour**.

Un essai de cartographie est présenté (Fig 11a) qui fait correspondre aux six noyaux d'affinités obtenus sur la base des associations spécifiques, six zones géographiques dont certaines sont discontinues.

III.3.2 SOM

La méthode U-matrix appliquée à la projection non linéaire des mêmes données de présence/absence dans un espace bidimensionnel permet d'identifier 4 régions majeures d'après la similarité de leurs assemblages d'espèces (Fig. 9).

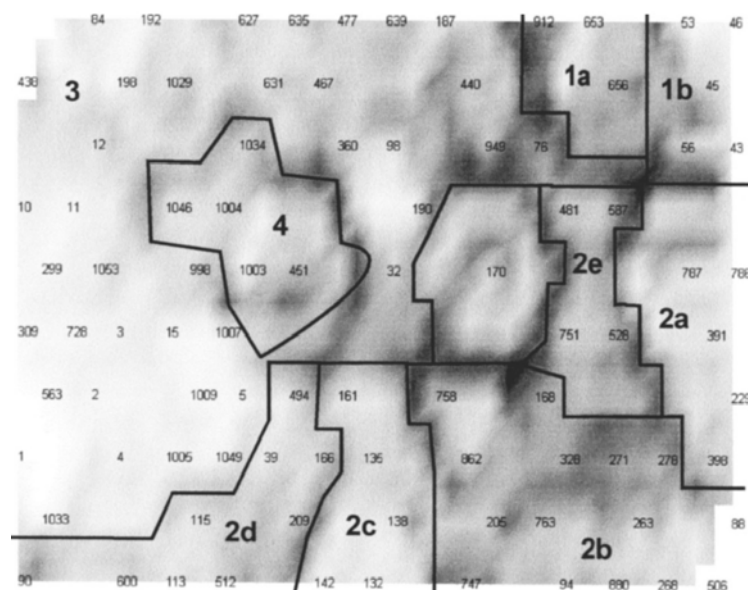


Figure 9. Représentation selon la méthode U-Matrix de la distribution des stations d'échantillonnage dans la carte de Kohonen. 1a-4 (en gras) sont les régions obtenues d'après la similarité de leurs assemblages d'espèces.

Les régions 1 et 2 sont constituées de 2 et 5 sous-régions respectivement. Le nombre d'espèces caractérisant chacune des régions varie de 43 à 147 espèces ce qui montre que l'hétérogénéité spatiale influe aussi bien sur la composition spécifique que sur la richesse spécifique des peuplements d'invertébrés. On associe ensuite à chaque région ainsi obtenue d'après la carte de Kohonen des caractéristiques géographiques (Tableau 3).

La méthode permet en outre de calculer la probabilité de présence d'une espèce dans une région et de représenter la distribution de chacune des espèces dans les différentes régions (Fig.10). Les trois espèces : *Capnia bifrons*, *Perla grandis*, et *Esolus parallelepipedus* sont à nouveau présentées en exemple (Fig. 10) et leurs distributions sur la carte de Kohonen souligne le caractère « rare », « commun » ou « largement réparti » de ces taxa. Le recouvrement de plusieurs cartes permet d'analyser les associations spécifiques positives ou négatives.

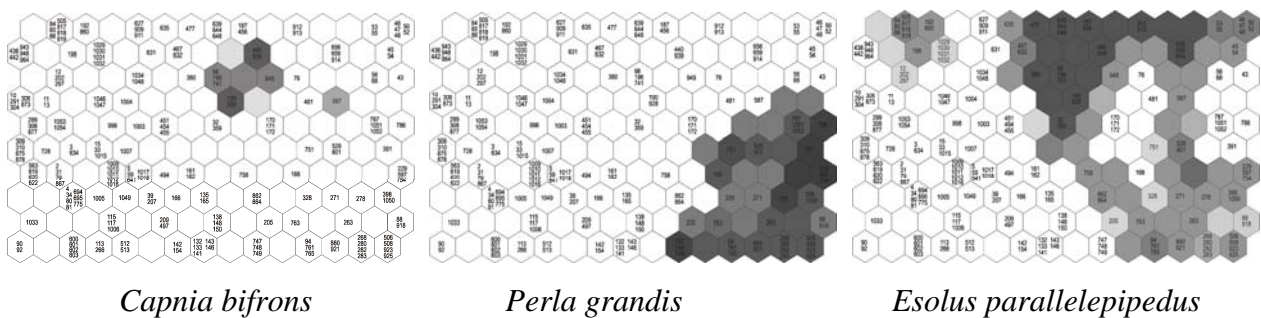


Figure 10. Distributions spatiales de *Capnia bifrons*, *Perla grandis* et *Esolus parallelepipedus* (voir Fig.9) visualisées sur la carte de Kohonen. Les chiffres correspondent aux stations, les unités de la carte sont d'autant plus sombres que la probabilité de présence de l'espèce est grande.

La répartition des stations dans les 9 régions et sous-régions et leurs localisations dans le réseau hydrographique peuvent être représentées sur une carte géographique (Fig.11b).

La classification obtenue met en évidence des différences longitudinales (amont-aval) et géographiques (Pyrénées, Massif Central ; bassin de l'Adour, bassin de la Garonne) (Tableau 3).

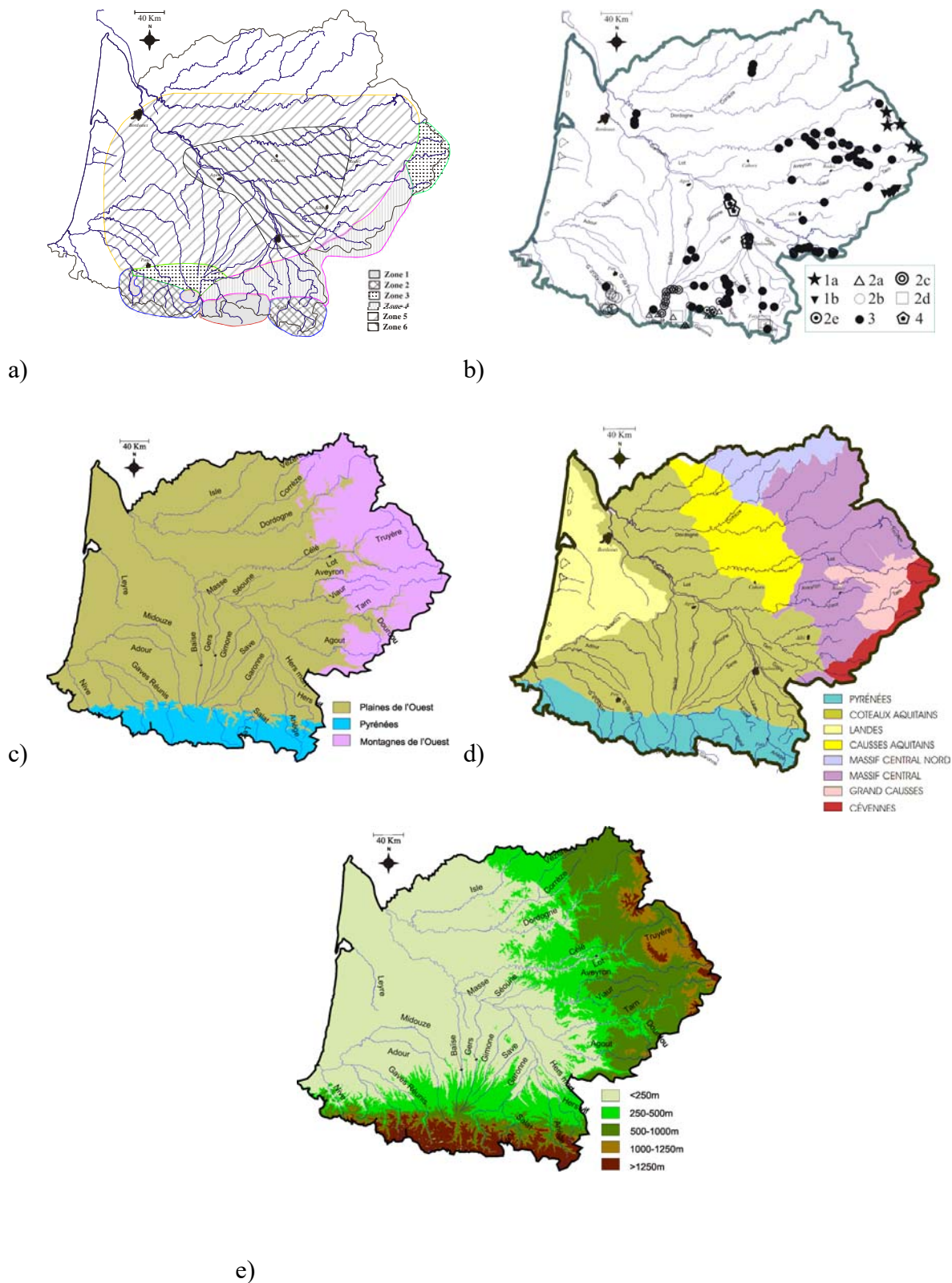
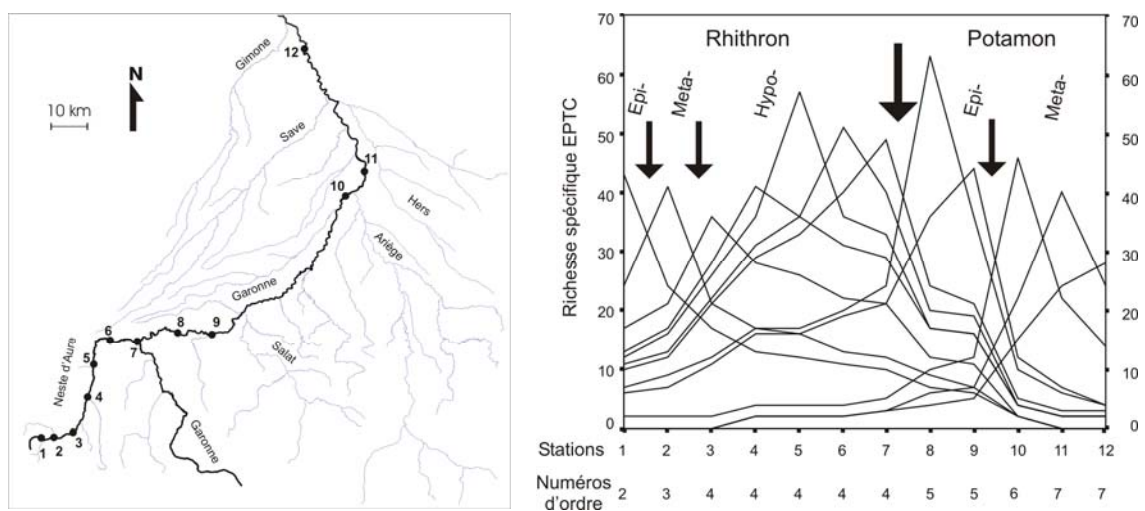


Figure 11. Les différents découpages du bassin en zones homogènes. (a, b) biotypologies définies dans nos travaux, a) par l'utilisation de méthodes linéaires : AFC et nuées dynamiques b) par l'utilisation de méthodes non linéaires SOM et U-Matrix. c) zonation de Illies et Botosaneanu, d), hydroécორégions ou e); zonation altitudinale (voir texte).

III.4 Structure spatiale de la richesse spécifique

III.4.1 A l'échelle d'un grand cours d'eau

A l'échelle d'un cours d'eau, les variations de la richesse spécifique représentées en « essais de courbes » (Illies & Botosaneanu 1963) reflètent la structure biocénotique du cours d'eau étudié (Fig.12). Le long du parcours de la Garonne la richesse spécifique EPTC augmente depuis les sources jusqu'aux tronçons intermédiaires puis diminue vers l'aval (Reyjol *et al.* 2003). La méthode permet en outre d'individualiser clairement les zones du rhithron et du potamon définies dans la typologie biocénotique proposée par Illies & Botosaneanu (1963).



a)

b)

Figure 12. a) Localisation des 12 stations étudiées le long des cours de la Neste d'Aure et de la Garonne, b) Représentation des variations de la richesse spécifique EPTC pour les 12 stations classées de l'amont vers l'aval, du numéro d'ordre le plus faible vers le plus grand. Le sommet des courbes représente le nombre d'espèces présentes dans chaque station. Les courbes indiquent le nombre d'espèces qui se maintiennent dans les autres stations.

III.4.2 A l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique

A l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique, nous avons montré que, pour des stations non perturbées par les activités humaines, la richesse spécifique des EPTC était fortement corrélée à la richesse spécifique totale selon une relation linéaire significative (Compin & Cereghino 2003). Elle constitue dans ce cas un descripteur synthétique de la richesse totale (Fig. 13).

Les 283 espèces d'EPTC recensées représentent 27% du nombre total d'espèces présentes. Les valeurs de richesse spécifique des EPTC analysées en fonction de six descripteurs des conditions du milieu lotique sont maximales pour les valeurs intermédiaires de chacun des descripteurs (Fig. 14).

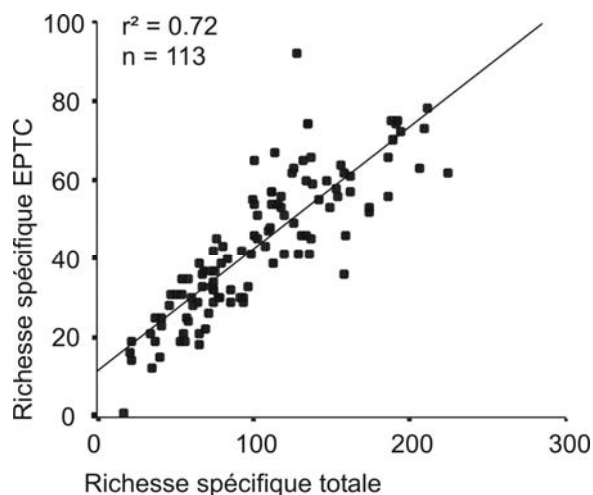


Figure 13. Relation entre la richesse spécifique EPTC et la richesse spécifique totale pour 113 stations d'échantillonnage sans perturbation humaine signalée.

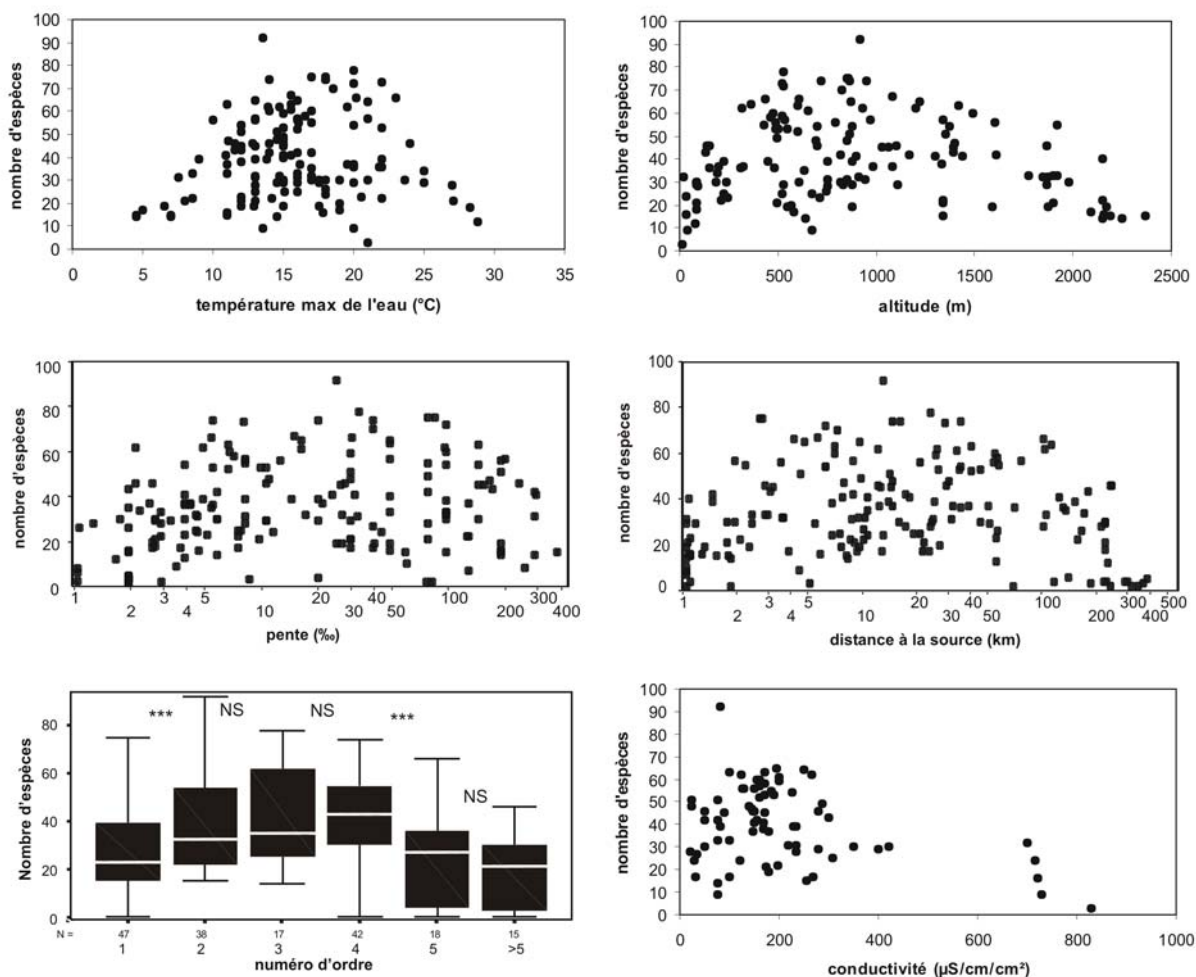


Figure 14. Distribution spatiale de la richesse spécifique des EPTC du réseau hydrographique Adour-Garonne : relations entre le nombre d'espèces et 6 variables descriptives des conditions environnementales. Pour les numéros d'ordre les distributions de richesses ont été testées deux à deux par le test de Mann et Withney (***, différence significative, NS, pas de différence significative)

Ce motif de variation de la richesse spécifique que avait déjà été observé pour des groupes particuliers, Berthélémy (1966) note par exemple que ce sont les rivières de moyenne montagne qui abritent le plus grand nombre d'espèces de Coléoptères. Il est en accord avec un ensemble de théories qui suggèrent que la richesse spécifique varie de façon prévisible de l'amont vers l'aval suivant une relation curvilinéaire (Vannote *et al.* 1980; Ward & Stanford 1983; Minshall *et al.* 1985; Vinson & Hawkins 1998).

On observe cependant que pour un petit intervalle de variation des descripteurs du milieu, les valeurs de richesse des EPTC peuvent présenter des écarts importants. Par exemple, pour une altitude d'environ 1000m les richesses des EPTC observées varient entre 35 et 95 espèces. L'erreur du modèle est importante même si la relation de type quadratique entre la richesse spécifique des EPTC et les descripteurs géomorphologiques de la position des stations dans le réseau hydrographique est significative.

III.4.3 Prédiction de la diversité à partir de variables physiques

Puisqu'un motif des variations de la richesse spécifique à l'échelle du réseau hydrographique existe, il doit être possible de prédire ces variations à l'aide de variables simples. Les modèles prédictifs sont largement utilisés pour évaluer l'intégrité biologique des cours d'eau à partir de l'échantillonnage de leurs peuplements (Van Sickle *et al.* 2006). Pour un type de milieu donné, des sites locaux non perturbés par les activités humaines fournissent les valeurs de référence des caractéristiques des peuplements (composition spécifique, richesse spécifique...). L'écart entre les valeurs observées sur le terrain et les valeurs théoriques, prédites par le modèle donne alors une estimation de la qualité biologique du cours d'eau à la station considérée. Ce principe constitue la base de la « Reference Condition Approach » (RCA, (Reynoldson *et al.* 1997) qui sera évoquée dans la partie suivante traitant des impacts humains sur les cours d'eau..

Nous avons utilisé les réseaux de neurones artificiels pour prédire la richesse spécifique des EPTC à l'aide de quatre variables : l'altitude, le numéro d'ordre, la distance à la source et la température maximale de l'eau. Dans cette méthode basée sur un algorithme de rétropropagation de l'erreur (Rumelhart *et al.* 1986), l'apprentissage est supervisé et est effectué sur 2/3 du jeu de données de départ, le dernier tiers des données servant à tester l'efficacité du modèle prédictif.

Sur les stations qui constituent le jeu de données d'entraînement du réseau de neurones, on obtient une bonne prédiction de la richesse spécifique EPTC ($r=0,91$, $p<0,001$). La prédiction est correcte également pour les stations du jeu de données destiné à tester le modèle ($r=0,61$, $p<0,01$).

Dans les deux cas, l'analyse de sensibilité (Scardi & Harding 1999) montre que ce sont les variables « altitude » et « numéro d'ordre » qui contribuent le plus à l'explication des variations de la richesse spécifique des EPTC.

Un modèle, même s'il ne rend pas compte du comportement exact d'un système, peut nous aider à le comprendre (Grimm 1999). Ainsi notre modèle prédit 40% environ ($r^2=0,36$) des variations de la richesse spécifique EPTC, il est donc difficilement utilisable en pratique dans le cadre d'une approche du type RCA. Cependant il permet de souligner à nouveau l'influence des variables « altitude » et « numéro d'ordre », qui décrivent la position longitudinale de la station d'échantillonnage dans le continuum amont aval, sur la valeur de la richesse spécifique. Sans doute notre modèle aurait-il prédit avec plus de succès si nous avions introduit également des variables rendant compte de la diversité géographique de la localisation des stations.

III.5 Discussion.

Nous avons exploité un grand nombre de données décrivant la composition spécifique des peuplements à une échelle locale, afin d'analyser la biodiversité à une échelle régionale. Ces travaux permettent d'établir des modèles biogéographiques du bassin Adour-Garonne à partir d'assemblages d'espèces. Les classifications que nous obtenons donnent des résultats consensuels et montrent que les facteurs responsables de la distribution des espèces à l'échelle régionale sont essentiellement géomorphologiques, liés à des phénomènes historiques (ex. mouvements hercyniens, orogénèse Pyrénéenne, glaciations) à l'origine de variations longitudinales et géographiques des peuplements.

Toutefois, si les deux méthodes d'analyses, linéaire et non linéaires, soulignent le rôle important du facteur longitudinal (Altitude) dans la composition spécifique des peuplements la méthode non linéaire fait apparaître plus clairement les variations géographiques de cette composition. En particulier, dans les zones de haute et moyenne montagne, la carte de Kohonen délimite des sous-régions qui correspondent aux vallées d'altitude des principaux cours d'eau des Pyrénées et du Massif Central (Tableau 3).

Une hypothèse d'explication est la suivante ; la méthode linéaire considère le jeu de données dans son ensemble et cherche à structurer le nuage de points multidimensionnel selon des droites (Facteurs, Composantes principales) expliquant au mieux la variabilité totale du jeu de données. Elle met ainsi en évidence les facteurs de l'environnement qui ont des variations graduelles. C'est le cas de l'ensemble des variables géomorphologiques.

Les cartes de Kohonen approximent le nuage de points au cas par cas. L'apprentissage se fait individuellement pour chaque station de la couche d'entrée et ne modifie pas l'ensemble de la carte (couche de sortie) mais seulement le voisinage immédiat de la cellule la plus représentative de la station considérée. Ainsi, elles sont sans doute plus à même de repérer les facteurs des variations discontinues de la composition spécifique des peuplements comme la position géographique des différentes vallées pour une même gamme d'altitude.

Dans ces conditions, les cartes de Kohonen peuvent aider à identifier des stations perturbées dans le réseau hydrographique. Toute modification suffisamment importante de la composition spécifique va créer une discontinuité qui sera visible sur la carte de Kohonen. La ségrégation des stations des environs de Toulouse en est un exemple clair. Elle montre aussi l'importance de prendre en compte l'influence humaine dans l'étude des peuplements d'invertébrés à l'échelle régionale (ce point sera développé dans le chapitre suivant).

Tableau 3. Comparaisons des zones géographiques définies par les méthodes de classification des Nuées Dynamiques (1-6) et U-Matrix (1a-4) faisant suite à l'ordination des données, linéaire (AFC) ou non linéaire (SOM) respectivement.

Méthode d'ordination - Classification	
AFC –Nuées Dynamiques	SOM- U-matrix
1 Pyrénées sources et ruisseaux froids à faible amplitude thermique	2a, 2d, Pyrénées sources 2a, Bassin de la Garonne, 2d, Partout
2 Pyrénées rivières de 750 à 2000m	2b, 2c, 2e, Pyrénées rivières 2b, Neste d'Aure 2c, Gave d'Ossau 2e, Lez (500- 800m)
3 Pyrénées et Massif Central de 600 à 1200m	1a, 1b, Massif central au-delà de 500m 1a, Bassin du Lot 1b, Bassin du Tarn
4 Pyrénées et Massif Central Rivière de Piémont	3 Pyrénées et Massif Central Rivière de Piémont
5 Pyrénées et Massif Central Basses Vallées	
6 Pyrénées et Massif Central Grandes rivières de plaine	4 Toulouse Garonne

A l'échelle de la station (quelques dizaines de mètres de cours d'eau), les principaux facteurs de la microrépartition des invertébrés benthiques sont souvent peu nombreux (Ward & Stanford 1979), bien connus (Barber & Keve rn 1973; Lavandier & Decamps 1984; Newbury 1984; Moog & Janecek 1991), et facilement quantifiables en terme d'habitat (ex. nature du

substrat, granulométrie, vitesse du courant, ressources nutritives). Les facteurs responsables de la distribution des espèces à l'échelle régionale sont plus difficilement quantifiables car ils intègrent les variabilités des niveaux d'échelle inférieurs (Frissell *et al.* 1986; Poff & Ward 1990). Ceci s'exprime dans les formes caractéristiques des nuages de points obtenus dans l'AFC, et par les faibles pourcentages d'inertie expliqués par les premiers axes. Cependant, les groupes d'espèces mis en évidence sont cohérents sur le plan de leur écologie et les zones délimitées sur la base d'associations spécifiques semblent également cohérentes quant aux conditions environnementales.

La richesse spécifique des EPTC est variable selon les régions typologiques mais nous avons montré qu'elle suit un gradient longitudinal essentiellement curvilinéaire tant à l'échelle d'un cours d'eau isolé qu'à l'échelle du réseau hydrographique dans son ensemble. Ce motif d'évolution de la richesse spécifique est en accord avec l'hypothèse selon laquelle la diversité maximale est observée dans le cours médian des rivières (Vannote *et al.* 1980; Minshall *et al.* 1985; Vinson & Hawkins 1998) où l'hétérogénéité spatiale et temporelle est la plus importante (Ward & Stanford 1983; Ward & Tockner 2001) et procure aux communautés les plus larges possibilités de développement (Feminella & Resh 1990).

Quatre zones principales peuvent finalement être retenues, ce sont: les sources et cours d'eau de haute montagne (Pyrénées), les cours d'eau de montagne, les cours d'eau de piémont et les grands cours d'eau de plaine (Tableau 3). La mise en évidence de zones de transition (notamment dans les Pyrénées) montre que les frontières entre chaque zone ne peuvent être fixées avec exactitude. Ces régions correspondent à celles que l'on déduirait intuitivement de l'observation de la carte physique de la région (Fig 5e).

Cette classification correspond à celle proposée par Illies et Botosaneanu (1961, 1963) dans laquelle trois zones, elles-mêmes subdivisées, se succèdent de la source à l'estuaire d'un cours d'eau : le crénal, le rhithral et le potamal caractérisées par leur communautés : le *crénon*, le *rhithron* et le *potamon*.

Ces travaux montrent également que dans le bassin Adour Garonne la classification des cours d'eau sur la base de la composition spécifique de leur peuplement aboutit à des zones géographiques comparables à celles obtenues sur des critères géomorphologiques simples. Les écorégions du type HER semblent alors constituer des modèles valides dans notre région d'étude pour délimiter des zones homogènes du point de vue de leurs caractéristiques physiques et de leur peuplement et pour définir un cadre utile à l'étude du fonctionnement des écosystèmes à des fins scientifiques et de gestion.

Pour aller plus avant dans l'étude des peuplements à l'échelle régionale, il peut donc être intéressant de réaliser en premier lieu une classification des stations selon ces paramètres abiotiques d'autant plus que ceux-ci sont aisés à mesurer ou sont aujourd'hui facilement accessibles par l'intermédiaire de bases de données en ligne (Partie II.3).

D'une façon générale, ces études et de nombreux travaux qui consistent à grouper et à classer des écosystèmes ayant des caractéristiques biotiques similaires (ex. (Frissell *et al.* 1986; Hughes *et al.* 1987; Omerik 1987), offrent un schéma typologique explicite à l'usage des gestionnaires et des scientifiques. Cette approche est donc essentielle pour l'évaluation de fluctuations spatio-temporelles à l'échelle régionale.

IV Impacts des activités humaines

IV.1 Introduction

L'homme occupe une place de plus en plus importante dans les écosystèmes en général (Vitousek *et al.* 1997) et dans les écosystèmes aquatiques en particulier. La société humaine utilise les rivières comme ressource en eau ou comme exutoire pour un grand nombre d'activités urbaines, agricoles et industrielles et à long terme a négligé leur qualité d'écosystème. Ces activités entraînent des perturbations qui se traduisent – entre autres impacts – par des modifications des caractéristiques structurelles et fonctionnelles des communautés biologiques (Karr & Chu 2000; Baron *et al.* 2002; Strayer 2006).

Cependant on prend conscience aujourd'hui qu'un écosystème aquatique fonctionnellement intact et biologiquement complexe est susceptible de procurer des services économiquement rentables et bénéfiques à long terme à la société (Allan & Flecker 1993; Baron *et al.* 2002). Afin d'évaluer l'intégrité des écosystèmes aquatiques, leur « santé écologique » ou « river health » (Norris & Thoms 1999), les méthodes basées sur l'étude des organismes sont de plus en plus courantes (Bunn & Davies 2000). Elles s'appuient le plus souvent sur la comparaison de caractéristiques des communautés mesurées ou prédites pour des stations de référence et observées dans des stations perturbées.

Des caractéristiques structurelles et fonctionnelles des communautés d'invertébrés, sont ainsi largement utilisées en tant qu'indicateur des changements environnementaux à moyen et long terme (Hellowell 1978).

Parmi les caractéristiques structurelles la composition spécifique : associations spécifiques espèces plus ou moins sensibles et caractéristiques d'un type de milieu c'est le cas par exemple de la « reference condition approach » (RCA, (Norris & Hawkins 2000; Bailey *et al.* 2003)

Parmi les caractéristiques structurelles, la richesse spécifique des invertébrés est fortement influencée par les perturbations dues à l'homme qui peuvent entraîner la disparition de taxa (Brittain & Saltveit 1989) et être à l'origine de discontinuités spatiales dans les gradients longitudinaux attendus (Ward & Stanford 1979, 1983). Resh et Jackson (1993) ont observé que la richesse spécifique des ordres d'insectes aquatiques Epheméroptères, Plécoptères et Coléoptères (EPT) sont particulièrement sensibles aux impacts humains et constituent de bons indicateurs des conditions environnementales dans les cours d'eau. Par exemple la mesure de la richesse spécifique des EPT est souvent utilisée aux États-Unis comme un indicateur de la qualité biologique pour une région donnée (Barbour *et al.* 1996; Lenat & Penrose 1996). Ainsi la

richesse spécifique d'un nombre restreint de taxa peut être un bon descripteur de l'influence des perturbations sur les cours d'eau à condition toutefois de prendre en compte les particularités biotiques et abiotiques de la région étudiée.

La classification des invertébrés benthiques en groupes fonctionnels basés sur leurs comportements alimentaires et la nature des proies ingérées, "Functional Feeding Groups" (FFG, Merritt & Cummins 1996) est également très prometteuse pour évaluer les modifications des communautés engendrées par les variations des conditions environnementales (Merritt *et al.* 2002). A l'échelle du réseau hydrographique le « River Continuum Concept » (RCC, Vannote *et al.* 1980) offre un schéma conceptuel de référence qui décrit les variations de la composition fonctionnelle des communautés avec leur position dans le continuum amont aval en relation avec la nature des ressources disponibles dans le cours d'eau. Ces ressources sont étroitement dépendantes de la nature du paysage que traversent les cours d'eau.

En utilisant les sols pour l'agriculture, l'urbanisation, les transports, *etc.*, l'homme modifie considérablement la nature de la couverture végétale et les caractéristiques des communautés terrestres (Burel *et al.* 1998) ou aquatiques (Allan 2004a, b) qui en dépendent. En ce qui concerne les cours d'eau, les modifications des apports en matière organique et en sédiments depuis les milieux terrestres (Vought *et al.* 1998), des processus hydrauliques à l'interface terre-eau (Tabacchi *et al.* 2000), de l'ensoleillement et de la productivité autotrophe des cours d'eau, ont un impact sur la diversité des communautés aquatiques (Sponseller *et al.* 2001; Palmer *et al.* 2002; Moore & Palmer 2005) et sur leur composition en groupes fonctionnels (Maridet *et al.* 1998; Merritt *et al.* 2002; Fleituch 2003).

A l'échelle du réseau hydrographique on doit donc pouvoir observer des schémas de distribution explicites de la structure fonctionnelle des communautés en relation avec l'utilisation des sols riverains.

Après avoir défini des régions regroupant les cours d'eau comparables par leur caractéristiques géomorphologiques, nous nous proposons d'évaluer l'impact des activités humaines mesurées par la présence d'altérations ponctuelles (barrages, agglomérations, sites industriels) ou par l'utilisation des sols riverains sur la diversité et la composition fonctionnelle des communautés d'invertébrés. Ceci afin d'estimer si ces variables biologiques peuvent être utilisées efficacement pour l'évaluation de la qualité des écosystèmes aquatiques dans le contexte économique et social actuel.

IV.2 Sensibilité de la richesse des EPTC à différents types de perturbations

Afin de tester l'impact des activités humaines sur la diversité des communautés d'invertébrés benthiques, nous avons sélectionné 153 stations d'échantillonnage sur 47 cours d'eau du réseau hydrographique. Ces stations sont réparties depuis la haute montagne jusqu'aux plaines côtières à des altitudes s'échelonnant entre 2500m et 10m.

D'après la bibliographie associée à ces stations, nous les avons classées dans deux catégories : 113 stations non perturbées d'une part et 50 stations perturbées d'autre part.

Les stations non perturbées sont celles où aucune perturbation particulière n'était rapportée. Les stations perturbées étant celles situées en aval immédiat d'une agglomération, soumises à des pollutions chimiques ou à des régulations hydrauliques.

Chaque station a été caractérisée par 5 variables abiotiques : l'altitude, le numéro d'ordre, la pente, la distance à la source et la température maximale de l'eau. Afin de s'affranchir des variations de la richesse spécifique dues à la position des stations dans les différentes régions géomorphologiques caractérisées précédemment (Partie III), nous avons réalisé une analyse en composante principale (ACP) pour les cinq variables mesurées aux 153 stations et groupé ces stations selon leurs coordonnées sur les axes principaux à l'aide de la méthode des nuées dynamiques. Les trois groupements de stations obtenus permettent de différencier les ruisseaux d'altitude, les cours d'eau de piémont et les grandes rivières de plaine (Tableau 4).

Tableau 4. Valeurs minimales (Min), maximales (Max) et moyenne (Moy) des 5 paramètres environnementaux pour les trois groupements de stations (ruisseaux d'altitude, cours d'eau de piémont, grandes rivières de plaine) déduits par la méthode des nuées dynamiques appliquée aux coordonnées des stations selon les deux premiers axes de l'ACP.

	Ruisseaux d'altitude			Rivières de piémont			Rivières de plaine		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
Pente (‰)	30	147,5	310	0	30	150	0	3,1	50
Distance à la source (km)	0,1	2,48	8,2	0,2	20,1	79	51	215,1	466
Numéro d'ordre	1	1,5	3	1	2,7	4	4	5,4	7
Température maximale de l'eau (°C)	5	11,4	16	9	16,1	23	11,5	23,4	29
Altitude (m)	970	1773,7	2500	10	789,5	1920	38	199,2	534

Nous mettons en évidence un gradient allant de variables physiques et des distributions de richesses spécifique significativement différentes pour les différents niveaux (sous régions) de ce gradient (Fig.15a).

Dans des environnements non perturbés, la richesse spécifique des EPTC est maximale dans la partie intermédiaire de ce gradient physique comme nous l'avons montré dans le chapitre précédent. Cela montre que la prise en compte de la position longitudinale des stations est une étape nécessaire avant l'évaluation de la sensibilité de la richesse spécifique des EPTC aux impacts humains.

Les stations affectées par des perturbations ont des valeurs de richesse spécifique des EPTC significativement plus faibles (Fig. 15) que celles des stations exemptes de perturbation.

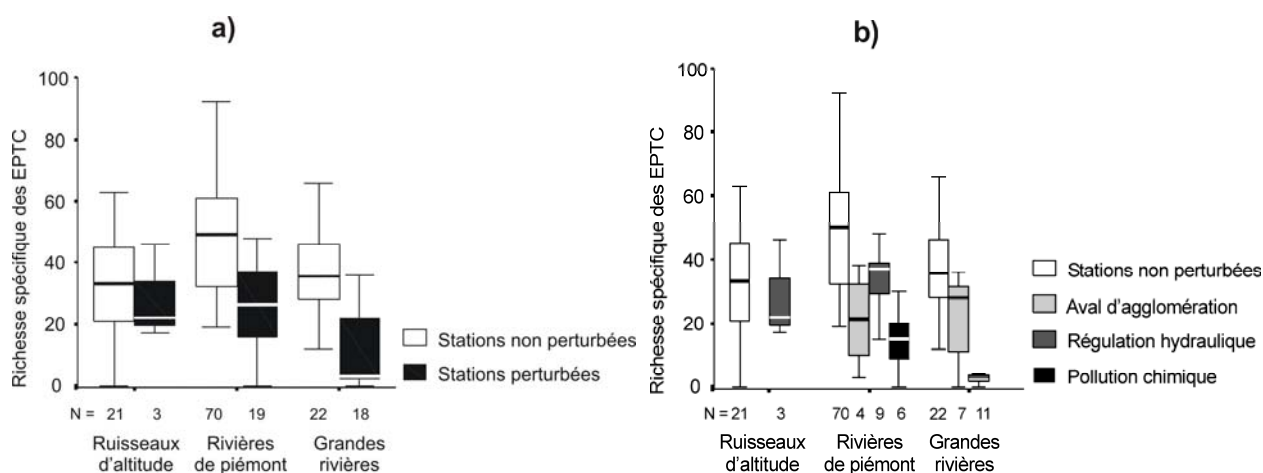


Figure 15. Représentation en boîtes de dispersion des distributions de la richesse spécifique des EPTC dans les trois sous régions identifiées (ruisseaux d'altitude, rivières de piémont, rivières de plaine) pour les stations perturbées et non perturbées (N = nombre de stations) : a) tous les types de perturbation cumulés, b) chaque type de perturbation considéré séparément. Les limites supérieure, inférieure et la ligne médiane des boîtes de dispersion représentent respectivement : 75%, 25% et 50% de la distribution. Les lignes horizontales de part et d'autre représentent 10% et 90% de la distribution.

Sans tenir compte du type de perturbation, les distributions de la richesse spécifique des EPTC pour les stations non perturbées sont statistiquement différentes entre les ruisseaux d'altitude et les rivières de piémont et entre les rivières de piémont et les grandes rivières de plaine.

Les distributions de la richesse spécifique des EPTC sont également statistiquement différentes entre les stations perturbées et non perturbées des rivières de piémont et des grandes rivières de plaine. Par contre on n'observe pas de différence significative entre les ruisseaux d'altitude et les rivières de piémont. Ceci n'est pas surprenant puisque trois stations seulement échantillonnées dans des ruisseaux d'altitude exempte de présence humaine sédentaire sont décrites comme subissant de faibles perturbations.

Parmi les différentes catégories de perturbations prises en compte, les perturbations dues à la présence d'agglomérations ou de pollutions chimiques ont des impacts plus grands sur la richesse spécifique des EPTC que celles dues à la régulation hydraulique des cours d'eau.

IV.2.1 Vers un indice de qualité biologique

Nous proposons un indice d'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau en nous basant sur les différences observées dans les distributions de la richesse spécifique des EPTC entre les milieux perturbés et non perturbés.

Les valeurs médianes des distributions pour les stations non perturbées sont de 50 et 35 espèces d'EPTC dans les rivières de piémont et les grandes rivières respectivement. Pour les stations perturbées, ces valeurs médianes sont de 26 et 3 espèces d'EPTC.

Deux classifications de la qualité des cours d'eau sont proposées pour les rivières de piémont et de plaine (Tableau 5), les ruisseaux d'altitude ne sont pas pris en compte en raison du trop faible nombre de stations perturbées dans cette zone.

Pour chaque région, la classe supérieure (très bonne qualité) est définie par les valeurs de richesse spécifique des EPTC supérieures à la valeur médiane de la distribution aux stations non perturbées et la classe inférieure (mauvaise qualité) est définie par les valeurs de richesse spécifique des EPTC inférieures à la valeur médiane de la distribution aux stations perturbées. Les autres classes de qualité (bonne, moyenne, et médiocre) sont obtenues en divisant l'intervalle de richesse spécifique restant en trois parties égales.

Tableau 5. Valeurs de la richesse spécifique des EPTC pour les 5 classes de qualité d'eau et pour les régions « rivière de piémont » et « rivière de plaine ».

Classe de qualité biologique de l'eau	Rivières de piémont	Rivières de plaine
Très bonne	>50	>35
Bonne	42-50	25-35
Moyenne	34-41	14-24
Médiocre	25-33	3-13
Mauvaise	0-24	0-2

La comparaison des classes de qualité ainsi obtenues avec celle de l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé, Norme AFNOR 1992) montre des différences significatives aussi bien pour l'ensemble du réseau hydrographique que pour les rivières de piémont ou de plaine considérées séparément.

Les notes de qualité EPTC sont plus faibles que celles de l'IBGN pour les cours d'eau de piémont, en revanche, elles sont plus élevées que celles de l'IBGN pour les grandes rivières de plaine (Tableau 6).

Tableau 6. Comparaison entre les 5 classes de qualité obtenues avec la richesse spécifique des EPTC et avec l'IBGN. Résultats des tests de rang de Wilcoxon pour l'ensemble du réseau hydrographique, pour les rivières de piémont et pour les rivières de plaine. (S): Différence significative.

Région		N	Rang moyen	Somme des rangs	Z	P (Probabilité bilatérale)
Toutes les stations	EPTC<IBGN	50	52,02	2601,0	-2,503	0,012 (S)
	EPTC>IBGN	39	36,00	1404,0		
	EPTC=IBGN	40				
	Total	129				
Rivières de piémont	EPTC<IBGN	41	34,76	1425,0	-4,148	0,000 (S)
	EPTC>IBGN	18	19,17	345		
	EPTC=IBGN	30				
	Total	89				
Rivières de plaine	EPTC<IBGN	9	13,33	120	-2,402	0,016 (S)
	EPTC>IBGN	21	16,43	345		
	EPTC=IBGN	10				
	Total	40				

Nous suggérons que l'utilisation de classifications différentes pour les différentes sous régions doit permettre de produire une estimation plus fine de la qualité biologique de l'eau à l'échelle d'un grand réseau hydrographique qu'une classification unique basée sur une liste d'espèces constante. Ainsi l'IBGN donne presque toujours des notes supérieures à 17/20 (excellente qualité) pour les cours d'eau de montagne à cause de la présence d'Ephéméroptères et de Plécoptères à ces altitudes. Ces espèces constituent en effet le plus haut groupe indicateur de l'IBGN. De plus le domaine d'application de l'IBGN est restreint aux rivières de petit gabarit, la liste de taxa à partir desquels est calculée la note n'est donc pas adaptée à l'estimation de la qualité des grands cours d'eau pour lesquels il ne donnerait jamais la note maximum.

Le principe de classifications différentes pour les différentes grandes catégories de milieu que nous proposons est également plus à même de répondre aux exigences de la Directive Cadre sur l'eau qui insiste sur la nécessité d'évaluer la qualité des cours d'eau à l'échelle du bassin versant.

IV.3 Impacts humains sur la structure spatiale en groupes fonctionnels

Nous avons sélectionné 165 stations d'échantillonnage réparties depuis la haute montagne jusqu'aux plaines côtières à des altitudes s'échelonnant entre 2500m et 10m.

A l'aide du logiciel d'exploration Mapinfo, et de la couche d'informations géographiques contenant les localisations des stations et le tracé du réseau hydrographique Adour Garonne (BDCarthage) nous avons délimité une zone tampon d'une largeur de 100m sur une distance de 1000m linéaires de cours d'eau en amont immédiat de chaque station.

Chaque site a été caractérisé par 5 variables physiques (altitude, numéro d'ordre, largeur du cours d'eau, distance à la source et pente) afin de prendre en compte les variations naturelles des communautés dues à la position longitudinale des stations dans le bassin.

Trois variables d'utilisation des sols ont également été mesurées à l'intérieur de la zone tampon et associées à chaque station (% de surfaces forestières et semi naturelles, % de surfaces artificielles ou urbaines, % de surfaces agricoles). Ces mesures ont été réalisées à l'aide de la couche d'information géographique CORINE landcover pour la France (IFEN).

Ces trois variables doivent permettre d'évaluer l'influence de la position des stations dans la mosaïque régionale de paysages sur la composition en groupes fonctionnels des communautés.

Les listes comprenant des taxa pour tous les groupes d'invertébrés benthiques au niveau de résolution taxonomique du genre ou de la famille ont été divisées en groupes fonctionnels ou « functional feeding groups » (Cummins 1974; Cummins & Klug 1979). Ces groupes sont basés sur le régime et le comportement alimentaires des invertébrés (Merritt & Cummins 1996).

On distingue les « shredders » (SH, déchetteurs, qui se nourrissent de matière organique grossière), les « Filtering Collectors » (FC, filtreurs qui se nourrissent de petites particules en suspension dans la colonne d'eau), les « Gathering Collectors » (GC, collecteurs qui ingèrent de petites particules de matière organique présentes sur le fond ou dans le sédiment), les « Scrapers » (SC, racleurs brouteurs de matière organique morte, d'algues et de microorganismes à la surface des substrats minéraux ou végétaux) et les « Predators » (PR, prédateurs qui se nourrissent d'autres organismes vivants).

L'abondance relative des différents groupes fonctionnels a été calculée à chaque station à partir des densités (individus/m²) des taxa d'invertébrés présents.

Nous avons utilisé les cartes auto organisatrices de Kohonen pour ordonner les stations en fonction des 5 variables physiques et des trois variables d'utilisation du sol. Dans la phase d'initialisation de la carte nous avons également pris en compte les 5 variables correspondant aux mesures d'abondances relatives de chacun des groupes fonctionnels. Lors de la phase

d'apprentissage nous avons utilisé un filtre pour masquer ces 5 dernières variables de façon à ce que les stations ne s'auto-organisent que selon les facteurs physiques et d'utilisation des sols. Cette méthode nous permet de visualiser ensuite sur la même carte l'influence de ces deux types de facteurs sur la distribution des abondances relatives des groupes fonctionnels.

Après entraînement de la carte de Kohonen avec les variables environnementales, l'algorithme U-Matrix nous a permis de délimiter 7 groupements homogènes basés sur les caractéristiques physiques et d'utilisation des sols uniquement (Fig. 16).

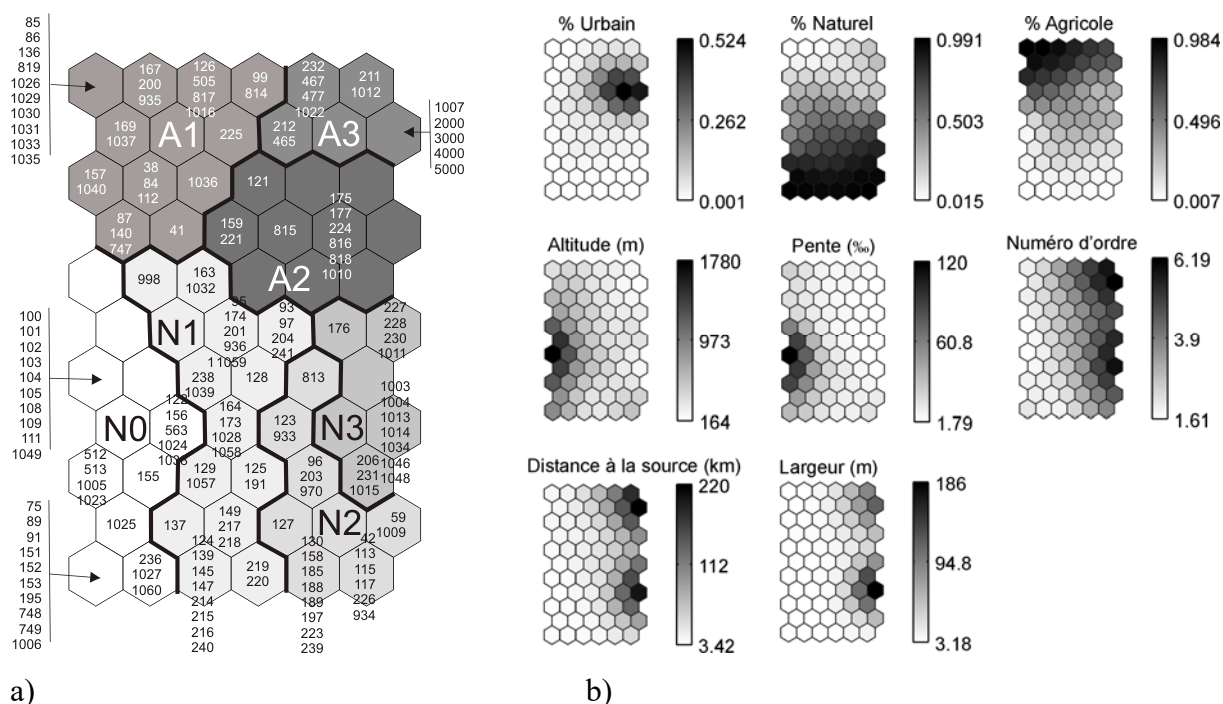


Figure 16. a) Distribution des stations d'échantillonnage dans la carte de Kohonen entraînée avec les 5 variables physiques et les trois variables d'utilisation des sols (voir texte) et groupements obtenus par la méthode U-Matrix (A1-N3). Les codes des stations sont indiqués dans les cellules de la carte.

b) représentation des gradients de distribution de chacune des 8 variables sur la carte de Kohonen (foncé : valeur élevée de la variable, clair : valeur faible de la variable).

Les groupements obtenus correspondent à deux catégories principales d'utilisation des sols. Les stations situées dans un environnement naturel (N) et stations situées dans un environnement anthropisé (A). Dans la seconde catégorie, la méthode sépare nettement les stations sous influence agricole (A1, A3) des stations sous influence urbaine (A2). Chaque catégorie principale est ensuite subdivisée en sous-catégories (0, 1, 2, 3) qui rendent compte de la situation des stations dans le continuum amont-aval. Ainsi, à l'exception de N0, les paires de groupements A et N ((A1, N1), (A2, N2) et (A3, N3)) ont des caractéristiques physiques similaires pour des utilisations des sols différentes.

Lorsque l'on visualise les abondances relatives des 5 groupes fonctionnels sur la carte de Kohonen entraînée avec les paramètres environnementaux (Fig. 17), on observe que tous les groupes fonctionnels sont présents dans chacun des 7 groupements (N0 – A3) de stations. Cependant l'intervalle des abondances relatives diffère selon le groupe fonctionnel considéré. Les GC sont dominants (54%-77%) alors que les autres groupes ne représentent toujours moins de 20% de la communauté d'invertébrés.

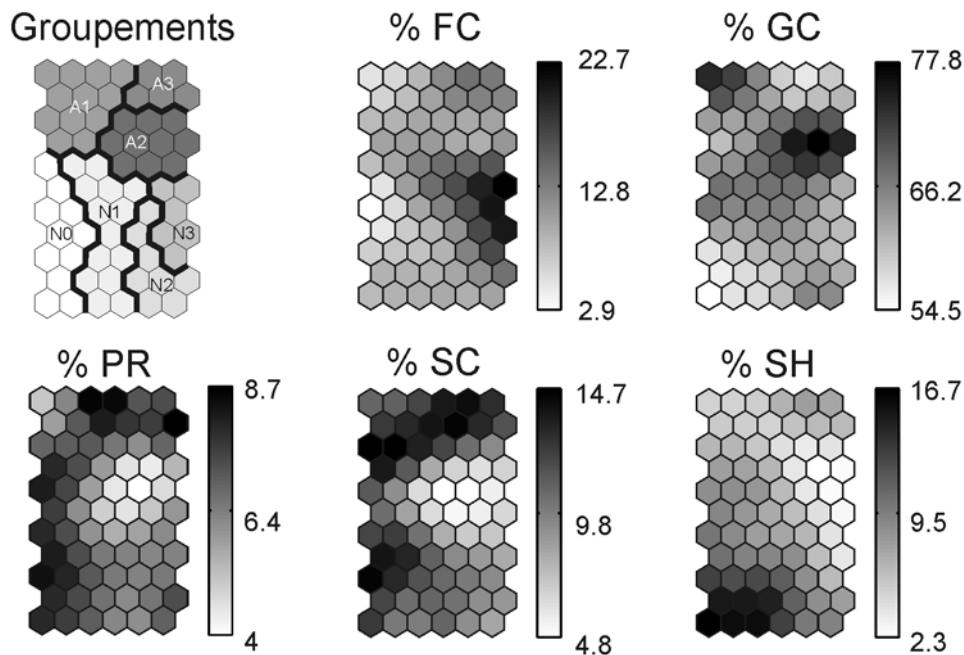


Figure 17. Distribution des abondances relatives (%) des 5 groupes fonctionnels (FC, GC, PR, SC, SH) sur la carte de Kohonen entraînée avec les 8 variables physiques et d'utilisation des sols (voir texte).

Dans un environnement naturel (groupements N) l'abondance relative la plus élevée des déchetiers (SH) est située dans les portions amont des cours d'eau, celle des filtreurs (FC), dans les portions aval et celle des collecteurs (GC) occupe une position intermédiaire. Ce schéma d'organisation correspond à celui prédit par le « River Continuum Concept ».

Les prédateurs (PR) et les racleurs (SC) sont plus également répartis.

La comparaison des abondances relatives observées entre les milieux naturels et anthropisés met en évidence des différences significatives de la composition fonctionnelle de la communauté d'invertébrés dans ces deux types de milieux (Fig. 18, Tableau 7).

Impacts des activités humaines

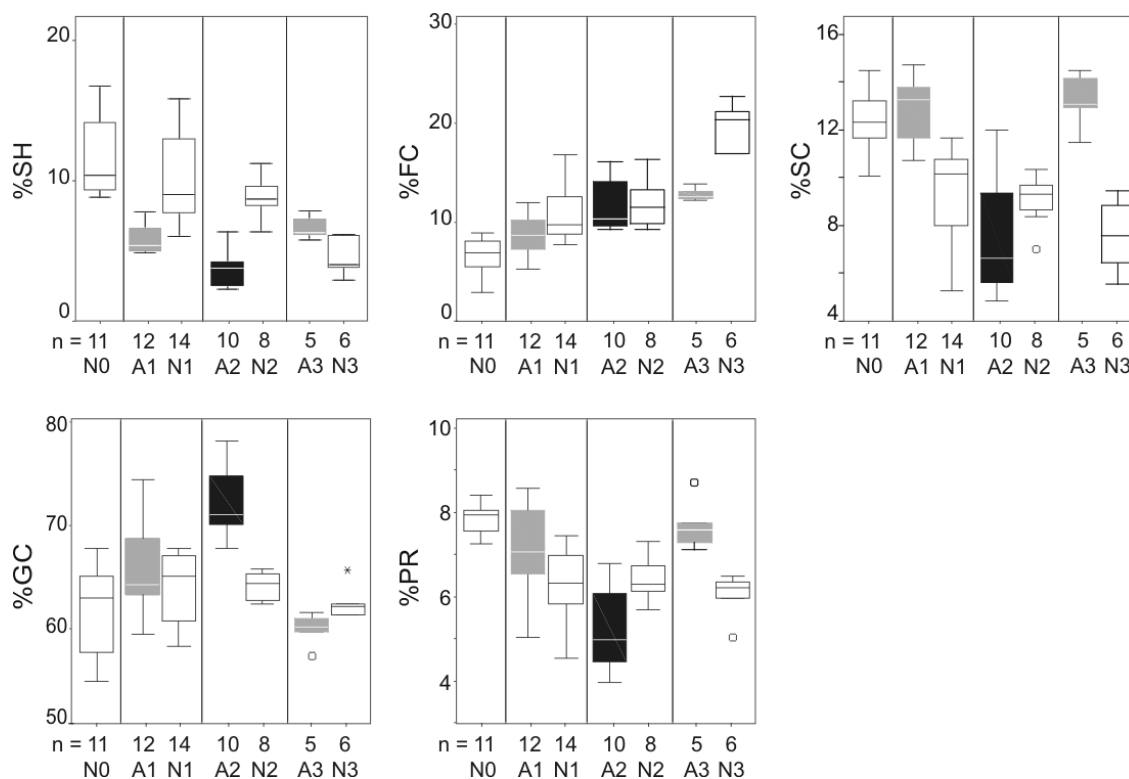


Figure 18. Représentation en boîtes de distribution des pourcentages d'abondance relative des 5 groupes fonctionnels dans les 7 groupements de stations obtenus par l'algorithme U-Matrix appliqué à la carte de Kohonen. Comparaison de ces distributions pour les paires de groupements A et N ((A1, N1), (A2, N2) et (A3, N3)). Les boîtes blanches correspondent au milieu naturel, les boîtes grises au milieu agricole et les boîtes noires au milieu urbanisé. Les limites supérieure, inférieure et la ligne médiane des boîtes de dispersion représentent respectivement : 75%, 25% et 50% de la distribution. Les lignes horizontales de part et d'autre représentent 10% et 90% de la distribution.

Tableau 7. Résultats des tests t de comparaison des distributions d'abondance relative des 5 groupes fonctionnels entre les paires de groupements de stations (A,N).

Groupements	A1 versus N1			A2 versus N2			A3 versus N3		
n	(12)-(14)			(10)-(8)			(5)-(6)		
	t	ddl	p	t	ddl	p	t	ddl	p
%FC	-2,069	24	0,049	-0,376	16,0	0,712	-6,867	6,1	< 0,0001
%GC	1,186	24	0,247	7,125	12,5	0,000	-2,605	9,0	0,029
%PR	2,301	24	0,030	-3,172	13,8	0,007	4,788	9,0	0,001
%SC	5,255	24	< 0,0001	-1,870	12,7	0,085	6,813	9,0	< 0,0001
%SH	-4,497	24	< 0,0001	-7,254	16,0	< 0,0001	3,133	9,0	0,012

Dans les environnements artificiels, l'abondance relative la plus élevée pour les GC excède celle observée en environnement naturel. Inversement, les SH et les FC ont des pourcentages d'abondance plus élevés dans les milieux naturels.

IV.4 Discussion

Nous avons montré par deux approches différentes que l'emploi de métriques simples décrivant la diversité ou le fonctionnement des communautés d'invertébrés permettait de mettre en évidence et d'évaluer l'impact des aménagements humains sur les écosystèmes aquatiques.

La richesse spécifique des EPTC est relativement simple à mesurer puisqu'elle est basée sur la présence/absence d'espèces appartenant à des groupes d'insectes couramment identifiées par les spécialistes et dont l'écologie, bien connue, permet en outre l'interprétation des résultats obtenus. Sur le terrain un échantillonnage qualitatif suffit au calcul de la richesse spécifique qui ne nécessite pas le comptage de l'ensemble des individus triés. Le niveau de détermination taxonomique requis, l'espèce, constitue cependant une difficulté de la méthode.

La mesure de la composition fonctionnelle des communautés ne requiert pas l'intervention de spécialistes puisque la détermination du groupe fonctionnel peut être réalisée à partir du genre ou même de la famille. Cependant elle nécessite l'obtention de valeurs de densité pour chacun des taxa afin de calculer les abondances relatives de chacun des groupes fonctionnels au sein des communautés.

La richesse spécifique des EPTC comme la composition fonctionnelle des communautés peuvent être calculées à partir de listes faunistiques publiées et facilitent donc la réalisation de suivis temporels ou de comparaisons spatiales sur des domaines géographiques étendus.

La sensibilité des insectes aquatiques aux pollutions ponctuelles ou diffuses est connue (Hynes 1959) et la pertinence des associations d'EPTC pour la classification des cours d'eau a récemment été montrée (Cayrou *et al.* 2000; Beauchard *et al.* 2003). Wallace *et al.* (1996) ont d'autre part montré que la richesse des EPT était stable aux stations de référence et répondait effectivement aux perturbations constituant ainsi un bon indicateur de la qualité des cours d'eau.

Parce que les cours d'eau intègrent le paysage fournissant un conduit pour le transfert de l'énergie et des matériaux depuis les habitats terrestres vers les systèmes aquatiques, ils sont particulièrement vulnérables aux impacts environnementaux dus au changement d'utilisation des territoires (Palmer *et al.* 2002). Ils sont de ce fait de plus en plus étudiés en tant que paysages à part entière et parce qu'ils constituent un écosystème fortement influencé par le territoire environnant (Allan 2004b).

L'utilisation des sols influe sur les caractéristiques chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques (Sponseller *et al.* 2001; Moore & Palmer 2005). Plus spécifiquement les activités humaines peuvent altérer la composition en groupes fonctionnels de la communauté d'invertébrés benthiques. Par exemple, la déforestation des sols riverains au profit de cultures rases ou de revêtements artificiels se fait au détriment des décomposeurs en réduisant les apports de litière (Davies *et al.* 2005; Lecerf *et al.* 2005; Larranaga *et al.* 2006), les engrais agricoles apportés dans les cours d'eau par ruissellement augmentent le développement des algues et favorisent les racleurs brouteurs (DeLong & Brusven 1998), et les collecteurs semblent être le seul groupe capable de trouver suffisamment de ressources dans les cours d'eau fortement urbanisés (Suren & McMurtrie 2005).

Les trois sous-régions que nous avons identifiées ont des distributions de la richesse spécifique des EPTC significativement différentes aux sites non perturbés et justifient ainsi l'emploi de différentes gammes de valeurs d'indice.

Pour les cours d'eau non impactés, les motifs de distribution de la composition fonctionnelle et de la richesse spécifique des communautés d'invertébrés que nous observons sont très proches de ceux prédits par le modèle théorique du RCC. Les gammes de valeurs observées sont significativement différentes dans les différentes sous-régions obtenues en classant les cours d'eau d'après des critères géomorphologiques. Ces résultats justifient l'utilisation d'une telle classification pour l'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau.

Pour les stations affectées par des perturbations, nous avons montré que les valeurs de richesse spécifique sont significativement plus faibles que celles mesurées pour les stations où aucune perturbation n'est signalée.

Nous avons montré également que les proportions des différents groupes fonctionnels varient en réponse au type d'utilisation des sols à l'échelle du réseau hydrographique et cela même en utilisant une classification grossière du type « surfaces naturelles », « surfaces agricoles » ou « surfaces urbanisées ». Dans les cas où les paysages riverains sont altérés par l'agriculture ou l'urbanisation, l'effet de l'utilisation des sols sur la structure fonctionnelle des communautés semble prendre le dessus sur le schéma de variations naturelles décrit dans le RCC. Les variations de la diversité ou de la structure fonctionnelle des communautés aquatiques dues aux activités humaines à l'intérieur d'une même classe de cours d'eau sont du même ordre sinon plus importantes que leur variations « naturelles ».

Nos résultats suggèrent également que la zone tampon de 1000m de long sur 100m de large que nous avons choisi arbitrairement pour modéliser l'impact de l'utilisation des sols est

satisfaisante pour détecter des changements de la composition en groupes fonctionnels des communautés.

Ces approches prenant en compte la richesse spécifique d'un nombre réduit de groupes taxonomiques ou la composition fonctionnelle des communautés contribuent à la compréhension des modifications structurelles et fonctionnelles des écosystèmes aquatiques induites par les activités humaines. Elles doivent permettre d'identifier et de délimiter des zones d'intérêt pour la conservation et la gestion intégrée de ces écosystèmes à l'échelle du réseau hydrographique.

Nos résultats confirment l'importance d'intégrer le paysage et plus particulièrement l'utilisation des sols riverains dans la recherche de situations de référence ou de sources d'altérations potentielles des cours d'eau (Palmer 1999) et soulignent finalement l'apport considérable que constituent les systèmes d'information géographique dans ce domaine (Host *et al.* 2005).

V Conclusion générale

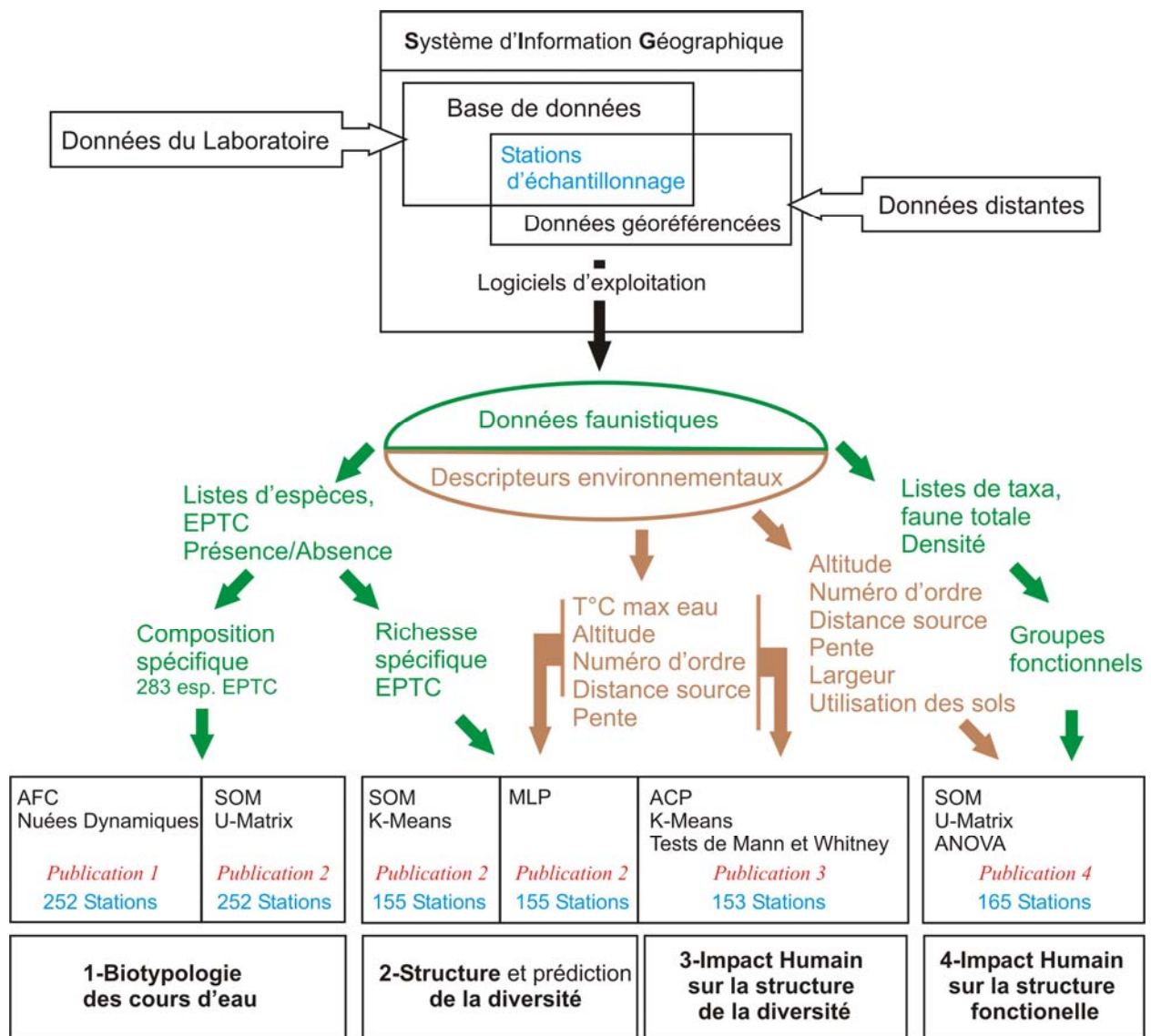


Figure 19. Schéma synthétique de l'organisation thématique des travaux présentés dans ce mémoire. Les données sur lesquelles ils s'appuient et leur origine, le nombre de stations d'échantillonnage concernées ainsi que les méthodes d'analyse utilisées sont présentés. Les publications auxquelles se réfèrent les thèmes abordés sont indiquées en rouge et sont jointes en annexes 1 à 4.

L'analyse d'un grand nombre de travaux publiés décrivant la biodiversité à une échelle locale nous a permis de recenser 1093 espèces d'invertébrés benthiques provenant de 631 stations réparties dans l'ensemble du réseau hydrographique Adour-Garonne. La distribution spatiale de ces taxa dans le bassin donne lieu à des assemblages d'espèces à partir desquels nous proposons une biotypologie des cours d'eau (Fig. 19).

En considérant uniquement les espèces d'un nombre réduit de groupes taxonomiques, les 4 ordres d'insectes Epheméroptères, Plécoptères, Trichoptères et Coléoptères (EPTC), nous montrons qu'il est possible de délimiter dans le réseau hydrographique des zones homogènes caractérisées par leurs assemblages d'espèces. Cette classification révèle des différences longitudinales et géographiques de la composition spécifique des communautés d'invertébrés benthiques à l'échelle régionale. Elle rend compte de façon assez fidèle des différentes situations géomorphologiques rencontrées par les cours d'eau (« hydroécorégions »). Cependant le modèle biogéographique qui résulte d'une telle biotypologie n'est valable que pour la région considérée puisqu'il s'appuie sur la faune spécifique de cette région. Des classifications des cours d'eau à partir d'attributs des communautés tels que leur richesse spécifique ou les traits fonctionnels des espèces sont à même d'être utilisées de façon plus universelle car elles rendent compte de la position longitudinale (amont-aval) des stations dans les cours d'eau et dépendent beaucoup moins de leur situation géographique. Nous montrons une évolution curvilinéaire de la richesse spécifique des EPTC depuis les cours d'eau de montagne vers les cours d'eau de plaine. Ce motif observé dans le réseau hydrographique Adour-Garonne est en accord avec les théories écologiques dans la lignée de ces concepts du « River Continuum » et de la perturbation intermédiaire (« Intermediate Disturbance Hypothesis ») qui prédisent une diversité maximale dans le cours médian des rivières où l'hétérogénéité spatiale et temporelle est la plus importante et procure aux communautés les plus larges possibilités de développement. Nos travaux fournissent un cadre de référence utile pour étudier ou gérer les cours d'eau dans les différentes régions d'un grand réseau hydrographique dans la mesure où toute différence avec les caractéristiques faunistiques attendues peut indiquer un changement des conditions environnementales de la région considérée.

Dans le bassin Adour-Garonne comme en France ou même en Europe, il n'existe plus de cours d'eau qui n'ait été modifié par l'homme au moins localement. Nous montrons que les communautés d'invertébrés benthiques sont sensibles à la présence d'aménagements humains du lit des cours d'eau ou de leur environnement proche. Ceux-ci induisent des modifications des gradients de diversité spécifique et fonctionnelle de référence observés dans les tronçons de cours d'eau les moins altérés par les activités humaines. Les aménagements humains provoquent une diminution de la richesse spécifique (perte de taxa) dont l'amplitude est différente en fonction de la région du réseau hydrographique considérée. Sur la base de ce constat nous proposons un indice de bio-évaluation de la qualité de ces cours d'eau construit sur la mesure de la richesse spécifique des EPTC et dont les gammes de valeurs pour l'attribution des notes de qualité tiennent compte de la région du réseau hydrographique considérée. Nous suggérons que

l'utilisation d'une telle méthode étalonnée pour les différentes régions d'un grand réseau hydrographique doit permettre de produire une estimation plus fine de la qualité biologique de l'eau qu'un indice (tel que l'IBGN) basé sur une liste d'espèces constante.

Nous montrons des réponses de la composition en groupe fonctionnels des communautés aux activités humaines mesurées en terme d'utilisation des sols riverains. Etant données les possibilités qu'offrent les systèmes d'information géographique d'intégrer des données faunistiques existantes et des couches d'information géographique relatives à la couverture de sols, ces résultats doivent permettre de développer des approches de bioévaluation des cours d'eau en relation avec les préoccupations économiques et sociales actuelles.

L'élargissement à des aires géographiques étendues de l'écologie des communautés d'invertébrés benthiques s'appuie nécessairement sur l'analyse de données existantes et sur la mise en œuvre d'outils et de méthodes adaptés pour leur exploitation. Cet aspect est étroitement lié à l'évolution de l'informatique, de la puissance et de l'accessibilité des ordinateurs et de logiciels. L'Ecologie dont Barbault (1992) disait qu'elle était à la frontière de plusieurs disciplines de la science du vivant et de l'univers doit maintenant intégrer la science informatique pour être envisagée à large échelle. C'est indispensable aussi bien pour parvenir à exploiter l'ensemble des données de la bibliographie, que pour faire le lien avec les données nouvelles issues technologies récentes. En particulier, les données issues de l'imagerie aérienne ou satellitaire permettent de décrire l'habitat aquatique à l'échelle de section de cours d'eau avec une précision homogène pour l'ensemble de la planète et a fortiori pour un grand réseau hydrographique tel que le réseau Adour-Garonne. Ces données sont accessibles au moyen d'un simple ordinateur que chacun peut avoir sur son bureau. Ce même ordinateur permet la collecte des données en grande quantité, leur stockage et leur organisation dans des bases de données ou des systèmes d'information géographiques. Il permet également leur exploitation presque instantanée par des méthodes d'analyses multivariées faisant intervenir des algorithmes et des cycles de calculs complexes.

Parmi ces méthodes, les cartes autoorganisatrices de Kohonen (SOM) qui utilisent les techniques des réseaux de neurones artificiels pour réaliser une projection non-linéaire des données dans un espace de dimensions réduites semblent particulièrement adaptée à l'analyse des données écologiques sur de vastes étendues géographiques.

Cependant les satellites et les ordinateurs ne distinguent pas encore les invertébrés sur le fond des cours d'eau et ne permettent pas d'effectuer leur détermination taxonomique. L'accès direct à la composante biotique de l'écosystème reste la compétence exclusive des taxonomistes tant il est vrai que l'entité fondamentale en écologie reste la population et donc l'espèce. Or, si l'on

parvenait à réunir suffisamment de personnes compétentes pour déterminer à l'espèce l'ensemble des invertébrés aquatiques, il ne serait pas concevable pour autant d'envisager une campagne d'échantillonnage à l'échelle d'un grand bassin versant, d'un pays, d'un continent ou du monde. S'il faut 5 minutes pour extraire d'une base de données en ligne les altitudes de l'ensemble du bassin Adour Garonne avec une précision au sol de 70m, le temps nécessaire à la récolte et à la détermination des invertébrés sur un nombre de stations représentatif à cette échelle se compte en années.

La permanence d'études locales contenant des listes faunistiques renseignées à l'espèce est donc indispensable et doit être considérée et encouragée. A l'heure où la connaissance et la gestion durable de la biodiversité apparaît dans toutes les directives environnementales comme une priorité, sans doute serait-il bon de gérer tout aussi durablement et de valoriser les compétences et les travaux qui permettent d'avoir accès à cette biodiversité.

A cette condition, il est possible comme nous l'avons montré à travers l'étude de la distribution des communautés d'invertébrés benthiques, d'accéder à une meilleure compréhension de la diversité et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques à l'échelle d'un grand réseau hydrographique fluvial. Dans le contexte actuel, la nécessité de traiter des problèmes environnementaux de façon intégrée aux échelles régionale, nationale ou globale définit clairement le « grand réseau hydrographique » comme unité d'étude adaptée.

A ce titre, le bassin Adour Garonne, de par sa surface relativement réduite comparativement à la variété des situations géomorphologiques rencontrées (des massifs montagneux d'altitudes et d'origines historiques différentes, des plateaux calcaires, une plaine alluviale et une zone sableuse issue de transgressions océaniques) pourrait constituer un bon modèle de référence pour l'étude à des niveaux d'échelle supérieurs de la structure et du fonctionnement des systèmes aquatiques continentaux.

VI Références bibliographiques

- AEAG (2005). Comité de Bassin Adour-Garonne. L'état des ressources en eau du Bassin Adour-Garonne. Consultation du public mai-octobre 2005. In. Direction régionale de l'environnement Midi-Pyrénées, Agence de l'Eau Adour-Garonne, p. 134.
- Allan J.D. (2004a). Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* 23, 187-198.
- Allan J.D. (2004b). LANDSCAPES AND RIVERSCAPES: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284.
- Allan J.D. & Flecker A.S. (1993). Biodiversity Conservation in Running Waters. *Bioscience*, 43, 32-43.
- Allen T.F.H. & Starr T.B. (eds.) (1982). *Hierarchy : Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Angelier E. (2000). *Ecologie des eaux courantes*, Paris.
- Bailey R.C., Norris R.H. & Reynoldson T.B. (2003). *Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach*. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Barbault R. (1992). *Ecologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution*. Masson, Paris.
- Barber W.E. & Kevern N.R. (1973). Ecological factors influencing macroinvertebrate standing crop distribution. *Hydrobiologia* 43, 53-75.
- 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. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 185-211.
- Baron J.S., Poff N.L., Angermeier P.L., Dahm C.N., Gleick P.H., Hairston N.G., Jackson R.B., Johnston C.A., Richter B.D. & Steinman A.D. (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*, 12, 1247-1260.
- Beauchard O., Gagneur J. & Brosse S. (2003). Macroinvertebrate richness patterns in North African streams. *Journal of Biogeography*, 30, 1821-1833.
- Benzécri J.P. (1973). *L'analyse des données. T.I : la taxonomie. T.II : l'Analyse des correspondances*. Dunod, Paris.
- Berthelemy C. (1966). Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Helminthidae) des Pyrénées. *Annls Limnol.*, 2, 227-458.
- Blayo F. & Demartines P. (1991). Data analysis: how to compare Kohonen neural networks to other techniques ? In: *IWANN'91 Int. Workshop on Artificial Neural Networks* (ed. Prieto A). Springer Verlag Granada, Spain, pp. 469-476.
- Brittain J.E. & Saltveit S.J. (1989). A review of the effect of river regulation on Mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers Res. Manage.*, 3, 191-204.
- Brosse S., Giraudel J.L. & Lek S. (2001). Utilisation of non-supervised neural networks and principal component analysis to study fish assemblages. *Ecological Modelling*, 146, 159-166.
- Bunn S.E. & Davies P.M. (2000). Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422, 61-70.
- Burel F., Baudry J., Butet A., Clergeau P., Delettre Y., Le Coeur D., Dubs F., Morvan N., Paillat G. & Petit S. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19, 47-60.
- Cammeraat L.H. (2002). A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, 1201-1222.

- Cayrou J., Compin A., Giani N. & Cereghino R. (2000). Species associations in lotic macroinvertebrates and their use for river typology. Example of the Adour-Garonne drainage basin (France). *Ann Limnol-Int J Lim*, 36, 189-202.
- Cereghino R. & Compin A. (2001). Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques du réseau hydrographique Adour - Garonne. Phase II. Convention n°990. Rapport final
- In. CESAC - Agence de l'Eau Adour Garonne, p. 54.
- Céréghino R., Compin A., Giani N. & Laville H. (1998). Banque de données invertébrés - biodiversité du réseau Adour - Garonne. Présentation, dictionnaire des données, schéma conceptuel des données. In. CESAC - Agence de l'eau Adour Garonne, p. 51.
- Céréghino R., Compin A., Giani N. & Laville H. (1999). Biodiversité des communautés benthiques du réseau hydrographique Adour - Garonne. Phase I: analyse de la biodiversité globale. Rapport final In. CESAC - Agence de l'eau Adour - Garonne, p. 21.
- Chon T.S., Park Y.S., Moon K.H. & Cha E.Y. (1996). Patternizing communities by using an artificial neural network. *Ecological Modelling*, 90, 69-78.
- Codd E.F. (1970). A Relational Model of Data for Large Shared Data Banks. *Communications of the ACM*, 13, 377-387.
- Compin A. (1998). Biodiversité des communautés benthiques du réseau Adour-Garonne : élaboration d'une banque de données et application à l'étude des peuplements de Diptères Chironomidae. In. Université Paul Sabatier Toulouse, p. 33.
- Compin A. & Cereghino R. (2003). Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators*, 3, 135-142.
- Compin A., Park Y.S., Lek S. & Céréghino R. (2005). Species spatial distribution and richness of stream insects in south-western France using artificial neural networks with potential use for biosurveillance. In: *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems* (eds. Lek S, Scardi M, Verdonschot PFM, Descy JP & Park YS). Springer-Verlag Berlin, Germany, pp. 221-238.
- Covich A.P., Palmer M.A. & Crowl T.A. (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems - Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *Bioscience*, 49, 119-127.
- Cummins K.W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24, 631-641.
- Cummins K.W. & Klug M.J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10, 147-172.
- Cummins K.W., Minshall G.W., Sedell J.R., Cushing C.E. & Petersen R.C. (1984). Stream ecosystem theory. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 1818-1827.
- Davies P.E., Cook L.S.J., McIntosh P.D. & Munks S.A. (2005). Changes in stream biota along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Ben Nevis, Tasmania. *Forest Ecology and Management*, 219, 132-148.
- DCE (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal Officiel*, L 327, 1-73.
- Décamps H. (1968). Vicariance écologique chez les Trichoptères des Pyrénées. *Annlis Limnol.*, 4, 1-50.
- Delong M.D. & Brusven M.A. (1998). Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22, 445-457.
- Diday E. (1972). Une nouvelle méthode en classification automatique et reconnaissance des formes : la méthode des nuées dynamiques. *Rev. Stat. Appl.*, 19, 19-33.
- Feminella J.W. & Resh V.H. (1990). Hydrologic Influences, Disturbance, and Intraspecific Competition in a Stream Caddisfly Population. *Ecology*, 71, 2083-2094.

- Ferréol M., Dohet A., Cauchie H.-M. & Hoffmann L. (2005). A Top-down Approach for the Development of a Stream Typology Based on Abiotic Variables. *Hydrobiologia*, 551, 193-208.
- Fleituch T. (2003). Structure and functional organization of benthic invertebrates in a regulated stream. *International Review of Hydrobiology*, 88, 332-344.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context *Environmental Management*, 10, 199-214.
- Giudicelli J., Bouzidi A. & Abdelaali N.A. (2000). Contribution to the faunistic and ecological study of the blackflies (Diptera : Simuliidae) of Morocco - IV. The blackflies of the High Atlas mountain range. Description of a new species. *Ann Limnol-Int J Lim*, 36, 57-80.
- Grassle J.F. & Stocks K.I. (1999). A Global Ocean Biogeographic Information System (OBIS) for the census of marine life. *Oceanography*, 12, 12-14.
- Green D.G. & Sadedin S. (2005). Interactions matter - complexity in landscapes and ecosystems. *Ecological Complexity*, 2, 117-130.
- Griffiths H.J., Linse K. & Crame J.A. (2003). SOMBASE - Southern Ocean Mollusc Database: A tool for biogeographic analysis in diversity and ecology. *Organisms Diversity & Evolution*, 3, 207-213.
- Grimm V. (1999). Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecological Modelling*, 115, 129-148.
- Hellawell J.M. (1978). Biological surveillance of rivers. In. Water Research Center, Stevenage Laboratory. England
p. 332.
- Host G.E., Schuldt J., Ciborowski J.J.H., Johnson L.B., Hollenhorst T. & Richards C. (2005). Use of GIS and remotely sensed data for a priori identification of reference areas for Great Lakes coastal ecosystems. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 5325-5341.
- Huet M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 11, 333-351.
- Hughes R.M., Larsen D.P. & Omernik J.M. (1986). Regional Reference Sites - a Method for Assessing Stream Potentials. *Environmental Management*, 10, 629-635.
- Hughes R.M., Rexstad E. & Bond C.E. (1987). The Relationship of Aquatic Ecoregions, River Basins and Physiographic Provinces to the Ichthyogeographic Regions of Oregon. *Copeia*, 423-432.
- Hynes H.B.N. (1959). The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proceeding of the Linnean Society of London*, 2.
- Hynes H.B.N. (1975). The stream and its valley. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 1-15.
- Illies J. (1978). *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- 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. internat. Verein. Limnol.*, 12, 1-57.
- James F.C. & McCulloch C.E. (1990). Multivariate Analysis in Ecology and Systematics: Panacea or Pandora's Box? *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21, 129-166.
- Karr J.R. & Chu E.W. (2000). Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422, 1-14.
- Kohonen T. (1995). *Self-Organizing Maps*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lammert M. & Allan J.D. (1999). ENVIRONMENTAL AUDITING: Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23, 257-270.
- Larranaga A., Larranaga S., Basaguren A., Elozegi A. & Pozo J. (2006). Assessing impact of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate communities by a litter exclusion experiment. *Ann Limnol-Int J Lim*, 42, 1-8.

- Lavandier P. & Decamps H. (1984). Estaragne. In: *Ecology of European Rivers* (ed. Whitton BA). Blackwell London, pp. 237-264.
- Lecerf A., Dobson M., Dang C.K. & Chauvet E. (2005). Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia*, 146, 432-442.
- Lecerf A., Usseglio-Polatera P., Charcosset J.Y., Lambrigt D., Bracht B. & Chauvet E. (2006). Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 165, 105-126.
- Lek S. & Guegan J.F. (1999). Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, 120, 65-73.
- Lenat D.R. & Penrose D.L. (1996). History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 13.
- Lounaci A., Brosse S., Thomas A. & Lek S. (2000). Abundance, diversity and community structure of macroinvertebrates in an Algerian stream: the Sebaou wadi. *Ann Limnol-Int J Lim*, 36, 123-133.
- MacArthur R.H. (1965). Patterns of species diversity. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 40, 510-533.
- Malmqvist B. & Otto C. (1987). The influence of substrate stability on the composition of stream benthos: an experimental study. *Oikos*, 48, 33-38.
- Maridet L., Wasson J.G., Philippe M., Amoros C. & Naiman R.J. (1998). Trophic structure of three streams with contrasting riparian vegetation and geomorphology. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 144, 61-85.
- Markwick P.J., Lupia R. & (2002). Palaeontological databases for palaeobiogeography, palaeoecology and biodiversity. A question of scale. In: *Palaeobiogeography and Biodiversity Change. The Ordovician and Mesozoic-Cenozoic Radiations* (eds. Crame JA & Owen AW), pp. 169-178.
- Merritt R.W. & Cummins K.W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America (3rd ed.)*. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, IA.
- Merritt R.W., Cummins K.W., Berg M.B., Novak J.A., Higgins M.J., Wessell K.J. & Lessard J.L. (2002). Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remanant river oxbows in southwest Florida. *Journal of the North American Benthological Society*, 21, 290-310.
- Minshall G.W., Petersen R.C. & Nimz C.F. (1985). Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *The American Naturalist*, 125, 16-38.
- Moog O. & Janecek B.F.U. (1991). River flow, substrate type and Hydrurus density as major determinants of macroinvertebrate abundance, composition and distribution. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24, 1888-96.
- Moore A.A. & Palmer M.A. (2005). Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 15, 1169-1177.
- Newbury R.W. (1984). Hydrologic determinants of aquatic insect habitats. In: *The Ecology of Aquatic Insects* (eds. Resh VH & Rosenberg DM). Praeger Publishers New York, pp. 323-357.
- Norris R.H. & Hawkins C.P. (2000). Monitoring river health. 435, 17.
- Norris R.H. & Thoms M.C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology*, 41, 197-209.
- Omernik J.M. (1987). Ecoregions of the conterminous United States. Map (scale 1:7,500,000). *Annals of the Association of American Geographers* 77, 118-125.
- Omernik J.M. & Bailey R.G. (1997). Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association*, 33, 935-949.
- Ormerod S.J., Pienkowski M.W. & Watkinson A.R. (1999). Communicating the value of ecology. *Journal of Applied Ecology*, 36, 847-855.

- Palmer M.A. (1999). The application of biogeographical zonation and biodiversity assessment to the conservation of freshwater habitats in Great Britain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9, 179-208.
- Palmer M.A., Moglen G.E., Bockstael N.E., Brooks S., Pizzuto J.E., Wiegand C. & VanNess K. (2002). The ecological consequences of changing land use for running waters: the suburban Maryland case *Yale Bulletin of Environmental Science*, 107, 85-113.
- Park Y.S., Chang J.B., Lek S., Cao W.X. & Brosse S. (2003). Conservation strategies for endemic fish species threatened by the Three Gorges Dam. *Conservation Biology*, 17, 1748-1758.
- Pella H., Chandesris A. & Wasson J.G. (2003). Constitution d'un système d'information à référence spatiale dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. In: *Mise en place de systèmes d'information à références spatiales (SIRS)*. Actes du Vè séminaire. Cemagref Editions Montpellier, pp. 47-59.
- Pennak R.W. (1971). Toward a classification of lotic habitats. *Hydrobiologia*, 38, 334.
- Pianka E.R. (1983). *Evolutionary Ecology*. Harper and Row, New York.
- Poff N.L. (1997). Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Strombergand J.C. (1997). The Natural Flow Regime A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47 779-784.
- Poff N.L. & Ward J.V. (1990). Physical Habitat Template of Lotic Systems - Recovery in the Context of Historical Pattern of Spatiotemporal Heterogeneity. *Environmental Management*, 14, 629-645.
- Resh V.H. & Jackson J.K. (1993). Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds. Rosenberg DM & Resh VH). Chapman & Hall London, pp. 195-223.
- Reyjol Y., Compin A., A-Ibarra A. & Lim P. (2003). Longitudinal diversity patterns in streams: comparing invertebrates and fish communities. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 157, 525-533.
- Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. & Rosenberg D.M. (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.
- Roche P.-A., Billen G., Bravard J.-P., Decamps H., Pennequin D., Vindimian E. & Wasson J.-G. (2005). Les enjeux de recherche lies a la directive-cadre europeenne sur l'eau. *Comptes Rendus Geosciences*, 337, 243-267.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Introduction to Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds. Rosenberg DM & Resh VH). Chapman & Hall London, G.B, pp. 1-9.
- Rosenberg G. (1993). A Database Approach to Studies of Molluscan Taxonomy, Biogeography and Diversity, with Examples from Western Atlantic Marine Gastropods. *American Malacological Bulletin*, 10, 257-266.
- Rossaro B., Marziali L., Buffagni A. & Bielli E. (2004). Relazioni tra variabili ambientali e struttura della Comunità: confronto tra metodi multivariati convenzionali e reti neurali. In: *Convegno Internazionale - Il sistema rurale* Milano, pp. 271-279.
- Rumelhart D.E., Hinton G.E. & Williams R.J. (1986). Learning Representations by Back-Propagating Errors. *Nature*, 323, 533-536.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Lemans R., Lodge D.M., Mooney H.A.,

- Oosterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. (2000). Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- SANDRE (1997). Dictionnaire de données du Processus d'acquisition des données hydrobiologiques - Eaux superficielles. In. Secrétariat d'Administration Nationale des Données Relatives à l'Eau.
- Santoul F., Figuerola J., Mastroiello S. & Cereghino R. (2005). Patterns of rare fish and aquatic insects in a southwestern French river catchment in relation to simple physical variables. *Ecography*, 28, 307-314.
- Scardi M. & Harding L.W. (1999). Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecological Modelling*, 120, 213-223.
- Sponseller R.A., Benfield E.F. & Valett H.M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46, 1409-1424.
- Statzner B., Bady P., Doledec S. & Scholl F. (2005). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, 50, 2136-2161.
- Strayer D.L. (2006). Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 271-287.
- Suren A.M. & McMurtrie S. (2005). Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities. *River Research and Applications*, 21, 439-453.
- Tabacchi E., Lambs L., Guilloy H., Planty-Tabacchi A.M., Muller E. & Decamps H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14, 2959-2976.
- Tate C.M. & Heiny J.S. (1995). The ordination of benthic invertebrate communities in the South Plate Rive Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, 33, 439-454.
- Thomas A. (1996). Mayflies of southwestern France .5. First list of recorded species since 1870 (Insecta, ephemeroptera). *Ann Limnol-Int J Lim*, 32, 19-26.
- Tison J., Park Y.S., Coste M., Wasson J.G., Ector L., Rimet F. & Delmas F. (2005). Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: A study on the French hydrosystem scale. *Water Research*, 39, 3177-3188.
- Tonn W.M. (1990). Climate Change and Fish Communities: A Conceptual Framework. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119, 337-352.
- Van Sickle J., Huff D.D. & Hawkins C.P. (2006). Selecting discriminant function models for predicting the expected richness of aquatic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51, 359-372.
- 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, 130-137.
- Verneaux J. (1973). Recherches écologiques sur le réseau hydro-graphique du Doubs - essai de biotypologie. . In. Université de Besançon Besançon, p. 257.
- Vinçon G. & Clergue-Gazeau M. (1988). Etude hydrobiologique de la vallée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques, France). III. Simuliidae (Diptera, Nematocera) : leur originalité biogéographique et écologique. *Annls Limnol.*, 24.
- Vinçon G. & Thomas A.G.B. (1987). Etude hydrobiologique de la Vllée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques). I. Répartition et écologie des Ephéméroptères. *Ann Limnol-Int J Lim*, 23, 95-113.
- 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.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. & Melillo J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Voelz N.J. & McArthur J.V. (2000). An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation*, 9, 1543-1570.

- Vought L.B.M., Kullberg A. & Petersen R.C. (1998). Effect of riparian structure, temperature and channel morphometry on detritus processing in channelized and natural woodland streams in southern Sweden. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 8, 273-285.
- Wallace J.B., Grubaugh J.W. & Whiles M.R. (1996). Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological applications*, 6, 140-151.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1979). Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis of thermal modification of regulated streams. In: *The ecology of regulated streams* (eds. WARD JV & STANFORD JA). Plenum press New York, pp. 35-55.
- Ward J.V. & Stanford J.A. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: *Dynamics of Lotic Ecosystems* (eds. FONTAINE TD & BARTELL SM). Ann Arbor Science Publ. Ann Arbor, Michigan, pp. 29-42.
- Ward J.V. & Tockner K. (2001). Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46, 807-819.
- Ward J.V., Tockner K., Edwards P.J., Kollmann J., Bretschko J.G., Gurnell A.M., Petts G.E. & Rossaro B. (1999). A reference river system for the Alps: the 'Fiume Tagliamento'. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15, 63-75.
- Wasson J.G. (1989). Eléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes: 1. revue critique de quelques approches existantes. *Bulletin écologique*, 20, 109-127.
- Wasson J.G., Chandesris A., Pella H. & Blanc L. (2003). Typologie des eaux courantes pour la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : l'approche par Hydro-écorégion. In: *Mise en place de systèmes d'information à références spatiales (SIRS)*. Actes du Vè séminaire. Cemagref Editions Montpellier, pp. 39-45.
- Whittier T.R. & Hughes R.M. (1988). Correspondance between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 1264-1278.

VII ANNEXE 1 – Publication 1

CAYROU, J., COMPIN, A., GIANI, N, CEREGHINO, R. 2000. Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour – Garonne (France). *Annales de Limnologie* **36** : 189-202.

Nous avons analysé la distribution régionale de 147 espèces appartenant aux 4 ordres d'insectes aquatiques les mieux connus dans le Sud-Ouest de la France - Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères Elmidae et Hydraeniidae afin d'établir une classification des cours d'eau basée sur des associations spécifiques au sein du réseau hydrographique Adour-Garonne (116 000 km²). La distribution spatiale des espèces a été précisée par des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC), et les noyaux d'affinité entre espèces et/ou stations ont été recherchés par la méthode des Nuées Dynamiques. Six zones ont été définies, ainsi que leurs peuplements théoriques. Un intérêt majeur de telles classifications est que la stabilité spatio-temporelle des associations spécifiques peut être utilisée pour définir des sites ou des stations de référence, pour une surveillance biologique des rivières au sein d'une région ou d'une section longitudinale identifiée par un peuplement référentiel.

Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour-Garonne (France)

J. Cayrou¹
 A. Compin¹
 N. Giani¹
 R. Céréghino^{1,2}

Mots-clés : macroinvertébrés, Epheméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères, biotypologie, zonation, eaux courantes, bassin Adour-Garonne.

Nous avons analysé la distribution régionale de 147 espèces appartenant aux 4 ordres d'insectes aquatiques les mieux connus dans le Sud-Ouest de la France - Epheméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères Elmidae et Hydraeniidae afin d'établir une classification des cours d'eau basée sur des associations spécifiques au sein du réseau hydrographique Adour-Garonne (116 000 km²). La distribution spatiale des espèces a été précisée par des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC), et les noyaux d'affinité entre espèces et/ou stations ont été recherchés par la Méthode des Nuées Dynamiques. Six zones ont été définies, ainsi que leurs peuplements théoriques. Un intérêt majeur de telles classifications est que la stabilité spatio-temporelle des associations spécifiques peut être utilisée pour définir des sites ou des stations de référence, pour une surveillance biologique des rivières au sein d'une région ou d'une section longitudinale identifiée par un peuplement référentiel.

Species associations in lotic macroinvertebrates and their use for river typology. Example of the Adour-Garonne drainage basin (France)

Keywords : macroinvertebrates, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, biotypology, zonation, running waters, Adour-Garonne drainage basin.

We analysed the regional distribution of 147 lotic invertebrate species from four insect orders - Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera - Elmidae and Hydraenidae - EPTC - in the whole Adour-Garonne drainage basin (South -Western France, Surface = 116 000 km²). The aim of this work was to provide a stream classification based on characteristic species assemblages. The faunal data (species occurrence) were recorded at 252 sampling sites, and studied using factorial analysis. Using dynamic cluster analysis, it was possible to classify the data without prior knowledge. Six zones were characterised within the drainage basin, along with their theoretical species assemblages. The main interest of our results is that the stability of such theoretical assemblages may be used to define representative and/or reference sites for biological surveillance, as changes in reference assemblages can be considered as a biological indicator of environmental changes in streams from a given region or longitudinal section.

1. Centre d'Ecologie des Systèmes Aquatiques Continentaux, UMR C5576, 118 route de Narbonne, 31062 Toulouse Cedex 4, France. Tel : 05 61 55 86 87, Fax : 05 61 55 60 96
 2. Auteur correspondant : E-mail : cereghin@cict.fr Université Paul Sabatier.

1. Introduction

Au cours des dernières décennies, de nombreuses classifications des cours d'eau basées sur des associations d'espèces aquatiques ont été proposées (Huet 1949, Illies & Botosaneanu 1963, Omernik 1987, Whittier et al. 1988, Tate & Heiny 1995). Un intérêt majeur de telles classifications est que la stabilité spatio-temporelle des ces associations peut être utilisée pour définir des sites ou des stations de référence pour une surveillance biologique des rivières (Hughes et al. 1986) : tout changement dans la composition et la structure des assemblages spécifiques pourra être la conséquence de modifications environnementales dans un cours d'eau (Ward & Stanford 1983 a), appartenant à une section longitudinale ou à une région caractérisée par un peuplement type. La diversité spécifique des communautés d'invertébrés aquatiques dépend notamment de la diversité et de la stabilité des habitats (Cummins 1979, Ward & Stanford 1979), qui définissent l'hétérogénéité des niches écologiques et donc les possibilités de développement (Malmqvist & Otto 1987). Par conséquent, les invertébrés sont largement utilisés en tant qu'indicateurs des changements environnementaux à moyen et long terme (Hellowell 1978).

Une autre approche illustrée par le "River Continuum Concept" (Vannote et al. 1980) implique une classification basée sur la taille et la localisation du cours d'eau au sein d'un réseau hydrographique. Cependant, plusieurs auteurs ont souligné la nécessité de considérer les différences géographiques qui existent au niveau des caractéristiques biotiques et abiotiques des cours d'eau (Culp & Davies 1982). Cette hypothèse peut être vérifiée pour une région donnée en proposant un modèle géographique, c'est-à-dire une carte (Whittier et al. 1988).

La diversité spécifique des invertébrés aquatiques est très élevée — 70 % des espèces animales inventoriées dans les eaux continentales européennes (Illies 1978) — et il est souvent difficile d'obtenir des identifications au niveau de l'espèce. Par conséquent, les classifications proposées furent généralement restreintes à l'échelle de vallées ou d'une chaîne montagneuse (Décamps 1968, Vinçon & Thomas 1987, Vinçon & Clergue 1988, Giudicelli et al. 2000) et ne considéraient qu'un seul groupe taxonomique (généralement un ordre d'insecte). Seul Verneaux (1973) avait proposé une biotypologie à l'échelle du réseau hydrographique d'un cours d'eau français (le Doubs, surface du bassin : 7700 km²), basée sur 3 ordres d'insectes (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères) et sur les

poissons. En France, l'Agence de l'Eau utilise les macroinvertébrés benthiques pour évaluer la qualité biologique des eaux courantes. Dans le seul bassin Adour-Garonne, 275 stations sont échantillonnées chaque année. Les informations recueillies permettent d'évaluer les variations spatio-temporelles de la qualité de l'eau, et de définir des objectifs de qualité. L'indice de qualité biologique en vigueur (IBGN, norme AFNOR NF-90-950) est basé sur la présence de groupes faunistiques indicateurs classés selon un degré de polluosensibilité décroissant. Cependant, ce type de méthode ne tient pas compte de différences géographiques éventuelles (par exemple, les groupes les plus polluosensibles sont des formes montagnardes) entre les cours d'eau (Lenat 1988). Il est donc pertinent d'établir, dans un premier temps, une classification des cours d'eau, afin de mettre au point des outils d'évaluation de la qualité des eaux prenant en compte la notion de variabilité longitudinale et/ou géographique des assemblages d'espèces.

Le but de cette étude était d'analyser la distribution régionale de 147 espèces d'insectes aquatiques appartenant aux 4 ordres les mieux connus dans le Sud-Ouest de la France — Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères Elmidae et Hydraeniidae — afin de définir des sections longitudinales et/ou des régions basées sur des associations spécifiques au sein du réseau hydrographique Adour-Garonne. Ce travail est une base indispensable pour de futurs travaux, visant à la mise au point d'indices taxonomiques et fonctionnels de qualité biologique, et prenant en compte les variations spatiales de la biodiversité des macroinvertébrés benthiques.

2. Site d'étude, données et méthodes

Le bassin Adour-Garonne (Fig. 1) est l'un des 4 grands bassins fluviaux français (116 000 km², 1/5ème du territoire français), avec une importante variation altitudinale (haute et moyenne montagne, piémont, plaine), une grande diversité de terrains traversés, ainsi qu'une grande variété de régions économiques (zones forestières, agricoles, industrielles, urbaines).

La banque de données faunistiques dont nous disposons a été établie à partir des travaux de spécialistes de notre laboratoire au cours des 30 dernières années. Elle a permis de retenir 252 stations où des listes d'invertébrés ont été dressées au niveau d'identification de l'espèce. Leur distribution altitudinale (de 10 à 2150 m) et géographique (Fig. 1) fait ressortir la diversité des grands axes fluviaux (Lot, Aveyron, Tarn, Garonne, Ariège) et des vallées prospectés dans les dé-

(3) ASSOCIATIONS SPÉCIFIQUES CHEZ LES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES 191

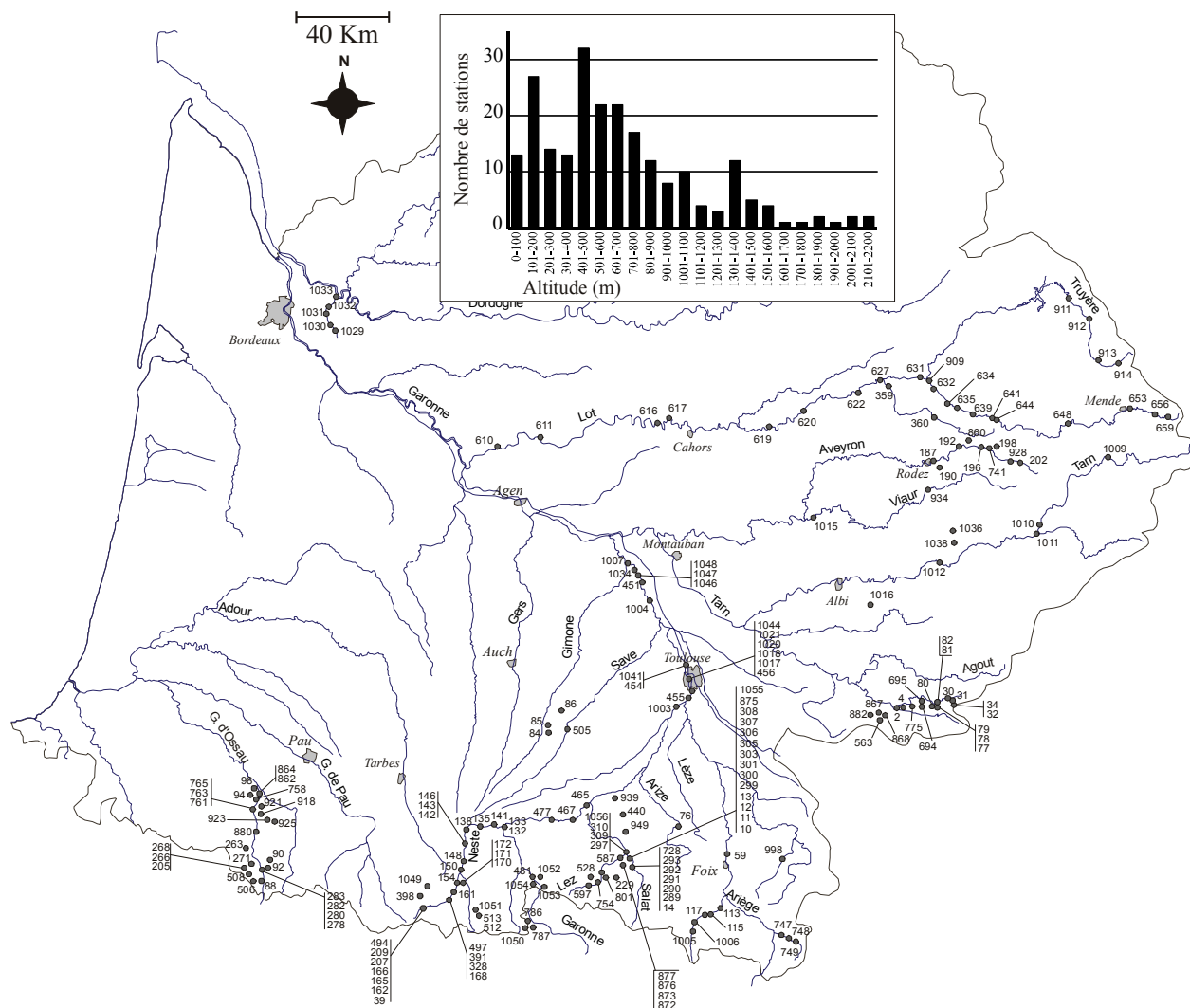


Fig. 1. Carte du bassin Adour-Garonne. Répartition géographique et altitudinale des 252 stations utilisées dans les analyses.

Fig. 1. Map of the Adour-Garonne Drainage Basin. Geographical and altitudinal distribution of the 252 sampling sites used for data analysis.

partements pyrénéens (Ariège, Hautes-Pyrénées, Pyrénées Atlantiques).

Au niveau de la faune, nous avons considéré les espèces appartenant aux quatre ordres d'insectes les mieux connus (Berthélémy 1966, Décamps 1967, 1968, Thomas 1996) dans les eaux courantes du Sud-Ouest de la France : Epheméroptères, Plécoptères, Trichoptères, Coléoptères Elmidae et Hydraeniidae (EPTC), après avoir vérifié que la richesse spécifique des EPTC était significativement corrélée à la richesse spécifique totale (Fig. 2). Les espèces ont été invento-

riées par le critère de présence-absence (0 ou 1) sur les 252 stations retenues. Dans la perspective de futures études appliquées (indices de qualité, listes d'espèces indicatrices), seules les espèces dont l'occurrence (nombre de stations où l'espèce est présente / nombre total de stations) est supérieure à 5 % ont été conservées pour les analyses.

La distribution spatiale des espèces est précisée grâce à des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) (Benzécri 1973, Diday et al. 1982) réalisées sur les matrices Stations X Espèces. Dans la représenta-

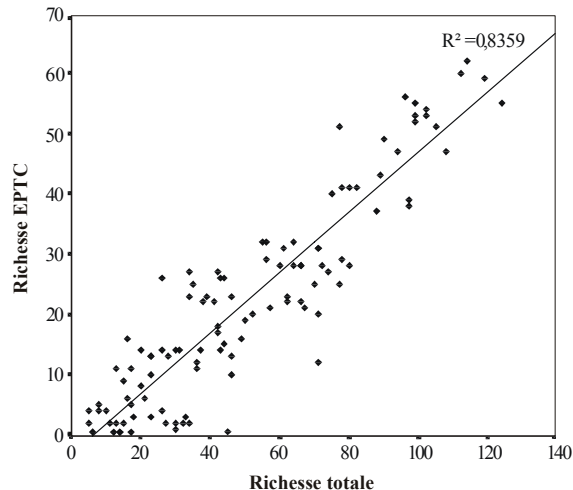


Fig. 2. Relation richesse spécifique totale-richesse spécifique EPTC dans les cours d'eau du réseau hydrographique Adour-Garonne.

Fig. 2. Relationship between overall species richness and EPTC species richness in rivers from the Adour-Garonne stream system.

tion graphique de l'AFC, les points figurant 2 éléments (variables et/ou observations) sont d'autant plus proches que leurs profils sont proches. L'utilisation de représentations dans l'espace des facteurs retenus permet de mettre en évidence des noyaux d'affinité entre variables ou entre observations. La recherche de noyaux d'affinité est rendue possible grâce à la Méthode des Nuées Dynamiques (Diday 1972), utilisée à partir des coordonnées des variables et des observations suivant les axes de l'AFC. Cette méthode a l'avantage d'être plus objective et moins rigide que les méthodes classiques de Classification Hiérarchique (Cugny 1988, Tomassonne et al. 1993). En effet, au cours des tirages successifs, certains éléments apparaissent alternativement associés à deux noyaux proches : on les qualifie d'éléments "charnière". A l'opposé, les éléments définitivement associés à un noyau sont appelés "formes fortes". Nous avons réalisé une analyse globale stations X EPTC, puis nous avons traité séparément chaque groupe, afin de comparer la précision de l'information typologique fournie par les différentes associations d'espèces.

3. Résultats

3.1. Associations spécifiques

Les trois premiers axes de l'AFC globale possèdent des contributions relatives de 19.1 %, 10.2 % et 8.7 % respectivement. Ces pourcentages relativement faibles

s'expliquent par la taille importante des matrices, et par la diversité des facteurs interdépendants régissant la distribution des espèces. Cependant, compte tenu des objectifs de cette étude il n'était pas essentiel de déterminer la signification exacte de chaque axe, mais plutôt de différencier des groupes d'espèces cohérents au plan de leur écologie. La forme du nuage dans le plan F1-F2 est parabolique ("effet Guttman"), indiquant que les deux facteurs sont liés par une relation du second degré. Le plan F1-F3 présente un nuage de points de forme triangulaire ("effet trompette"), ce qui signale que la variabilité de F3 est liée au premier axe. Ces formes de nuage ont été retrouvées selon les mêmes axes dans les analyses effectuées séparément par ordre d'insectes. La méthode des nuées dynamiques permet d'individualiser 6 noyaux d'affinité entre les stations d'une part et les espèces EPTC d'autre part (Fig. 3). Du noyau 1 vers le noyau 6, les espèces s'agencent selon leur répartition préférentielle dans le continuum amont-aval. *Baetis fuscatus* (Ephéméroptère) est isolée au niveau du centre de gravité de la parabole. Il s'agit d'une "espèce à profil plat" en termes statistiques, ce qui souligne sa faible spécialisation et son fort degré d'euryécie. Les associations spécifiques individualisées par les noyaux d'affinités sont décrites ci-après. La distribution des espèces dans les différents noyaux (Fig. 3) est reportée dans le Tableau 1.

- Noyau 1 EPTC : les espèces fondamentales (formes fortes) isolant ce groupe de stations sont exclusivement des Plécoptères sténothermes d'eau froide et/ou inféodés aux sources froides de haute altitude, par ailleurs connus pour leur forte polluosensibilité (ex. *Arcynopteryx compacta*). Ces espèces semblent posséder un habitat morcelé dans les Pyrénées, leur répartition s'effectuant essentiellement selon les conditions thermiques et climatiques locales (Berthélémy 1966). Parmi les espèces accessoires, *Leuctra inermis* et *Isoperla moselyi* sont typiques des petits ruisseaux à faible courant de haute altitude (Berthélémy *op. cit.*), *Beraea pullata* est typique des sources froides de moyenne montagne (Décamps 1968). Le groupe de stations associées est morcelé en trois secteurs appartenant tous aux Pyrénées. Il est bien illustré par la vallée d'Ossau (bassin de l'Adour), la partie supérieure de la vallée d'Aure, la partie haute de la Garonne. Ce groupe représente bien la zone des sources et ruisseaux froids qui en sont issus, de faible numéro d'ordre et de faible amplitude thermique, ce qui le rend cohérent sur le plan écologique.

- Noyau 2 EPTC : Trente et une espèces fondamentales contribuent à sa formation. La majorité des Plécoptères est largement répartie de la moyenne mon-

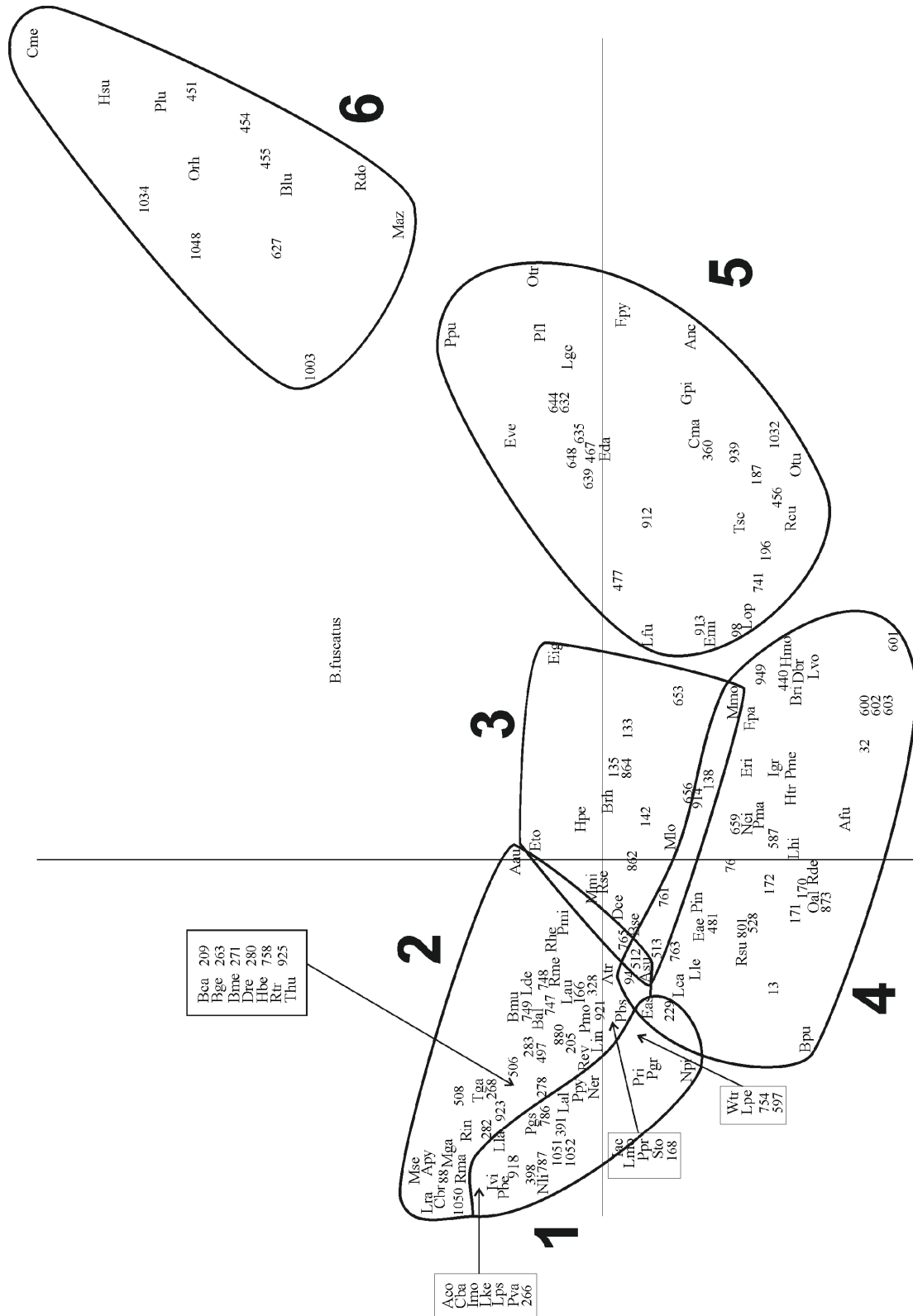


Fig. 3. Distribution et noyaux d'affinité des EPTC et des stations dans le plan factoriel F1 x F2.
 Fig. 3. Distribution and clustering of EPTC and sampling sites on the F1 x F2 factorial plane.

Tableau 1. Espèces EPTC fondamentales (+) et accessoires (-) associées aux zones 1-6 (voir texte).

Table 1. Fundamental (+) and subordinate (-) EPTC species associated with zones 1-6.

Espèces	Codes AFC	Z O N E					
		1	2	3	4	5	6
EPHEMEROPTERES							
<i>Baetis alpinus</i> Pictet, 1843 B	Bal		+				
<i>Baetis buceratus</i> Eaton, 1870 B	Bbu					-	-
<i>Baetis catharus</i> Thomas, 1986	Bca		+				
<i>Baetis gemellus</i> Eaton, 1885 B	Bge		+				
<i>Baetis lutheri</i> Müller-Liebenau, 1967	Blu						+
<i>Baetis melanonyx</i> Pictet, 1843 B	Bme		+				
<i>Baetis muticus</i> (Linné, 1758)	Bmu		+				
<i>Baetis rhodani</i> Pictet, 1843	Brh		+	+			
<i>Caenis beskidensis</i> Sowa, 1973	Cbe		-	-			
<i>Caenis macrura</i> Stephens, 1835	Cmc						+
<i>Centroptilum luteum</i> Muller, 1776	Clu		-	-	-		
<i>Cloeon dipterum</i> (Linné, 1761)	Cdi					-	-
<i>Ecdyonurus angelieri</i> Thomas, 1968	Ean		-	-			
<i>Ecdyonurus dispar</i> (Curtis, 1834)	Edi					-	-
<i>Ecdyonurus forcipula</i> (Pictet, 1843)	Efo		-				
<i>Ecdyonurus insignis</i> (Eaton, 1870)	Ein					-	-
<i>Ecdyonurus venosus</i> (Fabricius, 1775)	Eve			-	-	+	
<i>Epeorus torrentium</i> Eaton, 1885	Eto		+	+			
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1765	Eda			-	-	+	
<i>Ephemerella ignita</i> (Poda, 1861)	Eig		-	-			
<i>Ephemerella major</i> Klapálek, 1905	Ema			-			
<i>Habroleptoides berthelemyi</i> Thomas, 1968	Hbe		+				
<i>Habroleptoides modesta</i> (Hagen, 1864)	Hmo			+			
<i>Habrophlebia lauta</i> Mac Lachlan, 1884	Hla			+			
<i>Heptagenia sulphurea</i> (Müller, 1776)	Hsu						+
<i>Oligoneuriella rhenana</i> (Imhoff, 1852)	Orh						+
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	Psu		-	-	-		
<i>Potamanthus luteus</i> (Linné, 1789)	Plu						+
<i>Rhithrogena hercynia</i> Landa, 1970	Rhe		+	-			
<i>Rhithrogena kimminsi</i> Thomas, 1970	Rki		+				
<i>Rhithrogena loyolaea</i> Navas 1922	Rlo		-				
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	Rse		+	+			
PLECOPTERES							
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stephens, 1835)	Asu		-	-	-		
<i>Amphinemura triangularis</i> Ris, 1902	Atr		-	-	-		
<i>Arcynopteryx compacta</i> (Mac Lachlan, 1872)	Aco		+				
<i>Brachyptera risi</i> (Morton, 1896)	Bri		-		+		
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)	Bse		-	-	-		
<i>Capnia bifrons</i> (Newman, 1938)	Cbi						+
<i>Capnia vidua</i> (Pictet, 1833)	Cva		-	-			
<i>Capnionemura brachyptera</i> Despax, 1932	Cbr		+				
<i>Capnionemura mitis</i> Despax, 1932	Cmi						+
<i>Chloroperla breviata</i> Navas, 1918	Cba		+				
<i>Dinocras cephalotes</i> (Curtis, 1827)	Dce		-	-	-		
<i>Isoperla acicularis</i> (Despax, 1936)	Iac		+				

(7) ASSOCIATIONS SPÉCIFIQUES CHEZ LES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

195

Tableau 1. Suite
Table 1. Continued.

Espèces	Codes AFC	Z O N E					
		1	2	3	4	5	6
<i>Isoperla grammatica</i> (Poda, 1791)	Igr				+		
<i>Isoperla moselyi</i> (Despax, 1936)	Imo	-					
<i>Isoperla viridinervis</i> (Pictet, 1865)	Ivi	+					
<i>Leuctra alosi</i> Navás, 1919	Lal	+					
<i>Leuctra aurita</i> Navás, 1919	Lau		+				
<i>Leuctra castillana</i> Aubert, 1956	Lca		+				
<i>Leuctra despaxi</i> Mosely, 1930	Lde		+				
<i>Leuctra fusca</i> (Linné, 1758)	Lfu						+
<i>Leuctra geniculata</i> Stephens, 1835	Lge						+
<i>Leuctra hippopus</i> Kempny, 1899	Lhi					+	
<i>Leuctra inermis</i> Kempny, 1899	Lin	-	-			-	
<i>Leuctra kempnyi</i> Mosely, 1930	Lke	+					
<i>Leuctra lam ellosa</i> Despax, 1929	Lla	+					
<i>Leuctra leptogaster</i> Aubert, 1949	Lle		-	-	-		
<i>Leuctra mortoni</i> Kempny, 1899	Lmo		+				
<i>Leuctra pseudocylindrica</i> Despax, 1929	Lps	+					
<i>Leuctra rauscheri</i> Aubert, 1957	Lra	+					
<i>Nemoura cinerea</i> Retzins, 1783	Nci						+
<i>Nemoura erratica</i> Claassen, 1936	Ner	+					
<i>Nemoura fulviceps</i> Klapálek, 1922	Nfu		-				
<i>Nemoura linguata</i> Navás, 1918	Nli	+					
<i>Nemoura moselyi</i> Despax, 1934	Nmo	-					
<i>Nemurella picteti</i> Klapálek, 1909	Npi	+					
<i>Pachyleuctra benlochi</i> (Navás, 1917)	Pbe	+					
<i>Perla grandis</i> Rambur, 1842	Pgs	-	-				
<i>Perla marginata</i> (Panzer, 1799)	Pma						+
<i>Perlodes intricata</i> (Pictet, 1842)	Pin						+
<i>Perlodes microcephala</i> (Pictet, 1842)	Pmi		-	-	-		
<i>Protonemura angelieri</i> (Berthélemy, 1963)	Pan	+					
<i>Protonemura beatensis</i> Despax, 1929	Pbs		+				
<i>Protonemura meyeri</i> (Pictet, 1842)	Pme						+
<i>Protonemura praecox</i> (Morton, 1894)	Ppr		+				
<i>Protonemura pyrenaica</i> Mosely, 1930	Ppy		+				
<i>Protonemura risi</i> (Navás, 1921)	Pri	+					
<i>Protonemura tuberculata</i> Despax, 1929	Ptu		-				
<i>Protonemura vandeli</i> Berthélemy, 1963	Pva		-				
<i>Siphonoperla torrentium</i> (Pictet, 1842)	Sto		+				
<i>Taeniopteryx hubaulti</i> (Aubert, 1946)	Thu		+				
<i>Taeniopteryx schoenemundi</i> (Mertens, 1923)	Tsc						+
TRICHOPTERES							
<i>Agapetus fuscipes</i> Curtis, 1834	Afu				+		
<i>Allogamus auricollis</i> (Pictet, 1834)	Aau		-	-	-		
<i>Anabolia nervosa</i> (Curtis, 1834)	Ane						+
<i>Annitella pyrenaica</i> (Navás, 1930)	Apy		+				
<i>Anomalopterygella chauviniana</i> (Stein, 1874)	Ach	-	-	-			
<i>Beraea pullata</i> (Curtis, 1834)	Bpu	-					+
<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius, 1798)	Cvi	-	-	-			

Tableau 1. Suite

Table 1. Continued.

Espèces	Codes AFC	Z		O		N		E	
		1	2	3	4	5	6		
<i>Crunoecia irrorata</i> (Curtis, 1834)	Cir				+				
<i>Diplectrona felix</i> Mac Lachlan, 1878	Dfe		+						
<i>Drusus rectus</i> Mac Lachlan, 1868	Dre		+						
<i>Goera pilosa</i> (Fabricius, 1775)	Gpi							+	
<i>Halesus radiatus</i> (Curtis, 1834)	Hra								+
<i>Hydropsyche contubernalis</i> Mac Lachlan, 1965	Hco								+
<i>Hydropsyche exocellata</i> Dufour, 1841	Hex								+
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis, 1834)	Hpe		+	+					
<i>Hydroptila sparsa</i> Curtis, 1834	Hsp								+
<i>Micrasema gabusi</i> Schmid, 1952	Mga		+						
<i>Micrasema longulum</i> Mac Lachlan, 1876	Mlo				+				
<i>Micrasema minimum</i> Mac Lachlan, 1876	Mmi				+				
<i>Micrasema morosum</i> (Mac Lachlan, 1868)	Mmo				+				
<i>Micrasema servatum</i> Navás, 1918	Mse		+						
<i>Mystacides azurea</i> (Linné, 1761)	Maz							+	
<i>Notidobia ciliaris</i> (Linné, 1761)	Ncs								+
<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	Oal				+				
<i>Oligoplectrum maculatum</i> (Fourcroy, 1785)	Oma							+	
<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan, 1813)	Pmo		+						
<i>Philopotamus variegatus</i> (Scopoli, 1763)	Pvs		+						
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	Pco								+
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	Pfl							+	
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	Ppu							+	
<i>Ptilocolepus granulatus</i> (Pictet, 1834)	Pgr		+	-					
<i>Rhyacophila denticulata</i> (Mac Lachlan, 1879)	Rde				+				
<i>Rhyacophila dorsalis</i> (Curtis, 1834)	Rdo								+
<i>Rhyacophila eatoni</i> Mac Lachlan, 1879	Rea		+						
<i>Rhyacophila evoluta</i> Mac Lachlan, 1879	Rev		+						
<i>Rhyacophila intermedia</i> Mac Lachlan, 1868	Rin		+						
<i>Rhyacophila martynovi</i> Mosely, 1930	Rma		+						
<i>Rhyacophila meridionalis</i> Pictet, 1865	Rme		+						
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834	Rtr		+						
<i>Thremma gallicum</i> Mac Lachlan, 1880	Tga		+						
<i>Wormaldia triangulifera</i> Mac Lachlan, 1878	Wtr		+						
COLEOPTERES									
<i>Dupophilus brevis</i> Mulsant & Rey, 1872	Dbr				+	+			
<i>Elmis aenea</i> (Müller, 1806)	Eae		+	-	-				
<i>Elmis maugetii</i> Latreille, 1798	Emi							+	
<i>Elmis rioloides</i> (Kuwert, 1890)	Eri				+	+			
<i>Esolus angustatus</i> (Müller, 1821)	Eas		+						
<i>Esolus parallelepipedus</i> (Müller, 1806)	Epa					+			
<i>Esolus pygmaeus</i> (Müller, 1806)	Epy							+	
<i>Helichus substriatus</i> (Müller, 1805)	Hss							+	
<i>Hydraena cordata</i> Rey, 1885	Hca				+				
<i>Hydraena nigrata</i> Germar, 1824	Hni				+				

(9) ASSOCIATIONS SPÉCIFIQUES CHEZ LES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

197

Tableau 1. Suite

Table 1. Continued.

Espèces	Codes AFC	Z		O		N		E	
		1	2	3	4	5	6		
<i>Hydraena truncata</i> Rey, 1885	Htr					+			
<i>Hydraena riparia</i> Kuggelann, 1894	Hri								+
<i>Limnius intermedius</i> Fairmaire, 1881	Lis								+
<i>Limnius opacus</i> Müller, 1806	Lop							+	
<i>Limnius perrisi</i> Dufour, 1843	Lpe		+						
<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	Lvo				+	+			
<i>Oulimnius troglodytes</i> (Gyllenhål, 1827)	Otr							+	
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (Müller, 1806)	Otu							+	
<i>Riolus cupreus</i> (Müller, 1806)	Rcu							+	
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	Rsu					+			
<i>Stenelmis canaliculata</i> (Gyllenhål, 1808)	Sca								+

tagne au piémont (ex. *Isoperla acicularis*). Réputés thermophiles (Berthélémy 1966), ils peuvent se maintenir dans les torrents de haute altitude à forte température estivale. Les Ephéméroptères fondamentaux (ex. *Habroleptoides berthelemyi*, *Baetis alpinus*) présentent à des degrés divers la même valence écologique ainsi que les mêmes préférences thermophiles. *Baetis catharus* et *B. gemellus* sont des sténothermes d'eaux froides vivant près des sources de moyenne montagne ou bien dans des ruisseaux de plus haute altitude. Les Coléoptères sont typiques de la haute montagne (ex. *Esolus angustatus*) bien que nettement thermophiles (Berthélémy 1966). Les Trichoptères de ce noyau sont majoritairement sténothermes d'eau froide (ex. *Annitella pyrenaica*, *Drusus rectus*).

Les espèces accessoires à ce groupement (et communes aux noyaux 2, 3 et 4) restent pour la plupart typiques de la moyenne montagne. Les stations associées sont celles de cours d'eau montagnards, qui semblent se différencier des précédents par une plus grande amplitude thermique annuelle, et de plus fortes températures maximales (estivales). Ces cours d'eau sont bien représentés par la majeure partie de la vallée d'Ossau au dessus de 750 m, ainsi que par la vallée d'Aure à partir de la même altitude et l'Oriège (bassin de l'Ariège) vers 900 m.

- Noyau 3 EPTC : il comprend principalement des espèces de piémont avec une certaine affinité pour les altitudes plus élevées, dans le cas de températures estivales importantes. Treize espèces fondamentales se dégagent de l'analyse. Les Ephéméroptères sont des formes thermophiles à large répartition (ex. *Baetis rhodani*), certaines montrant en plus une nette préférence pour les vitesses de courant élevées (ex. *Rhithrogena*

semicolorata). Il en va de même pour les formes associées à ce noyau, qui sont connues comme des sténothermes d'eau froide. La présence de *Odontocerum albicorne*, Trichoptère limnophile réparti de 500 m à 2000 m (lacs de haute altitude), ainsi que la capacité de *Micrasema morosum* à subsister jusqu'en haute montagne (Décamps *op. cit.*) soulignent "l'aspect montagnard" de ce groupement pourvu que les températures maximales soient suffisamment élevées. Cette caractéristique est confirmée par les espèces accessoires, plus représentatives de la moyenne montagne. *Amphinemura sulcicollis*, *Leuctra leptogaster* (Plécoptères) et *Elmis aenea* (Coléoptère) sont plutôt caractéristiques des peuplements de ruisseaux plus collinéaires. Les stations les plus typiques sont celles de la vallée de la Garonne de 370 m à 500 m. Des stations aux caractéristiques faunistiques proches existent toutefois dans le Massif Central, à des altitudes plus élevées, de 900 à 1200 m sur le bassin du Lot. Ce groupement comprend donc deux zones géographiquement distinctes. Les stations charnières entre ce groupe et le suivant (groupement 4) sont situées dans la haute vallée du Lot mais aussi aux alentours de 160 m dans le bassin de l'Adour.

- Noyau 4 EPTC : parmi les espèces fondamentales, les Plécoptères sont plus eurythermes que ceux rencontrés précédemment, et plus fréquents en basse montagne (jusqu'à 300 m). *Brachyptera risi* et *Leuctra hippopus* sont encore plus inféodées aux faibles altitudes puisque totalement absentes au dessus de 900 m (Berthélémy 1966). Ces Plécoptères ont la particularité d'être présents à la fois dans les Pyrénées et le Massif Central. Les Coléoptères sont typiques de rivières prenant leur source en moyenne et basse montagne.

Les espèces accessoires du noyau 4 peuvent être divisées en deux ensembles :

i) 2 espèces communes avec le noyau 1 : *Beraea pul-lata*, Trichoptère des sources froides de moyenne montagne, et *Leuctra inermis*, Plécoptère sténotherme d'eau froide vivant normalement en haute montagne mais pouvant persister jusqu'à 500 m à proximité des sources,

ii) 7 espèces communes avec les noyaux 2 et 3. *Amphinemura sulcicollis*, *A. triangularis*, *Leuctra leptogaster* (Plécoptères) et *Elmis aenea* (Coléoptère) ont une préférence marquée pour une zone s'étalant de 300 à 900 m environ. *Allogamus auricollis* (Trichoptère), *Brachyptera seticornis*, *Dinocras cephalotes* (Plécoptères) sont représentatifs de la moyenne montagne (abondants vers 1000 m). Il est intéressant de noter la disparition de *Perlodes microcephala* (Plécoptère) ainsi que de *Rhithrogena hercynia* (Ephéméroptère).

Ce noyau associe, pour une large part, le Salat, le Lez de 300 m à 800 m et le Tarn vers 680 m.

- Noyau 5 EPTC : Dix-sept espèces — toutes des formes fortes — contribuent à former ce noyau. L'ensemble des Coléoptères forme un complexe signalé dans les plaines de la Gironde à la Montagne noire, et jusqu'au pied des Pyrénées (Berthélémy 1966). Les Trichoptères et les Plécoptères sont fréquents dans les rivières et les fleuves en dessous de 500 m d'altitude. Les Ephéméroptères *Ecdyonurus venosus* et *Ephemera danica* sont fréquents en dessous de 700 m (Vinçon 1987). Les stations de ce noyau appartiennent à la vallée de la Garonne en dessous de 300 m, l'Aveyron en dessous de 750 m, la vallée du Lot entre 200 et 530 m, et l'Engranne près de Bordeaux. Ce noyau englobe ainsi la majeure partie des régions de basse vallée du bassin Adour-Garonne.

- Noyau 6 EPTC : Neuf espèces fondamentales constituent ce noyau. Les Trichoptères (ex. *Rhyacophila dorsalis*, *Hydropsyche contubernalis*) et les Ephéméroptères (ex. *Oligoneuriella rhenana*, *Potamanthus luteus*) sont des espèces fréquentes, typiques de grandes rivières de plaine pouvant avoir de forts débits, ou bien des fleuves. Les stations sont celles du Lot en dessous de 200 m et de la Garonne à partir de la région Toulousaine jusqu'à leur confluence, le tout englobant la partie basse du bassin de l'Aveyron.

Les analyses effectuées sur chaque ordre ont permis de préciser l'importance de l'information typologique portée par chaque groupe. Cinq noyaux d'affinité sont mis en évidence dans chaque analyse (Fig. 4a,b,c), sauf pour les Coléoptères où 4 noyaux se dégagent (Fig. 4d). Les associations spécifiques prenant en

compte les seuls Ephéméroptères ne séparent pas les stations des noyaux 5-6 mis en évidence par l'AFC réalisée sur l'ensemble EPTC. L'analyse réalisée avec les seuls Trichoptères ne sépare pas les noyaux 4-5. Les Plécoptères regroupent les noyaux 1 et 2 EPTC, les Coléoptères regroupent les noyaux EPTC 1 et 2 d'une part, et 4-6 d'autre part.

3.2. Proposition d'une classification

Les associations spécifiques d'EPTC et les stations qui les hébergent permettent de morceler le bassin Adour-Garonne en 6 zones. Pour chaque zone ainsi définie, une liste d'espèces fondamentales (formes fortes des différentes analyses) et accessoires (formes charnières) est proposée (Tableau 1). Une lecture verticale du Tableau 1 montre les associations spécifiques définissant chaque zone ; une lecture horizontale précise la distribution au sein des groupes définis préalablement et donc la répartition spatiale de chaque espèce dans le bassin Adour-Garonne.

Une liste de stations représentatives (formes fortes des analyses) est donnée ci-après. Un essai de cartographie est présenté dans la Figure 5.

- Zone 1 : Pyrénées-sources et ruisseaux froids à faible amplitude thermique (850 à 2000 m) : Vallée d'Ossau - ruisseau d'Arrious 2150 à 1775 m, déversoir du lac d'Arrious 2090 m, Valentin 1370 à 1330 m, source d'Iscoo, Vallée d'Aure - ruisseau d'Espiaube 1360 m, l'Estibère 2150 m, l'Estaragne 2200 à 1900 m. Vallée de la Garonne - la Pique 1400 à 1000 m, ruisseau de la Glère, Ruisseau d'Artigues, ruisseau de Mourtis, le Balamet 1000 m, le Lez 1080 m, l'Orle 860 m.

- Zone 2 : Autres torrents pyrénéens (700 à 2000 m) : Vallée d'Ossau - l'Arriou Mage 700 m, Déversoir du lac d'Ayous 1870 m, Gave de Bious et ses affluents de 1600 à 1417 m, Gave de Brousset 1490 à 1170 m, ruisseau de Pombie 1340 m, affluents de la Glère de 1980 à 1900 m, affluents rive droite du Gave d'Ossau vers 450 m, Soussouéou 1030 m, Valentin 870 m, Vallée d'Aure - Neste d'Aure 1100 à 1080 m, Neste de Badet 1400 m, Neste de Couplan 1200 m, Neste de la Gela 1440 m, Bassin de l'Ariège : l'Oriège 920 à 820 m.

- Zone 3 : Massif Central et Hautes-Pyrénées, de 600 à 1200 m : Hautes-Pyrénées - ruisseau de Serre 830 à 820 m, Neste d'Aure 600 à 463 m. Massif Central - le Lot 1085 à 720 m, la Truyère 1218 m.

- Zone 4 : Piémont de la Garonne, de l'Ariège et du Tarn : la Garonne vers 500 m, ruisseau d'Abeus, l'Arize 300 m, ruisseau de la Forêt 340 m, l'Isard 810 m, le Lez 430 m, le Ribérot 800 m, ruisseau d'Albine 680 m.

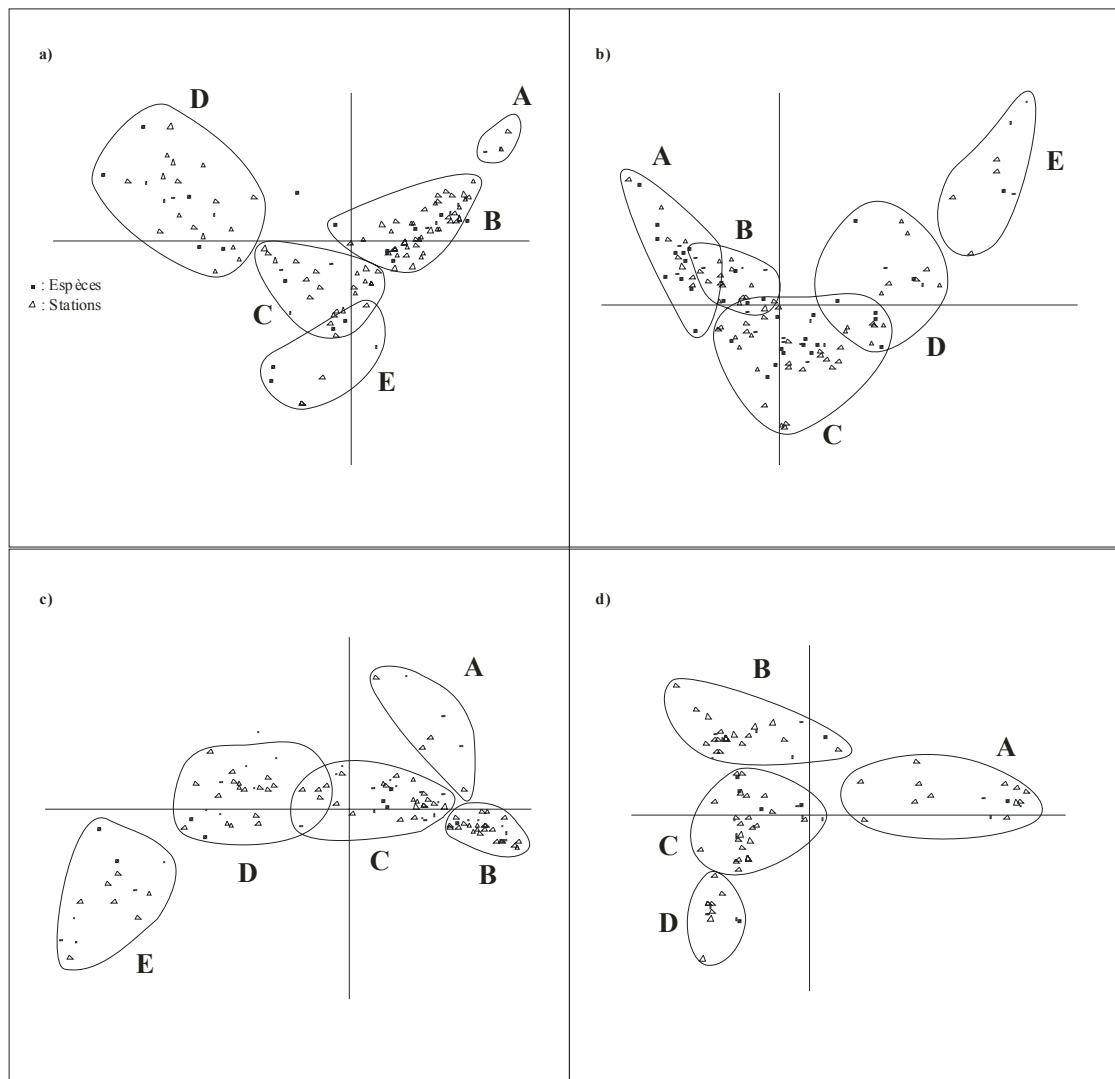


Fig. 4. Distribution et noyaux d'affinité (A - E) des Ephéméroptères (a), Plécoptères (b), Trichoptères (c), Coléoptères (d) et des stations dans les plans factoriels F1 x F2.

Fig. 4. Distribution and clustering (A - E) of Ephemeroptera (a), Plecoptera (b), Trichoptera (c), Coleoptera (d) and sampling sites on the F1 x F2 factorial planes.

- Zone 5 : basses vallées du bassin Adour-Garonne : la Garonne 365 à 315 m, le Volp, l'Aveyron 610 à 530 m, l'Olip 630 m. Vallée du Lot - le Dourdou 320 m, le Lot 534 à 223m, la Truyère 930 à 875 m. Basse plaine Bordelaise : l'Engranne près de Frontenac.

- Zone 6 : Garonne et grandes rivières de plaine en dessous de 200 m : le Lot en dessous de 200 m, la Garonne de 150 à 83 m (de Roquette à St Cassian), le Gers, la Gimone, la Save.

4. Discussion

Nous avons exploité un grand nombre de données décrivant la biodiversité à une échelle locale (station), afin d'analyser la biodiversité à une échelle régionale. A l'échelle de la station (quelques dizaines de mètres de cours d'eau), les principaux facteurs de la microrépartition des invertébrés benthiques sont souvent peu nombreux (Ward & Stanford 1979), bien connus (La-

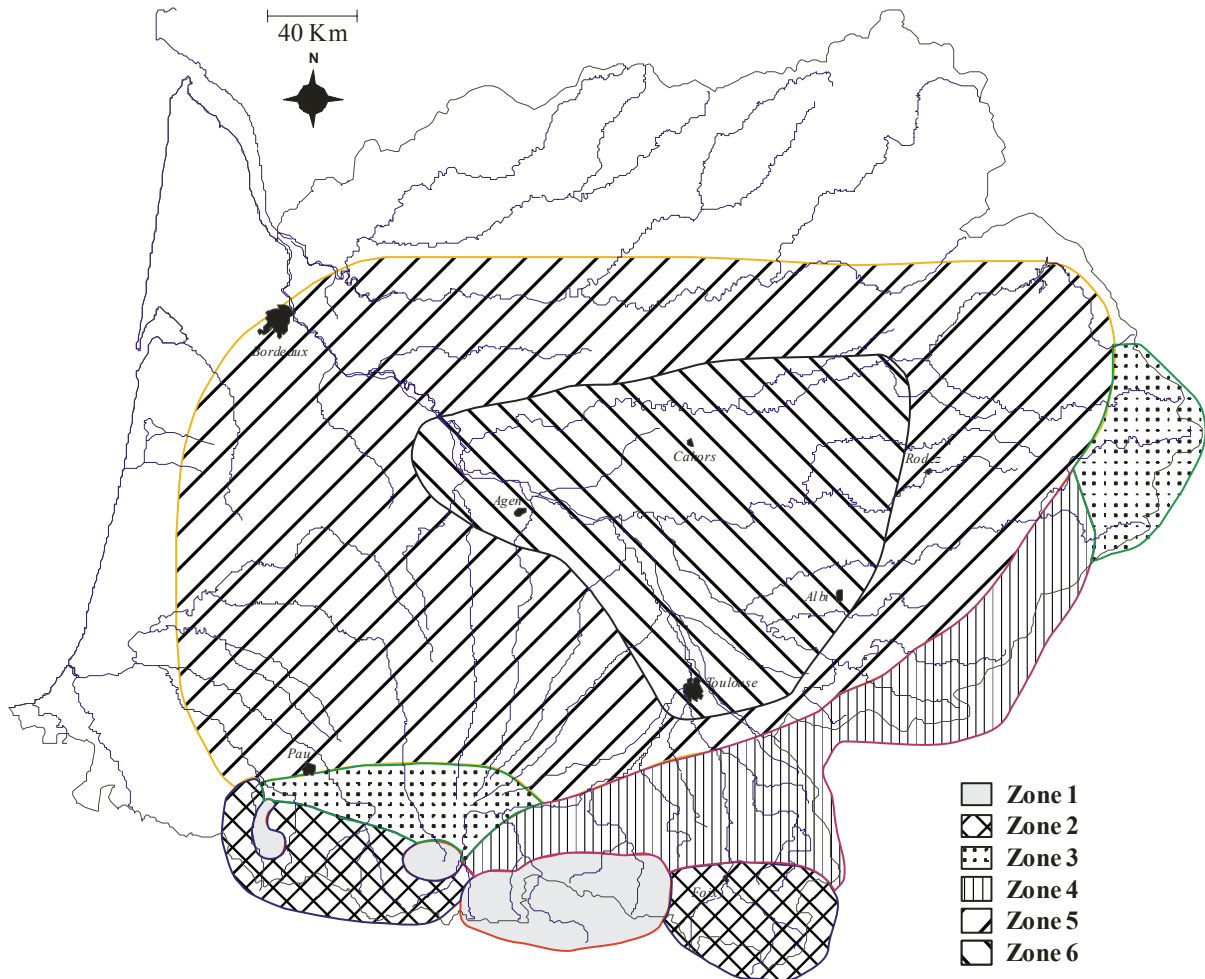


Fig. 5. Carte des zones EPTC du réseau hydrographique Adour-Garonne.

Fig. 5. Map of EPTC zones in the Adour-Garonne stream system.

vandier & Décamps 1984, Barber & Kevern 1973, Newbury 1984, Moog & Janecek 1991), et facilement quantifiables en termes d'habitats (ex. nature du substrat, granulométrie, vitesse du courant, ressources nutritives). En revanche, l'échelle régionale rend compte de facteurs de macrorépartition difficilement quantifiables, dépendant d'un historique géologique (ex. mouvements hercyniens, orogénèse Pyrénéenne, glaciations) qui a modelé une certaine diversité des niches écologiques. Les facteurs responsables de la biodiversité régionale sont donc nombreux et liés entre eux. Ceci s'exprime dans nos analyses par les formes caractéristiques des nuages de points obtenus, et par les faibles pourcentages d'inertie expliqués par les premiers axes. Cependant, les groupes d'espèces obtenus

sont cohérents au plan de leur écologie. Sur la base d'associations spécifiques, nous avons mis en évidence 6 zones qui semblent également cohérentes au plan des conditions environnementales. La mise en évidence de zones de transition (notamment dans les Pyrénées) montre que les frontières entre chaque zone ne peuvent être fixées avec exactitude. Dans le bassin Adour-Garonne, trois zones charnière apparaissent distinctement, entre les zones 2, 3 et 4 : la vallée d'Ossau aux environs de 500 m d'altitude, la Neste d'Aure vers 750 m, et le Lez vers 650 m. Ces portions de cours d'eaux permettent la colonisation et/ou la survie d'espèces aux exigences moins strictes, et donc la cohabitation d'une faune de moyenne et de basse montagne. Le nombre d'espèces d'EPTC caractérisant les 6 ré-

(13) ASSOCIATIONS SPÉCIFIQUES CHEZ LES MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES 201

gions est variable : les zones 1, 2, 3, 4, 5, et 6 sont caractérisées respectivement par 27, 60, 38, 27, 26, et 20 espèces, soulignant les différences longitudinales (ex. montagne, piémont, plaine) et géographiques (ex. Pyrénées, Massif Central) qui existent au niveau des peuplements (Culp & Davies 1982). La richesse spécifique maximale apparaît dans les torrents montagnards (zones 2 et 3). Ces observations supportent l'hypothèse selon laquelle la biodiversité est accrue par l'hétérogénéité spatio-temporelle des conditions du milieu (Ward & Stanford 1983 b), qui procure aux communautés un large éventail de possibilités de développement (Feminella & Resh 1990). Inversement, la biodiversité est réduite dans les milieux à conditions constantes (ex. sources, zone 1) ou très instables (ex. régime d'écluées). La stabilité ou l'instabilité des associations EPTC peut donc constituer un marqueur biologique des écosystèmes considérés : toute altération du milieu aura des conséquences sur la biodiversité, qui se traduira par une modification de la composition spécifique des peuplements. En termes de surveillance biologique, on pourra évaluer la distance qui existe entre des peuplements observés et les peuplements de référence proposés pour la zone correspondante (Wright et al. 1984). La diversité spécifique, bien que d'appréciation difficile et laborieuse, reste donc l'outil le plus pertinent pour l'analyse de la qualité biologique des eaux.

Outre l'échelle spatiale considérée, une particularité de ce travail est l'étude de la répartition et de l'association d'espèces appartenant à quatre ordres majeurs d'insectes lotiques, ce qui d'après la littérature demeure exceptionnel. Il est toutefois possible de confronter nos résultats à ceux obtenus dans le cadre de classifications établies dans des cours d'eau du réseau hydrographique Adour-Garonne (études effectuées sur un seul ordre à l'échelle d'un cours d'eau, d'une vallée, ou d'une chaîne de montagnes), ou dans des bassins versants français de taille plus réduite. Les Ephéméroptères semblent porteurs de peu d'informations typologiques dans les parties supérieures (850 à 600 m) des cours d'eaux du bassin du Doubs (Verneaux 1973), mais très intéressants pour les zones d'aval. Dans la vallée d'Ossau, Vinçon & Thomas (1987) distinguent 5 groupements d'Ephéméroptères sans pouvoir caractériser correctement les peuplements de moyenne montagne et de piémont en raison de la présence de nombreuses espèces euryèces. Notre analyse basée sur les EPTC, et de façon plus nette celle basée sur les seuls Ephéméroptères, tendent à confirmer ces résultats. Cependant, la distribution longitudinale régulière des Ephéméroptères les rend indispensables à la caractérisation des différentes zones.

Les Plécoptères seuls ne suffisent pas à établir une classification, car ils sont peu diversifiés en basse vallée. Cependant, leur peuplement pyrénéen est assez homogène malgré de nombreux endémiques (Berthélémy 1966), et il existe suffisamment de similarités avec les altitudes les plus élevées du Massif Central pour exploiter la connaissance de leur écologie. Ils différencient le mieux les Pyrénées occidentales (Hautes-Pyrénées) des Pyrénées centrales. De plus, l'apport de ce groupe est fondamental pour la distinction des cours d'eau prenant leur source en moyenne montagne de ceux émergeant en haute altitude, ce qui permet la mise en évidence de zones de transition dans la chaîne.

Les Trichoptères - qui ont une vaste distribution longitudinale (Décamps 1967, 1968) - constituent un groupe intéressant pour la mise en place d'une classification au sein du réseau hydrographique Adour-Garonne. Comme les Plécoptères, ils mettent en évidence une opposition Ouest-Centre dans la chaîne pyrénéenne, selon la localisation des sources (nombreuses sources de moyenne montagne dans la partie Ouest des Pyrénées). Leurs exigences écologiques sont généralement plus tranchées que celles des Ephéméroptères, ce qui en fait de bons descripteurs des zones de montagne et de plaine. Ils sont moins pertinents pour la mise en évidence de zones de transition. Les Coléoptères aquatiques constituent un groupe peu étudié (presque exclusivement des Elmidae et Hydraeniidae), à la taxonomie difficile. Le nombre plus réduit d'espèces présentes dans les cours d'eaux, associé à leur euryécie et à la difficulté de comparer l'écologie des espèces congénériques (Berthélémy 1966), rend l'analyse des résultats délicate lorsqu'ils sont considérés seuls. Malgré ces difficultés, ils contribuent à la délimitation précise de régions écologiques lorsqu'ils sont associés à d'autres groupes, ce qui démontre l'intérêt de baser de telles classifications sur des associations d'espèces appartenant à différents groupes taxonomiques.

D'une façon générale, cette étude et de nombreux travaux qui consistent à grouper et à classer des écosystèmes ayant des caractéristiques biotiques similaires (ex. Frissel et al. 1986, Hughes et al. 1987, Omernik 1987), offrent un schéma typologique explicite à l'usage des gestionnaires et des scientifiques. Cette approche est donc essentielle pour l'évaluation de fluctuations spatio-temporelles à l'échelle régionale.

Remerciements

Nous remercions l'Agence de l'Eau Adour-Garonne qui a financé cette étude.

Travaux cités

- Barber W.E. & Kervern N.R. 1973. - Ecological factors influencing macroinvertebrate standing crop distribution. *Hydrobiologia*, 43 : 53-75.
- Benzécri J.P. 1973. - L'analyse des données. T.I : la taxonomie. T.II : l'Analyse des correspondances. Dunod (Ed.), Paris. Berthélémy C. 1966. - Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (*Hydraena* et *Elminthidae*) des Pyrénées. *Annls. Limnol.*, 2 : 95-113.
- Cugny P. 1988. - Modèles paléocéologiques. Analyse quantitative des faciès des diverses formations crétacées des marges néotéthysiennes et Atlantiques, associations paléontologiques et paléoenvironnements. Actes du Laboratoire de Géologie Sédimentaire et Paléontologie de l'Université Paul Sabatier Toulouse. Série 2 : mémoires. Vol 10 : 331 p.
- Culp J.M. & Davies R.W. 1982. - Analysis of longitudinal zonation and the river continuum concept of the Oldman - South Saskatchewan River system. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39 : 1258-1266.
- Cummins K.W. 1979. - The natural stream ecosystem : 7-24, in Ward J.V. & Stanford J.A. (eds) : *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York.
- Décamps H. 1967. - Ecologie des Trichoptères de la vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). *Annls. Limnol.*, 3 : 399-577.
- Décamps H. 1968. - Vicariance écologique chez les Trichoptères des Pyrénées. *Annls. Limnol.*, 4 : 1-50.
- Diday E. 1972. - Une nouvelle méthode en classification automatique et reconnaissance des formes : la méthode des nuées dynamiques. *Rev. Stat. Appl.*, 19 : 19-33.
- Diday E., Lemaire J., Pouget J., & Testut F. 1982. - *Eléments d'analyse des données*. Dunod (ed.), Paris : 462 p.
- Feminella J.W. & Resh V.H. 1990. - Hydrologic influences, disturbance, and intraspecific competition in a stream caddisfly population. *Ecology*, 71 : 2083-2094.
- Frissel C.A., Liss W.J., Warren C.E. & Hurley M.D. 1986. - A hierarchical framework for stream habitat classification : viewing streams in a watershed context. *Environ. Manage.*, 10 : 199-214.
- Giudicelli J., Bouzidi A. & Ait Abdelaali N. 2000. - Contribution à l'étude faunistique et écologique des simuliés (Diptera : Simuliidae) du Maroc. IV. Les simuliés du Haut Atlas. Description d'une nouvelle espèce. *Annls. Limnol.*, 36 : 57-80.
- Hellawell J.M. 1978. - *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center. Stevenage Laboratory, England : 332 p.
- Huet M. 1949. - Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 11 : 333-351.
- Hughes R.M., Larsen D.P. & Omernik J.M. 1986. - Regional reference sites : a method for assessing stream potentials. *Environ. Manage.*, 10 : 629-635.
- Illies J. 1978. - *Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierart mit Angaben ihrer Verbreitung und Ökologie*. G. Fisher Verlag, Stuttgart : 532 p.
- Illies J., & Botosaneanu L. 1963. - Problèmes et méthodes de classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, 12 : 1-57.
- Lavandier P. 1979. - Ecologie d'un torrent Pyrénéen de haute montagne : l'Estaragne. Thèse de Doctorat d'état, Université Paul Sabatier, Toulouse : 532 p.
- Lavandier P. & Décamps H. 1984. - Estaragne : 237-264, in Whittton B.A. (ed) : *Ecology of European rivers*. Blackwell Scientific Publications.
- Lenat D.R. 1988. - Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7 : 222-233.
- Malmqvist B. & Otto C. 1987. - The influence of substrate stability on the composition of stream benthos : an experimental study. *Oikos*, 48 : 33-38.
- Moog O. & Janecek B.F.U. 1991. - River flow, substrate type and *Hydrurus* density as major determinants of macroinvertebrate abundance, composition and distribution. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24 : 1888-1896.
- Newbury R.W. - 1984. Hydrologic determinants of aquatic insect habitats : 323-357, in Resh V.H. & Rosenberg D.M. (eds) : *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, New York.
- Omernik J.M. 1987. - Ecoregions of the conterminous United States (With map). *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 77 : 118-125.
- Tate C.M. & Heiny J.S. 1995. - The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwat. Biol.*, 33 : 439-454.
- Thomas A. 1996. - Ephéméroptères du Sud-Ouest de la France. V. Premier inventaire des espèces recensées depuis 1870 (Insecta, Ephemeroptera). *Annls. Limnol.*, 32 : 19-26.
- Tomassone R., Dervin C. & Masson J.P. 1993. - *Biométrie. Modélisation de phénomènes biologiques*. Masson (Ed.), Paris : 553 p.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37 : 130-137.
- Verneaux J. 1973. - Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs - essai de biotypologie. Thèse, Université de Besançon : 257 p.
- Vinçon G. 1987. - Comparaison de la faune benthique des vallées d'Aure et d'Ossau, en vue de l'élaboration d'une méthodologie de surveillance des cours d'eaux de montagne. Thèse, Univ. Paul Sabatier, Toulouse : 381 p.
- Vinçon G. & Clergue-Gazeau M. 1988. - Etude hydrobiologique de la vallée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques, France). III. Simuliidae (Diptera, Nematocera) : leur originalité biogéographique et écologique. *Annls. Limnol.*, 24 : 67-81.
- Vinçon G. & Thomas A.G.B. 1987. - Etude hydrobiologique de la vallée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques). I. Répartition et écologie des éphéméroptères. *Annls. Limnol.*, 23 : 95-113.
- Ward J.V. & Stanford J.A. 1979. - Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams : 35-55, in Ward J.V. & Stanford J.A. (eds) : *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York.
- Ward J.V. & Stanford J.A. 1983 a. - The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. 29-42, in Fontaine T.D. & Bartell S.M. (eds) : *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, Michigan.
- Ward J.V. & Stanford J.A. 1983 b. - The intermediate disturbance hypothesis : an explanation for biotic diversity patterns in lotic systems : 347-356, in Fontaine T.D. & Bartell S.M. (eds) : *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, Michigan.
- Whittier T.R., Hughes R.M. & Larsen D.P. 1988. - Correspondence between Ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 1264-1278.
- Wright J.F., Moss D., Armitage P.D. & Furse M.T. 1984. - A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwat. Biol.*, 14 : 221-256.

VIII ANNEXE 2 – Publication 2

COMPIN, A., Y. S. PARK, S. LEK, and R. CEREGHINO. 2005. Species spatial distribution and richness of stream insects in south-western France using artificial neural networks with potential use for biosurveillance. Pages 221-238 in S. Lek, M. Scardi, P. F. M. Verdonschot, J. P. Descy, and Y. S. Park, editors. *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Two artificial neural networks (ANNs), unsupervised and supervised learning algorithms, were applied to suggest practical approaches for the analysis of ecological data. Four major aquatic insect orders (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, and Coleoptera, i.e. EPTC), and four environmental variables (elevation, stream order, distance from the source, and water temperature) were used to implement the models. Two datasets were build with data collected and measured at 252 and 155 sampling sites on streams of the Adour - Garonne drainage basin (South-western France). The modelling procedure was carried out following two steps. First, 3 self-organizing maps (SOMs), were applied to visualize and cluster sampling sites using I) the presence or absence of 283 EPTC species ii) EPTC richness and iii) environmental variables. The 3 trained SOMs classified sampling sites according to respectively i) 4 theoretical species assemblages, ii) a gradient of EPTC richness, iii) their longitudinal location within the stream system and the groups obtained corresponded to geographic regions of the drainage basin. Second, a backpropagation algorithm (BP), a supervised ANN, was applied to predict EPTC richness using a set of four environmental variables. After accounting for the relationships in data sets, the BP showed accuracy to predict the EPTC richness with a set of four environmental variables ($r^2=0.83$ and $r^2=0.37$ for training and test data sets respectively). The SOM showed its convenience to analyze relationships among sampling sites, biological attributes, and environmental variables. The results suggested that methodologies successively using two different neural networks are helpful to understand ecological data through ordination first, and then to predict target variables. Prediction of species richness using a limited number of environmental variables is a valuable tool for the assessment of disturbance in a given area. The degree to which human activities have altered EPTC richness can be determined by knowing what the EPTC richness should be under undisturbed conditions in a given area.

4.8 Species spatial distribution and richness of stream insects in south-western France using artificial neural networks with potential use for biosurveillance*

Compin A[†], Park YS, Lek S, Céréghino R

Introduction

The major goal of the PEAQANN European project is to provide tools to aquatic ecosystem managers, by using aquatic communities as ecological indicators and ANNs as modelling techniques. In lotic ecosystems the species composition of benthic communities depends on the diversity and stability of stream habitats (Cummins 1979, Ward and Stanford 1979) which provide the possibilities of development (Malmqvist and Otto 1987). Therefore, benthic invertebrates are widely used as indicators of short- and long-term environmental changes in running waters (Hellowell 1978, Lenat 1988, Smith et al. 1999, Hawkins et al. 2000). Because they are ubiquitous, basically sedentary, with a large number of species, and strongly influenced by many natural and/or anthropogenic disturbances, aquatic invertebrates are by far the most commonly used indicators for the assessment of freshwater ecosystems quality (Rosenberg and Resh 1993). However, the very high diversity of aquatic invertebrates – 70 % of the overall animal species recorded in European continental waters (Illies, 1978) – and the difficulty to obtain specific identifications make quantitative approaches using macroinvertebrates unadapted to the assessment of long term or large-scale changes in water quality. In the Adour-Garonne drainage basin (SW France) these quantitative studies have often been restricted to a single valley or a range of mountains (Décamps 1968, Vinçon and Thomas 1987, Vinçon and Clergue 1988, Giudicelli et al. 2000), and were usually based on a single taxonomic group (e.g. one insect order).

An important development for water management is the generation of practical tools which provide accurate biological assessments of river conditions without requiring a high level of expertise, effort and time for their users. These “rapid assessment” approaches are designed to fulfill two objectives (Resh and Jackson 1993). First, reducing the effort (and cost) in sampling, sorting, and identification procedures. This can be achieved for example by considering only a fraction of the macroinvertebrates collected. A second objective is to summarize the results of site surveys by using single scores measures that can be understood by non-specialists.

Species richness is such a measure, and is commonly used as an integrative descriptor of the community (Lenat 1988). It is influenced by a large number of environmental factors which can determine gradients in stream species richness (Vannote et al. 1980, Minshall et al. 1985) and it is also strongly influenced by natural and/or anthropogenic disturbances (Rosenberg and Resh 1993), which may lead to spatial discontinuities of these predictable gradients (Ward and Stanford 1979, 1983) and losses of taxa (Brittain and Saltveit 1989).

*Funded by the EU PEAQANN project (EVK-CT1999-00026). The authors thank also to the French Water Agency (AEAG) for supporting the database construction.

[†]Corresponding: compin@cict.fr

Resh and Jackson (1993) observed that species richness measures were sensitive to the impact of human activities on stream ecosystems, and this was particularly true of some aquatic insects, e.g. Ephemeroptera, Plecoptera or Trichoptera (EPT), which can be considered as good biological indicators of disturbance in streams. Thus, the species richness of a restricted number of selected taxonomic groups is a good descriptor of the influence of disturbance upon the biota (Lenat 1988).

An a priori framework for developing biological indicators is a stream classification based on macroinvertebrates, to characterize how ecosystems differ in terms of species assemblage. An interest of such classifications is that the stability of species assemblages may be used to define representative and/or reference sites for biological surveillance (Hughes et al. 1986), as any structural change in population features can indicate environmental changes in streams from a given region or a longitudinal section. At a large geographic scale, such stream classifications detecting several sub-regions associated to their characteristic macroinvertebrate assemblages are basically necessary to calibrate biological indicator measures.

Using macroinvertebrates, we deal with ecological data that are bulky, nonlinear and complex, showing noise, redundancy, internal relations and outliers (Gauch 1982; Jongman et al. 1995). Great changes can also appear in variables, and complex interactions can occur between explanatory and response variables (Jongman et al. 1995). Traditionally, conventional multivariate analyses have been applied to solve these problems (Bunn et al. 1986, Ludwig and Reynolds 1988, Legendre and Legendre 1998). With these nonlinear and complex ecological data, however, nonlinear analysing methods should be preferred (Blayo and Demartines 1991). One of these methods is artificial neural networks (ANNs), which are versatile tools to extract information out of complex data, and which could be effectively applicable to classification and association.

This paper describes how ANN methods can be used: i) to contribute to the understanding of large-scale geographic patterns in aquatic macroinvertebrate assemblages; ii) to obtain taxa richness predictions, with simple environmental attributes as input variables; iii) to replace or complement existing tools for water quality biosurveillance and management (Fig. 4.8.1). The results of recent studies, which focused on macroinvertebrates from four orders of aquatic insects (EPTC) in the Adour-Garonne stream system (South-Western France) are used to highlight the concepts.

Methods

Field data

The Adour-Garonne stream system (South-Western France) has a 116 000 km² drainage basin. It contains 120 000 km of permanent running waters flowing from the Pyrénées mountains and Massif Central mountains to the Atlantic ocean. This basin has a large human population (6 million inhabitants) distributed in urban and agricultural areas, and is potentially and effectively affected by anthropogenic disturbances. From our laboratory database, we selected sampling sites ranging from 10 to 2500 m a.s.l. (Fig.4.8.2), representing high mountain to plain or coastal areas. Samples were taken from 1988 to 1998. Each site was sampled at two periods (summer and winter). The species lists (detailed in Céréghino et al. 2001) were used to model the species' distributions and characteristic species assemblages, and the species richness was calculated as the sum of recorded species among the two periods. Samples were taken from the various substratum types: sand (< 2 mm), gravel (2-20

mm), pebbles (20-200 mm) and cobbles (>200 mm), using a standard Surber sampler (sampling area 0.1 m², mesh size 0.3mm). They were distributed in proportion to the relative abundance of these substrata. Depending on the heterogeneity (or homogeneity) of bed-paving substrate, 5 – 8 sample-units were thus taken from the various substratum types. All samples were taken in that part of the channel that is always covered by water.

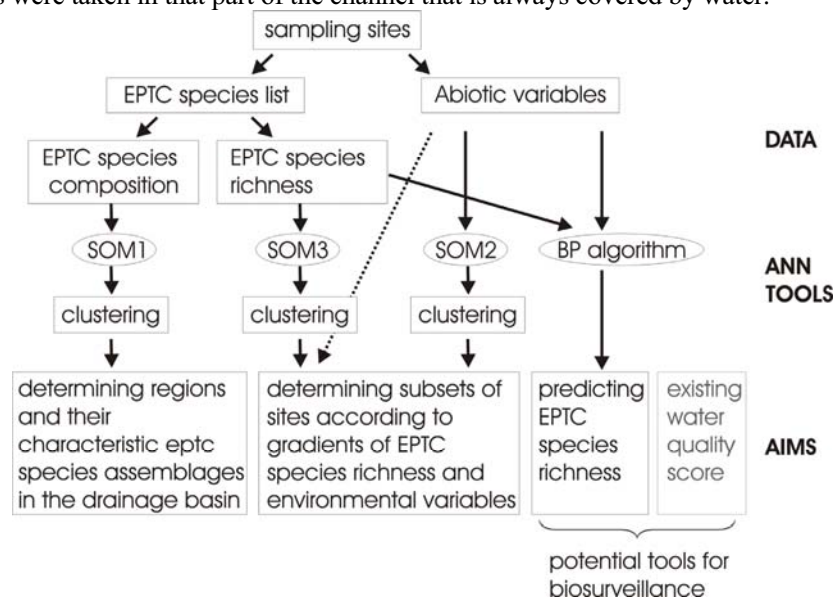


Figure 4.8.1 Overview of the aims, material and methods of the study. ANN = Artificial Neural Networks; EPTC = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera; SOM = Self Organizing Map; BP = Back Propagation.

We focused on EPTC species, aquatic insects commonly identified to the species level in freshwater studies, and thus we added Coleoptera to the standard EPT index. Indeed, Coleoptera are major components of stream invertebrate communities (Cayrou et al. 2000), and contain sensitive taxa particularly in the family Elmidae (this family being taken into account in the calculation of the IBGN water quality index in French rivers). Barbour et al. (1996) found that both the number of Coleoptera and EPT taxa decreased with increasing disturbance, and we thus suggest that considering the four insect orders might enhance the accuracy of water quality assessments. Each site was characterised by abiotic variables: elevation, stream order, slope, distance from the source, and maximum water temperature. These variables were chosen for two reasons: i) they relate the location of sampling sites within the stream system without a priori consideration of any disturbance, and ii) they are easy to collect using a map and a min-max thermometer.

Models processing

The two datasets and ANN methods we used in the different studies presented in this paper are grouped in the Table 4.8.1. The data were first processed using Self Organising Maps (SOM), an unsupervised neural network algorithm (Kohonen 1982). Three different SOMs were performed in order to summarize the variability of the data and to cluster the sampling sites according to different input variables: EPTC species (SOM1); E, P, T, and C species richness (SOM2) and environmental variables (SOM3). The SOM performs a non-linear projection of the data space onto a two-dimensional space. A detailed description of the

SOM methodology was given in Céréghino et al. (2001). This network consists of two layers of neurons: the input layer is composed of neurons connected to the sampling sites (one per sampling site), the output layer is made up of neurons organized on an array with rows and columns laid out on a hexagonal lattice. In the output layer, the neurons act as virtual sites and approximate the probability density function of the input data. The training was broken down into two phases with a specific number of iterations: first ordering with a large neighbourhood radius and then fine tuning with a small radius. The input variables and characteristics of the datasets are given in the Table 4.8.1. A k-means algorithm or the unified-matrix (U-matrix) approach was then applied to detect the clusters boundaries on the trained maps. With the k-means algorithm method, the retained number of clusters was justified according to the minimum Davies-Bouldin index (Ultsch 1993). Correlation coefficients between E, P, T, and C richnesses were assessed for observed data (field) and predicted data (i.e. weights of output neurons of the trained SOM), in order to establish relationships among biotic variables.

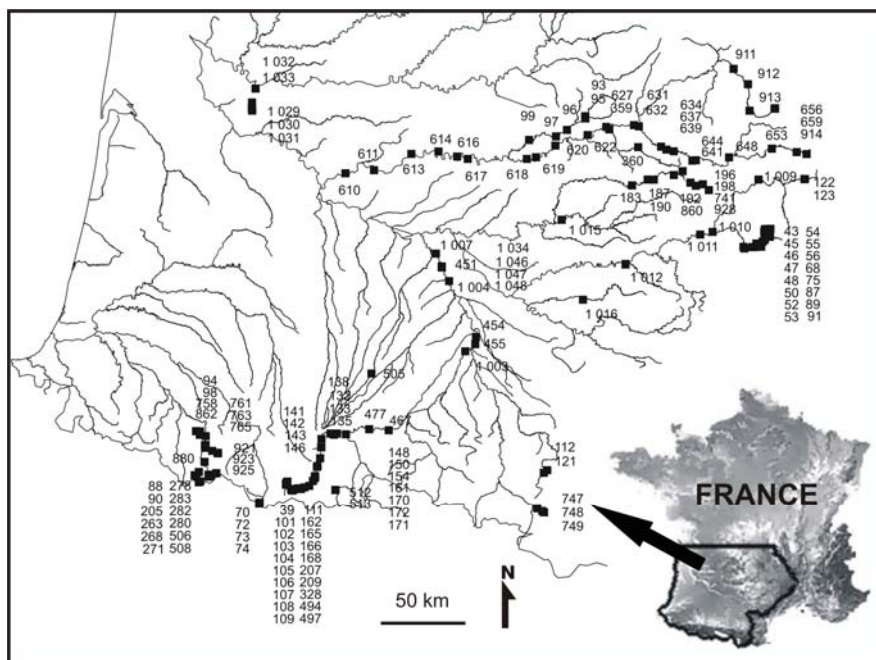


Figure 4.8.2 Map of the Adour-Garonne stream system, and location of the sampling sites.

As a second step, a multi-layer perceptron (MLP) using the backpropagation (BP) algorithm (Rumelhart et al. 1986b) was used to predict the EPTC richness (output variable) with environmental data (four input variables, see Table 4.8.1). To find the optimum number of hidden neurons of the MLP model, we trained models with different number of hidden neurons (from 3 to 10), and finally chose five neurons in the hidden layer as showing the best performance. Therefore, we used a 4-5-1 structure for the MLP model. The learning and momentum coefficients were 0.75 and 0.95, respectively. Out of 155 sampling sites, 130 were randomly selected and used to train the network, whereas the remaining 25 sites were used to test the trained MLP. During the learning process, the values of the error between estimated and observed values were calculated and the training was stopped when error values gradually increased for several learning iterations, to avoid overfitting. After the learning process, correlation coefficients between observed and estimated values were calculated for both learning and testing datasets to verify the

predictability of the network. A sensitivity analysis, i.e., a method to study the behaviour of a model (Scardi and Harding 1999), was conducted to determine the contribution of each input variable on the values of the output variable of the model.

Table 4.8.1 Characteristics of the two datasets and ANN methods we used in the studies presented in this paper. E=Ephemeroptera, P=Plecoptera, T=Trichoptera, C=Coleoptera.

Aim of the study	Representing and clustering the distributions of EPTC sampling sites according to the input variables			Predicting EPTC Richness
Number of sampling sites	252	155	155	155
	Dataset 1	Dataset 2		
Input variables	283 EPTC species	Elevation Stream order Distance from source Maximum water temperature	E sr* P sr* T sr* C sr*	Elevation Stream order Distance from source Maximum water temperature
ANN method	SOM (SOM1)	SOM (SOM2)	SOM (SOM3)	MLP
Number of nodes in the input layer	283	4	4	
Number of iterations Ordering/Tuning	2000/7500	3000/7000	3000/7000	
Number of units in output layer (Rows/Columns)	150 (10/15)	140 (14/10)	140 (14/10)	
Clustering method	U-Matrix	K-means	K-means	

*species richness

Results

Spatial distribution patterns of EPTC species

The non-linear projection of presence – absence data in a two dimensional space (Fig. 4.8.3) allowed us to cluster our sites according to the similarity of their species composition. Four major clusters (i.e. “regions” 1, 2, 3 and 4, see Fig. 4.8.3) could be identified on the SOM (SOM 1, see Table 4.8.1).

Regions 1 and 2 were formed of 2 and 5 sub-regions respectively. Then, these regions were plotted on a geographic map of the Adour-Garonne drainage basin, in order to make interpretations (Fig. 4.8.4). Region 1 encompassed sites from the Massif Central Mountains (eastern part of the drainage basin) above 500 m a.s.l., with 2 sub-regions corresponding to the River Lot (1a) and the River Tarn (1b) stream systems respectively. All sites from region 2 belonged to the Pyrenees mountains (South part of the drainage basin), and were partitioned into 5 sub-groups. Three sub-groups corresponded to catchment areas of large rivers: Rivers Lez and Garonne from 800 to 500 m a.s.l. (2a and 2e), Gave d'Ossau (2b), Neste d'Aure (2c).

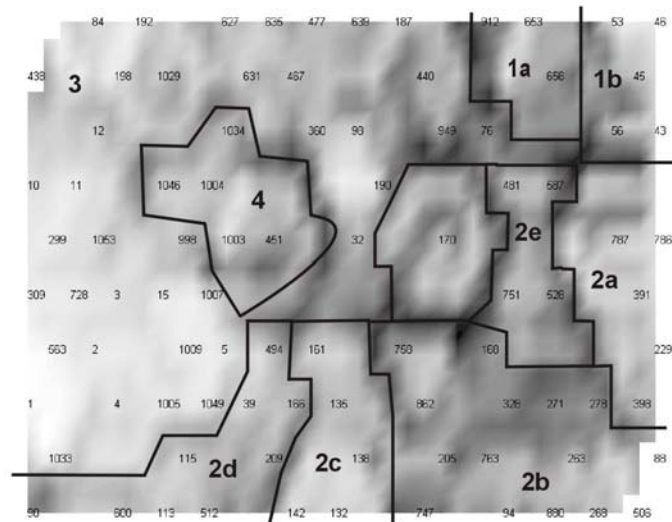


Figure 4.8.3 Distribution of the sampling sites on the Self-Organising Map (SOM1). Numbers correspond to the code of the 252 sampling sites. In order to lighten the Fig., hidden points are not represented. 1a – 4 (bold) are the regions or clusters of the map (see text).

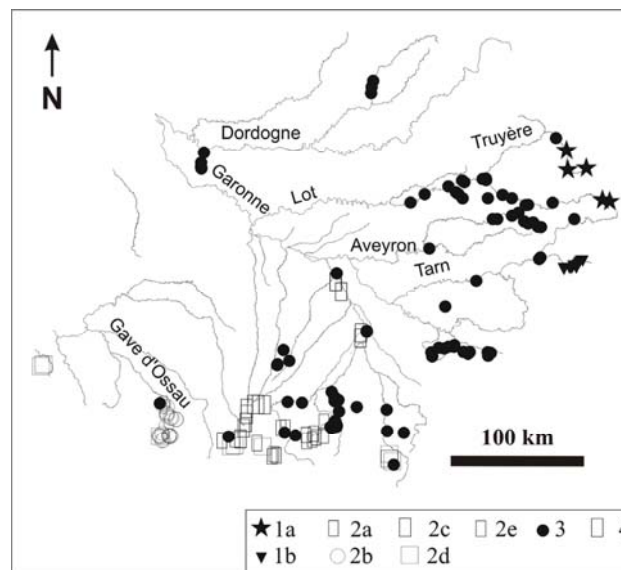


Figure 4.8.4 Distribution of sampling sites in the Adour-Garonne stream system and correspondence with their position on the Kohonen map. The legend is explained in the text.

All sites from sub-group 2d were Pyrenean springs. Sites from singular stream environments were clearly segregated by the SOM algorithm, e.g., sites 170 – 172 belonged to a watercress bed (see Fig. 4.8.4), and were not considered in the interpretation of the map. Region 3 clearly represented piedmont zones from the Adour-Garonne drainage basin, and in-

cluded sites from both Massif Central and Pyrenees rivers. Finally, region 4 corresponded to the Toulouse city agglomeration. The distribution of each of the 283 species (one map per species) was visualised in the Kohonen map (Fig. 4.8.5).

To summarise EPTC assemblages characterising each region, we recorded the presence of each species in a table, where we also indicated the probabilities of occurrence, calculated as [number of sites where the species was recorded / total number of sites defining the region]. EPTC richness (Fig. 4.8.6a) ranged from 45 to 159 species according to the region considered. Richness values were the lowest in springs (2d), in the agricultural Garonne region (2e), and in the urbanised Toulouse region (4).

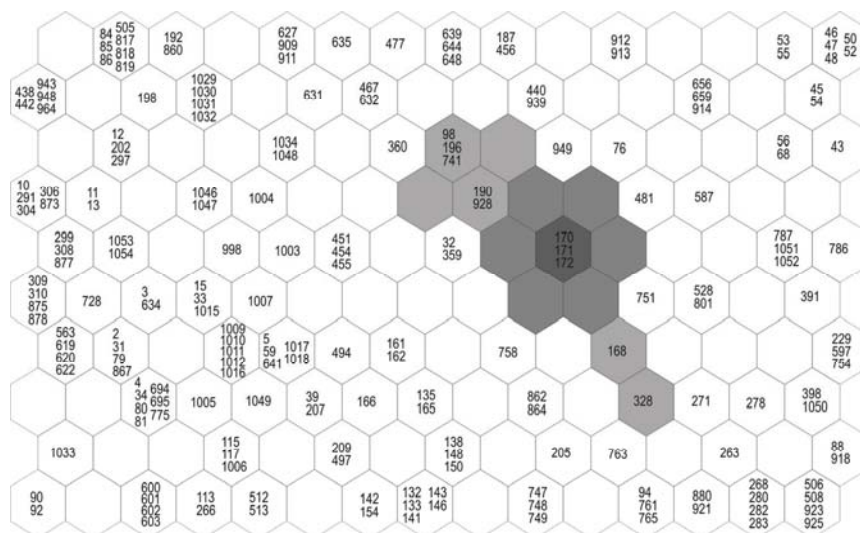


Figure 4.8.5 Example of the representation of a species distribution on the Kohonen map (*Agapetus fuscipes*, Trichoptera). The darkness of shading indicates the relative influence of the species considered upon the classification of sites.

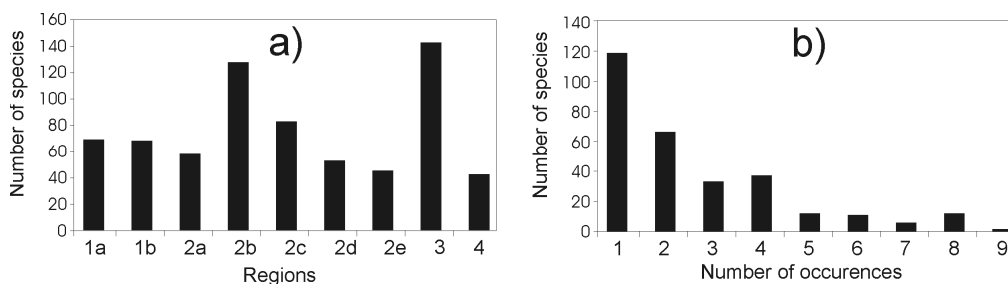


Figure 4.8.6 Species richness patterns derived from the SOM analysis. (a) number of species per identified regions; and (b) number of species occurring in 1-9 regions.

Higher richness was observed in both piedmont and mountain regions. We also plotted the number of species occurring in 1 to 9 regions (Fig. 4.8.6b). Most species occurred in only one (121 species) or two (63 species) regions. They therefore had the strongest influence upon the stream classification, and should require particular attention as indicator species. 31 and 34 species appeared respectively in 3 and 4 regions, and 4 to 10 species appeared in 5 to 8 regions. Finally, only one species – *Baetis rhodani* (Ephemeroptera) - occurred in all regions. Three main spatial distribution patterns could be identified: i) local distribution, i.e. species occurring in a restricted geographic and/or altitudinal area (e.g., *Baetis buceratus*), ii) longitudinal zonation, i.e. species occurring in different geographic ar-

eas, but within a characteristic altitudinal range (e.g. *Brachyptera seticornis*), and iii) regional distribution, i.e. widespread species (e.g. *Baetis rhodani*). Any species associations can also be pointed out by overlapping the representations of several species distributions on the Kohonen map.

Distribution of sampling sites according to EPTC richness and environmental variables

After training the SOM with environmental variables (SOM2, Table 4.8.1), the k-means algorithm helped to derive four clear clusters (A, B, C and D) based on the minimum Davies-Bouldin index (DBI = 0.91) (Table 4.8.2). Thus, sampling sites were clustered into four subsets (Fig. 4.8.7), according to a gradient of stream order and elevation. The abscissa on the SOM was explained by the gradient of elevation (from low (left) to high (right)), whereas the ordinate of the map represented the stream order and the distance from source (from low (top) to high (bottom)). Stream order was significantly correlated with the distance from source ($r = 0.82$, $p < 0.01$), and elevation was correlated negatively to the maximum water temperature ($r = -0.80$, $p < 0.01$). Sites in cluster A were at low elevations (< 400 m) and high stream order (5th-7th), sites in cluster C were at low stream order (1st-2nd) and low elevations (< 500 m), and sites in cluster D were at low stream order (1st-2nd) and high elevations (> 1300 m), whereas sites in cluster B were at intermediate stream order (3rd-4th) and elevations (500-1200 m). Thus, we can consider that clusters reflected the longitudinal location of sampling sites, chiefly with respect to stream order and elevation.

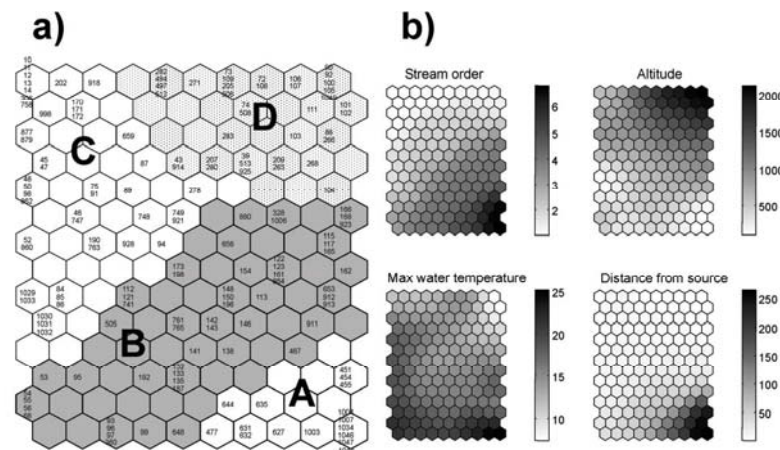


Figure 4.8.7 (a) Distribution of sampling sites on the Self-Organising Map according to the four environmental variables (SOM2), and clustering of the trained SOM. Codes correspond to sampling sites (e.g., 765, see also Fig. 4.8.1). Grey shades were used to visualize clusters A – D derived from the k-means algorithm. Sites which are neighbours within clusters are expected to have similar features. (b) Gradient analysis of each environmental variable on the trained SOM, with visualization in grey scale. The mean value of each variable was calculated in each output neuron of the above trained SOM, dark represents high values while light is low. (Altitude: m a.s.l., maximum water temperature: °C, distance from the source : km).

The SOM trained with EPTC richness (SOM3, Table 4.8.1) was also divided into four subsets based on the minimum Davies-Bouldin index (DBI = 0.91) (Table 4.8.2). Thus,

sampling sites were distributed into four clusters (I, II, III and IV) according to a gradient of EPTC species richness (Fig. 8). Moreover, the comparison of distributions of sites in Figs. 4.8.7 and 4.8.8 helped to relate EPTC richness to environmental conditions within the stream system. Bottom areas of the SOM had the highest EPTC richness, whereas top areas showed low richness.

Table 4.8.2 Davies-Bouldin index (DBI) of k-means clustering at different numbers of clusters on the trained self-organizing maps for environmental (SOM2) and biological (SOM3) data sets. The retained number of clusters was justified according to the minimum DBI.

Input data set	Number of clusters					
	2	3	4	5	6	7
Environmental variables (SOM2)	1.07	0.97	0.91	1.09	1.01	1.02
EPTC Richness (SOM3)	0.97	1.10	0.91	1.31	1.10	1.14

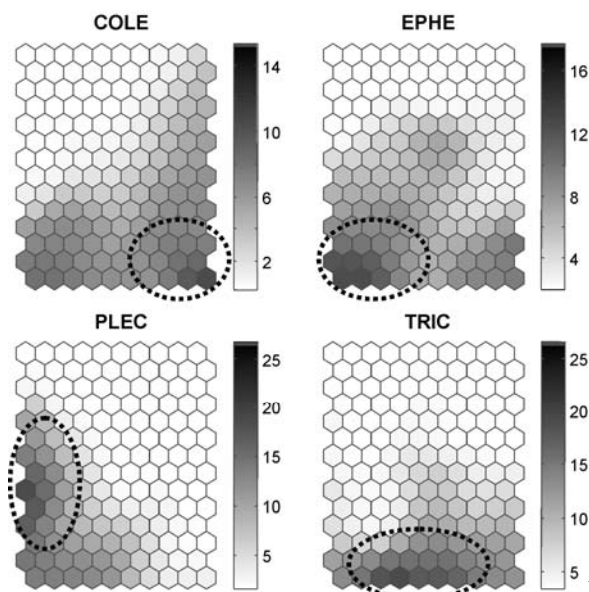


Figure 4.8.8 (a) Distribution of sampling sites on the Self-Organising Map according to EPTC species richness (SOM3), and clustering of the trained SOM. Codes in each unit of the map represent sampling sites (Fig. 4.8.1), grey shades were used to isolate clusters I – IV derived from the k-means algorithm. (b) Gradient analysis of species richness for each insect order on the trained SOM, with visualization in grey scale. Dark represents high richness values, while light means low richness values.

Clusters I and IV were mainly classified by the overall EPTC richness. Sites in cluster I had high EPTC richness, and chiefly belonged to 3rd – 4th order streams : 70 % were also associated to cluster B in Fig. 4.8.7. Most sites (80 %) in cluster IV were previously associated to clusters C (40 %) and B (40 %). They had the lowest EPTC species richness and were primarily located at low stream order (1st – 2nd). Clusters II and III were separated by the richness of Plecoptera. Sites in cluster II had high Plecoptera richness with moderate richness for other insects (Ossau valley in the Pyrénées, stream order 1-2, 70 % of these sites thus belonged to cluster D). Sites in cluster III had low numbers of Plecoptera species, along with moderate richness for other taxa. They were located in the intermediate part of

the altitudinal gradient (piedmont zones). Indeed, they were chiefly assigned to clusters B (45 %) and C (30 %) in Fig. 4.8.7. Thus, the overall EPTC richness gradient identified from Fig. 4.8.5 resulted from different richness distribution patterns, which were characteristic for each insect order. When the distribution of species richness was examined for each insect order on the trained SOM (Fig. 4.8.8), the map units on the bottom of the SOM showed highest richness values for Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera. The units on the left bottom corner showed the highest richness for Plecoptera, whereas the units on the right top corner corresponded to the lowest richness values.

There was a high coincidence between observed (i.e. field data) and predicted (i.e. from the output neurons of the SOM) species richness in each taxonomic group (Fig. 4.8.9). Bar charts represent the histograms of observed and predicted values of each taxonomic group, and the correlation coefficient were highly significant ($r > 0.74$, $p < 0.01$) except for Coleoptera ($r = 0.45$, $p > 0.1$). The scattergrams on the right upper corner of Fig. 4.8.9 show the relationships among taxonomic groups in observed data, while the charts on the left bottom corner show the relationships for predicted data. Correlation coefficients were higher in predicted than in observed data. Species richness relationships were highly significant for both observed and predicted data among Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera, but the correlation was relatively low when Plecoptera were plotted against other insect orders.

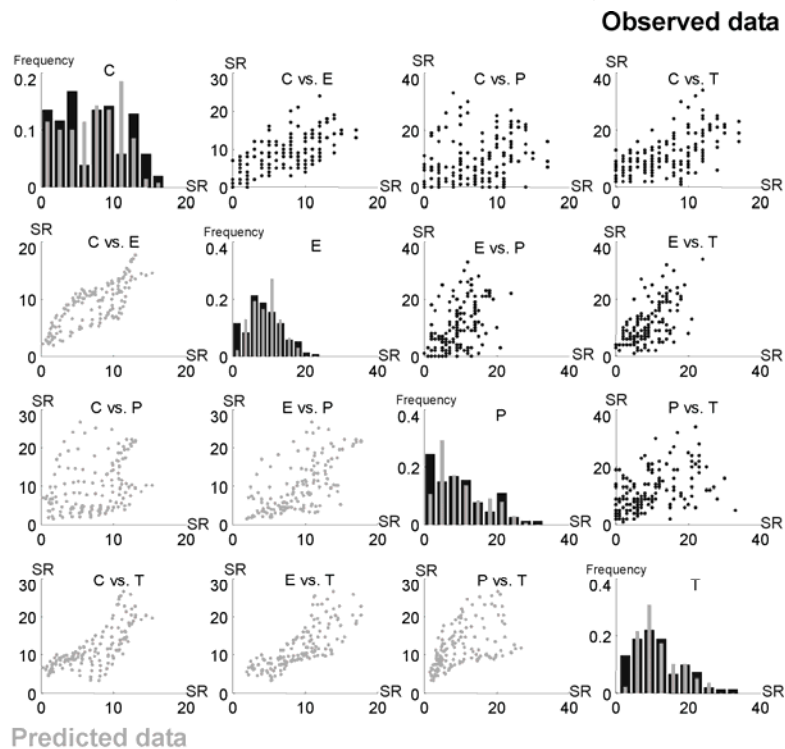


Figure 4.8.9 Observed (black bars) and predicted (grey bars) frequencies of species richness in each insect order (panels on the downward diagonal line), and species richness relationships between insect orders in observed (black dots) and predicted (grey dots) data. E= Ephemeroptera, P= Plecoptera, T= Trichoptera, C= Coleoptera, SR= Species Richness.

Relationships between biological and environmental variables

The SOM has shown its high performance for visualization and abstraction for our nonlinear and complex ecological data. However, it was not easy to include environmental variables in the SOM trained with biological variables. Thus, we suggest a method to introduce (or include) environmental variables into the SOM map trained with biological variables (SOM3), in order to understand their effects on biological variables and on the classification of sampling sites in the trained SOM. To this end, the mean value of each environmental variable was calculated in each output neuron of the trained SOM, then each variable was visualized on the trained SOM map (Fig. 4.8.10). Dark represents high values, while light represents low values. The areas with the highest values were marked with a circle for each variable. Environmental variables showed gradient distributions on the SOM map. Stream order increased from the left to the right side of the map. Elevation was the highest in upper left area, and showed the clearest gradient among environmental variables. Distance from the source was lower in left areas, and higher in right areas of the SOM map. Maximum water temperature did not show a clear gradient in its distribution on the map. These results revealed that elevation was the most important factor in patterning sampling sites according to EPTC richness, while the effect of the maximum water temperature was the lowest.

At this point, we have three types of parameters (sampling sites, biological and environmental data) on the trained SOM map. Using these data, we superimposed each parameter on the same SOM map (Fig. 4.8.11). We can compare the relationships among clusters (and/or sampling sites), EPTC richness, and environmental variables. Sampling sites on the lower area of the SOM map have the highest species richness (Fig. 4.8.10).

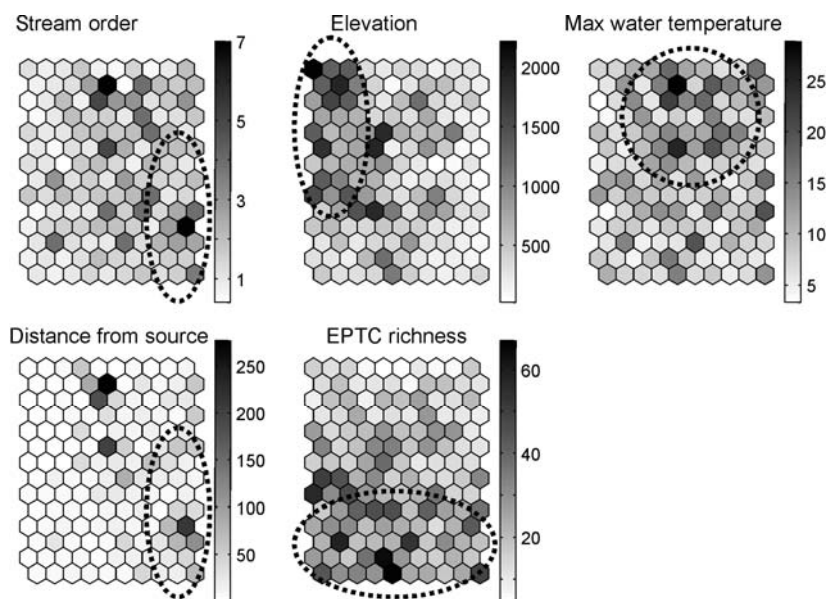


Figure 4.8.10 Visualization of environmental variables and overall EPTC richness on the trained SOM map (SOM3). The mean value of each variable was calculated in each output neuron of the trained SOM. Dark represents a high value, while light is low. The areas with the highest values are marked with a dotted circle.

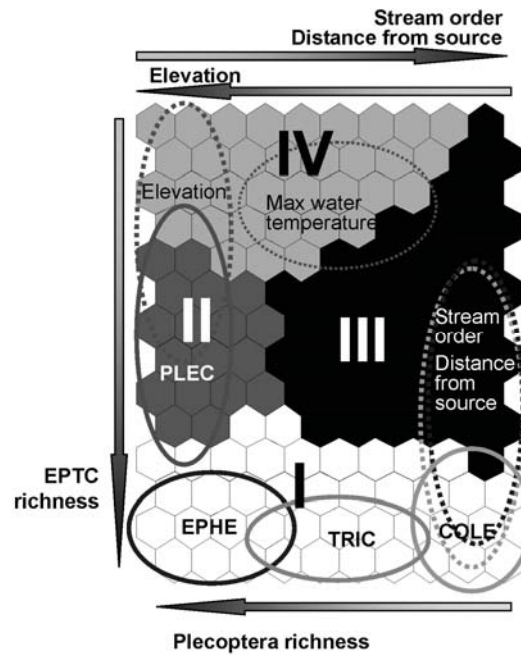


Figure 4.8.11 Comparison of relationships among clusters (and/or sampling sites), EPTC richness, and environmental variables. Each parameter from Figs. 4.8.7 and 4.8.9 is overlaid on the trained SOM map. COLE = Coleoptera, EPHE = Ephemeroptera, PLEC = Plecoptera, and TRIC = Trichoptera.

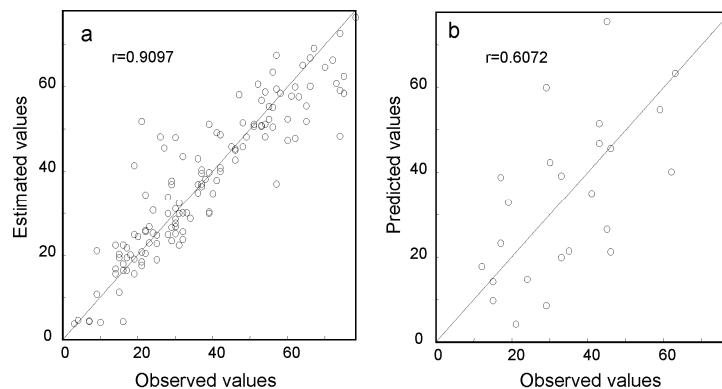


Figure 4.8.12 Scatter plots of correlations between observed and estimated (or predicted) values by the trained BP. The diagonal lines represent perfect prediction values (predicted and observed values). a) learning, b) testing.

Prediction of the taxonomic richness

The MLP was applied to predict EPTC richness as an output variable, using the four environmental variables as input. The convergence of the learning process was generally reached after 3,000 iterations under mean error terms of 0.01. The trained BP showed accuracy in predicting the overall EPTC richness on the basis of the environmental variables ($r^2=0.83$, $p<0.001$ and $r^2=0.37$, $p<0.01$ for training and test data sets, respectively) (Fig.

4.8.12). There was, however, an underestimation of some high EPTC richness and an over-estimation of around 30 EPTC richness values.

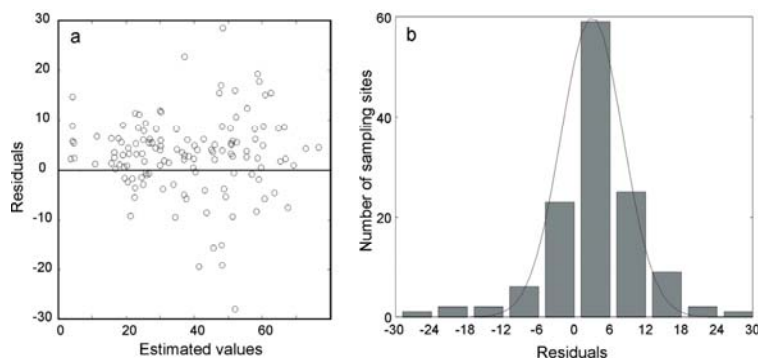


Figure 4.8.13 Relationships between residuals and estimated values (a), and histogram of residuals (b).

The residuals were well distributed near the horizontal line representing the residual mean ($r=-0.01$, $p>0.5$) (Fig. 4.8.13a). The histogram of residuals revealed that most values were centred near zero. To test the normality of model residuals, the statistical test of Lilliefors (1967) was applied. The test did not reject the null hypothesis that the residuals are normally distributed ($p=0.2$) (Fig. 4.8.13b). The relationships showed no obvious sign of dependence of residuals, showing that the BP fitted the data with no bias.

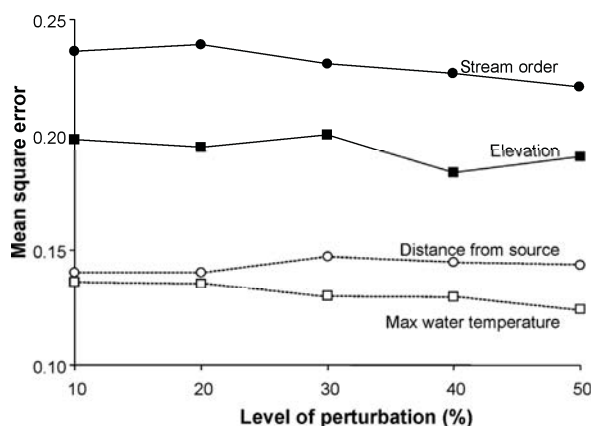


Figure 4.8.14 Sensitivity analysis of the BP. Mean square error values were measured at different levels of perturbation of the input variables.

Sensitivity analysis was carried out to evaluate the effect of small changes in each input on the neural network output. This was achieved by adding a random variation to each input variable of the network (Scardi and Harding, 1999). To measure a response in output values, mean square errors were calculated at different levels of the perturbation of input variables (from 20 to 100% of the input range). The sensitivity analysis showed that elevation and stream order provided the highest contributions among the four input variables when predicting EPTC richness, whereas maximum water temperature provided the lowest contribution (Fig. 4.8.14). This is in agreement with the results of the ordination based on the trained SOM (Figs. 4.8.8, 4.8.10, 4.8.11).

Discussion

Stream classifications and modelling techniques

Whatever the modelling technique, stream ecologists use classification and ordination to characterise how ecosystems differ in terms of biotic (e.g. species assemblages, species richness) and/or abiotic (environmental variables) attributes (e.g. Giudicelli et al. 2000, van Sickle and Hughes 2000, Dethier and Castella 2002). By knowing what the ecosystem should be like in a given geographic zone, they also can determine the degree to which human activity has altered it (Hawkins et al. 2000). During the last decade, such approaches to river bioassessment using macroinvertebrates were thus developed in Europe (e.g., RIVPACS system), Australia (AUSRIVAS system), and North-America (BEAST system) (reviewed in Wright et al. 2000). Most of these techniques are based on multivariate analyses, and basically use classifications of reference sites from rivers of high biological quality to provide site-specific predictions of the macroinvertebrate fauna to be expected under undisturbed conditions, using a small set of environmental characteristics. In this context, our study is an attempt to use artificial intelligence techniques for biota prediction in river bioassessment.

Ordination and cluster analyses are frequently used in the early exploratory phase of ecological investigations as their results may suggest relationships that should be studied in more detail in subsequent research (Jongman et al. 1995), whereas regression analyses may be helpful to study more specific questions in the later phases of research. This analysis procedure (ordination and/or cluster analysis first, then regression analysis) was used in this study. During the learning process of the SOM, neurons that are topographically close in the array will activate each other to learn something from the same input vector. This results in a smoothing effect on the weight vectors of neurons (Kohonen 2001). Thus, these weight vectors tend to approximate the probability density function of the input vector. Therefore, the visualization of elements of these vectors for different input variables is convenient to understand the contribution of each input variable with respect to the clusters on the trained SOM. Although the SOM visualization is an indirect gradient analysis like a Principal Component Analysis (Kohonen 2001), SOM can be used as an analysing tool to bring out relationships between sampling sites, environmental variables, and biological variables. Thus, this approach is a much more practical to analyse the relationships between variables than general indirect gradient analysis. Giraudel and Lek (2001) compared the SOM algorithm to conventional ordination techniques for ecological community ordination, and concluded that the SOM is fully usable in ecology and can complement classical techniques by offering a non-linear approach to modelling and a method for visualising data and for achieving community ordination.

Species assemblages

We visualised the spatial distribution of each of the 283 considered species, and we could therefore derive negative or positive species association. Numerous site-specific data (i.e. local scale biodiversity) were compiled in order to derive spatial distribution patterns of stream macroinvertebrates at the regional scale. As a first step before further investigations, our analysis revealed several EPTC geographical zones. Such a regional classification of stream ecosystems provides a useful framework for studying and managing streams in different geographic areas (Witthier et al. 1988). The number of species characterising each region ranged from 43 to 147, underlining the expected longitudinal (e.g., high or low

mountain, piedmont) and geographical (Pyrenees, Massif Central) differences (Culp and Davies 1982). These results also support the idea that biodiversity depends on the environmental heterogeneity (Ward and Stanford 1983), and is both reduced by environmental constancy (e.g., springs) and under severely fluctuating conditions (e.g., severe flow fluctuations due to hydropower generation). In these conditions, SOM may help to identify disturbed sites at the regional scale. Any modification of the species composition will create a faunal discontinuity that will be visualised in the self-organised map by the unexpected position of the considered site regarding to its geographical position. In our map, the most striking example of such a faunal discontinuity could be the segregation of the Toulouse City neighbourhoods.

Finally, this study and similar works (e.g. Frissel et al. 1986, Hughes et al. 1986, Omernik 1987) provide an explicit scheme of the implicit knowledge that stream ecologists already have. Biotic features of streams within the same region and/or longitudinal section tend to be similar, and those characteristics tend to differ when streams belong to more distinct areas. Any tool able to provide a stream classification is therefore of obvious value to both resource managers and researchers to assess spatial and temporal variability.

EPTC species richness

E, P, T, and C occurred in all considered streams. Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera were widespread from mountain to plain areas, and species richness relationships between these three insect orders were highly significant, for both observed and predicted data. Plecoptera were rather located in the upper mountainous sections of the stream system, and species richness relationships between Plecoptera and Ephemeroptera, Trichoptera or Coleoptera were non-significant. According to Gaston (1996), concordant spatial patterns in species richness among different taxa may result from : i) random mechanisms, ii) biotic interactions among different taxa, iii) common environmental determinants, or iv) spatial covariance in different environmental factors that independently account for diversity variation in different taxa. If local systems were compared, it is likely that a high degree of concordance could be generated through biotic factors (Paszkowski and Tonn 2000). However, at broader spatial scales such as the Adour-Garonne stream system, significant correlations among aquatic insect species richness is almost certainly due to similar responses by different taxa to environmental conditions rather than to biotic interactions (Heino 2002).

Stream classifications: species composition or species richness ?

We derived a classification of streams from the Adour-Garonne drainage basin, using the similarity of their species compositions. The obtained biogeographic model thus referred to a regional-specific fauna. The stream classification based on species richness referred to stream order, elevation, and distance from the source (and to a lesser degree to water temperature), i.e. the downstream location of sampling sites within a stream system, which rather fitted with a broader typological approach. Thus, it was not surprising that SOMs with species compositions and species richness provided different stream classifications. The former clearly segregated different geological areas (Pyrenees in the Southern part of the drainage basin, Massif Central Mountains in the Eastern part, and alluvial plain areas), whereas the latter provided a model of longitudinal gradients in species richness (two communities from different geographic areas could differ in terms of species composition, but they could have similar number of EPTC species when sites were located at comparable elevations and stream orders). The sensitivity analysis of the BP algorithm showed that ele-

vation and stream order had the largest contributions to the predictive model. Although many criteria have been proposed for classifying running waters, few typological systems have had more than local acceptance (Pennak 1971). Therefore, our results support the idea that the most "universal" classification systems remain those proposed i) by Illies (1961) and Illies and Botosaneanu (1963) which recognise eight zones within a single drainage system, ranging from zone I (springs or "eucrenon") to zone VIII (brackish zone or "hypopotamon"), and ii) by Vannote et al. (1980), i.e. the River Continuum Concept which implies a classification based on stream size and location within a stream system. Despite geographic differences in species assemblages, these two models have the broadest validity to describe spatial patterns of community organisation and diversity. Of course, the fauna of a stream system must be investigated before it can be categorised within the expected zones, and this is always a time- and money-consuming process. However, scientific studies and large-scale surveys of stream ecosystems have led to the development of extensive databases, particularly in Europe and in the United States. These data can be used to derive a [sites \times species] matrix, then data may be analysed using a posteriori inductive approaches (Whittier et al. 1988, Cayrou et al. 2000).

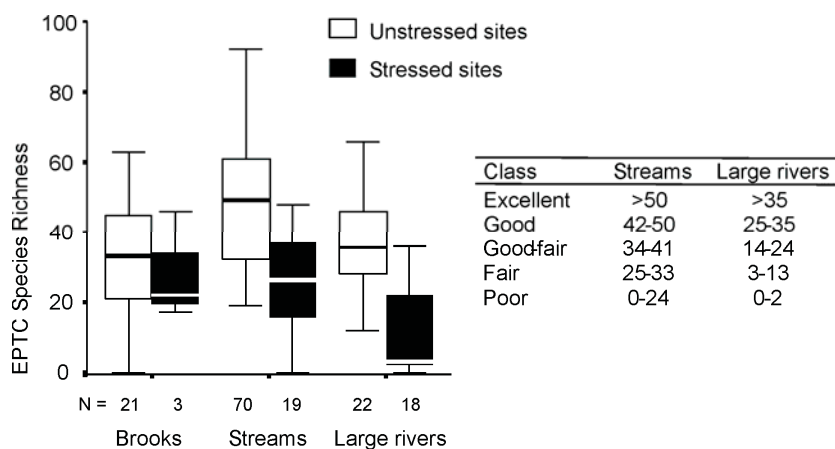


Figure 4.8.15 EPTC richness distributions for brooks, streams and large rivers clusters at unstressed and stressed sites. The table is derived from the Fig. and indicates the values of the five water quality classifications for streams and large rivers. Upper classes were defined as species richness values above the median species richness at unstressed sites, and lower classes were defined as species richness values below the median species richness at stressed sites. The other classes (Good, Good-Fair and Fair) were then defined by dividing the remaining species richness ranges into three equal groupings.

Predicting the species richness

Using MLP, EPTC richness was predicted with environmental variables, and we evaluated the importance of each variable to estimate the richness. It is recognized that MLP is able to make better predictions than regression models (Lek et al. 1996, Paruelo and Tomasel 1997), and a sensitivity analysis is applied to explain the contribution of input variables to output variables. Recently, Gevrey et al. (2003) reviewed several methods proposed for the sensitivity analysis of ANN in ecological applications. However, sometimes it is not sufficient to explain the relationships between explanatory and response variables in terms of causality. In this case the ordination approach could be helpful to explain the relationships

between input and output variables. Predicting the species composition of the EPTC community with environmental variables as input data remained an impossible task for us, when about 300 species had to be dealt with. However, the final objective of such studies is to provide methods for rapid assessments of water quality and for water framework directives, and species richness of aquatic insects is commonly recognised as a good biological indicator of disturbance in streams (Rosenberg and Resh 1993). Thus, if we can predict what the richness should be like under undisturbed conditions in a given area, we can provide explicit spatial distribution schemes which may be useful for further studies, and in stream management.

A potential application to biosurveillance

We recently calibrated for the Adour-Garonne basin a water quality score, based on EPTC species richness measures (Compin and Cereghino 2003). A Principal Component Analysis (PCA) was performed for five abiotic variables (elevation, stream order, slope, distance from the source, and maximum water temperature) recorded at 113 unstressed sites. The coordinates of the sites on the most significant axes of the PCA were then used to classify sites into three clusters corresponding to brooks, streams and large rivers using an agglomerative clustering technique. Significant differences in EPTC species richness distribution between the clusters and between stressed and unstressed sampling sites for each cluster were tested using Mann and Whitney non-parametric tests.

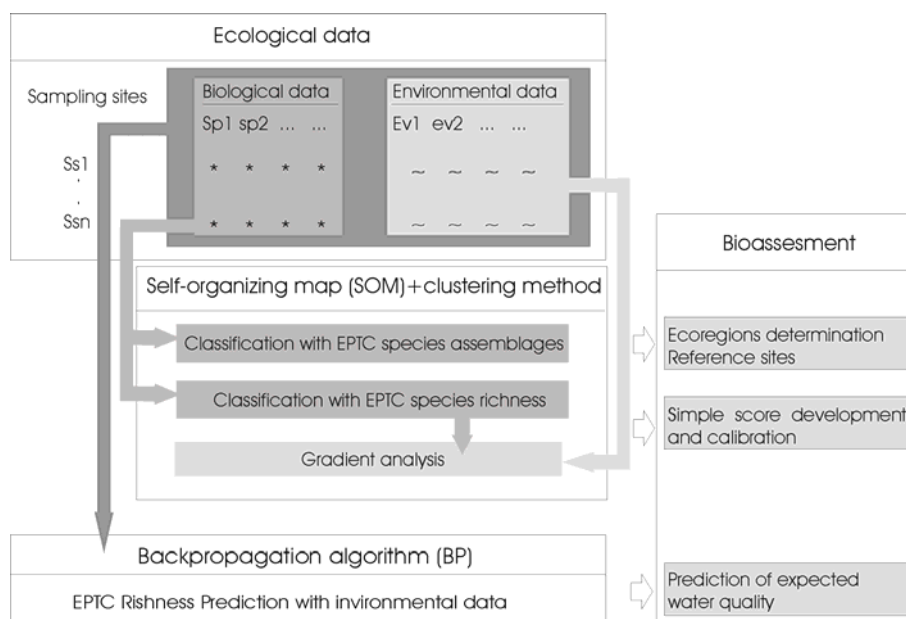


Figure 4.8.16 Synthesis of the ANN tools cited in this chapter and examples of their potential applications water quality assessment.

The clusters grouped sampling sites having significantly comparable richness, whereas between-regions differences in species richness distributions were significantly different. Therefore, species richness to disturbance relationships were assessed differently according to the considered region. For each region, five richness classes were determined, using box-plots of species richness distribution among disturbed and undisturbed sampling sites (Fig. 4.8.15). As we could provide quite good predictions of the species richness to be expected

under natural conditions in a given area, we may provide a valuable tool to the design of management actions.

Conclusion

Two different neural networks have been applied to suggest practical approaches for understanding ecological data (Fig.16). The SOM showed a high performance for visualization and abstraction of ecological data. The trained SOM efficiently classified sampling sites according to different input variables, and displayed a distribution of each component (input variable). The component planes helped to interpret the contribution of each component to the classification. Additionally, by introducing new variables (i.e. environmental variables) not used in its training phase, the SOM showed high performance in analyzing the relationships among sampling sites, biological variables and environmental variables. This method could be used to extract relationships between sampling sites, communities, and environmental variables, although the algorithm is theoretically an indirect gradient analysis. However, it remains necessary to quantify the relationships among variables.

After understanding the relationships between biological and environmental variables using the SOM, the BP, used as a nonlinear predictor, showed accuracy in predicting EPTC richness on the basis of a set of four environmental variables. Thus, this prediction could be valuable in the assessment of disturbances in given areas.

Finally, approaches using two different ANNs (first understanding data sets using visualization and abstraction methods with SOM and second prediction for target variables with BP) showed that they could take into account the variability of ecological data efficiently. Therefore, this procedure could be chosen when ecological modelling is applied to nonlinear and complex ecological data.

References

- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S. and Bastian, M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 185-211.
- Blayo, F., Demartines, P., 1991. Data analysis: how to compare Kohonen neural networks to other techniques? In : Prieto, A. (Ed), Proc. IWANN'91, Int. Workshop on Artificial Neural Networks, Berlin, Heidelberg Springer, pp 469-476
- Brittain, J.E. and Saltveit, S.J., 1989. A review of the effect of river regulation on Mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers Research and Management*, 3: 191-204.
- Bunn, S.E., Edward, D.H., Loneragan, N.R., 1986. Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of streams of the northern jarrah forest, Western Australia: community structure. *Freshwater Biology* 16, 67-91.
- Cayrou, J., Compin, A., Giani, N. and Céréghino, R., 2000. Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la classification des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour – Garonne (France). *Annales de Limnologie*, 36: 189-202.
- Céréghino, R., J.L. Giraudel, and A. Compin. 2001. Spatial analysis of stream invertebrates distribution in the Adour-Garonne drainage basin (France), using Kohonen Self Organizing Maps. *Ecological Modelling* 146:167-180.
- Compin, A., Céréghino, R. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological indicators* (in press).
- Culp, J.M., and R.W. Davies. 1982. Analysis of longitudinal zonation and the river continuum concept of the Oldman – South Saskatchewan River system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39:1258-1266.
- Cummins, K.W., 1979. The natural stream ecosystem. In: J.V.Ward and J.A. Stanford (Editors), *The ecology of regulated streams*, Plenum Press, New York, pp. 7-24.
- Cummins, K.W., Minshall, G.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. and Petersen, R.C., 1984. Stream ecosystem theory. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22: 1818-1827.
- Décamps, H., 1968. Vicariances écologiques chez les Trichoptères des Pyrénées. *Annales de Limnologie*, 4: 1-50.
- Dethier, M., and E. Castella. 2002. A ten year survey of longitudinal zonation and temporal changes of macrobenthic communities in the Rhône River, downstream from lake Geneva (Switzerland). *Annales de Limnologie* 38 :151-162.
- Frissel, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*.10, 199–214.
- Gaston, K.J. 1996. Spatial covariance in the species richness of higher taxa. Pages 221-242 *in* : M.E. Hochberg, J. Clobert, and R. Barbault (editors). *Aspects of the genesis and maintenance of biological diversity*. Oxford University Press, Oxford.

- Gauch, H.G., 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gevrey, M., Dimopoulos, I., Lek, S. 2003. Review and comparison of methods to study the contribution of variables in Artificial Neural Network models. *Ecological Modelling* 160: 249-264.
- Giraudel, J.L., and S. Lek. 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecological Modelling* 146: 329-339.
- Giudicelli, J., A. Bouzidi, and N. Ait Abdelaali. 2000. Contribution à l'étude faunistique et écologique des simulies (Diptera : Simuliidae) du Maroc. IV. Les simulies du Haut Atlas. Description d'une nouvelle espèce. *Annales de Limnologie* 36:57-80.
- Hawkins, C.P., Norris, R.H., Gerritsen, J., Hughes, R.M., Jackson, S.K., Johnson, R.K., Stevenson, R.J., 2000. Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota : synthesis and recommendations. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19, 541-556.
- Heino, J. 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation* 11:137-147.
- Hellawell, J.M., 1978. *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center. Stevenage Laboratory, England, 332 pp.
- Hughes, R.M., D.P. Larsen, and J.M. Omernik. 1986. Regional reference sites : a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* 10:629-635.
- Illies, J. 1961. Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fliessgewässer. *International Revue der Gesamten Hydrobiologie* 46:205-213.
- Illies, J., and L. Botosaneanu. 1963. Problèmes et méthodes de classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Internationale Vereinigung Für Theoretische und Angewandte Limnologie* 12:1-57.
- Illies, J. 1978. *Limnofauna Europaea*. Eine zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierart mit Angaben irhe Verbreitung und ökologi. G. Fisher Verlag, Stuttgart : 532pp.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., van Tongerenm O.F.R. (eds.), 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kohonen, T. 1982. Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biological Cybernetics* 43:59-69.
- Kohonen, T. 1995. *Self-Organizing Maps*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Kohonen, T., 2001. *Self-Organizing Maps*. Third edition, Springer, Berlin.
- Lek, S., M. Delacoste, P. Baran, I. Dimopoulos, J. Lauga, and S. Aulagnier. 1996. Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling* 90:39-52.

-
- Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 7: 222-233.
- Lilliefors, H.W., 1967. The Komogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. *J. Amer. Statist. Assoc.* 62, 399-402.
- Ludwig, J.A., Reynolds, J.F., 1988. *Statistical Ecology: a primer of methods and computing*. John Wiley and Sons, New York.
- Malmqvist, B. and Otto, C., 1987. The influence of substrate stability on the composition of stream benthos: an experimental study. *Oikos*, 48: 33-38.
- Minshall, G.W., Petersen, R.C. and Nimz, C.F., 1985. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *American Naturalist*, 125: 16-38.
- Omernik, J.M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77:118-125.
- Paruelo, J.M., and F. Tomasel 1997. Prediction of functional characteristics of ecosystems: a comparison of artificial neural networks and regression models. *Ecological Modelling* 98:173-186.
- Paszkowski, C.A., and W.M. Tonn. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology* 43:421-437.
- Pennak, R.W. 1971. Toward a classification of lotic habitat. *Hydrobiologia* 38: 321-334.
- Resh, V.H. and Jackson, J.K., 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg and V.H. Resh (Editors), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, pp. 195-223.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H., 1993. Introduction to Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg and V.H. Resh (Editors), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London, G.B, pp. 1-9.
- Rumelhart, D.E., Hinton G.E. and Williams, R.J., 1986. Learning internal representations by error propagation. In: D.E. Rumelhart and J.L. McClelland (editors), *Parallel Distributed Processing: explorations in the microstructure of cognition*, Vol. I: Foundations, MIT Press, Cambridge, pp. 318-362.
- Scardi, M., Harding Jr., L.W., 1999. Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecol. Model.* 120, 213-223.
- Smith, M.J., Kay, W.R., Edward, D.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.
- Thienemann, A., 1954. Ein drittes biozonotisches Grundprinzip. *Archiv für Hydrobiologia*, 49(3): 421-422.

- Ultsch, A., 1993. Self-organizing neural networks for visualization and classification. In: O. Opitz, B. Lausen and R. Klar, (eds.) *Information and Classification*, Berlin: Springer-Verlag, 307-313.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Van Sickle, J. and R.M. Hughes. 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal of the North American Benthological Society* 19:370 – 384.
- Vinçon, G. and Thomas, A.G.B., 1987. Etude hydrobiologique de la vallée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques). I. Répartition et écologie des Ephéméroptères. *Annales de Limnologie*, 23: 95-113.
- Vinçon, G. and Clergue, M., 1988. Etude hydrobiologique de la vallée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques, France). III. Simuliidae (Diptera, Nematocera) : leur originalité biogéographique et écologique. *Annales de Limnologie*, 24: 67-81.
- Ward, J.V. and Stanford, J.A., 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In: J.V. Ward and J.A. Stanford (Editors), *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York, pp. 35-55.
- Ward, J.V. and Stanford, J.A., 1983. The intermediate disturbance hypothesis : an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: T.D. Fountain and S.M Bartell (Editors), *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, Michigan, pp. 347-356.
- Whittier, T.R., R.M. Hughes, and D. Larsen. 1988. Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1264-1278.
- Wright, J.F., D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse. 2000. *Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.

IX ANNEXE 3 – Publication 3

COMPIN, A. & CEREGHINO. 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators* **3** : 135-142.

Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Coleoptera (EPTC) were sampled at 153 sites distributed among 47 rivers from the Adour–Garonne stream system (south-western France). Geographic differences in abiotic conditions (elevation, slope, distance from source, stream order, maximum water temperature) were assessed by statistical analysis of data from unstressed sites, and three clusters (or sub-regions) were thus derived from a Principal Component Analysis (PCA). In terms of number of species at unstressed sites, these three sub-regions (i.e. “brooks”, “streams” and “large rivers”) grouped sampling sites having significantly comparable richness, whereas between-regions differences in species richness distributions were significantly different. Therefore, species richness to disturbance relationships should be assessed differently according to the considered area. For each sub-region, we have determined five richness classes, using box-plots of species richness distribution among disturbed and undisturbed sampling sites. The results provided by the EPTC species richness and the Indice Biologique Global Normalisé (IBGN, a normalised index used for the biological surveillance of French streams, with a family level of taxonomic resolution) were significantly different at the whole-drainage-basin scale but had different responses for streams and large rivers. By using the species level of taxonomic resolution, the EPTC richness was more sensitive to slight disturbances in mountain rivers (streams), i.e. where invertebrate diversity and number of species per insect families were the highest. If the species richness of a restricted number of taxonomic groups is considered an integrative descriptor of the ecosystem health, then the method has the interest to involve little computation, and to be easily transposable to any large stream system.



Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour–Garonne stream system (France)

Arthur Compin*, Régis Céréghino

*Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes, Université Paul Sabatier, 118 route de Narbonne,
31062 Toulouse Cedex 4, France*

Abstract

Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Coleoptera (EPTC) were sampled at 153 sites distributed among 47 rivers from the Adour–Garonne stream system (south-western France). Geographic differences in abiotic conditions (elevation, slope, distance from source, stream order, maximum water temperature) were assessed by statistical analysis of data from unstressed sites, and three clusters (or sub-regions) were thus derived from a Principal Component Analysis (PCA). In terms of number of species at unstressed sites, these three sub-regions (i.e. “brooks”, “streams” and “large rivers”) grouped sampling sites having significantly comparable richness, whereas between-regions differences in species richness distributions were significantly different. Therefore, species richness to disturbance relationships should be assessed differently according to the considered area. For each sub-region, we have determined five richness classes, using box-plots of species richness distribution among disturbed and undisturbed sampling sites. The results provided by the EPTC species richness and the Indice Biologique Global Normalisé (IBGN, a normalised index used for the biological surveillance of French streams, with a family level of taxonomic resolution) were significantly different at the whole-drainage-basin scale but had different responses for streams and large rivers. By using the species level of taxonomic resolution, the EPTC richness was more sensitive to slight disturbances in mountain rivers (streams), i.e. where invertebrate diversity and number of species per insect families were the highest. If the species richness of a restricted number of taxonomic groups is considered an integrative descriptor of the ecosystem health, then the method has the interest to involve little computation, and to be easily transposable to any large stream system.

© 2003 Elsevier Science Ltd. All rights reserved.

Keywords: Aquatic insects; Benthos; Biological surveillance; Disturbance; Running waters; Species richness; Diversity index

1. Introduction

In unpolluted streams, macroinvertebrate species richness is influenced by a large number of environmental factors (Voelz and McArthur, 2000), such as the geological history of the area, environmental stability (Cummins et al., 1984; Ward and Stanford,

1979), ecosystem productivity (Lavandier and Décamps, 1984), habitat heterogeneity (Malmqvist and Otto, 1987), competition and predation (MacArthur, 1965; Pianka, 1983; Feminella and Resh, 1990). From the local to regional scales, the interaction of these factors determines some gradients in stream invertebrate species richness (Vannote et al., 1980; Minshall et al., 1985; Vinson, 1998; Céréghino et al., 2002). The species richness of stream invertebrates is also strongly influenced by anthropogenic disturbances, which may lead to losses of taxa (Brittain

* Corresponding author. Tel.: +33-561-55-67-28;
 fax: +33-561-55-60-96.
 E-mail address: compin@cict.fr (A. Compin).

and Saltveit, 1989), and cause spatial discontinuities in predictable gradients (Ward and Stanford, 1979, 1983). Resh and Jackson (1993) observed that species richness is sensitive to the impact of human activities on stream ecosystems, particularly aquatic insects in the orders Ephemeroptera, Plecoptera or Trichoptera (EPT), which are often good indicators of environmental conditions in streams. For example, a simple measure of the number of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa is often used in the United States as a “biological indicator” of water quality in a given area (Lenat, 1988; Barbour et al., 1996). Thus, the species richness of a restricted number of taxonomic groups can be a good descriptor of the influence of disturbance upon the stream. However, the sensitivity of invertebrate diversity to disturbance in a given geographic region must be assessed with respect to its biotic and abiotic specificity. In this paper, we used counts of the number of species of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, and Coleoptera (EPTC) in an attempt to determine if species richness was an indicator of disturbances in streams from south-western France and we sought to bring out a methodology for their assessment in large stream systems.

2. Study area, material and methods

The Adour–Garonne stream system (south-western-France) has a 116 000 km² drainage basin. We selected 153 sampling sites (Fig. 1) ranging from 10 to 2500 m a.s.l., i.e. representing 47 streams from high mountains, plains and coastal areas, and consisting of 40 stressed and 113 unstressed sites. Stressed sites were subjected to one of the three following disturbance type: urban runoff, chemical pollution, and regulated flow. Unstressed sites were defined as sites where no disturbance was noted. Each site was sampled at two periods (summer and winter), and the species richness was calculated as the sum of recorded species among the two periods. Samples were taken from the various substratum types: sand (<2 mm), gravel (2–20 mm), pebbles (20–200 mm) and cobbles (>200 mm), using a standard Surber sampler (sampling area 0.1 m², mesh size 0.3 mm). They were distributed in proportion to the relative abundance of these substrata. Depending on the heterogeneity (or homogeneity) of bed-paving substrate, 5–8 sample-units were thus taken from the various substratum types. All samples were taken in that part of the channel that is always

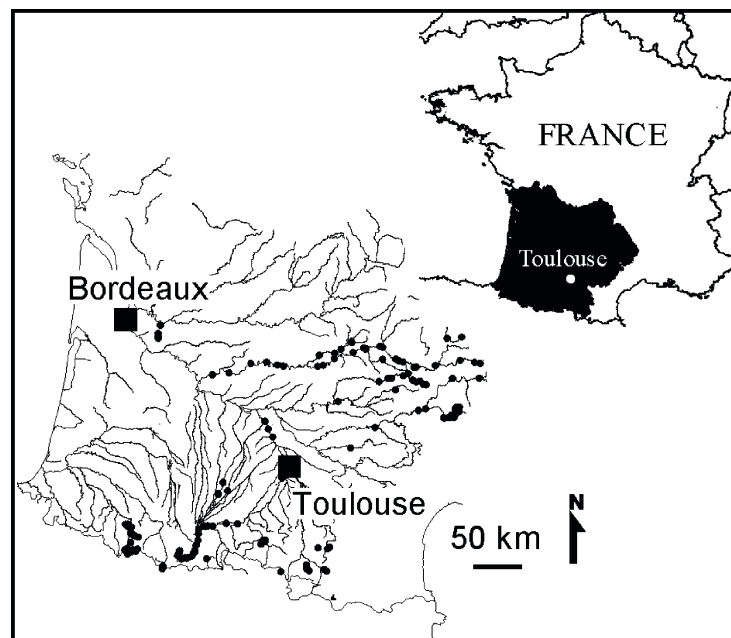


Fig. 1. Map of the Adour–Garonne stream system, and location of the 153 sampling sites.

covered by water. We focused on Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, and Coleoptera (EPTC), aquatic insects commonly identified to the species level in freshwater studies, and thus we added Coleoptera to the standard EPT index. Indeed, Coleoptera are major components of stream invertebrate assemblages (Cayrou et al., 2000), and contain sensitive taxa particularly in the family Elmidae (this family being taken into account in the calculation of the IBGN water quality index in French rivers). Barbour et al. (1996) found that both the number of Coleoptera and EPT taxa decreased with increasing disturbance, and we thus suggest that considering the four insect orders might enhance the accuracy of water quality assessments. The relationship between EPTC species richness and overall species richness was tested using linear regressions, to assess whether EPTC species richness was a reliable estimator of the overall community richness at unstressed and stressed sites.

Each site was characterised by five abiotic variables: elevation, stream order, slope, distance from the source, and maximum water temperature. A Principal Component Analysis was performed for these five variables recorded at the 113 unstressed sites. The co-ordinates of the sites on the most significant axes of the PCA were then used to classify sites into clusters using Analysis of Dynamic Clusters (ADC) (Diday, 1972; Tomassone et al., 1993), an agglomerative clustering technique. Sites from each cluster were thus expected to define distinct geographical areas, with similar environmental characteristics.

Significant differences in EPTC species richness distribution between the above-defined areas (or clusters) were tested using Mann and Whitney non-parametric tests. For each geographical area, significant differences in EPTC species richness between stressed and unstressed sampling sites were also tested using Mann and Whitney non-parametric tests.

The values of EPTC species richness were then related to five water quality classifications (EPTC scores): excellent, good, good-fair, fair and poor. The upper classes (excellent) and the lower classes (poor) were established arbitrarily. Upper classes were defined as species richness values above the median species richness at unstressed sites, and lower classes were defined as species richness values below the

median species richness at stressed sites. The other classes (good, good-fair and fair) were then defined by dividing the remaining species richness ranges into three equal groupings.

The Indice Biologique Global Normalisé (“IBGN”) is the standardised biological index commonly used by French administrations in charge of environmental stream surveys. It was adapted by Verneaux et al. (1982) from the “Trent Biotic Index” (Woodiwiss, 1964), which was originally designed for Great Britain. Sites are to be sampled following a standardised protocol taking into account the different types of habitat defined by the nature of the substrate and the rate of flow. Macroinvertebrates are determined to family and compared with a list of 138 taxa likely to constitute the total taxonomic richness (including 38 indicator families). The index values (between 0 and 20) are obtained from a standard table using the total number of taxa and the number of indicator taxa. These values are usually partitioned into five water quality classes (excellent, good, good-fair, fair and poor). In our study, the values of the IBGN were re-calculated from the species lists for 129 sites and compared to EPTC scores using Wilcoxon non-parametric tests.

3. Results and discussion

3.1. Species richness

The EPTC species richness was significantly correlated with overall macroinvertebrate species richness for both unstressed and stressed sites (Fig. 2) ($r^2 = 0.72$, $P < 0.01$ and $r^2 = 0.56$, $P < 0.01$, respectively). The EPTC species richness was thus a good estimator of the total richness. The total taxa list (283 species) was given in Céréghino et al. (2001). Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Coleoptera (EPTC) occurred in all 47 study streams, but the relative abundance of orders varied among stream types. Ephemeroptera and Trichoptera were widespread from mountain to plain areas. Plecoptera were more generally located in cold and fast flowing streams of the upper section of the stream system. Conversely, Coleoptera had their highest species richness in downstream sections, where water was warmer and current velocity lower (Cayrou et al., 2000).

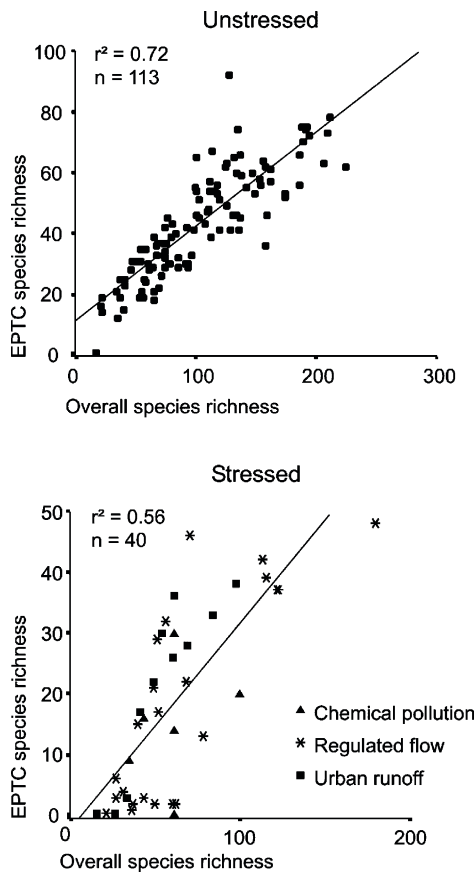


Fig. 2. Relationship between EPTC species richness and overall species richness for unstressed and stressed sites.

3.2. Environmental variables and stream classification

When a PCA was carried out on environmental variables (Fig. 3), the first axis explained 70.15% of the

overall variance. The scatter-plot of sampling sites using the first two axes of the PCA had an “arch” shape. This occurs when variables progressively change along an environmental gradient (Legendre and Legendre, 1998). In our case, PCA axis 1 indicated that sampling sites were distributed along an upstream to downstream gradient. PCA axis 2 displayed the residual variation in the data (Legendre and Legendre, op. cit). ADC carried out on the co-ordinates of sites on the first two axes of the PCA classified sites into three clusters (Fig. 3), which were distributed along the upstream to downstream gradient according to three types of streams (Table 1): (i) brooks or small streams near the source (low stream order and distance from source), generally situated in high mountain areas (low temperature, high elevation and slope), (ii) streams resulting from the junction of the above-defined brooks (average values for all the variables), and (iii) large rivers resulting of the junction of these streams (higher water temperature, stream order and distance from source, low elevation and slope).

3.3. Disturbance versus species richness

There was a downstream gradient of physical variables, and the resulting distributions in species richness were different at the different levels of this gradient (Fig. 4a). Under unstressed conditions, the EPTC richness showed maximum values at the intermediate part of this physical gradient, which supports the River Continuum Concept (Vannote et al., 1980). According to this concept, the maximum biotic diversity is expected in mid-order streams. Therefore, evaluating the sensitivity of EPTC to disturbance at a given site required taking into account its location within the continuum.

Table 1

Minimum, mean and maximum values of abiotic parameters for the three sub-regions (brooks, streams, large rivers) derived from stream classification (see text)

	Brooks			Streams			Large rivers		
	Minimum	Mean	Maximum	Minimum	Mean	Maximum	Minimum	Mean	Maximum
Slope (%)	3	14.8	31	0	3	15	0	0.3	5
Distance from source (km)	0.1	2.48	8.2	0.2	20.1	79	51	215.1	466
Stream order	1	1.5	3	1	2.7	4	4	5.4	7
Maximum water temperature (°C)	5	11.4	16	9	16.1	23	11.5	23.4	29
Elevation a.s.l. (m)	970	1773.7	2500	10	789.5	1920	38	199.2	534

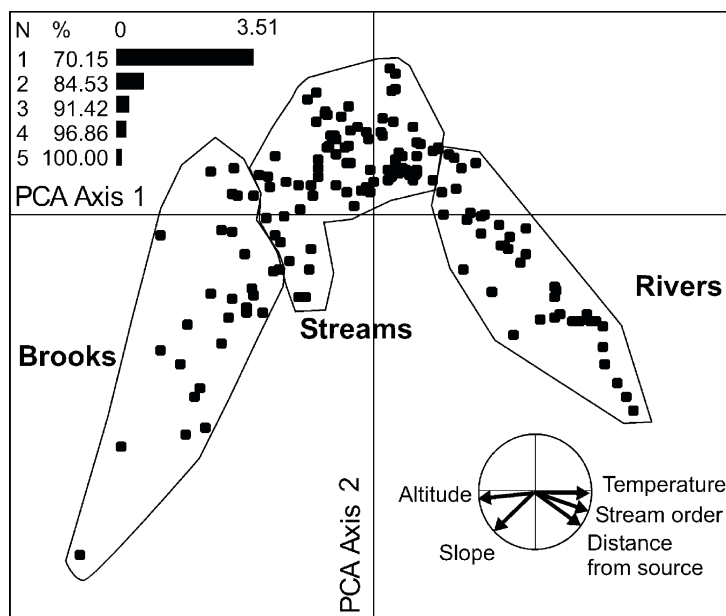


Fig. 3. Results of the Principal Component Analysis (PCA) carried out on the 113 unstressed sites and five environmental parameters. Sampling sites are plotted on the first two PCA axes, and clusters derived from the Analysis of Dynamic Clusters (ADC) are indicated as 1–3. Insets are the eigenvalue diagram (N = axes number, % = percentage of the overall variance) and the principal components on the two axes.

In the Adour–Garonne stream system, sites affected by disturbances had significantly lower EPTC species richness than sites where no disturbance was noted (Fig. 4a). Regardless to disturbance type, distributions of EPTC species richness at unstressed sites were statistically different between “brooks” and “streams”, and between “streams” and “large rivers” clusters (Fig. 4a). EPTC species richness distributions were significantly different between stressed and unstressed sites for “streams” and “large rivers” but did not differ significantly for “brooks”, this is not surprising since only three stressed sites with slight disturbance were found in this area, which is deprived of sedentary human presence. Therefore, this area was not taken into account to develop the following water quality criteria. Among the various disturbance types, urban runoff and chemical pollution had a greater impact upon species richness than flow regulation (Fig. 4b).

3.4. Water quality assessment

The median values for unstressed sites distributions were 50 and 35 EPTC species in “streams” and “large

rivers”, respectively. The median values for stressed sites distributions were 26 and 3 EPTC species in “streams” and “large rivers”, respectively. Two water quality classifications were then calculated for the two geographical areas (Table 2).

At the whole Adour–Garonne basin scale, the Wilcoxon test revealed a significant difference between the IBGN and EPTC indexes (Table 3). When

Table 2
Values of EPTC species richness for the five water quality classifications for streams and large rivers areas

Class	Streams	Large rivers
Excellent	>50	>35
Good	42–50	25–35
Good-fair	34–41	14–24
Fair	25–33	3–13
Poor	0–24	0–2

Upper classes were defined as species richness values above the median species richness at unstressed sites, and lower classes were defined as species richness values below the median species richness at stressed sites (Fig. 4a). The other classes (good, good-fair and fair) were then defined by dividing the remaining species richness ranges into three equal groupings.

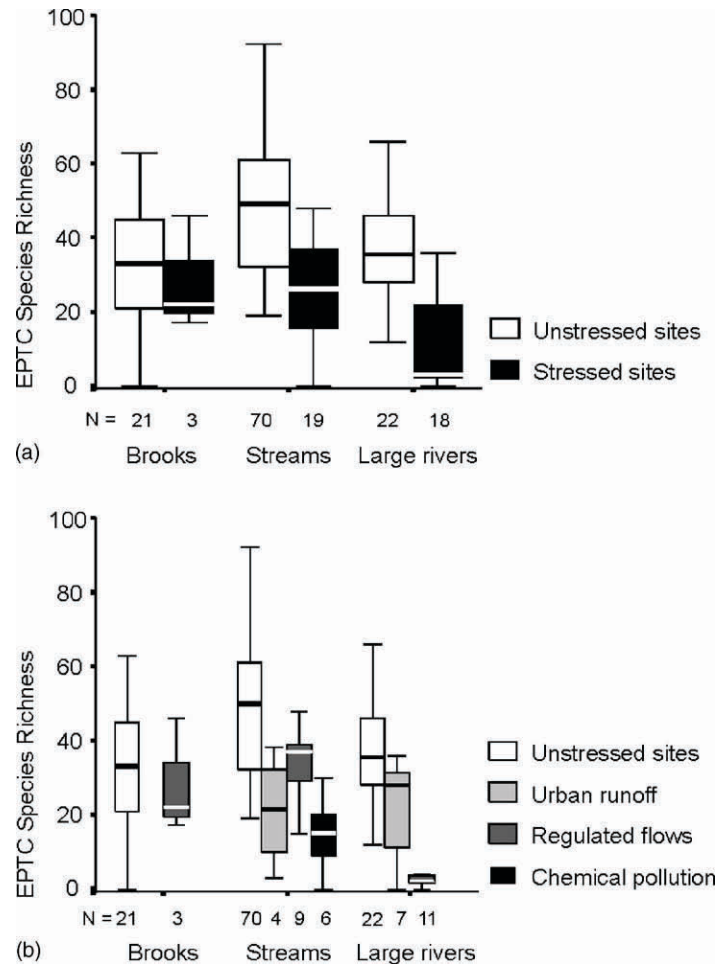


Fig. 4. Boxplots of EPTC species richness distributions for the three sub-regions (brooks, streams and large rivers) at unstressed and stressed sampling sites (N = number of sampling sites): (a) stressed sites pooled, (b) disturbance types considered separately. The top-, mid- and bottom-line of each box-plot represent the 75th, 50th and 25th percentiles, respectively; the horizontal lines represent the 10th and 90th percentiles.

considering the two areas separately, the results of water quality assessments were significantly different, and EPTC scores were lower than IBGN values for “streams” whereas IBGN scores were lower than EPTC scores for “large rivers”. These results at a large scale confirm that variations in EPTC scores are clearly related to water quality. However, we highlighted differences in the assessment of water quality given by the two indices for stream and large rivers areas. EPTC scores were lower than IBGN scores in stream areas, and higher than IBGN scores in large rivers. We suggest that the use of different water qual-

ity classifications for different sub-region (i.e. streams and large rivers), based on taxa richness criteria, may provide more accurate estimates of water quality than a unique classification based on a constant list of indicator taxa. For example, the IBGN almost always gave scores higher than 17 (excellent quality) in high mountain streams because of the presence of Ephemeroptera and Plecoptera at these altitudes, these taxa forming the highest “indicator groups” of the index. The IBGN may thus associate an excellent score to sites with low taxa richness. Indeed, the IBGN focuses on the presence of some individuals belonging

Table 3
Comparison between EPTC and IBGN five groupings classifications

Area		<i>N</i>	Mean rank	Sum of ranks	<i>Z</i>	<i>P</i> (two-sided probability)
All sites	EPTC < IBGN	50	52.02	2601.0	−2.503	0.012 (S)
	EPTC > IBGN	39	36.00	1404.0		
	EPTC = IBGN	40				
Total		129				
Streams	EPTC < IBGN	41	34.76	1425.0	−4.148	0.000 (S)
	EPTC > IBGN	18	19.17	345		
	EPTC = IBGN	30				
Total		89				
Large rivers	EPTC < IBGN	9	13.33	120	−2.402	0.016 (S)
	EPTC > IBGN	21	16.43	345		
	EPTC = IBGN	10				
Total		40				

Results of the Wilcoxon rank test for the whole Garonne drainage basin, the “streams” area and the “large rivers” area. S: significant difference.

to a pollution-sensitive family rather than on the total number of taxa. In these conditions, the EPTC species richness seemed to be more adapted than the IBGN to detect variations in water quality in mountain streams.

4. Conclusion

Aquatic insects such as those in the EPTC orders are known to be pollution-sensitive (Hynes, 1957), and Cayrou et al. (2000) have recently showed the pertinence of EPTC species associations for stream classifications. The measure of EPTC richness offers other advantages. Wallace et al. (1996) have noticed that the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera richness was stable at reference sites, and actually responded to variations of water quality. It is a good biological indicator of river quality, and it is also easy to measure since it is based on the only presence of species belonging to well-known groups of insects currently identified by specialists. The need for specialists' intervention could be regarded as a disadvantage, except if one considers the superiority of the ecological information carried by a faunal listing identified to the species level. Indeed, the presence or the absence of many EPTC species whose ecology is well known (e.g. works of Berthélemy, 1966; Décamps, 1967; Vinçon and Thomas, 1987) could provide diag-

nostic clues when interpreting the score provided by the assessment method. In the field, only a qualitative sampling is required, thus the counting of sorted individuals is not necessary.

As a main limitation, we must acknowledge that changes in EPTC scores would mean a loss or a gain of species, and this approach would not detect any stress affecting the density of species. The EPTC species richness may also be calculated from published species lists and thus could be used to carry out temporal studies and spatial comparisons on wide geographical areas. Nevertheless, the user should make sure that these species lists were based on a reliable sampling protocol (at least two sampling periods, all substrates were sampled). Finally, the main constraint is to adapt the index to the considered geographical area through a stream classification, as we did for the Adour–Garonne basin. The three sub-regions that we identified had significantly different distributions of EPTC species richness at unstressed sites, and thus justified the need for different EPTC indices for different stream types when assessing water quality. Therefore, when transposing the method to any large stream system, we should first determine whether it is necessary to divide the drainage basin into sub-regions. Using our quality classes for river bioassessment in other large stream systems, or without prior delimitation of EPTC sub-areas would thus be a misapplication of the method.

Acknowledgements

We wish to thank the French Water Agency (Agence de l'Eau Adour–Garonne) for financing this study.

References

- 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.
- Berthélemy, C., 1966. Recherches écologiques et biogéographiques sur les plécoptères et coléoptères d'eau courante (*Hydraena* et *Elminthidae*) des Pyrénées. *Annales de Limnologie* 2, 95–113.
- Brittain, J.E., Saltveit, S.J., 1989. A review of the effect of river regulation on Mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers Res. Manage.* 3, 191–204.
- Céréghino, R., Giraudel, J.L., Compin, A., 2001. Spatial Analysis of Stream Invertebrates Distribution in the Adour–Garonne Drainage Basin (France).
- Céréghino, R., Cugny, P., Lavandier, P., 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *Int. Rev. Hydrobiol.* 87, 47–60.
- Cayrou, J., Compin, A., Giani, N., Céréghino, R., 2000. Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la classification des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour–Garonne (France). *Annales de Limnologie* 36, 189–202.
- Cummins, K.W., Minshall, G.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., Petersen, R.C., 1984. Stream ecosystem theory. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 22, 1818–1827.
- Décamps, H., 1967. Introduction à l'étude écologique des Trichoptères des Pyrénées. *Annales de Limnologie* 3, 101–176.
- Diday, E., 1972. Une nouvelle méthode en classification automatique et de reconnaissance des formes: la méthode des nuées dynamiques. *Revue de Statistique Appliquée* 19, 19–33.
- Feminella, J.W., Resh, V.H., 1990. Hydrologic influences, disturbance, and intraspecific competition in a stream caddisfly population. *Ecology* 71, 2083–2094.
- Hynes, H.B.N., 1957. The use of invertebrates as indicators of river pollution. *Proc. Linnean Soc. London* 170, 165–169.
- Lavandier, P., Décamps, H., 1984. Estaragne. In: Whitton, B.A. (Ed.), *Ecology of European Rivers*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 237–264.
- Legendre, L., Legendre, P., 1998. *Numerical Ecology*, second edition (English). Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 7, 222–233.
- MacArthur, R.H., 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.* 40, 510–533.
- Malmqvist, B., Otto, C., 1987. The influence of substrate stability on the composition of stream benthos: an experimental study. *Oikos* 48, 33–38.
- Minshall, G.W., Petersen, R.C., Nimz, C.F., 1985. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *Am. Naturalist* 125, 16–38.
- Pianka, E.R., 1983. *Evolutionary Ecology*, third ed. Harper and Row, New York, 416 pp.
- Resh, V.H., Jackson, J.K., 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (Eds.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, pp. 195–223.
- Tomassone, R., Dervin, C., Masson, J.P., 1993. *Biométrie. Modélisation de phénomènes biologiques*. Masson, Paris, 553 pp.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fisheries Aquat. Sci.* 37, 130–137.
- Verneaux, J., Galmiche, P., Janier, F., Monot, A., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche Comté* 4, 11–21.
- Vinçon, G., Thomas, A.G.B., 1987. Etude hydrobiologique de la vallée d'Ossau (Pyrénées Atlantiques). I. Répartition et écologie des Ephéméroptères. *Annales de Limnologie* 23, 95–113.
- Vinson, M.R., 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional scales. *Ann. Rev. Entomol.* 43, 271–293.
- Voelz, N.J., McArthur, J.V., 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodivers. Conserv.* 9, 1543–1570.
- Wallace, J.B., Grubaugh, J.W., Whiles, M.R., 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecol. Appl.* 6, 140–151.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In: Ward, J.V., Stanford, J.A. (Eds.), *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York, pp. 35–55.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1983. The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: Fountain, T.D., Bartell, S.M. (Eds.), *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, MI, pp. 347–356.
- Woodiwiss, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 11, 443–447.

X ANNEXE 4 – Publication 4

COMPIN, A. & CEREGHINO, R. 2007. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land use in Southwestern France. *Landscape Ecology* 22:1215-1225.

Je remercie l'éditeur Springer de me permettre de présenter ci-dessous une version de cette publication. La publication originale est disponible sur le site internet www.springerlink.com

*I thank Springer editions for accepting the publication of a version of this article.
The original publication is available at www.springerlink.com*

Artificial neural networks were used to pattern the distribution of macroinvertebrate functional feeding groups (FFGs) in relation to physical variables and to land use in the Adour-Garonne stream system (SW France). The relative abundances of the various FFGs were calculated from macroinvertebrate densities recorded at 165 sampling sites. Each site was characterized using 5 physical variables (elevation, stream order, stream width, distance from the source, slope) and 3 land use variables (% forested-semi natural areas, % urban areas, % agricultural areas). The sites were first classified using the Self-Organizing Map algorithm (SOM), according to the environmental variables. Two major clusters of sites corresponded to anthropized and natural areas, respectively. Anthropized areas were clearly divided into agricultural and urban landscapes. Each major cluster was divided into 3-4 subsets of sites according to a downstream gradient of physical variables. FFG proportions at the 165 sites were introduced into the SOM trained with environmental variables, to interpret the variability of the communities. When the riverine landscape was unimpacted, FFG patterns responded to the downstream gradient in physical variables. When the landscape was altered by agriculture or urbanization, the effects of land use on FFGs overcame the influence of the downstream continuum. The categorization of land use into forested-natural area, agricultural, and urban areas was relevant to detect changes in FFG patterns. Our ability to detect responses of FFGs to land use and/or landscape alterations at regional scales may facilitate the implementation of integrated environmental policy, by offering a cost-effective approach to the bioassessment of river health in relation to social and economic concerns.

Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France

Arthur Compin · Régis Céréghino

Received: 7 July 2006 / Accepted: 31 March 2007 / Published online: 26 April 2007
© Springer Science+Business Media B.V. 2007

Abstract Artificial neural networks were used to quantify the distribution of macroinvertebrate functional feeding groups (FFGs) in relation to physical variables and to land-cover in the Adour–Garonne stream system (SW France; 116,000 km²). The relative abundances of 5 FFGs were calculated from macroinvertebrate data recorded at 165 sampling sites. Each site was characterized using 5 physical variables (elevation, stream order, stream width, distance from the source, slope) and 3 land-cover variables (% forested, % urban areas, % agricultural areas). The sites were first classified using the Self-Organizing Map algorithm (SOM), according to the physical and land-cover variables. Two major clusters of sites corresponded to anthropogenically modified and natural areas, respectively. Anthropogenically modified areas were clearly divided into agricultural and urban landscapes. Each major cluster was divided into 3–4 subsets of sites according to a topographic gradient of physical variables. To examine the variability of the communities, FFG proportions at the 165 sites were examined on the SOM trained with physical and land-cover variables. When the riverine landscape was natural, FFG patterns responded to the upstream–

downstream gradient in physical variables. When the landscape was altered by agriculture or urbanization, the effects of land-cover on FFGs overcame the influence of the physical variables. The categorization of the landscape into forested, agricultural, and urban areas was relevant to detect changes in FFG patterns. In light of increasing development along riparian zones, the use of SOMs to detect responses of FFGs to landscape alterations at regional scales exemplifies an effective technique for assessing river health based on ecological indicator groups.

Keywords Community structure · Freshwater invertebrates · Landscape alterations · River continuum · Environmental filters · Bioassessment

Introduction

One of the newer approaches to assessing the ecological health of rivers is the Reference Condition Approach (RCA, reviewed in Bailey et al. 2003), where “ecological health” may be defined in terms of similarity to a pristine undisturbed state. Throughout the world, environmental policies aimed at improving or preserving the biological quality of surface waters increasingly rely on RCAs, and will therefore have an impact on a wide range of people and activities such as water consumers and recreational users, agriculture, industry and business activities (Sachon and Wasson 2002). Reference Condition Approaches were

A. Compin (✉) · R. Céréghino
EcoLab, Laboratoire d’Ecologie Fonctionnelle, UMR
5245 (CNRS-UPS-INPT), Université Paul Sabatier,
118 route de Narbonne, Toulouse cedex 9 31062, France
e-mail: compin@cict.fr

recently developed in Europe, Australia, and Canada (Wright et al. 2000). These techniques use classifications of reference sites from rivers of high biological quality to provide system-specific predictions of the fauna to be expected under undisturbed conditions. By knowing what biota should be present in a given geographic zone, one can estimate the degree to which human activity has altered it (Hawkins et al. 2000; Van Sickle and Hughes 2000) because any site can be assessed by comparing its biota (macroinvertebrates, fish, or diatoms) to the reference sites, and any change in expected assemblages can indicate environmental changes in the area. Reference conditions were previously derived from biogeographic models based on species assemblages (RIVPACS, Wright et al. 2000). However, any model referring only to a region-specific fauna (a species list) is more likely to have local acceptance (Céréghino et al. 2003). Conversely, considering communities through their functional attributes rather than in terms of species assemblages *sensu stricto* can provide an approach more applicable to other systems (Santoul et al. 2005). Macroinvertebrates constitute an important part of animal production within freshwater ecosystems, and are tightly integrated into the structure and function of their habitats (organic matter processing, nutrient retention, food resource for amphibians, fish, or birds; Oertli 1993). During recent decades, the categorization of stream macroinvertebrates by functional feeding group (FFG) based on morphological and behavioural adaptations to acquire the food resources (Merritt and Cummins 1996) has shown considerable promise as a tool for assessing spatial changes in lotic communities based on environmental conditions (Wallace and Webster 1996; Blasius and Merritt 2002).

The theory that describes the influence of the surrounding landscape on aquatic communities was initiated by Hynes (1975), who, arguing that ‘the valley rules the stream’, recognized that rivers and streams are influenced by the landscapes through which they flow. Later, the River Continuum Concept (Vannote et al. 1980) offered a ‘reference scheme’ describing the continuous gradient of physical characteristics of streams from headwaters to mouth and the resulting functional responses under natural conditions. In upland streams, shredders reduce coarse particulate organic matter to fine particulate organic matter, making it available to collectors that are more abundant downstream. Where the stream widens,

algae and moss can grow, photosynthesis is expected to be higher in mid-sized streams (but not in large streams), proportions of shredders fall due to lower inputs of riparian coarse particulate organic matter, and grazer-scrappers become more abundant. Further downstream, collectors predominate and shredders are virtually absent. However, the nature of the riparian and surrounding landscape is definitely modified by human activities (agriculture, forestry, urbanization, etc.), which may subsequently alter the FFG composition of macroinvertebrate communities by modifying food availability (Larranaga et al. 2006).

Detrital inputs in streams are an important source of nutrition for many invertebrates, forming a strong trophic link between plant and animal production. Both riparian- and catchment-scale land-cover are likely to explain significant variation in macroinvertebrate diversity (Strayer et al. 2003; Rios and Bailey 2006), the latter being positively affected by the increasing extent of perennial riparian and upland vegetation (Vondracek et al. 2005). Conversely, the alteration of riparian corridors may alter autochthonous contributions to streams, ultimately changing the food quality available to the aquatic communities (Elliott et al. 2004). Anthropogenic alteration of riparian and watershed vegetation is likely to override geomorphological controls on the distribution of macroinvertebrate FFGs (Maridet et al. 1998). Assuming that the biological assemblages of a river ecosystem integrate the spatial and temporal variability of the riparian and aquatic habitat (Townsend and Hildrew 1994), taxa with certain combinations of adaptations are believed to be selected by the dynamics of local habitat conditions (Southwood 1977). Thus, within a given region, the functional structure of macroinvertebrate communities is expected to vary consistently in relation to land-cover patterns.

At regional scales, ecological data such as FFG and environmental variables often vary and covary in a non-linear fashion (Lek and Guégan 2000). Thus, non-linear modelling methods such as artificial neural networks (ANNs) should theoretically be preferred for dealing with such data (Blayo and Demartines 1991). Combining clustering and ordering abilities, the Self-Organizing Map algorithm (SOM, unsupervised neural network, Kohonen 1982, 2001) is a powerful tool to visualize high-dimensional data. This technique has shown particular relevance to pattern detection in biological communities in rela-

tion to environmental data because the gradient distribution of some biological variables can be visualized in a SOM previously trained with environmental variables (Park et al. 2003). We used a SOM algorithm to interpret the functional variability of the communities with respect to physical and land-cover variables. Self-organizing maps and other ANN techniques have been successfully implemented in various aspects of ecological modelling such as classifying groups (Levine et al. 1996), patterning complex relationships (Tuma et al. 1996), predicting population and community development (Recknagel et al. 1997), modelling habitat suitability (Özesmi and Özesmi 1999), and assessment of water quality (Walley et al. 2000). In this study we used SOM to address two research objectives: (1) to quantify spatial pattern in the Adour–Garonne stream system (SW France) based on riparian land-cover characteristics and physical variables related to the location along a stream continuum; and (2) to examine how FFG communities respond to riparian land-cover and topographic stream position.

Methods

Study area

The Adour–Garonne stream system (SW France) has a drainage basin area of 116,000 km². Land-cover in this area was historically temperate forest, but is now deeply modified by human activities and development. About 165 sites ranging from high mountain (2,500 m a.s.l.) to plain (10 m a.s.l.) areas were sampled (Fig. 1). The substrate of the river beds was dominated by boulders (mean particulate diameter >200 mm) and pebbles (100–200 mm) in mountain areas (>600 m a.s.l., mean annual discharge ~1 to 4 m³ s⁻¹), to stones (20–100 mm) and gravel (2–20 mm) in piedmont areas (600–300 m a.s.l., mean annual discharge ~20 to 40 m³ s⁻¹), and sand (0.2–2 mm) and silt (<0.2 mm) in plain areas (<300 m a.s.l., mean annual discharge ~400 m³ s⁻¹).

Field data

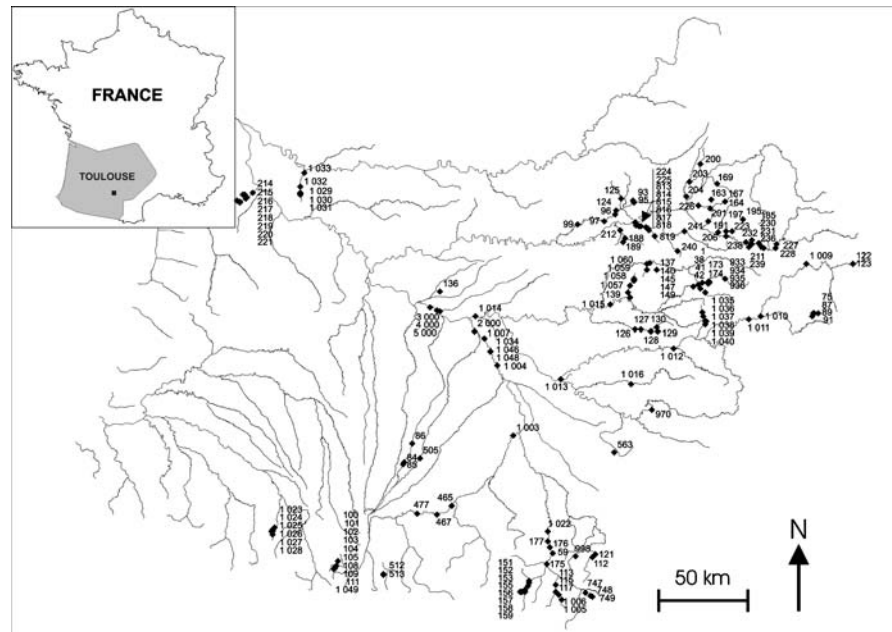
For each site, a Geographic Information System (GIS, Mapinfo professional 7.8) was used to arbitrarily

delineate a geographical buffer zone including the sampling site, and a (1,000 m-long × 100 m-large) riparian corridor located immediately upstream from the site. This size falls within that of the “Reach Buffer” sensu Allan (2004), and is well suited to assign a land-cover influence to each site. Sampling sites were then characterized using 5 physical and 3 land-cover variables. The physical variables were elevation a.s.l (m), stream order, stream width (m), distance from the source (km), and slope (%). The 3 land-cover variables were percent area within a buffer zone covered by forest (areas occupied by forest and woodlands with native or exotic coniferous and/or deciduous trees; scrub and herbaceous vegetation associations), urban development (industrial, commercial and transport units; artificial and non-agricultural vegetated areas), and agricultural (arable lands, permanent crops and pasture). Digital land-cover information was obtained from the CORINE land-cover database for Europe (CLC 2000, European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/>; see also Cruickshank and Tomlison 1996). This database was generated from orthorectified satellite images and provides thematic GIS map layers including up to 44 land-cover classes with a mapping scale of 1:100,000.

These 8 variables were chosen because they characterize the location of sampling sites within the stream system and within the regional landscape mosaic, and they are easy to describe using a GIS. The use of simple variables in a successful final model could reduce the effort and cost of data collection for water management applications.

Each site was sampled twice for macroinvertebrates, in summer (June–August) and winter (December–February), to take into account species seasonality. At each period, eight sample-units were taken from all substratum types using a standard Surber sampler (sampling area 0.1 m², mesh size 0.3 mm). Sample-units were distributed in proportion to the relative abundance of the substrata. This scheme was adapted from the IBGN protocol (“Indice Biologique Global Normalisé”, A.F.N.O.R. 1992), which is the standardized biological index used by French administrations in charge of environmental surveys. It was adapted by Verneaux et al. (1982) from the “Trent Biotic Index” (Woodiwiss 1964), which was originally designed for Great Britain.

Fig. 1 Map of the Adour–Garonne stream system, and location of the 165 sampling sites, shown by squares and adjacent numbers



In the laboratory, invertebrates were keyed to genus or family and counted. They were then partitioned into ‘‘FFGs’’ (Cummins 1974; Cummins and Klug 1979), based on invertebrate morphological and behaviour adaptations to acquire their food resources (Merritt and Cummins 1996). These groups were: (1) shredders (SH, feed on coarse particulate organic matter >1,000 μm in size); (2) collector-filterers (FC, sift fine particulates of 1,000 to 0.45 μm from the flowing column of water); (3) collector-gatherers (GC, gather fine particulates of organic matter from the debris and sediments on the bed of the stream); (4) grazers-scrappers (GS, scrape off and consume the organic layer of algae, microorganisms and dead organic matter attached on stones and other substrates); and (5) predators (PR, feed on other animals). The relative abundances (%) of the various FFG were calculated from their mean density estimates (ind m^{-2}) obtained by pooling the summer and winter samplings carried out at each site.

Modelling procedure

The SOM Toolbox (version 2) for Matlab[®] developed by the Laboratory of Information and Computer Science at the Helsinki University of Technology was used (<http://www.cis.hut.fi/projects/somtoolbox/>,

see Vesanto et al. (1999) for practical instructions). The strengths and weaknesses of the SOM and other ANN techniques in comparison with conventional multivariate analyses were discussed in Giraudel and Lek (2001) and Gevrey et al. (2003). The SOM algorithm is an unsupervised learning procedure, which transforms the multi-dimensional input data into a two-dimensional map subject to a topological (neighbourhood preserving) constraint (detailed in Kohonen 2001). Unsupervised (or self-organized) learning means that the ANN receives a number of different input patterns, discovers significant features in these patterns and learns how to classify input data into appropriate categories. The SOM thus plots the similarities of the data by grouping similar data items together, in a way that can be described as follows:

- The virtual samples (visualized as hexagonal cells) are initialized with random samples drawn from the input data set.
- The virtual samples are updated in an iterative way: (1) a sample unit is randomly chosen as an input unit; (2) the Euclidean distance between this sample unit and every virtual sample is computed; (3) the virtual sample closest to the input is selected and called ‘best matching unit’ (BMU); and (4) the BMU and its neighbours are moved a bit towards the input unit.

The training was broken down into two parts:

- Ordering phase (the 3,000 first steps): when this first phase takes place, the samples are highly modified in a wide neighbourhood of the BMU.
- Tuning phase (7,000 steps): during this phase, only the virtual samples adjacent to the BMU are lightly modified.

At the end of training, the BMU is determined for each sample, and each sample is set in the corresponding hexagon of the SOM map. Neighbouring samples on the grid are expected to represent adjacent clusters of samples. Consequently, sites appearing distant in modelling space (according to physical and land-cover variables) represent expected differences among sites in real environmental characteristics.

In order to bring out relationships between environmental and FFG variables, we introduced the FFG variables (%SH, %GC, %FC, %GS, %PR) into a SOM previously trained with the 5 physical and 3 land-cover variables. The structure of the SOM for our study consists of two layers of neurons connected by weights (or connection intensities): the input layer composed of 13 neurons (one per variable) connected to the 165 sites, and the output layer composed of 66 neurons (see below) visualized as hexagonal cells organized on an array with 11 rows and 6 columns (Fig. 2). However, during the training, we used a mask to give a null weight to the 5 FFG variables, whereas physical and land-cover variables were given a weight of 1 so that the search for the BMU was based on the 8 physical and land-cover variables only. Setting mask value to zero for a given component (here for each of the 5 FFGs) removes the effect of that component on organization (Vesanto et al. 2000; Vesanto and Hollmen 2003; Sirola et al. 2004; Raivio 2006). The values for FFGs were thus visualized on the SOM previously trained with physical and land-cover variables only. The number of output neurons (map size) is important to detect the deviation of the data. If the map size is too small, it might not explain some important differences that should be detected. Conversely, if the map size is too big, the differences are too small. To select a map size, we followed the procedure described in Park et al. (2003): the network was trained with different map sizes and we chose the optimum size based on local minimum values for quantization and topographic errors. Quantization error is the average

distance between each data vector and its BMU and, thus, measures map resolution. Topographic error represents the proportion of all data vectors for which 1st and 2nd BMUs are not adjacent, and is used for the measurement of topology preservation. The number of 66 output neurons retained for this study fitted well the heuristic rule suggested by Vesanto et al. (2000) who reported that the optimal number of map units is close to $5\sqrt{n}$, where n is the number of samples.

Finally, the unified-matrix (U-matrix, Ultsch and Siemon 1990) was used as a distance matrix to identify the cluster boundaries on the SOM map (Vesanto and Hollmen 2003). Significant differences between SOM clusters were tested on the value of FFG variables in the output neurons of the SOM (the 66 hexagons), using *t*-tests and one-way ANOVAs followed by post-hoc tests (Tukey HSD tests).

Results

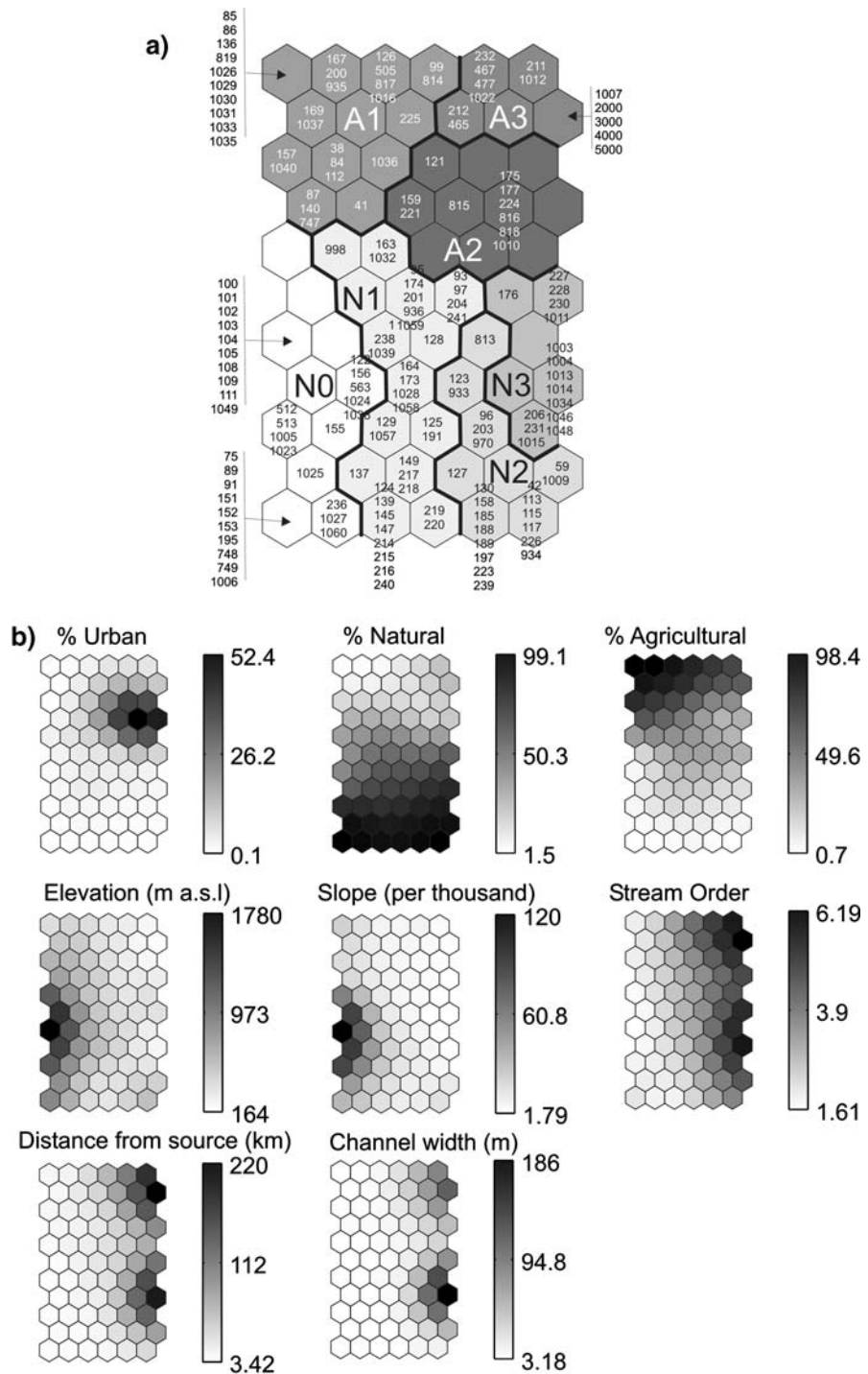
Classification of sampling sites

After training the SOM with physical and land-cover variables, the U-matrix helped to derive 7 clear clusters of sampling sites (Fig. 2a). Sites in clusters A1–A3 (top areas of the map) and N0–N3 (bottom areas) corresponded to 2 major land-cover patterns: anthropogenically modified (A) and natural (N) landscapes, respectively. Anthropogenically modified areas were clearly divided into agricultural (A1 and A3) and urban (A2) landscapes. Then, each major section of the SOM was divided into 3 or 4 sub-clusters of sites according to physical variables, and, specifically, according to their location within the upstream–downstream continuum. Independent of land-cover, A1 and N1, A2 and N2, A3 and N3 corresponded to mountain, piedmont and plain areas, respectively.

Distribution of macroinvertebrate FFGs

When the distribution of FFGs was visualized on the SOM previously trained with physical and land-cover variables (using a shading scale, see Fig. 3), all functional groups were present in the 7 clusters. Gathering-Collectors was the dominant FFG (55–78%), FC represented 22.7%, while other groups always

Fig. 2 (a) Distribution of sampling sites on the self-organising map (SOM) according to the 3 land-cover and 5 physical variables, and clustering of the trained SOM. Codes correspond to sampling sites (Fig. 1). Clusters A1–N3 were derived from the U-matrix clustering. A = Anthropogenically modified areas, N = Natural areas. Sites that are neighbours within clusters are expected to have similar features. (b) Gradient analysis of each variable on the trained SOM, with visualization in shading scale (dark = high values, light = low values). The ordinate of the SOM represents the gradient of anthropogenic modification (from low [bottom] to high [top]), whereas the abscissa of the map represents the gradients of stream order, distance from the source, and stream width (from low [left] to high [right]), and the slope and elevation a.s.l. (from low [right] to high [left]). With the exception of the cluster N0 (high mountain sites, no persistent human presence), pairs of A and N clusters (A1 and N1, A2 and N2, A3 and N3) represent river sections with similar position in the upstream–downstream gradient of physical conditions, but correspond to different land-use characteristics (agricultural or urban versus natural)



represented less than 17 % of the invertebrate community. Shredders (SH) had their highest percentages in upland stream sections while collectors (FC, GC) predominated further downstream, a pattern

that corresponds well with the River Continuum Concept model. Predators (PR) and scrapers (SC) did not show clear patterns along the river system, as they predominated in clusters A1, A3 and N0.

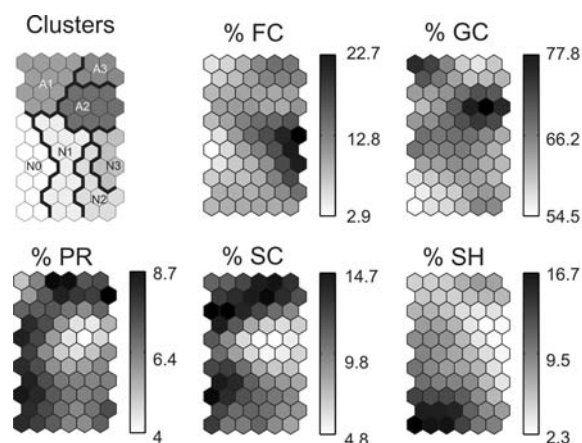


Fig. 3 Visualization of FFG percentage compositions on the SOM trained with land-cover and physical variables. The mean value of each variable was calculated in each output neuron of the trained SOM. Dark represents a high value, while light is low. SH = Shredders, FC = collector-filterers, GC = collector-gatherers, GS = grazers-scrappers, PR = predators

The range of FFG proportions differed among clusters (Fig. 3, Table 1). In anthropogenically modified areas, there were significant differences in the relative abundance of all FFGs except FC between agricultural (A1 and A3) and urban (A2) landscapes. Gathering-collectors had their highest percentages in urban landscapes, while SC and PR (and to a lesser extent SH) dominated in agricultural landscapes. In natural landscapes, there was no significant difference in %GC among clusters. Other FFGs showed a longitudinal distribution pattern, with PR, SC and SH dominating in upland areas (clusters N0 and N1) and FC dominating in downstream areas (N3).

Finally, there were significant differences in the relative abundance of all 5 FFGs between pairs of Anthropogenically modified versus Natural clusters (Fig. 4). In anthropogenically modified landscapes, higher %GC values exceeded those observed in natural environments. Conversely, SH and FC showed higher percentage values in natural landscapes, compared to anthropogenically modified landscapes at similar locations within the stream system.

Discussion

Land cover influences the chemical and biological characteristics of river ecosystems (Moore and Palmer 2005) and the structure of lotic macroinvertebrate communities may be subsequently influenced

by land-use practices within catchments (Sponseller et al. 2001). For example, cleared riparian vegetations are detrimental to shredders as leaf litter input is reduced (Davies et al. 2005; Lecerf et al. 2005). Fertilizer runoff entering a stream enhances the development of periphytic algae thus favouring grazer-scrappers (Delong and Brusven 1998). On the other hand, phosphorus fertilization can also increase abundance of moss, and moss abundance may cause displacement of scrapers (Slavik et al. 2004). Gathering-collectors seem to be the only group able to find sufficient food in urban streams (Suren and McMurttrie 2005). When the riverine landscape was natural, we found that FFG patterns mainly responded to the upstream–downstream gradient in physical conditions, as predicted by the River Continuum Concept (Figs. 2, 3). However, when the riverine landscape was altered by agriculture or urbanization, there were significant differences between urban and agricultural clusters of sites in terms of FFG distributions. These results suggest that the effects of anthropogenic activities on the functional structure of macroinvertebrate communities may overcome the influence of the upstream–downstream gradient of the physical variables in streams (Fig. 4, Table 1).

We demonstrated that FFG proportions responded to broad land-cover categories: “forested area”; “agricultural area”; and “urban area” (Figs. 2, 3). To assign a land-cover influence to a given site, the “local reach” is assumed to be the appropriate size for the buffer zone. It is described by Allan (2004) as a buffer of 100 m to several hundred metres in width on each bank, and some hundreds of metres to a kilometre in length. In practice, the width of the buffer zone is often adapted to the landscape characteristics of the studied areas, and ranges from 30 m (Basnyat et al. 1999; Rios and Bailey 2006) to 100 m on each side of the river (Sliva and Williams 2001). Our results suggest that the 1,000 m-long \times 100 m-large buffer zone was appropriate to detect changes in FFG compositions in a large stream system. Therefore, our approach should be relevant to identify and to delineate areas of concern in integrated management at watershed levels. At the site scale, these categories are almost certainly too large to allow accurate differentiations of the effects of land-cover on stream communities. Existing tools such as functional indices using FFG distributions would be relevant at such a spatial scale, however, we

Table 1 Results of one-way ANOVAs testing for differences in FFG percentage distributions among SOM clusters for anthropogenically modified (clusters A1–A3) and natural (clusters N0–N3) areas

Anthropogenically modified (A1–A3)													
		One-way ANOVAs					Tukey tests						
FFG		Sum of squares	df	Mean square	<i>F</i>	Sig.	FFG	Subset*	Cluster			Sig.	
										A1	A2	A3	
FC	Between groups	0.008	2	0.004	9.050	0.001	FC	2		0.115	0.128		0.385
	Within groups	0.010	24	0.000				1		0.087			1
	Total	0.018	26				GC	3		0.719			1
GC	Between groups	0.054	2	0.027	19.653	0.000		2		0.654			1
	Within groups	0.033	24	0.001				1			0.595		1
	Total	0.088	26				PR	2		0.071		0.077	0.505
PR	Between groups	0.003	2	0.001	13.873	0.000		1		0.053			1
	Within groups	0.002	24	0.000			SC	2		0.129		0.132	0.922
	Total	0.005	26					1		0.075			1
SC	Between groups	0.019	2	0.010	28.377	0.000	SH	2		0.059		0.067	0.417
	Within groups	0.008	24	0.000				1		0.039			1
	Total	0.027	26										
SH	Between Groups	0.003	2	0.002	11.381	0.000							
	Within groups	0.003	24	0.000									
	Total	0.007	26										

Natural (N0–N3)														
		One-way ANOVAs					Tukey tests							
FFG		Sum of squares	df	Mean square	<i>F</i>	Sig.	FFG	Subset*	Cluster				Sig.	
										N0	N1	N2	N3	
FC	Between groups	0.066	3	0.022	41.522	0.000	FC	3				0.197	1	
	Within groups	0.019	35	0.001				2		0.106	0.119		0.637	
	Total	0.085	38					1		0.067			1	
GC	Between groups	0.004	3	0.001	1.266	0.301	GC	1		0.612	0.635	0.638	0.621	0.414
	Within groups	0.041	35	0.001			PR	2		0.078				1
	Total	0.045	38					1		0.062	0.064	0.060	0.604	
PR	Between groups	0.002	3	0.001	16.737	0.000	SC	2		0.123				1
	Within groups	0.001	35	0.000				1		0.092	0.091	0.076	0.158	
	Total	0.003	38				SH	2		0.118	0.104	0.088		0.111
SC	Between groups	0.011	3	0.004	14.025	0.000		1				0.045	1	
	Within groups	0.009	35	0.000										
	Total	0.020	38											
SH	Between groups	0.022	3	0.007	10.176	0.000								
	Within groups	0.026	35	0.001										
	Total	0.048	38											

* For $\alpha = 0.05$

Post-hoc tests (Tukey Honest Significant Difference) were applied for means comparison when differences were significant ($P \leq 0.05$). For all selected post-hoc procedures, homogeneous subsets are defined. The means for each level of the independent variable are listed in their corresponding homogenous subset. SH = shredders, FC = collector-filterers, GC = collector-gatherers, GS = grazers-scrappers, PR = predators

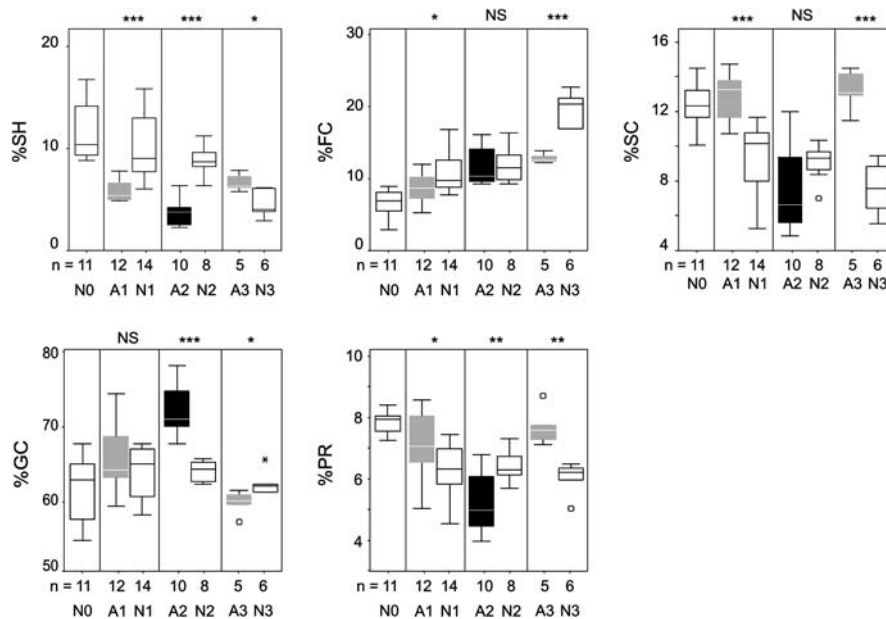


Fig. 4 Boxplots of FFG percentage distributions in the seven clusters derived from the SOM analysis, with comparison of pairs of A and N clusters (A1 and N1, A2 and N2, A3 and N3, see text and Fig. 3). n = number of SOM units (hexagons) per cluster. White boxes correspond to forested areas, grey boxes are for agricultural sites, and black boxes are for urban areas.

The top, mid- and bottom-line of each box-plot represent the 75th, 50th and 25th percentiles, respectively; the horizontal lines represent the 10th and 90th percentiles. NS: non-significant, * $P < 0.05$, ** $P < 0.001$, *** $P < 0.0001$. SH = shredders, FC = collector-filterers, GC = collector-gatherers, GS = grazers-scrappers, PR = predators

suggest that the local response of FFGs to more specific sub-categories of land-cover should be further investigated. For instance, Dolédec et al. (2006) recently analysed the effects of agricultural development (ungrazed to extensively grazed pasture, cattle farming) on the species traits of invertebrates from a grassland stream, and observed that species traits helped to differentiate the consequences of land-cover intensification in stream communities.

In undisturbed rivers, all FFGs are present irrespective of the river section studied and its geographical region (Bij de Vaate and Pavluk 2004). This scheme concurs with our own results. Therefore, on a local scale (a stream section), using upstream reference sites in a river system and then comparing spatial and/or temporal patterns of FFG abundances and/or proportions under natural and disturbed conditions remains of value to assess ecosystem degradation (Merritt et al. 2002). Relevant tools based on functional classifications of macroinvertebrates were already designed to this end—for instance, the Index of Trophic Completeness (Pavluk et al. 2000), a quality score based on the presence of 12 trophic guilds (defined by the diet, the feeding behaviour, and

the food size) in benthic invertebrate communities. However, at the river to stream system scale, most European freshwaters are impacted by human activities, which lead to losses of taxa and/or discontinuities in the distribution of the fauna. Specifically, the Serial Discontinuity Concept (Ward and Stanford 1983) described well the modifications in abiotic and/or biotic parameters due to disturbance in an affected river section. The discontinuity can be “negative” (modifications towards upstream conditions) or “positive” (modifications towards downstream conditions). Landscape alterations influence successional schemes (this study), and therefore functional processes in river ecosystems (Ward 1998). Since the challenge of recent applied research is to assess models having the broadest capability of predicting spatial patterns of community organization (see the European Water Framework Directive, detailed in Sachon and Wasson 2002), this situation raises concerns about the possibility to develop reference schemes based on the functional structure of macroinvertebrate communities on a broad scale, because there is little chance to find a river which fits the River Continuum Concept along its whole course. If

stream management is needed to maintain or restore freshwater biodiversity, our study supports the idea that action plans should be designed at a landscape scale (Ward 1998). Therefore, to be effective, management efforts should be based on explicit spatial distribution schemes. In light of development along riparian zones, our ability to detect responses of FFGs to landscape alterations at regional scales exemplifies a cost-effective technique for assessing river health based on ecological indicator groups.

Acknowledgements We wish to thank Dr. D. Anderson and three anonymous Reviewers for their constructive comments on an earlier version of this paper.

References

- A.F.N.O.R. (1992) Essais des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (I.B.G.N.) Norme française T 90–350:1–8
- Allan JD (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land-use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst* 35:257–284
- Bailey RC, Norris RH, Reynoldson TB (2003) Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach. Kluwer Academic Publishers, New York, USA
- Basnyat P, Teeter LD, Flynn KM, Lockaby BG (1999) Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. *Environ Manage* 23:539–549
- Bij de Vaate A, Pavluk TI (2004) Practicability of the Index of Trophic Completeness for running waters. *Hydrobiologia* 519:49–60
- Blasius BJ, Merritt RW (2002) Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environ Pollut* 120:219–231
- Blayo F, Demartines P (1991) Data analysis: how to compare Kohonen neural networks to other techniques?. In: Prieto A (ed) *Artificial neural networks*. International Workshop IWANN '91. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp 469–476
- Cérèghino R, Park YS, Compin A, Lek S (2003) Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *J N Am Benthol Soc* 22:442–456
- Cruickshank MM, Tomlison RW (1996) Application of CO-RINE land cover methodology to the UK. Some issues raised from Northern Ireland. *Global Ecol Biogeogr* 4/5:235–248
- Cummins KW (1974) Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* 24:631–641
- Cummins KW, Klug MJ (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu Rev Ecol Syst* 10:147–172
- Davies PE, Cook LSJ, McIntosh PD, Munks SA (2005) Changes in stream biota along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Ben Nevis, Tasmania Forest. *Ecol Manage* 219:132–148
- Delong MD, Brusven MA (1998) Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environ Manage* 22:445–457
- Dolédec S, Phillips N, Scarsbrook M, Riley RH, Townsend CR (2006) Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J N Am Benthol Soc* 25:44–60
- Elliott SR, Naiman RJ, Bisson PA (2004) Riparian influences on the biophysical characteristics of seston in headwater streams. *Northwest Sci* 78:150–157
- Gevrey M, Dimopoulos L, Lek S (2003) Review and comparison of methods to study the contribution of variables in artificial neural network models. *Ecol Model* 160:249–264
- Giraudel JL, Lek S (2001) A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. *Ecol Model* 146(1–3):329–339
- Hawkins CP, Norris RH, Gerritsen J, Hughes RM, Jackson SK, Johnson RK, Stevenson RJ (2000) Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *J N Am Benthol Soc* 19:541–556
- Hynes HBN (1975) The stream and its valley. *Verh Int Ver Theor Ang Limnol* 19:1–15
- Kohonen T (1982) Self-organized formation of topologically correct feature maps. *Biol Cyber* 43:59–69
- Kohonen T (2001) *Self-Organizing Maps*, 3rd edn. Springer-Verlag, Berlin, Germany
- Larranaga A, Larranaga S, Basaguren A, Elosegi A, Pozo J (2006) Assessing impact of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate communities by a litter exclusion experiment. *Ann Limnol-Int J Lim* 42:1–8
- Lecerf A, Dobson M, Dang CK, Chauvet E (2005) Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia* 146:432–442
- Lek S, Guégan JF (2000). *Artificial Neuronal Networks: application to ecology and evolution*. Springer-Verlag, Berlin, Germany
- Levine ER, Kimes DS, Sigillito VG (1996) Classifying soil structure using neural networks. *Ecol Model* 92:101–108
- Maridet L, Wasson JG, Philippe M, Amoros C, Naiman RJ (1998) Trophic structure of three streams with contrasting riparian vegetation and geomorphology. *Arch Hydrobiol* 144:61–85
- Merritt RW, Cummins KW (1996) *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3rd edn. Kendall/Hunt, Dubuque, USA
- Merritt RW, Cummins KW, Berg MB, Novak JA, Higgins MJ, Wessell KJ, Lessard JL (2002) Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remanant river oxbows in southwest Florida. *J N Am Benthol Soc* 21:290–310
- Moore AA, Palmer MA (2005) Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: Implications for conservation and management. *Ecol Appl* 15:1169–1177
- Oertli B (1993) Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). *Oecologia* 96:466–477

- Özesmi S, Özesmi U (1999) An artificial neural network approach to spatial habitat modelling with interspecific interaction. *Ecol Model* 116:15–31
- Park YS, Céréghino R, Compin A, Lek S (2003) Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecol Model* 160:265–280
- Pavluk TI, Bij de Vaate A, Leslie HA (2000) Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia* 427:135–141
- Raivio K (2006) Analysis of soft handover measurements in 3G network. In: Proceedings of the 9th ACM international Symposium on Modeling Analysis and Simulation of Wireless and Mobile Systems (Terromolinos, Spain, October 02–06, 2006), MSWiM '06. ACM Press, New York, pp 330–337
- Recknagel F, French M, Harkonen P, Yabunaka KI (1997) Artificial neural network approach for modelling and prediction of algal blooms. *Ecol Model* 96:11–28
- Rios SL, Bailey RC (2006) Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553:153–160
- Sachon G, Wasson JG (2002) La directive Eau de l'Union européenne. Conséquences pour la recherche. *Nat Sci Soc* 10:93–95
- Santoul F, Cayrou J, Mastrotrillo S, Céréghino R (2005) Spatial patterns of the biological traits of freshwater fish communities in S.W. France. *J Fish Biol* 66:301–314
- Sirola M, Lampi G, Parviainen J (2004) Using self-organizing map in a computerized decision support system. In: Pal NR, Kasabov N, Mudi RK, Pal S, Parui SK (eds) Neural information processing, 11th International Conference, I-COINP 2004, Calcutta, India, November 22–25, 2004. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp 136–141
- Slavik K, Peterson BJ, Deegan LA, Bowden WB, Hershey AE, Hobbie JE (2004) Long-term responses of the Kuparuk River ecosystem to phosphorus fertilization. *Ecology* 85:938–954
- Sliva L, Williams DD (2001) Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res* 35:3462–3472
- Southwood TRE (1977) Habitat, the templete for ecological strategies?. *J Anim Ecol* 46:337–365
- Sponseller RA, Benfield EF, Valett HM (2001) Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biol* 46:1409–1424
- Strayer DL, Beighley RE, Thompson LC, Brooks S, Nilsson C, Pinay G, Naiman RJ (2003) Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6:407–423
- Suren AM, McMurtrie S (2005) Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities. *River Res Appl* 21:439–453
- Townsend CR, Hildrew AG (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biol* 31:265–275
- Tuma A, Haasis HD, Rentz O (1996) A comparison of fuzzy expert systems, neural networks and neuro-fuzzy approaches controlling energy and material flows. *Ecol Model* 85:93–98
- Ultsch A, Siemon HP (1990) Kohonen's self organizing feature maps for exploratory data analysis. In: Proceeding of the INNC'90 International Neural Network Conference. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 305–308
- Van Sickle J, Hughes RM (2000) Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *J N Am Benthol Soc* 19:370–384
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The River Continuum Concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130–137
- Verneaux J, Galmiche P, Janier F, Monot A (1982) Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale. *Annu Sci Univ Franche Comté* 4:11–21
- Vesanto J, Hollmen J (2003) An automated report generation tool for the data understanding phase. In: Abraham A, Jain L (eds) Innovations in intelligent systems: design, management and applications, studies in fuzziness and soft computing, chapter 5. Springer-Verlag, Berlin, Germany
- Vesanto J, Himberg J, Alhoniemi E, Parhankangas J (1999) Self-organising map in Matlab: the SOM Toolbox. In: Proceedings of the Matlab Digital Signal Processing Conference. Espoo, Finland, pp 35–40
- Vesanto J, Himberg J, Alhoniemi E, Parhankangas J (2000) SOM Toolbox for Matlab 5. Technical Report A57, Neural Networks Research Centre, Helsinki University of Technology, Helsinki, Finland
- Vondracek B, Blann KL, Cox CB, Nerbonne JF, Mumford KF, Nerbonne BA, Sovell LA, Zimmerman JKH (2005) Land use, spatial scale, and stream systems: lessons from an agricultural region. *Environ Manage* 36:775–791
- Wallace JB, Webster JR (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu Rev Entomol* 41:115–139
- Walley WJ, Martin RW, O'Connor MA (2000) Self-organising maps for classification of river quality from biological and environmental data. In: Denzer R, Swayne DA, Purvis M, Schimak G (eds) Environmental software systems: environmental information and decision support. IFIP Conference Series. Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts, USA, pp 27–41
- Ward JV (1998) Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol Conserv* 83:269–278
- Ward JV, Stanford JA (1983) The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic systems. In: Fontaine TD, Bartell SM (eds) Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, Michigan, USA, pp 347–356
- Woodiwiss FS (1964) The biological system of stream classification used by the Trent river Board. *Chem Ind* 11:443–447
- Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (2000) Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK

XI ANNEXE 5 – Liste d'espèces

Liste des 1093 espèces inventoriées dans le réseau hydrographique Adour-Garonne à partir de la base de données du laboratoire sur les invertébrés benthiques. D'autres taxa figurent également dans la base de données mais nous ne présentons ici que ceux dont le niveau de résolution taxonomique est l'espèce.

TURBELARIA**Tricladida****Dendrocoelidae***Dendrocoelum**Dendrocoelum lacteum***Dugesiidae***Dugesia**Dugesia gonocephala**Dugesia lugubris**Dugesia polychroa**Dugesia tigrina***Planariidae***Crenobia**Crenobia alpina**Planaria**Planaria torva**Polycelis**Polycelis felina**Polycelis nigra**Polycelis tenuis***ANNELIDA****Hirudinea****Erpobdellidae***Dina**Dina lineata**Erpobdella**Erpobdella octoculata**Erpobdella testacea***Glossiphoniidae***Glossiphonia**Glossiphonia complanata**Glossiphonia heteroclita**Helobdella**Helobdella stagnalis**Hemiclepsis**Hemiclepsis marginata***Hirudidae***Haemopsis**Haemopsis sanguisuga***Piscicolidae***Piscicola**Piscicola geometra***Oligochaeta****Enchytraeidae***Buchholzia**Buchholzia fallax**Cernosvitoviella**Cernosvitoviella atrata**Cernosvitoviella estaragnensis**Cernosvitoviella immota**Cernosvitoviella tatrensis**Cognettia**Cognettia cognettii*

		<i>Cognettia glandulosa</i>
		<i>Cognettia sphagnetorum</i>
	<i>Enchytraeus</i>	<i>Enchytraeus buchholzi</i>
	<i>Fridericia</i>	<i>Fridericia bulboides</i>
		<i>Fridericia bulbosa</i>
		<i>Fridericia callosa</i>
		<i>Fridericia galba</i>
		<i>Fridericia magna</i>
		<i>Fridericia perrieri</i>
		<i>Fridericia pyrenaica</i>
		<i>Fridericia ratzeli</i>
	<i>Henlea</i>	<i>Henlea nasuta</i>
		<i>Henlea perpusilla</i>
	<i>Lumbricillus</i>	<i>Lumbricillus rivalis</i>
	<i>Marionina</i>	<i>Marionina argentea</i>
		<i>Marionina riparia</i>
	<i>Mesenchytraeus</i>	<i>Mesenchytraeus armatus</i>
	<i>Propappus</i>	<i>Propappus volki</i>
Haplotaxidae	<i>Haplotaxis</i>	<i>Haplotaxis gordioides</i>
Lumbricidae	<i>Dendrobaena</i>	<i>Dendrobaena rubida</i>
	<i>Eiseniella</i>	<i>Eiseniella tetraedra</i>
Lumbriculidae	<i>Bythonomus</i>	<i>Bythonomus lemani</i>
	<i>Lumbriculus</i>	<i>Lumbriculus variegatus</i>
	<i>Stylodrilus</i>	<i>Stylodrilus brachystylus</i>
		<i>Stylodrilus heringianus</i>
		<i>Stylodrilus lemani</i>
		<i>Stylodrilus parvus</i>
	<i>Trichodrilus</i>	<i>Trichodrilus allobrogum</i>
		<i>Trichodrilus macroporophorus</i>
		<i>Trichodrilus strandi</i>
Naididae	<i>Chaetogaster</i>	<i>Chaetogaster crystallinus</i>
		<i>Chaetogaster diaphanus</i>
		<i>Chaetogaster diastrophus</i>
		<i>Chaetogaster langi</i>
		<i>Chaetogaster limnaei</i>
		<i>Chaetogaster setosus</i>

<i>Dero</i>	<i>Dero digitata</i> <i>Dero furcatus</i> <i>Dero nivea</i> <i>Dero obtusa</i>
<i>Nais</i>	<i>Nais alpina</i> <i>Nais barbata</i> <i>Nais bretscheri</i> <i>Nais communis</i> <i>Nais elinguis</i> <i>Nais pardalis</i> <i>Nais pseudoptusa</i> <i>Nais simplex</i> <i>Nais variabilis</i>
<i>Ophidonais</i>	<i>Ophidonais serpentina</i>
<i>Pristina</i>	<i>Pristina aequiseta</i> <i>Pristina amphibiotica</i> <i>Pristina bilobata</i> <i>Pristina foreli</i> <i>Pristina idrensis</i> <i>Pristina longiseta</i> <i>Pristina menoni</i> <i>Pristina rosea</i>
<i>Ripistes</i>	<i>Ripistes parasita</i>
<i>Slavina</i>	<i>Slavina appendiculata</i>
<i>Specaria</i>	<i>Specaria josinae</i>
<i>Stylaria</i>	<i>Stylaria lacustris</i>
<i>Uncinais</i>	<i>Uncinais uncinata</i>
<i>Vejdovskyella</i>	<i>Vejdovskyella comata</i> <i>Vejdovskyella intermedia</i>
Tubificidae	
<i>Aulodrilus</i>	<i>Aulodrilus limnobius</i> <i>Aulodrilus pigueti</i> <i>Aulodrilus pluriseta</i>
<i>Bothrioneurum</i>	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>
<i>Branchiura</i>	<i>Branchiura sowerbyi</i>
<i>Haber</i>	<i>Haber pyrenaicus</i>
<i>Ilyodrilus</i>	<i>Ilyodrilus templetoni</i>
<i>Limnodrilus</i>	<i>Limnodrilus claparedeanus</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>

		<i>Limnodrilus profundicola</i>
		<i>Limnodrilus udekemianus</i>
	<i>Peloscolex</i>	<i>Peloscolex ferox</i>
		<i>Peloscolex velutinus</i>
	<i>Peristodrilus</i>	<i>Peristodrilus montanus</i>
	<i>Potamothrix</i>	<i>Potamothrix bavaricus</i>
		<i>Potamothrix bedoti</i>
		<i>Potamothrix hammoniensis</i>
		<i>Potamothrix heuscheri</i>
		<i>Potamothrix moldaviensis</i>
	<i>Psammoryctides</i>	<i>Psammoryctides barbatus</i>
	<i>Rhyacodrilus</i>	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>
		<i>Rhyacodrilus falciformis</i>
	<i>Spirosperma</i>	<i>Spirosperma ferox</i>
		<i>Spirosperma velutinus</i>
	<i>Tubifex</i>	<i>Tubifex ignotus</i>
		<i>Tubifex tubifex</i>
	MOLLUSCA	
Bivalvia	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>
		<i>Corbicula fluminea</i>
	Dreissenidae	<i>Dreissena</i>
		<i>Dreissena polymorpha</i>
	Margaritiferidae	<i>Margaritifera</i>
		<i>Margaritifera margaritifera</i>
	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>
		<i>Pisidium casertanum</i>
		<i>Pisidium personatum</i>
		<i>Pisidium subtruncatum</i>
	Unionidae	<i>Anodonta</i>
		<i>Anodonta cyanea</i>
		<i>Unio pictorum</i>
Gastropoda	Acroloxidae	<i>Acroloxus</i>
		<i>Acroloxus lacustris</i>
	Ancylidae	<i>Ancylus</i>
		<i>Ancylus fluviatilis</i>
		<i>Ferrissia</i>

		<i>Ferrissia wautieri</i>
Bithyniidae	<i>Bithynia</i>	
		<i>Bithynia tentaculata</i>
Bythinellidae	<i>Bythinella</i>	
		<i>Bythinella abbreviata</i>
		<i>Bythinella reyniesii</i>
		<i>Bythinella veridis</i>
Hydrobiidae	<i>Anacaena</i>	
		<i>Anacaena globulus</i>
	<i>Laccobius</i>	
		<i>Laccobius minutus</i>
	<i>Potamopyrgus</i>	
		<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>
Lymnaeidae	<i>Galba</i>	
		<i>Galba troncatula</i>
	<i>Lymnaea</i>	
		<i>Lymnaea glabra</i>
		<i>Lymnaea peregra</i>
	<i>Radix</i>	
		<i>Radix auricularia</i>
		<i>Radix peregra</i>
Neritidae	<i>Theodoxus</i>	
		<i>Theodoxus fluviatilis</i>
Orientaliidae	<i>Belgrandia</i>	
		<i>Belgrandia gibba</i>
Physidae	<i>Physa</i>	
		<i>Physa acuta</i>
Planorbidae	<i>Menetus</i>	
		<i>Menetus dilatatus</i>
	ARACHNIDA	
Hydracarina		
Anisitsiellidae	<i>Bandakia</i>	
		<i>Bandakia concreta</i>
Arrenuridae	<i>Arrenurus</i>	
		<i>Arrenurus crassicaudatus</i>
		<i>Arrenurus zachariae</i>
Aturidae	<i>Aturus</i>	
		<i>Aturus brachypus</i>
		<i>Aturus crinitus</i>
		<i>Aturus elongatus</i>
		<i>Aturus gallicus</i>
		<i>Aturus intermedius</i>

		<i>Aturus scaber</i>
		<i>Aturus spatulifer</i>
		<i>Aturus villosus</i>
	<i>Axonopsis</i>	<i>Axonopsis romijni</i>
	<i>Frontipodopsis</i>	<i>Frontipodopsis reticulatifrons</i>
	<i>Kongsbergia</i>	<i>Kongsbergia materna</i>
	<i>Ljania</i>	<i>Ljania bipapillata</i>
	<i>Woolastookia</i>	<i>Woolastookia rotundifrons</i>
Eylaidae	<i>Eylais</i>	<i>Eylais hamata</i>
Feltriidae	<i>Feltria</i>	<i>Feltria armata</i>
		<i>Feltria bispinosa</i>
		<i>Feltria cornuta</i>
		<i>Feltria minuta</i>
		<i>Feltria quadrispinosa</i>
		<i>Feltria rubra</i>
	<i>Forelia</i>	<i>Forelia variegator</i>
Hydrovolziidae	<i>Hydrovolzia</i>	<i>Hydrovolzia cancellata</i>
		<i>Hydrovolzia placophora</i>
Hydryphantidae	<i>Panisopsis</i>	<i>Panisopsis curvifrons</i>
		<i>Panisopsis thori</i>
	<i>Panisuus</i>	<i>Panisuus michaeli</i>
		<i>Panisuus torrenticolus</i>
	<i>Partnunia</i>	<i>Partnunia steinmanni</i>
	<i>Protzia</i>	<i>Protzia eximia</i>
		<i>Protzia invalvaris</i>
		<i>Protzia rotunda</i>
		<i>Protzia squamosa</i>
	<i>Thyopsis</i>	<i>Thyopsis cancellata</i>
	<i>Wandesia</i>	<i>Wandesia thori</i>
Hygrobatidae	<i>Atractides</i>	<i>Atractides fluviatilis</i>
		<i>Atractides fonticolus</i>
		<i>Atractides gibberipalpis</i>
		<i>Atractides latipalpis</i>
		<i>Atractides loricatus</i>

		<i>Atractides nodipalpis</i>
		<i>Atractides octoporus</i>
		<i>Atractides ovalis</i>
		<i>Atractides spinipes</i>
		<i>Atractides subasper</i>
		<i>Atractides tener</i>
		<i>Atractides vaginalis</i>
	<i>Hygrobates</i>	
		<i>Hygrobates calliger</i>
		<i>Hygrobates calliger</i>
		<i>Hygrobates fluviatilis</i>
		<i>Hygrobates nigromaculatus</i>
Lebertiidae		
	<i>Lebertia</i>	
		<i>Lebertia fimbriata</i>
		<i>Lebertia glabra</i>
		<i>Lebertia insignis</i>
		<i>Lebertia maglioi</i>
		<i>Lebertia porosa</i>
		<i>Lebertia sefvei</i>
		<i>Lebertia stigmatifera</i>
Limnesiidae		
	<i>Limnesia</i>	
		<i>Limnesia koenikei</i>
Limnohalacaridae		
	<i>Lobohalacarus</i>	
		<i>Lobohalacarus weberi</i>
	<i>Soldanellonyx</i>	
		<i>Soldanellonyx chappuisi</i>
Mideopsidae		
	<i>Mideopsis</i>	
		<i>Mideopsis orbicularis</i>
Oxidae		
	<i>Frontipoda</i>	
		<i>Frontipoda musculus</i>
	<i>Oxus</i>	
		<i>Oxus longisetus</i>
Pionidae		
	<i>Nautarachna</i>	
		<i>Nautarachna crassa</i>
Sperchonidae		
	<i>Sperchon</i>	
		<i>Sperchon brevirostris</i>
		<i>Sperchon clupeifer</i>
		<i>Sperchon denticulatus</i>
		<i>Sperchon glandulosus</i>
		<i>Sperchon hibernicus</i>
		<i>Sperchon hispidus</i>
		<i>Sperchon longirostris</i>
		<i>Sperchon plumifer</i>
		<i>Sperchon resupinus</i>
		<i>Sperchon setiger</i>
		<i>Sperchon squamosus</i>
	<i>Sperchonopsis</i>	
		<i>Sperchonopsis verrucosa</i>

Torrenticolidae*Pseudotorrenticola**Pseudotorrenticola rhynchota**Torrenticola**Torrenticola amplexa**Torrenticola andrei**Torrenticola anomala**Torrenticola brevirostris**Torrenticola fagei**Torrenticola madritensis**Torrenticola similis**Torrenticola stadleri***Unionicolidae***Neumania**Neumania callosa***CRUSTACEA****Amphipoda****Gammaridae***Echinogammarus**Echinogammarus berilloni**Eulimnogammarus**Eulimnogammarus anisocheirus**Gammarus**Gammarus fossarum**Gammarus orinos**Gammarus pulex***Isopoda****Asellidae***Asellus**Asellus aquaticus***Decapoda****Atyidae***Atyaephira**Atyaephira desmarestii***Astacidae***Austropotamobius**Austropotamobius pallipes***Cambaridae***Procambarus**Procambarus clarkii***INSECTA****Diptera**

Brachycera

Athericidae*Atherix**Atherix ibis**Atherix marginata**Atrichops**Atrichops crassipes**Ibisia**Ibisia marginata**Ibisia vaillanti*

	Dolichopodidae	<i>Campsicnemus</i>	
			<i>Campsicnemus umbripennis</i>
	Empididae		
	Clinocerinae	<i>Bergestammia</i>	<i>Bergestammia pyrenaica</i>
		<i>Clinocera</i>	<i>Clinocera pyrenaica</i> <i>Clinocera schremmeri</i> <i>Clinocera stagnalis</i> <i>Clinocera subplectrum</i> <i>Clinocera wesmaeli</i> <i>Clinocera zwicki</i>
		<i>Dolichocephala</i>	<i>Dolichocephala guttata</i> <i>Dolichocephala ocellata</i>
		<i>Wiedemannia</i>	<i>Wiedemannia aerea</i> <i>Wiedemannia angelieri</i> <i>Wiedemannia beckeri</i> <i>Wiedemannia berthelemyi</i> <i>Wiedemannia bistigma</i> <i>Wiedemannia bohemani</i> <i>Wiedemannia digitata</i> <i>Wiedemannia escheri</i> <i>Wiedemannia fallaciosa</i> <i>Wiedemannia hygrobia</i> <i>Wiedemannia lavandieri</i> <i>Wiedemannia mirousi</i> <i>Wiedemannia oredonensis</i> <i>Wiedemannia phantasma</i> <i>Wiedemannia wachtli</i>
	Hemerodromiinae	<i>Chelifera</i>	<i>Chelifera concinnicauda</i> <i>Chelifera diversicauda</i> <i>Chelifera obscura</i> <i>Chelifera precatoria</i> <i>Chelifera pyrenaica</i> <i>Chelifera stigmatica</i> <i>Chelifera trapezina occidentalis</i>
		<i>Hemerodromia</i>	<i>Hemerodromia baetica</i> <i>Hemerodromia gagneuri</i> <i>Hemerodromia oratoria</i> <i>Hemerodromia unilineata</i>
	Rhagionidae	<i>Chrysopilus</i>	<i>Chrysopilus erythropthalmus</i> <i>Chrysopilus torrentium</i>
Nematocera	Blephariceridae	<i>Blepharicera</i>	<i>Blepharicera faciata</i>

	<i>Liponeura</i>	<i>Liponeura brevirostris</i> <i>Liponeura cinerascens</i> <i>Liponeura cordata</i> <i>Liponeura decampi</i> <i>Liponeura decipiens</i> <i>Liponeura gelaiana</i>
Chironomidae		
Buchonomyinae	<i>Buchonomyia</i>	<i>Buchonomyia thienemanni</i>
Chironominae		
Chironomini	<i>Chironomus</i>	<i>Chironomus annularius</i> <i>Chironomus bernensis</i> <i>Chironomus cingulatus</i> <i>Chironomus dorsalis</i> <i>Chironomus luridus</i> <i>Chironomus obtusidens</i> <i>Chironomus plumosus</i> <i>Chironomus riparius</i>
	<i>Cladopelma</i>	<i>Cladopelma edwardsi</i> <i>Cladopelma viriscens</i>
	<i>Cryptochironomus</i>	<i>Cryptochironomus denticulatus</i> <i>Cryptochironomus rostratus</i> <i>Cryptochironomus supplicans</i>
	<i>Cryptotendipes</i>	<i>Cryptotendipes anomalus</i> <i>Cryptotendipes nigronitens</i> <i>Cryptotendipes usmaensis</i>
	<i>Demicryptochironomus</i>	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>
	<i>Dicotendipes</i>	<i>Dicotendipes nervosus</i> <i>Dicotendipes notatus</i>
	<i>Endochironomus</i>	<i>Endochironomus albipennis</i> <i>Endochironomus tendens</i>
	<i>Glyptotendipes</i>	<i>Glyptotendipes foliicola</i> <i>Glyptotendipes pallens</i> <i>Glyptotendipes paripes</i>
	<i>Harnischia</i>	<i>Harnischia curtilamellata</i> <i>Harnischia fuscimanus</i>
	<i>Kiefferulus</i>	<i>Kiefferulus tendipediformis</i>
	<i>Lenzia</i>	<i>Lenzia flavipes</i>
	<i>Limnochironomus</i>	<i>Limnochironomus nervosus</i>
	<i>Microchironomus</i>	

	<i>Microchironomus tener</i>
<i>Microtendipes</i>	<i>Microtendipes britteni</i> <i>Microtendipes chloris</i> <i>Microtendipes confinis</i> <i>Microtendipes rydalensis</i>
<i>Parachironomus</i>	<i>Parachironomus arcuatus</i> <i>Parachironomus frequens</i>
<i>Paracladopelma</i>	<i>Paracladopelma camptolabis</i> <i>Paracladopelma laminata</i> <i>Paracladopelma mikiana</i>
<i>Paralauterborniella</i>	<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>
<i>Paratendipes</i>	<i>Paratendipes albimanus</i> <i>Paratendipes nudisquama</i>
<i>Pentapedilum</i>	<i>Pentapedilum nubens</i> <i>Pentapedilum sordens</i> <i>Pentapedilum tritum</i>
<i>Phaenopsectra</i>	<i>Phaenopsectra albiventris</i> <i>Phaenopsectra flavipes</i>
<i>Polypedilum</i>	<i>Polypedilum acutum</i> <i>Polypedilum aegyptium</i> <i>Polypedilum albicorne</i> <i>Polypedilum apfelbecki</i> <i>Polypedilum bicrenatum</i> <i>Polypedilum convictum</i> <i>Polypedilum cultellatum</i> <i>Polypedilum laetum</i> <i>Polypedilum montium</i> <i>Polypedilum nubeculosum</i> <i>Polypedilum nubens</i> <i>Polypedilum pedestre</i> <i>Polypedilum pullum</i> <i>Polypedilum quadriguttatum</i> <i>Polypedilum rydalense</i>
<i>Stenochironomus</i>	<i>Stenochironomus fascipennis</i> <i>Stenochironomus gibbus</i>
<i>Stictochironomus</i>	<i>Stictochironomus histrio</i> <i>Stictochironomus maculipennis</i> <i>Stictochironomus pictulus</i>
<i>Xenochironomus</i>	<i>Xenochironomus xenilabis</i>
Tanytarsinii	
<i>Cladotanytarsus</i>	<i>Cladotanytarsus mancus</i> <i>Cladotanytarsus pallidus</i> <i>Cladotanytarsus vanderwulpi</i>

<i>Krenopsectra</i>	<i>Krenopsectra fallax</i>
<i>Lauterbornia</i>	<i>Lauterbornia coracina</i>
<i>Lithotanytarsus</i>	<i>Lithotanytarsus emarginatus</i>
<i>Micropsectra</i>	<i>Micropsectra atrofasciata</i>
	<i>Micropsectra bidentata</i>
	<i>Micropsectra globulifera</i>
	<i>Micropsectra junci</i>
	<i>Micropsectra lindrothi</i>
	<i>Micropsectra notescens</i>
	<i>Micropsectra pharetophora</i>
	<i>Micropsectra ristatata</i>
<i>Neozavrelia</i>	<i>Neozavrelia fuldensis</i>
<i>Paratanytarsus</i>	<i>Paratanytarsus bituberculatus</i>
	<i>Paratanytarsus confusus</i>
	<i>Paratanytarsus dissimilis</i>
	<i>Paratanytarsus grimmii</i>
	<i>Paratanytarsus inopertus</i>
	<i>Paratanytarsus lauterboni</i>
	<i>Paratanytarsus tenellulus</i>
	<i>Paratanytarsus tenuis</i>
<i>Rheotanytarsus</i>	<i>Rheotanytarsus curtistylus</i>
	<i>Rheotanytarsus distinctissimus</i>
	<i>Rheotanytarsus muscicola</i>
	<i>Rheotanytarsus nigricauda</i>
	<i>Rheotanytarsus pentapoda</i>
	<i>Rheotanytarsus photophilus</i>
	<i>Rheotanytarsus reissi</i>
	<i>Rheotanytarsus rhenanus</i>
	<i>Rheotanytarsus ringei</i>
<i>Stempellina</i>	<i>Stempellina almi</i>
	<i>Stempellina bausei</i>
	<i>Stempellina brevis</i>
	<i>Stempellina minor</i>
	<i>Stempellina subglabripennis</i>
<i>Stempellinella</i>	<i>phyllostromia melanocephala</i>
<i>Tanytarsus</i>	<i>Tanytarsus arduennensis</i>
	<i>Tanytarsus brundini</i>
	<i>Tanytarsus curticornis</i>
	<i>Tanytarsus ejuncidus</i>
	<i>Tanytarsus eminulus</i>
	<i>Tanytarsus gibbosiceps</i>
	<i>Tanytarsus gracilentus</i>
	<i>Tanytarsus heusdensis</i>
	<i>Tanytarsus lestagei</i>
	<i>Tanytarsus medius</i>

	<i>Tanytarsus pallidicornis</i>
	<i>Tanytarsus Pe 5a</i>
	<i>Tanytarsus sinuatus</i>
	<i>Tanytarsus usmaensis</i>
<i>Virgatanytarsus</i>	
	<i>Virgatanytarsus arduennensis</i>
	<i>Virgatanytarsus arduennensis</i>
	<i>Virgatanytarsus triangularis</i>
Corynoneurinae	
<i>Corynoneura</i>	
	<i>Corynoneura celtica</i>
	<i>Corynoneura coronata</i>
	<i>Corynoneura edwardsi</i>
	<i>Corynoneura gratias</i>
	<i>Corynoneura lacustris</i>
	<i>Corynoneura lobata</i>
	<i>Corynoneura scutellata</i>
Diamesinae	
<i>Boreoheptagyia</i>	
	<i>Boreoheptagyia legeri</i>
<i>Diamesa</i>	
	<i>Diamesa aberrata</i>
	<i>Diamesa bertrami</i>
	<i>Diamesa cinerella</i>
	<i>Diamesa hamaticornis</i>
	<i>Diamesa incallida</i>
	<i>Diamesa laticauda</i>
	<i>Diamesa latitarsis</i>
	<i>Diamesa thienemanni</i>
	<i>Diamesa thomasi</i>
	<i>Diamesa tonsa</i>
	<i>Diamesa vaillanti</i>
	<i>Diamesa wuelkeri</i>
	<i>Diamesa zernyi</i>
<i>Monodiamesa</i>	
	<i>Monodiamesa ekmani</i>
<i>Odontomesa</i>	
	<i>Odontomesa fulva</i>
<i>Potthastia</i>	
	<i>Potthastia gaedii</i>
	<i>Potthastia longimanus</i>
	<i>Potthastia montium</i>
<i>Prodiamesa</i>	
	<i>Prodiamesa olivacea</i>
<i>Pseudodiamesa</i>	
	<i>Pseudodiamesa branickii</i>
<i>Pseudokiefferiella</i>	
	<i>Pseudokiefferiella parva</i>
Orthoclaadiinae	
<i>Acricotopus</i>	
	<i>Acricotopus lucens</i>
<i>Brillia</i>	
	<i>Brillia longifurca</i>
	<i>Brillia modesta</i>
<i>Bryophaenocladus</i>	

	<i>Bryophaenocladus flexidens</i>
	<i>Bryophaenocladus muscicola</i>
	<i>Bryophaenocladus subvernalis</i>
<i>Camptocladus</i>	<i>Camptocladus stercorarius</i>
<i>Cardiocladus</i>	<i>Cardiocladus capucinus</i>
	<i>Cardiocladus fuscus</i>
<i>Chaetocladus</i>	<i>Chaetocladus dissipatus</i>
	<i>Chaetocladus gracilis</i>
	<i>Chaetocladus laminatus</i>
	<i>Chaetocladus melaleucus</i>
	<i>Chaetocladus perennis</i>
	<i>Chaetocladus suecicus</i>
<i>Cricotopus</i>	<i>Cricotopus albiforceps</i>
	<i>Cricotopus annulator</i>
	<i>Cricotopus bicinctus</i>
	<i>Cricotopus brevipalpis</i>
	<i>Cricotopus curtus</i>
	<i>Cricotopus festivellus</i>
	<i>Cricotopus flavocinctus</i>
	<i>Cricotopus fuscus</i>
	<i>Cricotopus laricomalis</i>
	<i>Cricotopus lygropis</i>
	<i>Cricotopus pilitarsis</i>
	<i>Cricotopus pulchripes</i>
	<i>Cricotopus similis</i>
	<i>Cricotopus speciosus</i>
	<i>Cricotopus sylvestris</i>
	<i>Cricotopus tibialis</i>
	<i>Cricotopus tremulus</i>
	<i>Cricotopus triannulatus</i>
	<i>Cricotopus tricinctus</i>
	<i>Cricotopus trifascia</i>
	<i>Cricotopus trifasciatus</i>
	<i>Cricotopus vierriensis</i>
<i>Diplocladius</i>	<i>Diplocladius cultriger</i>
<i>Dratnalia</i>	<i>Dratnalia potamophylaxi</i>
<i>Eudactylocladius</i>	<i>Eudactylocladius mixtus</i>
	<i>Eudactylocladius obtexens</i>
<i>Eukiefferiella</i>	<i>Eukiefferiella ancyla</i>
	<i>Eukiefferiella bavarica</i>
	<i>Eukiefferiella brevicar</i>
	<i>Eukiefferiella calvescens</i>
	<i>Eukiefferiella clarripennis</i>
	<i>Eukiefferiella clypeata</i>
	<i>Eukiefferiella coerulescens</i>
	<i>Eukiefferiella cyanea</i>
	<i>Eukiefferiella devonica</i>

	<i>Eukiefferiella discoloripes</i>
	<i>Eukiefferiella dittmari</i>
	<i>Eukiefferiella fittkaui</i>
	<i>Eukiefferiella fuldensis</i>
	<i>Eukiefferiella gracei</i>
	<i>Eukiefferiella ilkleyensis</i>
	<i>Eukiefferiella lobifera</i>
	<i>Eukiefferiella minor</i>
	<i>Eukiefferiella potthasti</i>
	<i>Eukiefferiella pseudomontana</i>
	<i>Eukiefferiella similis</i>
	<i>Eukiefferiella tirolensis</i>
	<i>Eukiefferiella verralii</i>
<i>Eurycnemus</i>	<i>Eurycnemus crassipes</i>
<i>Gymnometriocnemus</i>	<i>Gymnometriocnemus brumalis</i>
<i>Heleniella</i>	<i>Heleniella ornaticolis</i>
<i>Heterotanytarsus</i>	<i>Heterotanytarsus apicalis</i>
<i>Heterotrissocladius</i>	<i>Heterotrissocladius marcidus</i>
<i>Krenosmittia</i>	<i>Krenosmittia boreoalpina</i>
	<i>Krenosmittia campophleps</i>
<i>Limnophyes</i>	<i>Limnophyes difficilis</i>
	<i>Limnophyes gurgicola</i>
	<i>Limnophyes jemtlandicus</i>
	<i>Limnophyes minimus</i>
	<i>Limnophyes prolongatus</i>
	<i>Limnophyes pusillus</i>
	<i>Limnophyes truncorum</i>
<i>Metriocnemus</i>	<i>Metriocnemus fuscipes</i>
	<i>Metriocnemus gracei</i>
	<i>Metriocnemus hygropetricus</i>
	<i>Metriocnemus obscuripes</i>
	<i>Metriocnemus PeI Langton</i>
	<i>Metriocnemus terrester</i>
	<i>Metriocnemus tristellus</i>
	<i>Metriocnemus ursinus</i>
<i>Microcricotopus</i>	<i>Microcricotopus bicolor</i>
	<i>Microcricotopus parvulus</i>
	<i>Microcricotopus rectinervis</i>
<i>Nanocladius</i>	<i>Nanocladius balticus</i>
	<i>Nanocladius bicolor</i>
	<i>Nanocladius parvulus</i>
	<i>Nanocladius rectinervis</i>
<i>Orthocladius</i>	<i>Orthocladius ashei</i>
	<i>Orthocladius decoratus</i>

	<i>Orthocladus excavatus</i>
	<i>Orthocladus frigidus</i>
	<i>Orthocladus fuscimanus</i>
	<i>Orthocladus glabripennis</i>
	<i>Orthocladus luteipes</i>
	<i>Orthocladus oblidens</i>
	<i>Orthocladus obtexens</i>
	<i>Orthocladus obtexens</i>
	<i>Orthocladus pedestris</i>
	<i>Orthocladus propinquus</i>
	<i>Orthocladus rivicola</i>
	<i>Orthocladus rivicola</i>
	<i>Orthocladus rivinus</i> K.
	<i>Orthocladus rivulorum</i>
	<i>Orthocladus rivulorum</i>
	<i>Orthocladus rubicundus</i>
	<i>Orthocladus saxicola</i>
	<i>Orthocladus saxosus</i>
	<i>Orthocladus smolandicus</i>
	<i>Orthocladus thienemanni</i>
	<i>Orthocladus thienemanni</i>
	<i>Orthocladus tuberculatus</i>
	<i>Orthocladus vaillanti</i>
<i>Paracladius</i>	
	<i>Paracladius conversus</i>
<i>Paracricotopus</i>	
	<i>Paracricotopus niger</i>
	<i>Paracricotopus skirwithensis</i>
<i>Parakiefferiella</i>	
	<i>Parakiefferiella bathophila</i>
	<i>Parakiefferiella coronata</i>
	<i>Parakiefferiella fennica</i>
	<i>Parakiefferiella smolandica</i>
<i>Parametriocnemus</i>	
	<i>Parametriocnemus boreoalpinus</i>
	<i>Parametriocnemus stylatus</i>
<i>Paraphaenocladus</i>	
	<i>Paraphaenocladus impensus</i>
	<i>Paraphaenocladus penerasus</i>
<i>Paratrichocladus</i>	
	<i>Paratrichocladus rufiventris</i>
	<i>Paratrichocladus skirwitensis</i>
<i>Paratrissocladius</i>	
	<i>Paratrissocladius excerptus</i>
<i>Parorthocladus</i>	
	<i>Parorthocladus nudipennis</i>
<i>Psectrocladius</i>	
	<i>Psectrocladius calcaratus</i>
	<i>Psectrocladius limbatellus</i>
	<i>Psectrocladius sordidellus</i>
<i>Pseudorthocladus</i>	
	<i>Pseudorthocladus curtistylus</i>
<i>Pseudosmittia</i>	
	<i>Pseudosmittia recta</i>
	<i>Pseudosmittia trilobata</i>

<i>Rheocricotopus</i>	<i>Rheocricotopus atripes</i> <i>Rheocricotopus chalybeatus</i> <i>Rheocricotopus effusus</i> <i>Rheocricotopus foveatus</i> <i>Rheocricotopus fuscipes</i> <i>Rheocricotopus glabricollis</i> <i>Rheocricotopus gouini</i>
<i>Rheosmittia</i>	<i>Rheosmittia spinicornis</i>
<i>Smittia</i>	<i>Smittia aterrima</i> <i>Smittia nudipennis</i> <i>Smittia pratorum</i> <i>Smittia superata</i>
<i>Symbiocladius</i>	<i>Symbiocladius rhithrogenae</i>
<i>Synorthocladius</i>	<i>Synorthocladius semivirens</i>
<i>Thienemannia</i>	<i>Thienemannia gracilis</i>
<i>Thienemanniella</i>	<i>Thienemanniella acuticornis</i> <i>Thienemanniella clavicornis</i> <i>Thienemanniella majuscula</i> <i>Thienemanniella morosa</i> <i>Thienemanniella obscura</i> <i>Thienemanniella vittata</i>
<i>Trissocladius</i>	<i>Trissocladius fluviatilis</i>
<i>Tvetenia</i>	<i>Tvetenia bavarica</i> <i>Tvetenia calvescens</i> <i>Tvetenia discoloripes</i> <i>Tvetenia veralli</i>
Tanypodinae	
<i>Ablabesmyia</i>	<i>Ablabesmyia longistyla</i> <i>Ablabesmyia monilis</i>
<i>Clinotanypus</i>	<i>Clinotanypus nervosus</i>
<i>Conchapelopia</i>	<i>Conchapelopia melanops</i> <i>Conchapelopia pallidula</i>
<i>Hayesomyia</i>	<i>Hayesomyia tripunctata</i>
<i>Krenopelopia</i>	<i>Krenopelopia binotata</i>
<i>Macropelopia</i>	<i>Macropelopia nebulosa</i> <i>Macropelopia notata</i>
<i>Natarsia</i>	<i>Natarsia punctata</i>
<i>Nilotanypus</i>	<i>Nilotanypus dubius</i>

	<i>Paramerina</i>	<i>Paramerina divisa</i> <i>Paramerina cingulata</i>
	<i>Pentaneurella</i>	<i>Pentaneurella katterjokki</i>
	<i>Procladius</i>	<i>Procladius choreus</i>
	<i>Psectrotanypus</i>	<i>Psectrotanypus varius</i>
	<i>Rheopelopia</i>	<i>Rheopelopia ornata</i>
	<i>Tanypus</i>	<i>Tanypus punctipennis</i>
	<i>Telopelopia</i>	<i>Telopelopia fascigera</i>
	<i>Thienemannimyia</i>	<i>Thienemannimyia carnea</i> <i>Thienemannimyia geijskesi</i> <i>Thienemannimyia laeta</i> <i>Thienemannimyia lentiginosa</i> <i>Thienemannimyia northumbrica</i> <i>Thienemannimyia vitellina</i>
	<i>Trissopelopia</i>	<i>Trissopelopia longimanus</i>
	<i>Zavrelimyia</i>	<i>Zavrelimyia barbatipes</i>
	Telmatogetoninae	
	<i>Pogonocladus</i>	<i>Pogonocladus consorbinus</i>
Dixidae	<i>Dixa</i>	<i>Dixa dilatata</i> <i>Dixa maculata</i> <i>Dixa nebulosa</i> <i>Dixa nubilipennis</i> <i>Dixa puberula</i> <i>Dixa submaculata</i>
Simuliidae	<i>Obuchovia</i>	<i>Obuchovia auricoma</i>
	<i>Prosimulium</i>	<i>Prosimulium hirtipes</i> <i>Prosimulium latimicro</i> <i>Prosimulium rufipes</i> <i>Prosimulium tomosvaryi</i>
	<i>Simulium</i>	<i>Simulium angustitarse</i> <i>Simulium argenteostriatum</i> <i>Simulium argyreatum</i> <i>Simulium aureum</i> <i>Simulium auricoma</i> <i>Simulium bertrandi</i> <i>Simulium bezzii</i> <i>Simulium brevidens</i> <i>Simulium carpathicum</i>

		<i>Simulium carthusiense</i>
		<i>Simulium cryophilum</i>
		<i>Simulium equinum</i>
		<i>Simulium erythrocephalum</i>
		<i>Simulium gaudi</i>
		<i>Simulium gr.aureum</i>
		<i>Simulium gr.monticola</i>
		<i>Simulium latigonium</i>
		<i>Simulium latipes</i>
		<i>Simulium lineatum</i>
		<i>Simulium monticola</i>
		<i>Simulium nitidifrons</i>
		<i>Simulium noelleri</i>
		<i>Simulium ornatum</i>
		<i>Simulium petricolum</i>
		<i>Simulium posticatum</i>
		<i>Simulium reptans</i>
		<i>Simulium spinosum</i>
		<i>Simulium tuberosum</i>
		<i>Simulium variegatum</i>
		<i>Simulium verecundum</i>
		<i>Simulium vernum</i>
Thaumaleidae		
	<i>Thaumalea</i>	
		<i>Thaumalea angelieri</i>
		<i>Thaumalea miki</i>
		<i>Thaumalea testacea</i>
		<i>Thaumalea verralli</i>
Limoniidae		
	Limnophilinae	
	<i>Eloeophila</i>	
		<i>Eloeophila maculata</i>
		<i>Eloeophila mundata</i>
	<i>Hexatoma</i>	
		<i>Hexatoma bicolor</i>
	<i>Pilaria</i>	
		<i>Pilaria discicollis</i>
		<i>Pilaria nemoralis</i>
	Limoniinae	
	<i>Antocha</i>	
		<i>Antocha fulvescens</i>
		<i>Antocha vitripennis</i>
	<i>Dicranomyia</i>	
		<i>Dicranomyia didyma</i>
		<i>Dicranomyia mitis</i>
Tipulidae		
	<i>Tipula</i>	
		<i>Tipula cheethami</i>
		<i>Tipula couckeii</i>
		<i>Tipula lateralis</i>
		<i>Tipula maxima</i>
		<i>Tipula montium</i>
		<i>Tipula saginata</i>
	<i>Yamatotipula</i>	
		<i>Yamatotipula lateralis</i>

Psychodidae*Bazarella**Bazarella atra**Berdeniella**Berdeniella granulosa**Berdeniella pyrenaica**Berdeniella unispinosa**Clytocerus**Clytocerus ocellaris**Panimerus**Panimerus gressicus**Pericoma**Pericoma barbarica**Pericoma blandula**Pericoma calcigela**Pericoma exquisita**Pericoma fallax**Pericoma pseudoexquisita**Psychoda**Psychoda alternata**Psychoda cinerea**Psychoda gemina**Psychoda lativentris**Psychoda parthenogenetica**Psychoda phalaenoides**Psychoda severini**Satchelliella**Satchelliella extricata**Satchelliella pilularia**Satchelliella stammeri**Satchelliella trivialis**Threticus**Threticus pyrenaicus**Ulomyia**Ulomyia fuliginosa**Ulomyia undulata***Ptychopteridae***Ptychoptera**Ptychoptera albimana***Ephemeroptera****Baetidae***Baetis**Baetis albinatii**Baetis alpinus**Baetis buceratus**Baetis catharus**Baetis fuscatus**Baetis gemellus**Baetis lutheri**Baetis melanonyx**Baetis muticus**Baetis muticus**Baetis niger**Baetis pavidus**Baetis rhodani*

	<i>Centroptilum</i>	<i>Baetis sinaicus</i> <i>Centroptilum luteolum</i> <i>Centroptilum pennulatum</i>
	<i>Cloeon</i>	<i>Cloeon dipterum</i>
	<i>Procloeon</i>	<i>Procloeon bifidum</i>
Caenidae	<i>Caenis</i>	<i>Caenis beskidensis</i> <i>Caenis horaria</i> <i>Caenis luctuosa</i> <i>Caenis macrura</i> <i>Caenis pusilla</i> <i>Caenis rivulorum</i>
Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i>	<i>Ephemerella ignita</i> <i>Ephemerella major</i>
Ephemeridae	<i>Ephemera</i>	<i>Ephemera danica</i> <i>Ephemera lineata</i>
Heptageniidae	<i>Ecdyonurus</i>	<i>Ecdyonurus angelieri</i> <i>Ecdyonurus aurantiacus</i> <i>Ecdyonurus dispar</i> <i>Ecdyonurus forcipula</i> <i>Ecdyonurus insignis</i> <i>Ecdyonurus lateralis</i> <i>Ecdyonurus venosus</i>
	<i>Epeorus</i>	<i>Epeorus sylvicola</i> <i>Epeorus torrentium</i>
	<i>Heptagenia</i>	<i>Heptagenia sulphurea</i>
	<i>Rhithrogena</i>	<i>Rhithrogena diaphana</i> <i>Rhithrogena germanica</i> <i>Rhithrogena hercynia</i> <i>Rhithrogena kimminsi</i> <i>Rhithrogena loyolaea</i> <i>Rhithrogena semicolorata</i>
Leptophlebiidae	<i>Choroterpes</i>	<i>Choroterpes picteti</i>
	<i>Habroleptoides</i>	<i>Habroleptoides berthelemyi</i> <i>Habroleptoides confusa</i> <i>Habroleptoides modesta</i>
	<i>Habrophlebia</i>	<i>Habrophlebia fusca</i> <i>Habrophlebia lauta</i>

	<i>Paraleptophlebia</i>	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>
Oligoneuriidae	<i>Oligoneuriella</i>	<i>Oligoneuriella rhenana</i>
Polymitarcidae	<i>Ephoron</i>	<i>Ephoron virgo</i>
Potamanthidae	<i>Potamanthus</i>	<i>Potamanthus luteus</i>
Plecoptera		
Capniidae	<i>Capnia</i>	<i>Capnia bifrons</i> <i>Capnia nigra</i> <i>Capnia vidua</i>
	<i>Capnioneura</i>	<i>Capnioneura brachyptera</i> <i>Capnioneura mitis</i>
Chloroperlidae	<i>Chloroperla</i>	<i>Chloroperla breviata</i> <i>Chloroperla tripunctata</i>
	<i>Siphonoperla</i>	<i>Siphonoperla torrentium</i>
Leuctridae	<i>Leuctra</i>	<i>Leuctra albida</i> <i>Leuctra alosi</i> <i>Leuctra alticola</i> <i>Leuctra aurita</i> <i>Leuctra castillana</i> <i>Leuctra despaxi</i> <i>Leuctra digitata</i> <i>Leuctra flavomaculata</i> <i>Leuctra fusca</i> <i>Leuctra geniculata</i> <i>Leuctra hippopus</i> <i>Leuctra inermis</i> <i>Leuctra kempnyi</i> <i>Leuctra lamellosa</i> <i>Leuctra leptogaster</i> <i>Leuctra major</i> <i>Leuctra mortoni</i> <i>Leuctra prima</i> <i>Leuctra pseudocylindrica</i> <i>Leuctra rauscheri</i>
	<i>Pachyleuctra</i>	<i>Pachyleuctra benllochi</i>
Nemouridae	<i>Amphinemura</i>	<i>Amphinemura standfussi</i> <i>Amphinemura sulcicollis</i>

	<i>Nemoura</i>	<i>Amphinemura triangularis</i>
		<i>Nemoura avicularis</i>
		<i>Nemoura cinerea</i>
		<i>Nemoura erratica</i>
		<i>Nemoura flexuosa</i>
		<i>Nemoura fulviceps</i>
		<i>Nemoura lacustris</i>
		<i>Nemoura linguata</i>
		<i>Nemoura marginata</i>
		<i>Nemoura mortoni</i>
		<i>Nemoura moselyi</i>
	<i>Nemurella</i>	<i>Nemurella picteti</i>
	<i>Protonemura</i>	<i>Protonemura angelieri</i>
		<i>Protonemura beatensis</i>
		<i>Protonemura bipartita</i>
		<i>Protonemura intricata</i>
		<i>Protonemura meyeri</i>
		<i>Protonemura praecox</i>
		<i>Protonemura pyrenaica</i>
		<i>Protonemura risi</i>
		<i>Protonemura tuberculata</i>
		<i>Protonemura vandeli</i>
		<i>Protonemura vercingetorix</i>
Perlidae	<i>Dinocras</i>	<i>Dinocras cephalotes</i>
	<i>Perla</i>	<i>Perla bipunctata</i>
		<i>Perla burmeisteriana</i>
		<i>Perla grandis</i>
		<i>Perla marginata</i>
Perlodidae	<i>Arcynopteryx</i>	<i>Arcynopteryx compacta</i>
	<i>Dictyogenus</i>	<i>Dictyogenus imhoffi</i>
	<i>Isoperla</i>	<i>Isoperla acicularis</i>
		<i>Isoperla ambigua</i>
		<i>Isoperla grammatica</i>
		<i>Isoperla moselyi</i>
		<i>Isoperla oxylepis</i>
		<i>Isoperla viridinervis</i>
	<i>Perlodes</i>	<i>Perlodes intricata</i>
		<i>Perlodes jurassica</i>
		<i>Perlodes microcephala</i>
Taeniopterygidae	<i>Brachyptera</i>	<i>Brachyptera braueri</i>
		<i>Brachyptera monilicornis</i>
		<i>Brachyptera risi</i>

	<i>Taeniopteryx</i>	<i>Brachyptera seticornis</i>
		<i>Taeniopteryx hubaulti</i>
		<i>Taeniopteryx nebulosa</i>
		<i>Taeniopteryx schoenemundi</i>
Trichoptera		
Beraeidae		
	<i>Beraea</i>	<i>Beraea maura</i>
		<i>Beraea pullata</i>
	<i>Beraeodes</i>	<i>Beraeodes minutus</i>
	<i>Ernodes</i>	<i>Ernodes viscinus</i>
Brachycentridae		
	<i>Brachycentrus</i>	<i>Brachycentrus subnubilus</i>
	<i>Micrasema</i>	<i>Micrasema difficile</i>
		<i>Micrasema gabusi</i>
		<i>Micrasema longulum</i>
		<i>Micrasema minimum</i>
		<i>Micrasema moestum</i>
		<i>Micrasema morosum</i>
		<i>Micrasema servatum</i>
	<i>Oligoplectrum</i>	<i>Oligoplectrum maculatum</i>
Ecnomidae		
	<i>Ecnomus</i>	<i>Ecnomus tenellus</i>
Glossosomatidae		
	<i>Agapetus</i>	<i>Agapetus fuscipes</i>
		<i>Agapetus ochripes</i>
	<i>Glossosoma</i>	<i>Glossosoma boltoni</i>
		<i>Glossosoma conformis</i>
		<i>Glossosoma spoliatum</i>
	<i>Synagapetus</i>	<i>Synagapetus insons</i>
Goeridae		
	<i>Goera</i>	<i>Goera pilosa</i>
	<i>Lithax</i>	<i>Lithax obscurus</i>
	<i>Silo</i>	<i>Silo graellsii</i>
		<i>Silo nigricornis</i>
		<i>Silo piceus</i>
Hydropsychidae		
	<i>Cheumatopsyche</i>	<i>Cheumatopsyche lepida</i>
	<i>Diplectronea</i>	<i>Diplectronea felix</i>

	<i>Hydropsyche</i>	<i>Hydropsyche angustipennis</i> <i>Hydropsyche contubernalis</i> <i>Hydropsyche contubernalis</i> <i>Hydropsyche dissimulata</i> <i>Hydropsyche exocellata</i> <i>Hydropsyche instabilis</i> <i>Hydropsyche pellucidula</i> <i>Hydropsyche siltalai</i>
Hydroptilidae	<i>Agraylea</i>	<i>Agraylea multipunctata</i>
	<i>Hydroptila</i>	<i>Hydroptila angulata</i> <i>Hydroptila sparsa</i> <i>Hydroptila vectis</i>
	<i>Ithytrichia</i>	<i>Ithytrichia lamellaris</i>
	<i>Oxyethira</i>	<i>Oxyethira falcata</i>
	<i>Ptilocolepus</i>	<i>Ptilocolepus granulatus</i>
Lepidostomatidae	<i>Crunoecia</i>	<i>Crunoecia irrorata</i>
	<i>Lasiocephala</i>	<i>Lasiocephala basalis</i>
	<i>Lepidostoma</i>	<i>Lepidostoma hirtum</i>
Leptoceridae	<i>Athripsodes</i>	<i>Athripsodes albifrons</i>
	<i>Ceraclea</i>	<i>Ceraclea dissimilis</i>
	<i>Erotesis</i>	<i>Erotesis baltica</i>
	<i>Mystacides</i>	<i>Mystacides azurea</i> <i>Mystacides nigra</i>
	<i>Oecetis</i>	<i>Oecetis testacea</i>
	<i>Setodes</i>	<i>Setodes argentipunctellus</i> <i>Setodes viridis</i>
	<i>Triaenodes</i>	<i>Triaenodes bicolor</i>
Limnephilidae	<i>Allogamus</i>	<i>Allogamus auricollis</i> <i>Allogamus ligonifer</i> <i>Allogamus uncatas</i>
	<i>Anabolia</i>	<i>Anabolia nervosa</i>
	<i>Annitella</i>	<i>Annitella pyrenaea</i>

<i>Anomalopterygella</i>	<i>Anomalopterygella chauviniana</i>
<i>Apatania</i>	<i>Apatania meridiana</i> <i>Apatania stylata</i>
<i>Chaetopteryx</i>	<i>Chaetopteryx gonospina</i> <i>Chaetopteryx villosa</i>
<i>Drusus</i>	<i>Drusus bolivari</i> <i>Drusus discolor</i> <i>Drusus rectus</i>
<i>Ecclisopteryx</i>	<i>Ecclisopteryx guttulata</i>
<i>Enoicyla</i>	<i>Enoicyla pusilla</i>
<i>Glyphotaelius</i>	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>
<i>Halesus</i>	<i>Halesus radiatus</i>
<i>Limnephilus</i>	<i>Limnephilus centralis</i> <i>Limnephilus rhombicus</i> <i>Limnephilus sparsus</i>
<i>Melampophylax</i>	<i>Melampophylax mucoreus</i>
<i>Potamophylax</i>	<i>Potamophylax cingulatus</i> <i>Potamophylax latipennis</i>
<i>Rhadicoleptus</i>	<i>Rhadicoleptus spinifer</i>
Odontoceridae	
<i>Odontocerum</i>	<i>Odontocerum albicorne</i>
Philopotamidae	
<i>Chimarra</i>	<i>Chimarra marginata</i>
<i>Philopotamus</i>	<i>Philopotamus montanus</i> <i>Philopotamus variegatus</i>
<i>Wormaldia</i>	<i>Wormaldia occipitalis</i> <i>Wormaldia triangulifera</i>
Polycentropodidae	
<i>Cyrnus</i>	<i>Cyrnus trimaculatus</i>
<i>Plectrocnemia</i>	<i>Plectrocnemia brevis</i> <i>Plectrocnemia conspersa</i> <i>Plectrocnemia laetabilis</i> <i>Plectrocnemia scruposa</i>
<i>Polycentropus</i>	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> <i>Polycentropus kingi</i>
Psychomyidae	

	<i>Lype</i>	<i>Lype phaeopa</i> <i>Lype reducta</i>
	<i>Psychomyia</i>	<i>Psychomyia pusilla</i>
	<i>Tinodes</i>	<i>Tinodes assimilis</i> <i>Tinodes dives</i> <i>Tinodes waeneri</i>
Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>	<i>Rhyacophila angelieri</i> <i>Rhyacophila denticulata</i> <i>Rhyacophila dorsalis</i> <i>Rhyacophila eatoni</i> <i>Rhyacophila evoluta</i> <i>Rhyacophila fasciata</i> <i>Rhyacophila intermedia</i> <i>Rhyacophila laevis</i> <i>Rhyacophila martynovi</i> <i>Rhyacophila meridionalis</i> <i>Rhyacophila mocsaryi</i> <i>Rhyacophila nubila</i> <i>Rhyacophila obliterata</i> <i>Rhyacophila occidentalis</i> <i>Rhyacophila philopotamoides</i> <i>Rhyacophila rupta</i> <i>Rhyacophila tristis</i>
Sericostomatidae	<i>Notidobia</i>	<i>Notidobia ciliaris</i>
	<i>Schizopelex</i>	<i>Schizopelex furcifera</i>
	<i>Sericostoma</i>	<i>Sericostoma flavicorne</i> <i>Sericostoma personatum</i>
Thremmatidae	<i>Thremma</i>	<i>Thremma gallicum</i>
Coleoptera		
Berosidae	<i>Berosus</i>	<i>Berosus affinis</i>
Dytiscidae		
Colymbetinae	<i>Agabus</i>	<i>Agabus undulatus</i>
	<i>Platambus</i>	<i>Platambus maculatus</i>
Hydroporinae	<i>Hydroporus</i>	<i>Hydroporus nigrita</i> <i>Hydroporus pubescens</i> <i>Hydroporus tessellatus</i>
	<i>Hydrovatus</i>	

	<i>Hygrotus</i>	<i>Hydrovatus simplex</i>
	<i>Oreodytes</i>	<i>Hygrotus inaequalis</i>
	<i>Potamonectes</i>	<i>Oreodytes rivalis</i>
	<i>Scarodytes</i>	<i>Potamonectes griseostriatus</i>
	<i>Yola</i>	<i>Scarodytes halensis</i>
Laccophilinae		<i>Yola bicarinata</i>
	<i>Laccophilus</i>	<i>Laccophilus hyalinus</i>
Dryopidae	<i>Dryops</i>	<i>Dryops luridus</i>
		<i>Dryops lutulentus</i>
		<i>Dryops vienensis</i>
	<i>Helichus</i>	<i>Helichus substriatus</i>
		<i>Helichus substriatus</i>
Elmidae	<i>Dupophilus</i>	<i>Dupophilus brevis</i>
	<i>Elmis</i>	<i>Elmis aenea</i>
		<i>Elmis latreillei</i>
		<i>Elmis maugetii</i>
		<i>Elmis perezii</i>
		<i>Elmis rioloides</i>
	<i>Esolus</i>	<i>Esolus angustatus</i>
		<i>Esolus parallelepipedus</i>
		<i>Esolus pygmaeus</i>
	<i>Limnius</i>	<i>Limnius intermedius</i>
		<i>Limnius muelleri</i>
		<i>Limnius opacus</i>
		<i>Limnius perrisi</i>
		<i>Limnius volckmari</i>
	<i>Macronychus</i>	<i>Macronychus quadrituberculatus</i>
	<i>Normandia</i>	<i>Normandia nitens</i>
	<i>Oulimnius</i>	<i>Oulimnius troglodytes</i>
		<i>Oulimnius tuberculatus</i>
	<i>Potamophilus</i>	<i>Potamophilus acuminatus</i>
	<i>Riolus</i>	<i>Riolus cupreus</i>
		<i>Riolus illiesi</i>
		<i>Riolus subviolaceus</i>
	<i>Stenelmis</i>	

		<i>Stenelmis canaliculata</i>
Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>	<i>Gyrinus</i>
	<i>Orectochilus</i>	<i>Orectochilus villosus</i>
Haliplidae	<i>Brychius</i>	<i>Brychius elevatus</i>
	<i>Haliplus</i>	<i>Haliplus fulvicollis</i> <i>Haliplus lineaticollis</i> <i>Haliplus ruficollis</i>
	<i>Peltodytes</i>	<i>Peltodytes caesus</i> <i>Peltodytes rotundatus</i>
Helodidae	<i>Helodes</i>	<i>Helodes marginata</i>
	<i>Hydrocyphon</i>	<i>Hydrocyphon deflexicollis</i>
Hydraenidae	<i>Hydraena</i>	<i>Hydraena angulosa</i> <i>Hydraena barroisi</i> <i>Hydraena bicuspidata</i> <i>Hydraena brachymera</i> <i>Hydraena cordata</i> <i>Hydraena corrugis</i> <i>Hydraena emarginata</i> <i>Hydraena gracilis</i> <i>Hydraena inapicipalpis</i> <i>Hydraena minutissima</i> <i>Hydraena nigrita</i> <i>Hydraena producta</i> <i>Hydraena pulchella</i> <i>Hydraena pygmaea</i> <i>Hydraena regularis</i> <i>Hydraena riparia</i> <i>Hydraena saga</i> <i>Hydraena sternalis</i> <i>Hydraena stussineri</i> <i>Hydraena subdepressa</i> <i>Hydraena truncata</i> <i>Hydraena truncata</i>
	<i>Phothydraena</i>	<i>Phothydraena testacea</i>
Limnebiidae	<i>Limnebius</i>	<i>Limnebius nitidus</i> <i>Limnebius papposus</i>
Ochthebiidae	<i>Asiobates</i>	

		<i>Enicocerus</i>	<i>Asiobates dilatatus</i>
		<i>Hymenodes</i>	<i>Enicocerus exsculptus</i>
	Psephenidae		<i>Hymenodes metallescens</i>
		<i>Eubria</i>	<i>Eubria palustris</i>
Heteroptera			
	Aphelocheiridae	<i>Aphelocheirus</i>	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>
	Corixidae	<i>Corixa</i>	<i>Corixa affinis</i>
		<i>Sigara</i>	<i>Sigara falleni</i>
	Gerridae	<i>Gerris</i>	<i>Gerris najas</i>
	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	<i>Hydrometra stagnorum</i>
	Nepidae	<i>Nepa</i>	<i>Nepa cinerea</i>
		<i>Ranatra</i>	<i>Ranatra linearis</i>
Lepidoptera			
	Crambidae	<i>Acentria</i>	<i>Acentria ephemerella</i>
Megaloptera			
	Sialidae	<i>Sialis</i>	<i>Sialis fuliginosa</i>
			<i>Sialis lutaria</i>
Odonata			
	Aeshnidae	<i>Anax</i>	<i>Anax imperator</i>
		<i>Boyeria</i>	<i>Boyeria irene</i>
	Calopterygidae	<i>Agrion</i>	<i>Agrion splendens</i>
		<i>Calopteryx</i>	<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>
			<i>Calopteryx splendens</i>
			<i>Calopteryx splendens xanthostoma</i>
			<i>Calopteryx virgo</i>
			<i>Calopteryx virgo meridionalis</i>
	Coenagrionidae		

	<i>Coenagrion</i>	<i>Coenagrion puella</i> <i>Coenagrion scitulum</i>
	<i>Enallagma</i>	<i>Enallagma cyathigerum</i>
	<i>Erythromma</i>	<i>Erythromma viridulum</i>
	<i>Ischnura</i>	<i>Ischnura elegans</i>
	<i>Pyrrhosoma</i>	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>
Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i>	<i>Cordulegaster boltonii</i>
Corduliidae	<i>Oxygastra</i>	<i>Oxygastra curtisii</i>
Gomphidae	<i>Gomphus</i>	<i>Gomphus pulchellus</i> <i>Gomphus vulgatissimus</i>
	<i>Onychogomphus</i>	<i>Onychogomphus forcipatus forci</i> <i>Onychogomphus forcipatus ungui</i> <i>Onychogomphus uncatatus</i>
Lestidae	<i>Lestes</i>	<i>Lestes viridis</i>
Libellulidae	<i>Crocothemis</i>	<i>Crocothemis erythraea</i>
	<i>Orthetrum</i>	<i>Orthetrum albistylum</i> <i>Orthetrum cancellatum</i>
Platycnemididae	<i>Platycnemis</i>	<i>Platycnemis acutipennis</i> <i>Platycnemis latipes</i> <i>Platycnemis pennipes</i>

L'eau c'est quelque chose de concret mais pas concret. Parce que l'eau... peut me nourrir, mais aussi l'eau... peut me porter. Parce que l'eau... a des lois magiques. L'eau peut tenir des cargos dans la mer, des milliers de tonnes d'acier... C'est quelque chose qui a beaucoup de dimensions l'eau."

Jean-Claude Vandamme

(Acteur belge 1960 -)

TOTO : Papa !

LE PERE : Quoi !

TOTO : L'autre jour, il pleuvait. Et en voyant cette pluie bienfaitrice qui créait sur le sol de petits rus qui eux-mêmes allaient grossir des ruisseaux, qui eux-mêmes allaient amplifier des fleuves, je me suis dit : « Depuis des milliards d'années qu'il y a des milliards de mètres cube d'eau qui descendent des fleuves, et qui vont dans les océans, continuellement, pourquoi que les océans, ils finissent pas par déborder ? »

LE PERE : Et les éponges qu'est-ce que t'en fait ?

Fernand Raynaud

(Humoriste français 1928 - 1973)

L'importance de l'eau dans ses dimensions biologique et physique, l'hétérogénéité des cours d'eau et leur structure hiérarchisée au sein de grands réseaux hydrographiques et même le rôle des invertébrés dans le fonctionnement de ces systèmes ne sont pas l'apanage des scientifiques mais bien des préoccupations universelles.

Abstract

Spatial distribution of aquatic macroinvertebrates in the Adour-Garonne stream system. Modeling and anthropogenic impacts

The analysis of a large number of published works describing biodiversity at local scales allowed us to identify 1093 species of benthic invertebrates from 631 sampling sites in the Adour-Garonne stream system (South-Western France).

Macroinvertebrate distribution revealed spatial patterns in species assemblages from which we derived stream classifications. These classifications showed altitudinal and geographic differences in the specific composition of invertebrate communities reflecting the various physiographical situations encountered by streams at a regional scale. They also provide a useful framework for studying and managing streams in large geographic areas.

In an economically developed area, water is a useful resource for many human activities. Macroinvertebrate communities are very sensitive to human modifications on streams and the surrounding land. These modifications induce changes in "natural" spatial patterns of specific and functional diversity.

The EU Water framework directive adopted in 2000 (2000/60/EC) defines goals for management and protection of European surface waters in the next years. It clearly states that the best model for a single system of water management is management by river basin.

Our work suggests that the understanding of aquatic ecosystems at a river basin scale necessarily relies on the analysis of a large number of local studies, the origin of which is generally diverse. It also emphasized the significance of geographic information systems to compile and organize biotic and abiotic data and make them exploitable through adapted multivariate analysis techniques.

AUTEUR : Arthur COMPIN

TITRE : Distribution spatiale des invertébrés benthiques du réseau hydrographique Adour-Garonne.
Modélisation et impact de l'anthropisation.

DIRECTEUR DE THESE : Pierre LAVANDIER, Régis CEREGHINO

LIEU ET DATE DE SOUTENANCE : Thèse soutenue à l'Université Toulouse III – Paul Sabatier, le 18 décembre 2006

RESUME

L'analyse d'un grand nombre de travaux publiés décrivant la biodiversité à une échelle locale nous a permis de recenser 1093 espèces d'invertébrés benthiques provenant de 631 stations d'échantillonnage réparties dans l'ensemble du réseau hydrographique Adour-Garonne (1/5 du territoire national, sud-ouest de la France).

La distribution spatiale de ces taxa dans le bassin donne lieu à des assemblages d'espèces à partir desquels nous proposons une biotypologie des cours d'eau. Cette classification révèle des différences longitudinales et géographiques de la composition spécifique des communautés d'invertébrés benthiques à l'échelle régionale. Elle rend compte des différentes situations géomorphologiques rencontrées par les cours d'eau et fournit un cadre de référence utile à l'étude écologique comme à la gestion des cours d'eau d'un grand réseau hydrographique.

Sur un territoire densément peuplé et économiquement développé, l'eau constitue une ressource indispensable pour de nombreuses activités humaines. Les communautés d'invertébrés benthiques sont sensibles aux modifications des cours d'eau et de leur environnement proche (utilisation des sols) qui induisent des modifications des gradients de diversité spécifique et fonctionnelle observés dans des situations « naturelles ».

La directive du 23 octobre 2000 adoptée par le Conseil et par le Parlement Européens (2000/60/CE) définit un cadre pour la gestion et la protection des eaux continentales. Le « grand réseau hydrographique » y est clairement défini comme l'échelle d'étude adaptée à la gestion, la préservation et la restauration des ressources en eau. Notre travail montre que la compréhension des écosystèmes aquatiques continentaux à l'échelle d'un grand réseau hydrographique s'appuie nécessairement sur l'analyse d'un grand nombre d'études locales, dont l'origine est généralement diverse. Il souligne également l'intérêt des systèmes d'information géographique pour compiler et organiser les données biotiques et abiotiques qui en sont issues et les rendre exploitables au moyen de techniques d'analyse multivariées adaptées.

MOTS-CLES : Invertébrés aquatiques, structure des communautés, information géographique bio indication, impacts humains, analyses multivariées.

DISCIPLINE ADMINISTRATIVE : Ecologie des systèmes aquatiques

INTITULE ET ADRESSE DE L'U.F.R. OU DU LABORATOIRE : U.F.R. Science de la Vie et de la Terre, Université Paul Sabatier - Bât. 4R3 -118, Route de Narbonne - F-31062 Toulouse cedex 9