

# Présence de *Metreletus* sp. (Ephemeroptera : Ameletidae) en Forêt de Rambouillet (Yvelines, France). Utilisation de substrats artificiels pour l'étude du macrobenthos de ruisseaux temporaires

par Samuel JOLIVET\*, Gérard MASSELOT\*et\*\* & A. NEL\*\*

\*OPIE-benthos, 5, La Minière B.P. 30, 78041 Guyancourt cedex France

\*\* Laboratoire d'Entomologie, Muséum National d'Histoire Naturelle, 45, rue Buffon, F-75005 Paris  
e-mail : masselot@mnhn.fr ou anel@mnhn.fr

Mots-clés : synécologie, parcimonie de Wagner, substrats artificiels, ruisseaux temporaires forestiers, Ephemeroptera, *Metreletus*, Plecoptera, *Nemoura*, France.

L'impact de la ripisylve sur la biodiversité de la macrofaune benthique d'un ruisseau temporaire de la Région Parisienne est analysé. Les données obtenues par l'utilisation de substrats artificiels sont traitées avec des outils phénétiques et par la méthode de synécoparcimonie. Cette dernière présente une supériorité objective pour l'analyse. L'étude montre que la présence de conifères est un élément limitant de la biodiversité. L'existence de *Metreletus* sp. (Ephemeroptera), dont cette station constitue actuellement la limite occidentale de l'aire de répartition du genre, associé à *Nemoura cinerea* (Plecoptera) devrait justifier des mesures indispensables de protection de ces milieux fragiles et une gestion raisonnée de la régénération forestière des parcelles.

**Occurrence of *Metreletus* sp. (Ephemeroptera : Ameletidae) in the Forest of Rambouillet (Yvelines, France). Use of artificial substrates for the study of macrobenthos in a small temporary brook.**

Keywords : synecology, Wagner parsimony, biodiversity analysis, artificial substrates, forest temporary brooks, Ephemeroptera, *Metreletus*, Plecoptera, *Nemoura*, France.

The impact of the riparian forest on the biodiversity of the benthic macrofauna of a French temporary brook is analysed. The field data obtained using artificial substrates are treated with phenetic and synecoparsimony tools. The study demonstrated that the presence of conifers strongly limits the biodiversity. The occurrence of the Ephemeropteran *Metreletus* sp., which corresponds to the current western limit of distribution area of this genus, associated to the Plecopteran *Nemoura cinerea* should justify necessary measures in order to protect these precarious biotas and a comprehensive management of the forest regeneration.

## 1. Introduction

La macrofaune benthique des ruisseaux temporaires a fait l'objet de nombreux travaux (AUBERT 1963, DIETERICH & ANDERSON 1995, IMHOF & HARRISON 1981, LEHMKUHL 1971, OLSSON & SÖDERSTRÖM 1978, SÖDERSTRÖM & NILSSON 1987, WIGGINS et al. 1980, WILLIAMS 1977, 1996, WILLIAMS et al. 1995, etc.) qui montrent l'importance de la nature du substrat issu de la ripisylve

dans le processus de colonisation (BÄRLOCHER et al. 1978, OERTLI 1992, 1993, PETERSEN & CUMMINS 1974, REICE 1980, SHORT & WARD 1980, etc.).

La tempête de décembre 1999 a eu pour effet la destruction d'une importante partie de la forêt française, posant le problème du choix des essences pour la régénération future des parcelles. Afin que celle-ci puisse être menée avec le moins d'impact négatif sur la biodiversité locale, il est, entre autres, nécessaire d'étudier la différenciation du peuplement d'un ruisseau forestier temporaire par le macrobenthos en fonction du substrat, donc de la ripisylve. Par ailleurs, la découverte récente d'une population relictive d'une espèce appartenant au genre *Metreletus* (Ephemeroptera : Ameletidae) dans des ruisseaux temporaires de la Forêt de Rambouillet (MASSELOT et al. en prep.) nécessitait que soit précisée l'importance que revêt la nature du substrat pour la survie et la protection de cette espèce en sa station la plus occidentale connue.

## 2. Le site étudié

Le ruisseau étudié est un des six affluents temporaires de la rivière «la Drouette» entre son origine (Etang de la Tour) et un autre étang forestier (Etang d'Or), en forêt de Rambouillet. Cette zone se situe à l'Est de la ville de Rambouillet (Fig. 1 et 2). Les contrôles biologiques réalisés sur la Drouette depuis le début de l'année 1999, en amont de l'Etang d'Or, ont montré que le cours d'eau est azoïque pour ce qui concerne la macrofaune invertébrée, sur le parcours entre la route CD27 et l'Etang. Le 12 novembre 1999, une importante source de pollution organique a été constatée au niveau d'une buse située à gauche du pont de la Drouette (CD27). Cette buse semble destinée à un trop plein de sécurité des égouts du lotissement de La Clairière (Rambouillet). Elle déversait, au jour de l'analyse, une eau visiblement et olfactivement très polluée (matières organiques et débris divers). Les riverains consultés ont confirmé que cette pollution était régulière depuis plusieurs années. Ces faits suggèrent que l'absence de toute macrofaune benthique dans cette partie de la Drouette trouve son origine dans cet excès périodique de charge organique.

En revanche, les ruisseaux temporaires qui se déversent dans la Drouette bénéficient de conditions abiotiques autorisant la présence d'une entomocoenose particulièrement intéressante. Le ruisseau étudié est essentiellement alimenté par des fossés de drainage des eaux pluviales, auxquels s'adjoignent des apports dus à des suintements. Il est large d'une soixantaine de centimètres en moyenne, et ne traverse que des zones ouvertes : parcelles en régénération et futaie clairsemée. Le substrat naturel local est essentiellement composé de feuilles de chêne pédonculé et d'autres débris végétaux en décomposition.

Deux séries d'analyses d'eau ont été effectuées (matériel : analyseur portatif multiparamètres MultiLine P4, et Photomètre Dr Lange LASA20) le 28 avril 1999 et le 5 mai 2000. Les résultats du 5 mai 2000 sont consignés dans le tableau 1 et comparés à ceux, à la même date, de la rivière la Drouette, en aval de la buse d'évacuation (Drouette 1 ou D1) et en amont immédiat de sa confluence avec le ruisseau étudié (Drouette 2 ou D2).

## 3. Matériel et méthodes

Pour effectuer une comparaison de la nature des peuplements de macroinvertébrés en fonction du substrat, nous avons choisi d'utiliser la méthode des substrats artificiels, largement employés pour l'étude du macrobenthos (BENFIELD et al. 1974, BOURNAUD et al. 1978, COVER & HARREL 1978, DELONG & PAYNE 1985, FREDEEN & SPURR 1978, GLIME & CLEMMONS 1972, HERGENRADER & TROELSTRUP 1990, HERNANDEZ VILLAR et al. 1998, HILSENHOFF 1969, KHALAF 1975, KHALAF & TACHET 1977, 1978, KIRK & PERRY 1994, LAPCHIN 1977, MACAN & KITCHING 1972, MEIER et al. 1979, PAYNE & DELONG 1985, ROBY et al. 1978, ROSENBERG & RESH 1982, WE-

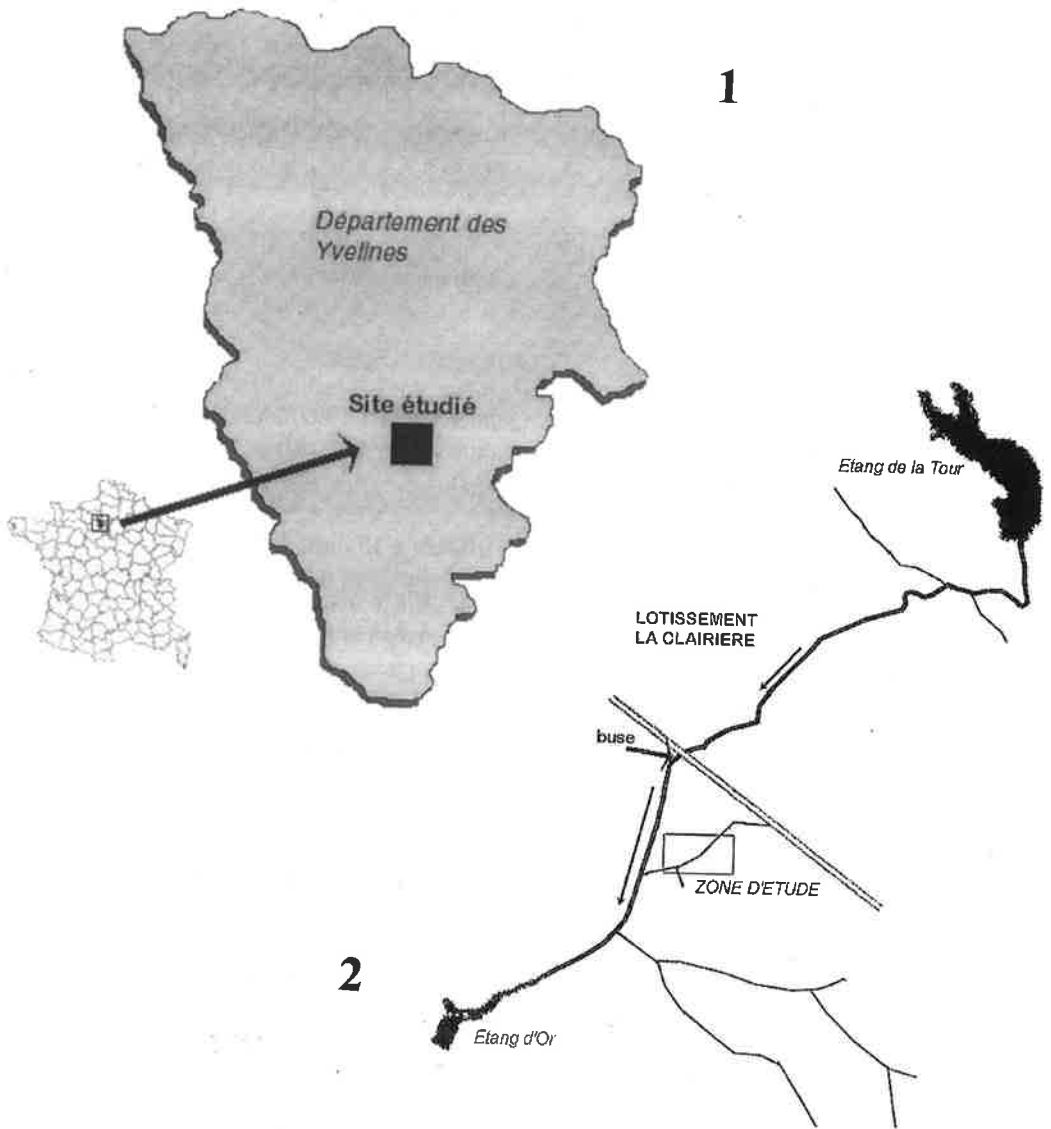


Fig. 1. Carte de situation de la zone d'étude (Forêt de Rambouillet, Yvelines, France).

Fig. 2. Carte schématique de la zone étudiée.

Fig. 1. Location of the study area (Forest of Rambouillet, Yvelines, France).

Fig. 2. Schematic map of the study area.

	Temp.	pH	Conductivité	O <sub>2</sub> dissous	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
	°C		µS.cm-1	en % sat.	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>
Drouette 1 (D1)	13.5	7.4	160	91.7	0.22	0.09	3.96	nc
Drouette 2 (D2)	13.9	7.3	162	102	0.19	0.08	3.52	0.29
Ruisseau (R)	19	6.5	93	84.6	0.07	0.15	1.3	0.03

Tableau 1. Principaux paramètres physico-chimiques (05/05/2000).

Table 1. Main physico-chemical parameters (05/05/2000).

FRING & TEED 1980, WISE & MOLLES 1979) voire même dans le cadre d'Indices Biologiques (DE PAUW et al. 1986, MODDE & DREWES 1990, PALLER & SPECHT 1997). A notre connaissance, ces outils n'ont pas encore été utilisés pour l'étude des ruisseaux temporaires. Ce système de piégeage est actuellement le seul moyen d'évaluer objectivement l'importance relative de la nature des substrats sur le peuplement par le macrobenthos.

Une triple série de cinq cages grillagées (maille 10 mm x 10 mm) de dimensions fixes (20 cm x 10 cm x 10 cm) a été construite. Ces cages ont été remplies par cinq types de substrats différents, constitués de feuilles mortes appartenant pour chaque série à une seule essence, toutes présentes dans la ripisylve du ruisseau étudié : «chêne» (*Quercus pedunculata* Ehrh.), «hêtre» (*Fagus sylvatica* L.), «fougères» (*Polystichum filix-mas* Roth.), «conifères» (aiguilles de *Pinus silvestris* L.). Une série de pièges est remplie du substrat réel emprunté au ruisseau, nommé dans l'analyse «S. réel». Les cages sont lestées de cailloux. Le substrat les remplissant a été préalablement bouilli, pour éviter au maximum l'apport de micro-organismes extérieurs.

Le choix de la période est très important dans le cas de ruisseaux temporaires. Nous avons donc placé les substrats artificiels avant les périodes d'émergence de la plupart des insectes collectés, et suffisamment tard dans la saison pour que les larves soient aisément déterminables. La durée d'immersion optimale semble être d'un minimum de 6 semaines (KHALAF & TACHET 1978). Il était nécessaire d'en tenir compte pour éviter de retrouver les pièges dans un ruisseau à sec en fin d'expérience. Les pièges ont été immergés le 14 mars et relevés le 28 avril 2000.

La détermination des macroinvertébrés a été effectuée généralement au niveau familial, à l'exception des Plecoptera et Ephemeroptera, déterminés à l'espèce. L'analyse statistique repose à la fois sur l'utilisation d'indices de diversité classiques et sur une étude phénétique (dendrogrammes). Les logiciels utilisés ont été le tableur Excel 97 (® pour les indices de diversité et Statistica (® version 4.3 (1993) pour les analyses phénétiques.

En ce qui concerne la synécoparcomonie de Wagner (MASSELOT et al. 1997, NEL et al. 1998), les logiciels Hennig86 version 1.5 (FARRIS 1988), utilisé avec l'éditeur Tree Gardener version 2.2.1 (RAMOS 1998), et Paup Version 3.1.1. (SWOFFORD 1991) ont été employés.

#### 4. Résultats

Les résultats obtenus à partir des 5 types de substrats artificiels sont consignés dans le tableau 2. Nous avons effectué le cumul des trois pièges par série. On a fait figurer également le total des effectifs par type de substrat, le nombre de taxons différents et l'indice de «diversité» H' de Shannon-Wiener, adapté de la théorie de l'information (SHANNON-WEAVER 1949, WASHINGTON 1984).

		S. réel	Fougère	Hêtre	Conifère	Chêne
1	Oligochaeta Lumbricidae	11	49	15	35	21
2	Oligochaeta Tubificidae	60	49	52	11	28
3	Gasteropoda Lymnaeidae	0	1	2	0	0
4	Gasteropoda Planorbidae	0	0	0	0	1
5	Bivalvia Sphaeriidae	0	0	0	0	0
6	Crustacea Asellidae	2	0	1	0	0
7	Hydracarina	0	3	0	2	0
8	Ephemeroptera Ameletidae <i>Metreletus</i> sp.	0	3	3	0	2
9	Plecoptera Nemouridae <i>Nemoura cinerea</i>	3	3	2	0	5
10	Coleoptera Dytiscidae	1	1	1	0	0
11	Trichoptera Limnephilidae non Limnephilini	6	0	6	1	5
12	Trichoptera Limnephilidae Limnephilini	0	0	0	0	1
13	Diptera Tipulidae	1	0	1	0	0
14	Diptera Limoniidae	1	0	1	2	2
15	Diptera Simuliidae	9	9	38	0	13
16	Diptera Chironomidae	0	0	7	0	10
17	Diptera Ceratopogonidae	1	1	1	0	0
18	Diptera Tabanidae	1	2	1	0	0
19	Diptera (autres)	0	1	0	0	0
	Total effectifs	96	122	131	51	88
	Total taxons	11	11	14	5	10
	Indice de Shannon-Wiener H'	1,97	2,05	2,47	1,33	2,65

Tableau 2. Distribution des 19 taxons sur les différents types de substrats artificiels.

Table 2. Distribution of the 19 taxa on the different artificial substrates.

La biodiversité est très faible dans les pièges de type «conifère». A l'inverse, les substrats de type «hêtre» ont livré 14 taxons différents, contre 10 taxons pour les substrats de type «chêne». Ce dernier résultat est en contradiction avec l'indice de diversité plus élevé dans les pièges de type «chêne». Il est donc difficile de conclure quant à l'intérêt d'un type de ripisylve plutôt qu'un autre.

Pour résoudre ce problème, nous avons tenté une analyse de type phénétique, en utilisant plusieurs distances et plusieurs méthodes d'agglomération entre les types de substrats utilisés. Quelques-uns des dendrogrammes obtenus sont présentés (Fig. 3). A la lecture des dendrogrammes, nous constatons :

(1) - une «proximité» entre «chêne» et «conifère» en employant une distance euclidienne et une méthode d'agglomération à liens simples. On retrouve cette «proximité» avec une distance de Manhattan et la méthode d'agglomération de Ward. En revanche, ces deux dendrogrammes diffèrent puisque dans le premier cas (distance euclidienne) le regroupement [chêne+conifère] est lui-même regroupé avec [S. réel+hêtre], alors que dans le second, le regroupement n'est réalisé qu'avec «fougère». De la même manière, en utilisant une distance de Pearson et une méthode d'agglomération à liens simples, «chêne» et «fougère» sont regroupés, l'ensemble étant rapproché de «hêtre». Dans le cas d'une agglomération par la méthode de Ward, et en utilisant la même distance, le regroupement [chêne+fougère] s'effectue avec conifère. Ces quatre exemples, qu'il aurait été possible de multiplier à l'infini puisque tant les distances que les méthodes d'agglomération sont mathématiquement indéterminables, montrent qu'avec une même matrice de données, il est possible d'obtenir des dendrogrammes très différents, entre lesquels il est impossible de choisir objectivement en l'absence d'outil *ad hoc* ;

(2) - l'impossibilité, sur l'un quelconque des dendrogrammes, en supposant qu'il s'agisse du «vrai», de confronter l'arborescence avec les caractères qui la soutiennent (ici, la présence/absence taxons) et, *a fortiori*, avec des éléments externes (abiotiques par exemple) ;

(3) - l'absence de *Metreletus* sp. de «S. réel», alors même qu'il vit dans ce milieu, ne peut être considérée que comme un effet du hasard. Il est impossible, avec la méthode phénétique, de codifier cette présence potentielle.

Pour l'ensemble de ces raisons, nous avons analysé les données au moyen de la méthode de synécoparcomonie, définie et décrite par ailleurs (LAMBSHEAD & PATERSON 1986 ; BELLAN-SANTINI et al. 1994, MASSELOT et al. 1997, NEL et al. 1998, etc.).

La matrice (tableau 3) est réalisée en codant 0 les absences, et 1 les présences. En effet, s'agissant d'étudier un processus de colonisation, le groupe externe («outgroup») dont la fonction est de permettre la polarisation des caractères) est vide de tout taxon (situation des substrats artificiels avant immersion). L'Ephemeroptera *Metreletus* sp. est codé avec un «?» pour le piège «S. réel»,

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Outgroup	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S. réel	1	1	0	0	0	1	0	?	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0
Fougère	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1
Hêtre	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
Conifère	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Chêne	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0

Tableau 3. Présence/absence des 19 taxons sur les substrats artificiels.

Table 3. Occurrence of the 19 taxa on the artificial substrates.

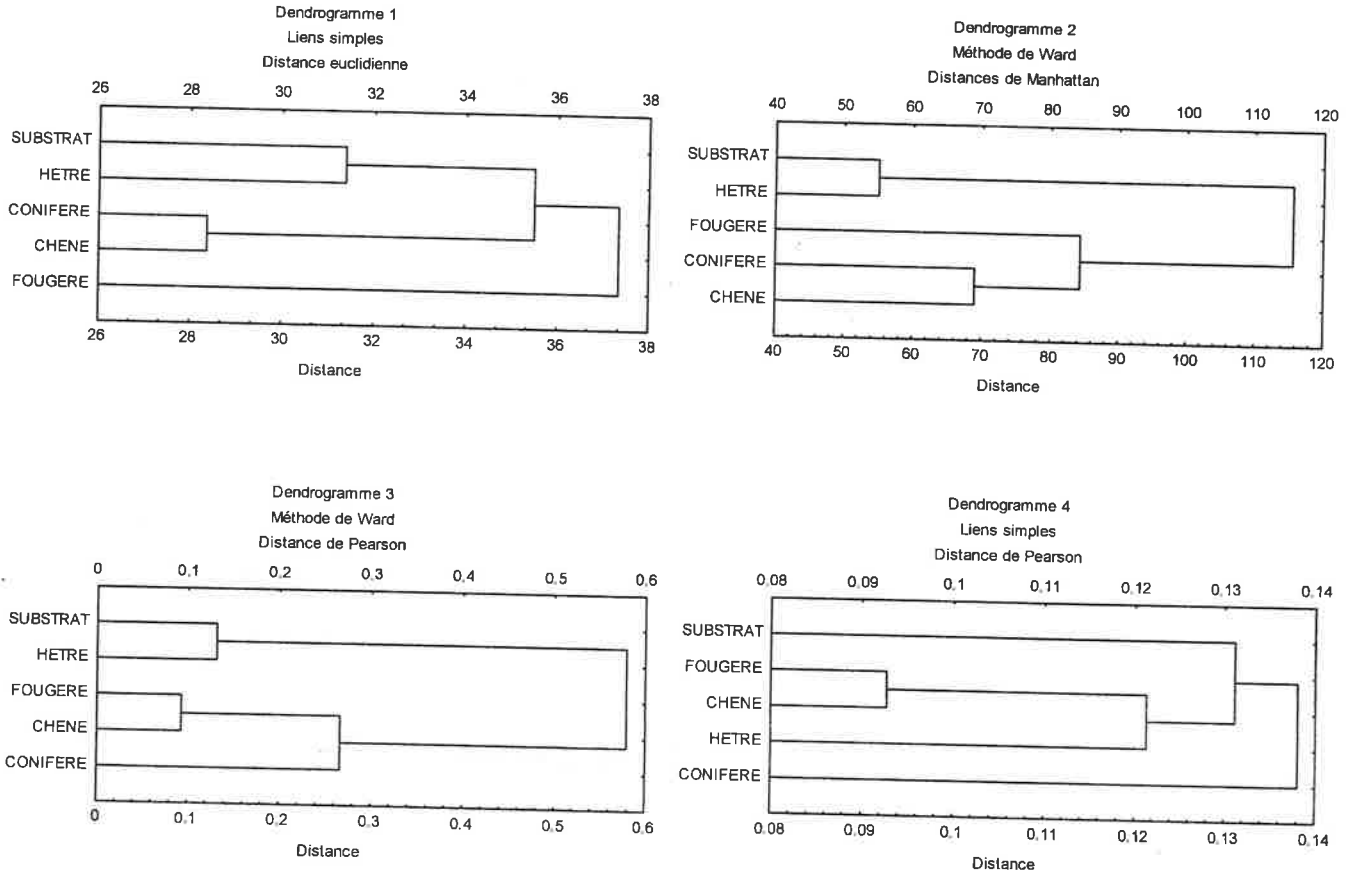


Fig. 3. Dendrogrammes phénétiques des substrats artificiels.  
Fig. 3. Phenetic dendrograms of the artificial substrates.

relativement à sa présence hypothétique, pour les raisons évoquées au point (3) ci-dessus. Le «groupe interne» est constitué de {S. réel, Fougère, Hêtre, Conifère, Chêne}.

Tous les caractères ont été considérés comme non ordonnés et de poids égaux. Aucune contrainte n'a été imposée quant à la monophylie du groupe interne, c'est-à-dire que l'option «outgroup rooting : root tree at internal node with basal polytomy» a été utilisée. Les options «heuristic search» et «branch and bound search» du logiciel Paup 3.1.1. ont donné le même résultat. Un seul arbre plus parcimonieux a été obtenu (Fig. 4), de longueur 23, d'Indice de Cohérence (CI) 0,78, et d'Indice de Rétention (RI) 0,68, quel que soit le logiciel de traitement utilisé (Paup 3.1.1. ou Hennig86).

La méthode de synécoparcimonie permet :

(1) - de mettre en évidence les taxons qui soutiennent les groupes ainsi dégagés. Dans notre cas, le groupe (S. réel+Hêtre) est soutenu par la présence conjointe de Crustacea Asellidae et de Diptera Tipulidae. Le groupe [(S. réel+Hêtre)+Fougère] par la présence de Coleoptera Dytiscidae, Diptera Ceratopogonidae et Tabanidae. Le regroupement ([(S. réel+Hêtre)+Fougère]+Chêne) héberge en commun l'Ephemeroptera *Metreletus* sp., le Plecoptera *Nemoura cinerea*, et les Diptera Simuliidae ;

(2) - de confronter l'arbre obtenu à tout élément externe, que ce soit une donnée écologique, ou un indice, par exemple. Si l'on confronte notre arbre plus parcimonieux avec les valeurs de l'indi-

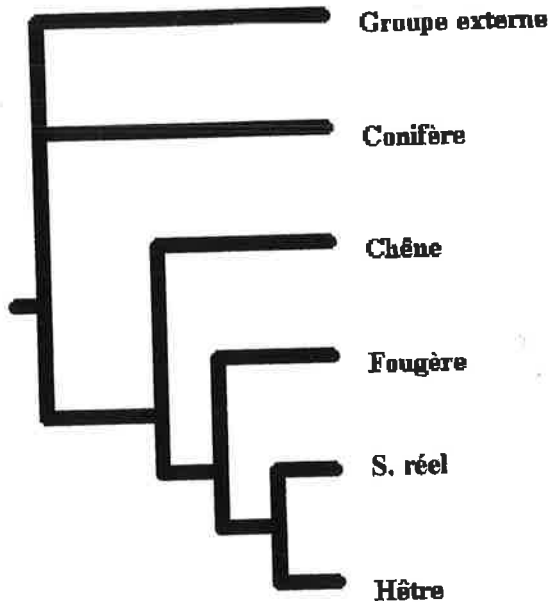


Fig. 4. Arbre minimal des substrats (L = 23 ; CI = 0,78 ; RI = 0,68).

Fig. 4. Minimal tree of the substrates (L = 23 ; CI = 0,78 ; RI = 0,68).



ce de Shannon-Wiener, il n'existe aucune congruence entre ce dernier et la topologie de l'arbre (Fig. 5). Cet indice, théoriquement voué à donner une vision synthétique d'une biocénose, est pourtant ici mis en échec lorsqu'il est directement confronté à un outil issu de la structure faunistique de cette biocénose. Il n'apparaît pas suffisamment informatif et peut, s'il est mal interprété, entraîner des décisions de gestion inadaptées, lors d'une reconstitution raisonnée de la ripisylve par exemple;

(3) - de prendre en compte, grâce à l'insertion de «?» dans la matrice à étudier, les éventuels artefacts pouvant perturber l'analyse, comme c'est ici le cas de *Metreletus* sp. dans les pièges «S. réel».

Nous avons également réalisé une autre comparaison, en adjoignant à la matrice des substrats le résultat d'un Indice Biologique Global Normalisé (norme AFNOR NFT -350), réalisé strictement selon le protocole, au jour du relevage des pièges (Tableau 4).

A partir de ces données, nous avons construit une nouvelle matrice de présence/absence, en y adjoignant également un échantillonnage fictif, appelé «exhaustif», qui cumule les présences de taxons à la fois dans les pièges, et ceux trouvés par le biais de l'IBGN. Nous avons en effet considéré, compte-tenu de la très faible taille du ruisseau, et des divers moyens de prélèvement utilisés, que le regroupement de toutes les données obtenues approchait de très près la réalité faunistique exhaustive du macrobenthos du ruisseau.

Nous avons montré que l'IBGN ne permet pas de donner une vision exhaustive d'une biocénose, certains taxons dits «rares» pouvant être absents des prélèvements réalisés selon le protocole normé (PEROCHON et al. 2001).

Le traitement de la nouvelle matrice fait apparaître un arbre minimal unique, de longueur 38 ; CI = 0,66, et RI = 0,68 (Fig. 6). Sa topologie n'est pas modifiée par l'adjonction à la fois de nouveaux taxons et des deux nouvelles listes faunistiques.

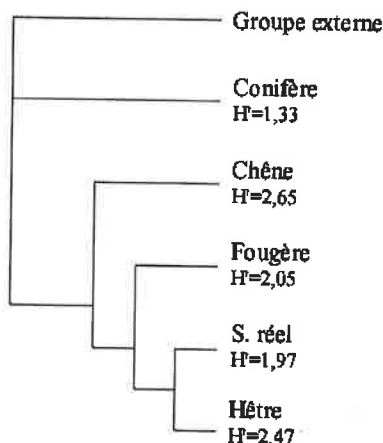


Fig. 5. Valeurs de l'indice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) sur l'arbre minimal.

Fig. 5. Values of the Shannon-Wiener ( $H'$ ) index on the minimal tree.

	Taxon	IBGN
1	Oligochaeta Lumbricidae	1
2	Oligochaeta Tubificidae	63
3	Gasteropoda Lymnaeidae	7
4	Gasteropoda Planorbidae	2
5	Bivalvia Sphaeriidae	1
6	Crustacea Asellidae	8
7	Hydracarina	7
8	Ephemeroptera Ameletidae <i>Metreletus</i> sp.	123
9	Plecoptera Nemouridae <i>Nemoura cinerea</i>	22
10	Heteroptera Notonectidae	1
11	Coleoptera Haliplidae	2
12	Coleoptera Dytiscidae	8
13	Coleoptera Hydrophilidae	1
14	Coleoptera Dryopidae <i>Dryops</i> sp.	2
15	Trichoptera Limnephilidae autres que Limnephilini	1
16	Trichoptera Limnephilidae Limnephilini	6
17	Diptera Tipulidae	0
18	Diptera Limoniidae	0
19	Diptera Simuliidae	419
20	Diptera Chironomidae	70
21	Diptera Ceratopogonidae	3
22	Diptera Tabanidae	0
23	Diptera Chaoboridae	1
24	Diptera (autres)	0

Tableau 4. Effectifs collectés par la procédure IBGN (05/05/2000).  
 Table 4. Numbers of individuals collected through the IBGN index method (05/05/2000).

Le groupe (IBGN+exhaustif) est soutenu par la présence conjointe des Heteroptera Notonectidae, des Coleoptera Haliplidae, Hydrophilidae, Dryopidae, et des Diptera Chaoboridae, le groupe [((IBGN+exhaustif)+Hêtre)+S. réel] par les Crustacea Asellidae, le groupe [(((IBGN+exhaustif)+Hêtre)+S. réel)+Fougère) par les Coleoptera Dytiscidae et les Diptera Ceratopogonidae ; enfin, l'ensemble des substrats, à l'exception de «conifère», est soutenu par les mêmes taxons que précédemment, c'est-à-dire l'Ephemeroptera *Metreletus* sp., le Plecoptera *Nemoura cinerea*, et les Diptera Simuliidae.

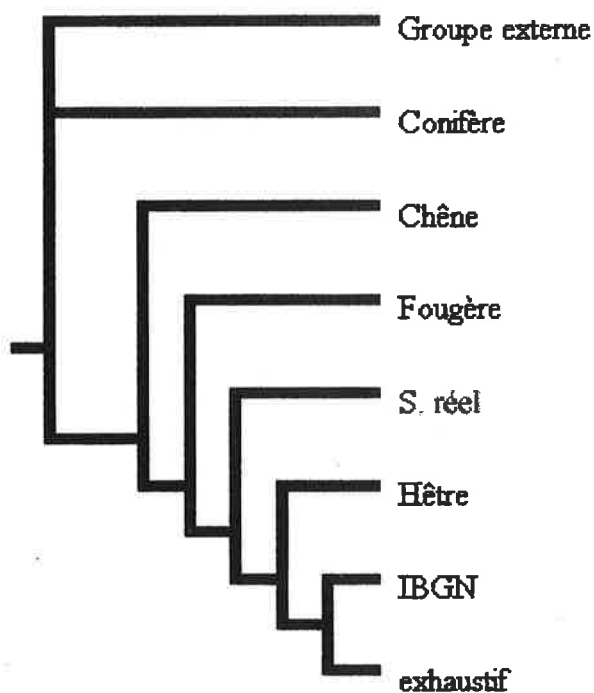


Fig. 6. Arbre minimal incluant l'IBGN (L = 38 ; CI = 0,66 ; RI = 0,68).

Fig. 6. Minimal tree including the IBGN index (L = 38 ; CI = 0,66 ; RI = 0,68).

La confrontation entre les deux approches (substrats seuls d'une part, et substrats & «IBGN» & «exhaustif» d'autre part) fournit plusieurs informations importantes :

(1) - les taxons qui soutiennent le groupe (IBGN+exhaustif) sont, en majorité, des adultes de Coleoptera aquatiques et des *Notonecta* sp., qui peuvent voler. On notera que les substrats artificiels n'ont pas révélé la présence de larves d'Heteroptera ou de Coleoptera Haliplidae et Hydrophilidae, ce qui nécessite de s'interroger sur la réelle autochtonie des taxons ainsi recensés par l'IBGN;

(2) - une seule larve de Chaoboridae a été relevée par l'IBGN, dans un micro-milieu constitué de substrat et de bois mort, en milieu lotique. Or, cette famille est plutôt inféodée aux mares et lacs de barrage, ce qui suggère qu'il pourrait s'agir d'une présence accidentelle, par dérive à partir des quelques petites zones stagnantes (fossés) qui se trouvent sur le parcours du ruisseau;

(3) - l'entomocoenose type de ce ruisseau est bien constituée par les taxons qui soutiennent le groupe [(((IBGN+exhaustif)+Hêtre)+S. réel)+Fougère)+Chêne], soit *Metreletus* sp., *Nemoura cinerea*, et les Diptera Simuliidae.

## 5. Discussion

Les conditions originales rencontrées dans les ruisseaux temporaires (température, conductivité, régime hydrologique avec assec estival presque total, par exemple) font qu'une macrofaune benthique particulière y est adaptée. FAESSEL (1985) indique que les Trichoptera colonisant ces habitats modulent leur période d'émergence et de ponte en fonction des variations du niveau de l'eau. Dans le cas présent, un autre ruisseau temporaire (nommé R2 dans le tableau 5), affluent de la Drouette en aval de celui étudié ici, recelait une population importante de *Metreletus* sp. en 1999. La pose de deux jeux de substrats artificiels en mars 2000 et une prospection minutieuse par micro-milieus n'ont pas permis de retrouver une seule larve de cet Ameletidae. Cette disparition suggère une modification des conditions abiotiques, peut-être d'origine organique (voir Tableau 5, analyses du 5 mai 2000).

La modification du peuplement benthique (doublement du nombre des Lumbricidae et des Tubificidae, disparition de *Metreletus* sp., accroissement très important des Gasteropoda Lymnaeidae et des Diptera Limoniidae et Chironomidae) du Ruisseau 2 pourrait être liée au développement du Parc Animalier des Yvelines (parc de vision de grands mammifères et de rapaces, avec forte fréquentation du public), qu'il traverse en amont. Des études complémentaires sur le Ruisseau 2, notamment tout au long du gradient entre le Parc Animalier et la Drouette, s'imposent pour évaluer à la fois l'impact du Parc, mais aussi la capacité d'auto-régénération de ce cours d'eau.

On constate cependant qu'un ruisseau à tendance initialement xenosaprobe *sensu* SLADCEK (1973) se trouve actuellement colonisé par une faune majoritairement à dominante  $\alpha$ -mesosaprobe, selon l'échelle proposée par MOOG (1995).

L'écologie et la biologie de *Metreletus* sp. feront l'objet d'un autre travail (MASSELOT et al. en prep.). Cependant, les auteurs ayant étudié ce rare Ephemeroptera (FIZAINÉ 1931, BOHLE & POTALGY 1992, FIEDLER & BOHLE 1994, FOLTYN et al. 1996, JAZDZEWSKA & WOJCIESZEK 1997, COPPA 1999, etc.) s'accordent pour noter que ses populations sont isolées, dépendantes de l'existence de fossés de drainage ou de ruisseaux temporaires très faiblement minéralisés. Cet insecte, d'ores et déjà considéré comme vulnérable au sens de l'UICN par le groupe d'étude constitué pour l'élaboration d'une liste d'Ephémères d'intérêt patrimonial pour la France (1<sup>er</sup> colloque Ephémères de France, 4 et 5 décembre 1999, Guyancourt), doit être coté comme espèce menacée en Ile-de-France, les effectifs de la population relictée découverte en 1999 étant très faibles. La protection

	Conductivité	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	DCO	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
unité:	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>
R1 (rappel)	93	0.07	24.9	0.15	1.3	0.03
R2	120	0.32	37.6	0.23	3.1	0.27

Tableau 5. Comparaison de quelques données physico-chimiques significatives entre le Ruisseau 1 (R1) et le Ruisseau 2 (R2).

Table 5. Comparison of some significant physico-chemical data between Brook 1 (R1) and Brook 2 (R2).

des très rares milieux où il a été noté s'impose donc, accompagnée de mesures adaptées en matière de régénération de la ripisylve.

L'outil d'analyse (synécoparcimonie) employé ici montre que les taxons «indicateurs» des ruisseaux temporaires, notamment *Metreletus* sp. et *Nemoura cinerea*, soutiennent le groupe de substrats {Hêtre+Fougère+Chêne+S. réel}. Il montre également qu'un substrat ne contenant que des aiguilles de conifères est un élément limitatif pour la diversité de la biocénose aquatique, dans la station étudiée. Notons que CRAWFORD & ROSENBERG (1984) signalent que les aiguilles de conifère peuvent «constituer un habitat important pour les macro-invertébrés dans des régions localisées». Il convient donc de demeurer prudent quant à la généralisation de ces résultats relativement à l'impact des conifères sur la biodiversité du macrobenthos, dans un sens comme dans l'autre.

Notre analyse confirme la nécessité de suivis très attentifs, à l'aide de l'outil de la synécoparcimonie, de l'évolution des milieux confrontée avec des paramètres physico-chimiques, traduite par la topologie des cénogrammes (*sensu* NEL et al. 1998) les plus parcimonieux obtenus.

## 6. Conclusion

S'il a été montré que des stratégies particulières (diapause de l'œuf pour les Diptera, périodes d'émergence et de ponte chez les Trichoptera, diapause chez les Ephemeroptera, respiration aérienne chez les Coleoptera prédateurs) sont utilisées par le macrobenthos des ruisseaux temporaires, le problème de la recolonisation après assèchement reste posé. Il pourrait s'effectuer par l'aval (mais dans le cas du ruisseau étudié, cette hypothèse est impossible compte-tenu de la très mauvaise qualité de la Drouette), soit par l'amont (quelques mares se trouvent sur le cours du ruisseau), soit par migration aérienne, soit enfin grâce au substrat lui-même (WILLIAMS 1977), d'où l'importance de la qualité de celui-ci. Ces conditions écologiques très particulières limitent, voire interdisent, la présence de prédateurs et de super-prédateurs (Odonates).

La présente étude devra être complétée par une analyse plus vaste et plus complète. Il eût été nécessaire de disposer d'un nombre plus élevé de stations, de comparer la variation saisonnière de la colonisation, et de s'intéresser à la vitesse de désagrégation des feuilles immergées par les micro-organismes.

Nos premiers résultats montrent cependant que la biodiversité spécifique du macrobenthos dépend de la biodiversité de la ripisylve. Ils fournissent une première analyse susceptible d'intéresser les gestionnaires. La très mauvaise connaissance du réseau hydrographique temporaire de la Forêt de Rambouillet nécessite des études ultérieures.

La gestion raisonnée de la biodiversité passe, nécessairement, par une connaissance précise des milieux *ex ante*, mais aussi de leurs potentialités.

## Remerciements

C'est pour nous un plaisir de remercier l'Office National des Forêts d'avoir bien voulu nous laisser accéder sur une parcelle close, en régénération, pour réaliser le présent travail. Jean-Louis Dommanget, Président de la Société Française d'Odonatologie nous a été d'une aide précieuse sur le terrain, notamment relativement aux diverses analyses physico-chimiques : qu'il en soit chaleureusement remercié.

## Travaux cités

- AUBERT, J. 1963. Les Plecoptera des cours d'eau temporaires de la péninsule ibérique. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, **35** : 301-315.
- BÄRLOCHER, F., R.J. MACKAY & G.B. WIGGINS. 1978. Detritus processing in a temporary vernal pool in Southern Ontario. *Archiv für Hydrobiologie*, **81** : 269-295.

- BELLAN-SANTINI, D., J.C. DAUVIN & G. BELLAN. 1994. Analyse de données en écologie benthique : utilisation de la méthode de l'analyse de parcimonie. *Oceanologica Acta*, **17** : 331-340.
- BENFIELD, E.F., A.C. HENDRICKS & J. CAIRNS Jr. 1974. Proficiencies of two artificial substrates in collecting stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **45** : 431-440.
- BOHLE, H.W. & G. POTABGY. 1992. *Metreletus balcanicus* (Ulmer, 1920), *Siphonurus armatus* (Eaton, 1870) (Ephemeroptera, Siphonuridae) und die Fauna sommertrockener Bäche. *Lauterbornia*, **10** : 43-60.
- BOURNAUD, M., G. CHAVANON & H. TACHET. 1978. Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône français. 5. Colonisation par les macroinvertébrés de substrats artificiels suspendus en pleine eau ou posés sur le fond. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **20** : 1485-1493.
- COPPA, G. 1999. *Metreletus balcanicus* (Ulmer, 1920) (Insecta : Ephemeroptera : Siphonuridae) dans le Nord-Est de la France : répartition, habitats, croissance de la larve. *Bulletin de la Société de Sciences Naturelles et d'Archéologie de la Haute-Marne*, **25** : 205-214.
- COVER, E.C. & R.C. HARREL. 1978. Sequences of colonization, diversity, biomass, and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in a freshwater canal. *Hydrobiologia*, **59** : 81-95.
- CRAWFORD, P.J. & D.M. ROSENBERG. 1984. Breakdown of conifer needle debris in a new northern reservoir, Southern Indian Lake, Manitoba. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41** : 649-658.
- DE PAUW, N., D. ROELS & A.P. FONTOURA. 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, **133** : 237-258.
- DELONG, M.D. & J.F. PAYNE. 1985. Patterns of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers : the effects of depth. *Journal of the North American Benthological Society*, **5** : 194-200.
- DIETERICH, M. & N.H. ANDERSON. 1995. Life cycles and food habits of mayflies and stoneflies from temporary streams in western Oregon. *Freshwater Biology*, **34** : 47-60.
- FAESSEL, B. 1985. Les Trichoptera. Données biologiques, éthologiques et écologiques. Clés de détermination larvaire des familles et des principaux genres de France. *Bulletin français de Pêche et de Pisciculture*, **299** : 1-41.
- FARRIS, J. S. 1988. Hennig86, version 1.5 manual/software and MSDOS program. Distributed by the author. Port Jefferson Station, New York.
- FIEDLER, A. & H.W. BOHLE. 1994. Ephemeroptera sommertrockener Bäche in Oberhessen. Entwicklungszyklen und Populationsstruktur. *Lauterbornia*, **17** : 97-110.
- FIZAINE, G. 1931. Ephéméroptère nouveau appartenant au genre *Ameletus*. *Ameletus hessei* nov. sp. *Bulletin de la Société zoologique de France*, **56** : 25-29.
- FOLTYN, S., M. SOMMERHÄUSER & T. TIMMT. 1996. Zur Eintags- und Einfliegenfauna temporärer Löss-Lehmbäche des Kernmünsterlandes, Nordrheinwestfalen (Insecta : Ephemeroptera, Plecoptera). *Lauterbornia*, **27** : 3-9.
- FREDEEN, F.J.H. & D.T. SPURR. 1978. Collecting semi-quantitative samples of black fly larvae (Diptera : Simuliidae) and other aquatic insects from large rivers with the aid of artificial substrates. *Quaestiones Entomologicae*, **24** : 411-431.
- GLIME, J.M. & R.M. CLEMMONS. 1972. Species diversity of stream insects on *Fontinalis* spp. compared to diversity on artificial substrates. *Ecology*, **53** : 458-464.
- HEDIN, L.O. 1990. Factors controlling sediment community respiration in woodland stream ecosystems. *Oikos*, **57** : 94-105.
- HERGENRADER, G.L. & N.H. TROELSTRUP. 1990. Effects of hydropower peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. *Hydrobiologia*, **199** : 217-228.
- HERNANDEZ VILLAR, R., J. RUEDA SEVILLA, G. TAPIA & F. MARTINEZ-LOPEZ. 1998. Efectividad de los substratos artificiales para el muestreo de macroinvertébrados en ríos. *Ecologia*, **12** : 151-166.
- HILSENHOFF, W.L. 1969. An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. *Limnology and Oceanography*, **14** : 465-471.
- IMHOF, J.G.A. & A.D. HARRISON. 1981. Survival of *Dipterona modesta* Banks (Trichoptera : Hydropsychidae) during short periods of dessication. *Hydrobiologia*, **77** : 61-63.

- JAZDZEWSKA, T. & A. WOJCIESZEK. 1997. *Metreletus balcanicus* (Ulmer, 1920) (Ephemeroptera) in Poland with notes on its ecology and biology. *Polskie Pismo Entomologie*, **66** : 9-16.
- KHALAF, G. 1975. Utilisation de substrats artificiels, en eau courante, pour l'étude de la répartition et de la dynamique de colonisation des macro-invertébrés benthiques. Thèse 3<sup>ème</sup> cycle, Université de Lyon : 91 pp.
- KHALAF, G. & H. TACHET. 1977. La dynamique de colonisation des substrats artificiels par les macro-invertébrés d'un cours d'eau. *Annales de Limnologie*, **13** : 169-190.
- KHALAF, G. & H. TACHET. 1978. Un problème d'actualité : revue de travaux en matière d'utilisation des substrats artificiels pour l'échantillonnage des macroinvertébrés des eaux courantes. *Bulletin d'Ecologie*, **9** : 29-38.
- KIRK, E.J. & S.A. PERRY. 1994. A comparison of three artificial substrate samplers : macroinvertebrate densities, taxa richness, and ease of use. *Water Environment Research*, **66** : 193-198.
- LAMBSHEAD, J.D. & G.L.J. PATERSON. 1986. Ecological cladistics-an investigation of numerical cladistics as a method for analysing ecological data. *Journal of Natural History*, **20** : 895-909.
- LAPCHIN, L. 1977. Utilisation de substrats artificiels pour l'étude des populations d'invertébrés benthiques. Résultats préliminaires dans un ruisseau à Salmonidés de Bretagne. *Annales d'Hydrobiologie*, **8** : 33-44.
- LEHMKUHL, D.M. 1971. Stoneflies (Plecoptera : Nemouridae) from temporary lentic habitats in Oregon. *American Midland Naturalist*, **5** : 514-515.
- MACAN, T.T. & I.J. KITCHING. 1972. Some experiments with artificial substrata. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **18** : 213-220.
- MASSELOT, G., A. NEL, A. THOMAS & J. NEL. 1997. Parcimonie de Wagner et biomonitoring de cours d'eau : application au bassin de la Risle (Normandie, France). *Annales de la Société entomologique de France*, **33** : 237-258.
- MEIER, P.G., D.L. PENROSE & L. POLAK. 1979. The rate of colonization by macro-invertebrates on artificial substrate samplers. *Freshwater Biology*, **9** : 381-392.
- MODDE, T. & H.G. DREWES. 1990. Comparison of biotic index values for invertebrate collections from natural and artificial substrates. *Freshwater Biology*, **23** : 171-180.
- MOOG, O. 1995. Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung Aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land und Fortwirtschaft.
- NAGELL, B. & T. FAGERSTROM. 1978. Adaptations and resistance to anoxia in *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) and *Nemoura cinerea* (Plecoptera). *Oikos*, **30** : 95-99.
- NEL, A., J. NEL, G. MASSELOT & A. THOMAS. 1998. An investigation into the application of the Wagner parsimony method in synecology. *Biological Journal of the Linnean Society*, **65** : 165-189.
- NILSSON, S. 1987. Do nymphs of *Parameletus chelififer* and *P. minor* reduce mortality from predation by occupying temporary habitats ? *Oecologia*, **74** : 39-46.
- OERTLI, B. 1992. L'influence de trois substrats (*Typha*, *Chara*, feuilles mortes) d'un étang forestier sur la densité, la biomasse et la production des macroinvertébrés aquatiques. Thèse n° 2557, Switzerland, Université de Genève : 283 pp.
- OERTLI, B. 1993. Leaf litter processing and energy flow through macroinvertébrés in a woodland pond (Switzerland). *Oecologia*, **96** : 466-477.
- OLSSON, T. & O. SODERSTROM. 1978. Springtime migration and growth of *Parameletus chelififer* (Ephemeroptera) in a temporary stream in northern Sweden. *Oikos*, **31** : 284-289.
- PALLER, M.H. & W.L. SPECHT. 1997. A multimetric index using macroinvertebrate data collected with artificial substrates. *Journal of Freshwater Ecology*, **12** : 367-378.
- PAYNE, J.F. & M. DELONG. 1985. Patterns of colonization by macroinvertébrés on artificial substrate samplers : the effects of depth. *Freshwater Invertebrate Biology*, **4** : 194-200.
- PEROCHON, E., G. MASSELOT & A. NEL. 2001. Freshwater macroinvertébrés sampling problems in synecological analysis and biomonitoring. A concrete example. *Annales de la Société entomologique de France*, **37** (3) : 341-346.
- PETERSEN, R.C & K.W. CUMMINS. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, **4** : 343-368.
- RAMOS, T.C. 1998. Manual of Tree Gardener. Version 2.2.

- REICE, S.R. 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology*, **61** : 580-590.
- ROBY, K.B., J.D. NEWBOLD & D.C. ERMAN. 1978. Effectiveness of an artificial substrate for sampling macroinvertebrates in small streams. *Freshwater Biology*, **8** : 1-8.
- ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH. 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. p. 175-235. In : Cairns J. Jr. (ed.) *Artificial substrates*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana : 117 pp.
- SHORT, R.A. & J.V. WARD. 1980. Leaf litter processing in a regulated Rocky Mountain stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37** : 123-127.
- SLADECEK, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie (Ergebnisse der Limnologie)*, **7** : 1-218.
- SWOFFORD, D.L. 1991. PAUP : Phylogenetic Analysis Using Parsimony, Version 3.0s Computer program distributed by the Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois.
- WASHINGTON, H.G. 1984. Review. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, **18** : 653-694.
- WEFRING, D.R. & J.C. TEED. 1980. Device for collecting replicate artificial substrate samples of benthic invertebrates in large rivers. *Program of Fish-Culture*, **42** : 26-28.
- WIGGINS, G.B., R.J. MACKAY & J.M. SMITH. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*, **58** : 97-206.
- WILLIAMS, D.D. 1977. Movements of benthos during the recolonisation of temporary streams. *Oikos*, **29** : 306-312.
- WILLIAMS, D.D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, **15** : 634-650.
- WILLIAMS, D.D., N.E. WILLIAMS & I.D. HOGG. 1995. Life history plasticity of *Nemoura trispinosa* (Plecoptera : Nemouridae) along a permanent - temporary water habitat gradient. *Freshwater Biology*, **34** : 155-163.
- WISE, D.H. & M.C. MOLLES Jr. 1979. Colonization of artificial substrates by stream insects : influence of substrate size and diversity. *Hydrobiologia*, **65** : 69-74.