Document generated on 07/17/2025 9:08 a.m.

Revue des sciences de l'eau
Journal of Water Science

Les peuplements d'éphémèroptères de plécoptères et de trichoptères des ruisseaux acides et non acides du massif vosgien : première approche

Ephemeroptera, plecoptera, trichoptera communities of acidic and non acidic streams in the vosges mountains (northeastern France): a preliminary study

F. Guerold,, D. Vein and G. Jacquemin

Volume 4, Number 3, 1991

URI: https://id.erudit.org/iderudit/705101ar
DOI: https://doi.org/10.7202/705101ar

See table of contents

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)
1718-8598 (digital)

Explore this journal

Cite this article

Guerold,, F., Vein, D. & Jacquemin, G. (1991). Les peuplements d'éphémèroptères de plécoptères et de trichoptères des ruisseaux acides et non acides du massif vosgien : première approche. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, *4*(3), 299–314. https://doi.org/10.7202/705101ar

Article abstract

Acidification of freshwaters has become a serious problem in certain parts of the Vosges Mountains (Northeastern France). Aquatic organisms at all major levels are affected by decreased pH. As the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoplera are a significant par of the macrobenthos in mountain streams, the objective of this preliminary study was to determine how the physico-chemical environment in acidified running waters affects the qualitative composition of mayflies, stoneflies and caddis-flies communities compared with non acidified streams and to evaluate the reliability and possible use of the taxonomic groups as indicators of the extent of acidification.

A biological survey of fourteen streams was conducted in the Vosges mountains from March 1988 to March 1990. The areas investigated lie on granitic bed-rock and soils in the process of podzolisation. The sampling sites (sixteen), at altitudes of 600 to 1020 meters a.s.l. were located above built-in and agricultural areas thus avoiding organic pollution. The streams drain forested catchments regarded as sensitive to acid inputs and affected by forest decline. Silver fir (*Abies alba*), Norway spruce (*Pecea abies*) and European beech (*Fagus sylvatica*) are dominant.

Larvae and pupae of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera were collected by band picking and Surber sampler (mesh aperture 350 µm). Adults were collected with an insert net by beating bushes and trees or sweeping low herbage near streams. A long-handled net was required for high-flying Ephemeroptera and Trichoptera. Organisms were preserved in 5 % formalin or 70 % ethanol.

The pH was measured in the field using a specific glass electrode for low ionic solutions, compensated for temperature. Water samples were acidified for total aluminium analysis. Determination of aluminium was performed using an atomic absorption spectrophotometer equipped with a graphite furnace. Conductivity was measured in the laboratory al 20 °C.

Determination of pH revealed that acidification occurred et seven sites (sampling sites n° 8 to 16). Six were strongly acidic (mean pH : 4.7-5.2) and one moderately acidic (mean pH : 5,6). In such streams mean total aluminium ranged from 221 µg/1 to 387 µg/1 and mean conductivity from 17,0 µS/cm to 21.5 µS/cm. Minimum pH and maximum aluminium values were recorded during snowmelt or rein event. In all these streams the fish population (*Salmo trutta fario*) has completely disappeared.

Others streams (sampling sites n° 1 to 7) went from slightly acidic to neutral with a range pH between 6.8-7.0 and were characterized by average total aluminium varying from 41 µg/1 to 78 µg/l and average conductivity from 36 µS/cm to 90 µS/cm. These streams have been considered as reference for non acidified running waters.

The number of species occurring in acidified streams contrasted markedly with those of the non acidified streams. Specific richness of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera are reduced in acidic waters. Only twenty-nine species were found in acidic streams, whereas a total of ninety-three species were collected in non acidic streams.

Ephemeroptera

In the reference streams, the Ephemeroptera fauna was rich and diverse with twenty taxa. Some species, for example *Epeorus sylvicola, Baetis alpinus* and *B. rhodani* were very common and widespread. In contrast, in acidic water only one species, Baetis vernus, was actually present (3 larvae).

Trichoptera

Thirty-eight species of caddis flies were found in non acidic streams. Hydropsychidae (*hydropsyche sp*) Philopotamidae (*Philopotamus ludificatus, P. montanus, Wormaldia sp*) and Glossosomatidae (*Glossosoma conformis, Agapetus sp*) were the organisms most commonly present.

In acidic streams, eleven species were food. Rhyacopyhilidae (*Rhyacophlla obliterata, R. potamoides, R. praemorsa*), Polycentropodidae (*Plectrocnemia sp, P. conspersa*) and Limnephilidae (*Drusus annulatus, D. discolor, Caetopterygopsis maclachlani, Chaelopteryx villosa, Anitella sp*) were among the most abundant taxa.

Plecoptera

In acidic streams, taxonomic richness (17 species) was about 50% lower than those obtained in the non acidic streams. The common species *Perla marginata, Perlodes microcephala* and *Isoperla oxylepis* were not listed when pH was below 5.6. At the opposit, some species were dominant and very abundant. For example, *Brachyptera seticornis*, was dominant in April, *Leuctra nigra* in May, *Siphonoperla torrentium* in June and *Leuctra cingulala* in July.

The sensitivity of organisms towards to acidification appeared to be different among these groupe of aquatic insects. Three types of responses can be distinguished in relation with pH and/or associated factors :

- High sensitivity of Ephemeroptera, which have completely disappeared

- High sensitivity of most Trichoptera families except the following : Polycentropodidae, Rhyacophilidae and Limnephilidae.

- Tolerance of Plecoptera filipalpia which were sometimes very abundant, but disappearance of Plecoptera Setipalpia except for *Siphonoperla torrentium*.

This analysis showed that many species of mayflies, stoneflies and caddis flies do not tolerate low pH (and/or) associated with low conductivity and elevated aluminium concentrations. Because the biological response is the result of present and post environmental situations, we suggest the use of these taxa as indicators of acidification in running waters, particularly when a restricted number of physico-chemical measurements is insufficient to appreciate the acidification level, as during low flow periods or during periodes of no acid stress.

Nevertheless, to be considered as a useful indicator of pollution in general and acidification in particular, a taxa (species, genera or family) should be widespread, relatively abundant, present all the year round, very sensitive to the studied factor and easy or relatively easy to identity.

For example, in unpolluted streams in the Vosges Mountains, *Epeorus sylvicola, Perlodes microcephala, Hydropsyche sp, Philopotamus sp* seem to fit these criteria.

However, in evaluating aquatic organisms as indicators of pollutional conditions, great caution is necessary because knowledge of the ecological requirements of the species is essential, several ecologic conditions other than the presence of a pollutant may limit the distribution of certain species. For this reason, the benthic macrofauna of a more significant number of sites of different chemical and physical characteristics should be collected.

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 1991

This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

https://www.erudit.org/en/

REVUE DES SCIENCES DE L'EAU, 4(1991) 299-314

Les peuplements d'éphémèroptères de plécoptères et de trichoptères des ruisseaux acides et non acides du massif vosgien : première approche*

Ephemeroptera, plecoptera, trichoptera communities of acidic and non acidic streams in the vosges mountains (northeastern France) : a preliminary study

F. GUEROLD[1], D. VEIN[2], G. JACQUEMIN[3]

Reçu le 26 juillet 1990, accepté pour publication le 28 janvier 1991**.

RÉSUMÉ

Les peuplements d'Ephémèroptères, de Plécoptères et de Trichoptères de quatorze cours d'eau du massif vosgien granitique, ont été échantillonnés de mars 1988 à mars 1990. Les stations, au nombre de seize, ont été choisies en amont de toute agglomération et en dehors de zones d'activité agricole.

Les mesures de pH, conductivité et aluminium total, ont établi que sept ruisseaux sont acides (pH moyens : 4,67-5,62), très faiblement minéralisés (conductivités moyennes : 17-21,5 µS/cm) et présentent des concentrations moyennes en aluminium total, comprises entre 221 et 387 µg/l.

Les sept autres cours d'eau sont faiblement acides à neutres (pH moyens : 6,80-6,98), peu minéralisés (conductivité moyenne : 36-90 µS/cm) et montrent des concentrations moyennes en aluminium variant de 41 à 78 µg/l.

Seules 29 espèces ont été récoltées dans les ruisseaux acides alors que 93 l'ont été dans les cours d'eau non acides.

Les Ephémèroptères se révèlent les plus sensibles aux conditions acides et disparaissent totalement. Parmi les Trichoptères, seuls les Polycentropodidae, les Rhyacophilidae et les Limnephilidae sont encore présents dans les ruisseaux acides. Alors que les Plécoptères Filipalpes sont bien représentés, certaines espèces étant même très abondantes, les Plécoptères Sétipalpes ne sont plus récoltés dans les cours d'eau acidifiés, à l'exception de *Siphonoperla torrentium*

1. Université de Metz, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie, BP 4116, 57040 Metz, cedex 01.
2. *Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires, BP 172, 54505 Vandoeuvre-les-Nancy,* cedex.
3. Université de Nancy I, Faculté des Sciences, Laboratoire de Biologie des Insectes, BP 239, 54506 Vandoeuvre-les-Nancy cedex.

* Communication présentée au 34e Congrès de l'Association Française de Limnologie, Metz-Nancy, 29-31 mai 1990.

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 mars 1992.

Mots clés : *Eaux courantes, acidification, éphémèroptères, trichoptères, plécoptères, bio-indicateurs, massif vosgien.*

SUMMARY

Acidification of freshwaters has become a serious problem in certain parts of the Vosges Mountains (Northeastern France). Aquatic organisms at all major levels are affected by decreased pH. As the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera are a significant par of the macrobenthos in mountain streams, the objective of this preliminary study was to determine how the physico-chemical environment in acidified running waters affects the qualitative composition of mayflies, stoneflies and caddis-flies communities compared with non acidified streams and to evaluate the reliability and possible use of the taxonomic groups as indicators of the extent of acidification.

A biological survey of fourteen streams was conducted in the Vosges mountains from March 1988 to March 1990. The areas investigated lie on granitic bed-rock and soils in the process of podzolisation. The sampling sites (sixteen), at altitudes of 600 to 1020 meters a.s.l. were located above built-in and agricultural areas thus avoiding organic pollution. The streams drain forested catchments regarded as sensitive to acid inputs and affected by forest decline. Silver fir *(Abies alba)*, Norway spruce *(Pecea abies)* and European beech *(Fagus sylvatica)* are dominant.

Larvae and pupae of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera were collected by hand picking and Surber sampler (mesh aperture 350 µm). Adults were collected with an insect net by beating bushes and trees or sweeping low herbage near streams. A long-handled net was required for high-flying Ephemeroptera and Trichoptera. Organisms were preserved in 5 % formalin or 70 % ethanol.

The pH was measured in the field using a specific glass electrode for low ionic solutions, compensated for temperature. Water samples were acidified for total aluminium analysis. Determination of aluminium was performed using an atomic absorption spectrophotometer equipped with a graphite furnace. Conductivity was measured in the laboratory at 20 °C.

Determination of pH revealed that acidification occurred at seven sites (sampling sites n° 8 to 16). Six were strongly acidic (mean pH : 4.7-5.2) and one moderately acidic (mean pH : 5,6). In such streams mean total aluminium ranged from 221 µg/l to 387 µg/l and mean conductivity from 17,0 µS/cm to 21.5 µS/cm. Minimum pH and maximum aluminium values were recorded during snowmelt or rain event. In all these streams the fish population *(Salmo trutta fario)* has completely disappeared.

Others streams (sampling sites n° 1 to 7) went from slightly acidic to neutral with a range pH between 6.8-7.0 and were characterized by average total aluminium varying from 41 µg/l to 78 µg/l and average conductivity from 36 µS/cm ot 90 µS/cm. These streams have been considered as reference for non acidified running waters.

The number of species occurring in acidified streams contrasted markedly with those of the non acidified streams. Specific richness of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera are reduced in acidic waters. Only twenty-nine species were found in acidic streams, whereas a total of ninety-three species were collected in non acidic streams.

Ephemeroptera

In the reference streams, the Ephemeroptera fauna was rich and diverse with twenty taxa. Some species, for example *Epeorus sylvicola*, *Baetis alpinus* and

B. rhodani were very common and widespread. In contrast, in acidic water only one species, ***Baetis vernus***, was actualy present (3 larvae).

Trichoptera

Thirty-eight species of caddis flies were found in non acidic streams. Hydropsychidae ***(hydropsyche sp)*** Philopotamidae ***(Philopotamus ludificatus, P. montanus, Wormaldia sp)*** and Glossosomatidae ***(Glossosoma conformis, Agapetus sp)*** were the organisms most commonly present.

In acidic streams, eleven species were found. Rhyacopyhilidae ***(Rhyacophila obliterata, R. potamoides, R. praemorsa)***, Polycentropodidae ***(Plectrocnemia sp, P. conspersa)*** and Limnephilidae ***(Drusus annulatus, D. discolor, Caetopterygopsis maclachlani, Chaetopteryx villosa, Anitella sp)*** were among the most abundant taxa.

Plecoptera

In acidic streams, taxonomic richness (17 species) was about 50 % lower than those obtained in the non acidic streams. The common species ***Perla marginata, Perlodes microcephala*** and ***Isoperla oxylepis*** were not listed when pH was below 5.6. At the opposit, some species were dominant and very abundant. For example, ***Brachyptera seticornis***, was dominant in April, ***Leuctra nigra*** in May, ***Siphonoperla torrentium*** in June and ***Leuctra cingulata*** in July.

The sensitivity of organisms towards to acidification appeared to be different among these groups of aquatic insects. Three types of responses can be distinguished in relation with pH and/or associated factors :
– High sensibility of Ephemeroptera, which have completely disappeared
– High sensitivity of most Trichoptera families except the following : Polycentropodidae, Rhyacophilidae and Limnephilidae.
– Tolerance of Plecoptera filipalpia which were sometimes very abundant, but disappearance of Plecoptera Setipalpia except for ***Siphonoperla torrentium.***

This analysis showed that many species of mayflies, stoneflies and caddis flies do not tolerate low pH (and/or) associated with low conductivity and elevated aluminium concentrations. Because the biological response is the result of present and post environmental situations, we suggest the use of these taxa as indicators of acidification in running waters, particularly when a restricted number of physico-chemical measurements is insufficient to appreciate the acidification level, as during low flow periods or during periodes of no acid stress.

Nevertheless, to be considered as a useful indicator of pollution in general and acidification in particular, a taxa (species, genera or familly) should be widespread, relatively abundant, present all the year round, very sensitive to the studied factor and easy or relatively easy to identify.

For example, in unpolluted streams in the Vosges Mountains, ***Epeorus sylvicola, Perlodes microcephala, Hydropsyche sp, Philopotamus sp*** seem to fit these criteria.

However, in evaluating aquatic organisms as indicators of pollutional conditions, great caution is necessary because knowledge of the ecological requirements of the species is essential, several ecologic conditions other than the presence of a pollutant may limit the distribution of certain species. For this reason, the benthic macrofauna of a more significant number of sites of different chemical and physical characteristics should be collected.

Key-words : *Running waters, acidification, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, bio-indicators, Vosges Mountains.*

1 - INTRODUCTION

L'acidification des eaux de surface en Amérique du Nord et en Europe, est aujourd'hui reconnue comme étant l'un des problèmes d'environnement les plus importants.

Les retombées atmosphériques acides, conséquences des émissions anthropogéniques dans l'atmosphère de SO_2 et No_X induisent des altérations des composantes chimiques et biologiques des écosystèmes terrestres (PITELKA et RAYNAL, 1989 ; REHFUESS, 1989 ; SCOTT, 1989) et aquatiques (LEIVESTAD et MUNIZ, 1976 ; HENRIKSEN, 1979).

En France, dans le massif vosgien (nord-est), les premières données sur des précipitations datent de 1973 (BOURRIE, 1976). Depuis lors, des études ont montré que certains événements neigeux peuvent s'accompagner de valeurs extrêmes de pH de 3,05 (COLIN *et al.*, 1989). La truite *(Salmo trutta fario)* a disparu de nombreux cours d'eau drainant des bassins versants vulnérables aux dépôts atmosphériques acides, du fait de la nature du substratum géologique, des sols et de la végétation.

Dans de tels cours d'eau les peuplements de macro-invertébrés benthiques montrent d'importantes modifications de leur composition, qui se traduisent notament par la disparition de nombreuses espèces (GUEROLD et PIHAN, 1989). Les macro-invertébrés, depuis longtemps utilisés comme bio-indicateurs de pollution (GAUFIN et TARZWELL, 1982 ; WOODIWISS, 1964 ; BRINKURST, 1966 ; CAIRNS, 1974 ; VERNEAUX, 1984), reflètent la situation présente mais aussi passée d'un cours d'eau. Il apparaissent donc comme un matériel de choix pour appréhender à un moment donné l'état d'un écosystème lotique subissant une perturbation. Par ailleurs, il semble réalisable d'élaborer une méthode d'évaluation de l'état d'acidification des cours d'eau, basée sur l'utilisation des macro-invertébrés benthiques (WRIGHT *et al.*, 1984 ; NORWEGIAN INSTITUTE FOR WATER RESEARCH, 1987).

C'est pourquoi nous nous sommes intéressés à trois groupes d'invertébrés caractéristiques des ruisseaux de montagne (Ephémèroptères, Plécoptères, Trichoptères). Le but de cette étude préliminaire était de mettre en évidence les différences qualitatives apparaissant au sein de chacun de ces trois groupes faunistiques, entre cours d'eau acidifiés et non acidifiés et de voir si leur utilisation en tant que bio-indicateur d'acidification était envisageable.

2 - SITES D'ÉTUDE

Quatorze cours d'eau du massif vosgien granitique ont été étudiés *(fig. 1* et *tableau 1)*. Huit d'entre eux (stations n° 7 à 16) sont localisés sur un même bassin versant (bassin versant du Rouge-Rupt). Les six autres cours d'eau (stations n° 1 à 6) sont situés dans des localités voisines.

Tableau 1 Situation et codage des stations de prélèvement.

Table 1 *Location and coding of sampling points.*

Cours d'eau	N°	Altitude M	Référence I.G.N.[1]	Coordonnées Lattitude Nord & Longitude Est
Rau Saint Nicolas	1	6 050	La Bresse 3619 Ouest	47°55'10" N & 6°57'21" E
Thur	2	625	La Bresse 3619 Ouest	47°59'10" N & 6°58'3" E
Vologne	3	810	La Bresse 3619 Ouest	48°3'18" N & 6° 59'3" E
Meurthe	4	825	Gérardmer 3618 Est	48°5'22" N & 7°1'18" E
Bouchot	5	730	La Bresse 3619 Ouest	48°2'34" N & 6°51'47" E
Rau des Bans	6	630	Gérardmer 3618 Ouest	48°9'20" N & 6°52'36" E
Goutte du Tihay	7	660	La Bresse 3619 Ouest	47°59'8" N & 6°53'54" E
Rau des Echarges	8	750	La Bresse 3619 Ouest	47°58'24" N & 6°53'56" E
Rau du Grand Ventron	9	810	La Bresse 3619 Ouest	47°58'42" N & 6°54'41" E
Rouge-Rupt 673 m	10	673	La Bresse 3619 Ouest	47°58'32" N & 6° 53'25" E
Goutte des Blancs Murgers	11	970	La Bresse 3619 Ouest	47°58'58" N & 6°55'34" E
Wassongoutte	12	700	La Bresse 3619 Ouest	47°58'24" N & 6° 53'4" E
Goutte de la Grande Basse	13	840	La Bresse 3619 Ouest	47°58'55" N & 6°55'23" E
Rouge-Rupt 845 m	14	845	La Bresse 3619 Ouest	47°58'52" N & 6°55'28" E
Goutte du Pourri Faing	15	1 010	La Bresse 3619 Ouest	47°58'57" N & 6°55'18" E
Rouge-Rupt 1 020 m	16	1 020	La Bresse 3619 Ouest	47°59'54" N & 6°55'18" E

[1] Institut Géographique National carte au 1 : 25 000.

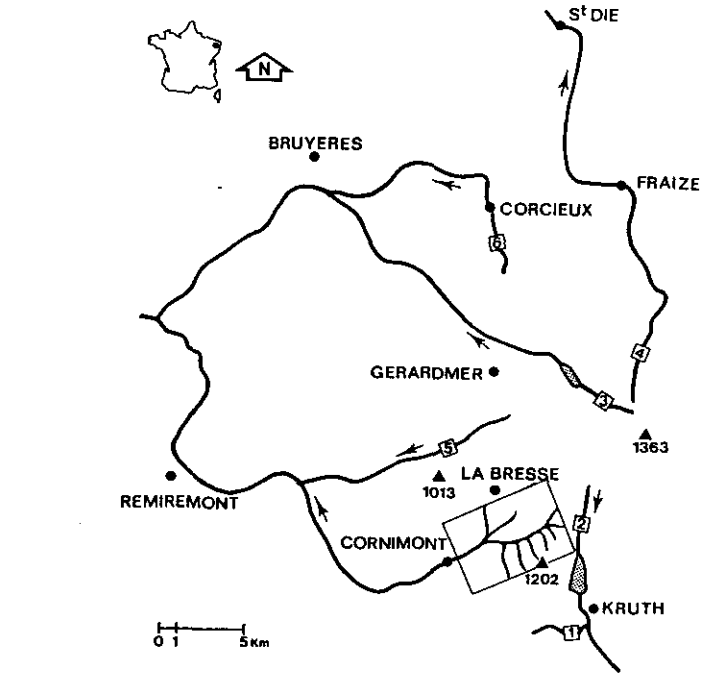
Chaque station se trouve en amont de toute agglomération et placée dans des secteurs non perturbés par l'activité agricole, exception faite de la station 1 qui se situe en aval d'un hameau.

Les stations 4, 5 et 7 sont situées dans des zones non forestières. Les stations 3, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 et 16 sont situées sous couvert forestier (conifères dominants). Les stations 1 et 2 sont situées sous couvert forestier (feuillus dominants).

3 - MÉTHODOLOGIE

3.1 Physico-chimie

A chaque station le pH est mesuré à l'aide d'un pH mètre portatif équipé d'une électrode spécifique pour les solutions faiblement ioniques. Des échantillons d'eau ont également été prélevés à plusieurs reprises afin de déterminer les concentrations en aluminium total. Pour cela l'eau est placée dans des bidons (1 l) en polyéthylène et gardée au frais et à l'obscurité. Le pH est contrôlé au laboratoire et la conductivité mesurée à 20°. Après acidification des échantillons, l'aluminium est dosé dans les 48 heures par spectrophotométrie d'absorption atomique au four graphite. Pour chaque cours d'eau, au moins une campagne de mesure a été effectuée en période de fonte des neiges, événement hydrométéorologique reconnu critique pour l'environnement (ODEN, 1976 ; SCHOFIELD, 1976 ; VAN COILLIE *et al.*, 1984).



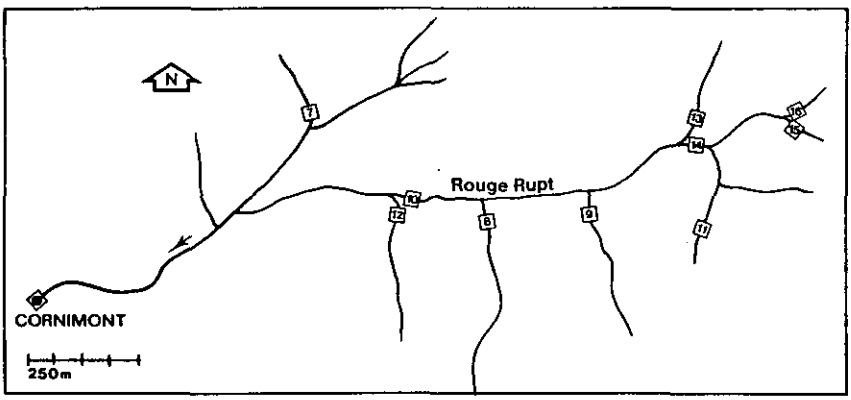


Figure 1 Localisation des sites d'étude et de stations de prélèvement.
Map showing location of study area and sampling points.

3.2 Macro-invertébrés benthiques

La macrofaune benthique a été échantillonnée mensuellement en 1988, 1989 et jusqu'en mars 1990. Des prélèvements (0,08 m^2) effectués en fonction de la diversité de couples courant /substrat, ont été réalisés à l'aide d'un filet Surber de 350 µm de vide de maille. Les récoltes de larves ont été complétées par une prospection manuelle aussi exhaustive que possible. Les imagos d'Ephémèroptères, Plécoptères, et Trichoptères ont été récoltés à l'aide de filet d'entomologiste, de filet fauchoir et de parapluie japonais, ces deux dernières techniques étant surtout efficaces pour collecter les adultes de Plécoptères.

Les imagos et larves récoltés par chasse à vue sont conservés dans l'alcool à 70°. Les organismes échantillonnés à l'aide du filet Surber sont fixés sur le terrain avec une solution de formaldéhyde (5 %).

4 - RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

4.1 Physico-chimie

Le *tableau 2* présente les résultats concernant les paramètres mesurés.

Tableau 2 Valeurs du pH, de l'aluminium total et de la conductivité pour chaque station.

Table 2 *pH, conductivity and total aluminium concentrations for each sampling site.*

Cours d'eau	N°	pH				Aluminium		Conductivité	
		Minimum	Moyenne	Maximum	n	Moyenne µg/l	n	Moyenne µS/cm	n
Rau Saint Nicolas	1	6,45	6,98	7,00	3	78	3	54,0	3
Thur	2	6,50	6,89	7,05	5	49	3	45,0	3
Vologne	3	6,54	6,91	7,04	4	60	3	69,0	3
Meurthe	4	6,50	6,84	7,10	4	57	4	56,0	4
Bouchot	5	6,48	6,81	7,15	2	54	2	88,0	2
Rau des Bans	6	6,52	6,80	7,26	10	51	4	55,0	4
Goutte du Tihay	7	6,29	6,83	7,40	30	74	5	36,0	5
Rau des Echarges	8	5,01	5,62	6,58	29	221	5	21,5	5
Rau du Grand Ventron	9	4,62	5,18	6,02	29	236	5	19,5	5
Rouge-Rupt 673 m	10	4,70	5,11	5,87	30	296	5	19,5	5
Goutte des Blancs Murgers	11	4,47	5,01	5,89	27	256	5	17,0	5
Wassongoutte	12	4,41	4,99	5,65	28	337	5	20,0	5
Goutte de la Grande Basse	13	4,50	4,93	5,48	19	255	5	20,5	5
Rouge-Rupt 845 m	14	4,30	4,84	5,29	18	301	5	19,0	5
Goutte du Pourri Faing	15	4,10	4,75	5,40	28	371	5	20,5	5
Rouge-Rupt 1 020 m	16	4,13	4,67	5,07	28	387	5	20,5	5

pH : Sept des quatorze cours d'eau étudiés (stations 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 et 16) sont caractérisés par des valeurs moyennes de pH variant entre 4,67 et 5,62, avec un minimum de 4,10 à la station 15 et un maximum de 6,58 à la station 8. Ces deux valeurs extrêmes correspondant respectivement à un événement pluvio-neigeux et à des conditions d'étiage accusé.

Les sept autres stations (1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7) montrent des pH moyens compris entre 6,8 et 7,0, valeurs supérieures à celles des stations précédentes de 1,2 à 2,3 unités.

Aluminium total : Les sept ruisseaux acides présentent également les plus fortes concentrations moyennes en aluminium total. Toutes ces valeurs sont supérieures à 220 µg/l. Rappelons ici que la valeur guide fixée par la CEE est de 50µg/l et la norme maximale admise pour les eaux de consommation de 200 µg/l. A l'inverse, les concentrations aluminiques moyennes relevées aux stations 1 à 7 sont de 3 à 9 fois plus faibles et ne dépassent pas 78 µg/l.

Conductivité : Les conductivités moyennes des sept cours d'eau acides varient de 17 à 21,5 µS/cm et s'avèrent plus de deux fois plus faibles que celles relevées dans les ruisseaux non acides (36 à 90µS/cm).

Le calcul des corrélations entre pH et aluminium total ($r = -0,97$) et pH et conductivité ($r = 0,85$) montrent que ces trois paramètres sont très fortement liés.

Compte tenu des caractéristiques physico-chimiques, nous avons considéré pour la suite de l'étude, deux groupes de cours d'eau :

Groupe 1 : Stations 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7. Rivières non acidifiées, typiques du massif vosgien.

Gourpe 2 : Stations 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 et 16. Rivières acidifiées, faiblement minéralisées et présentant des concentrations aluminiques élevées.

Les rivières du groupe 2 n'hébergent plus de population de truite *(Salmo trutta fario)* alors que la présence de cette dernière était connue avec certitude dans les années 1960.

4.2 Macro-invertébrés benthiques

Les espèces récoltées dans chacun des deux groupes de cours d'eau, sont répertoriées dans le *tableau 3.*

Quatre vingt seize espèces d'Ephéméroptères, de Plécoptères et de Trichoptères ont été recensées. Cet inventaire est le premier concernant un ensemble homogène de stations du massif vosgien. Les données antérieures sont éparses, anciennes et souvent imprécises quant à la détermination des taxons et/ou la localisation (McLACHLAN, 1884, 1885, 1886, 1887 ; LESTAGE, 1924 ; HUBAULT, 1927 ; NAVAS 1931 et MOSELY, 1934), exception faite d'une note d'AUBERT (1963). Seules 26 espèces parmi les 93 récoltées en milieu non acide, ont été retrouvées dans les ruisseaux dont le pH est inférieur à 5,6, ce qui représente une réduction de plus de 70 % de la richesse spécifique des trois groupes étudiés.

Ephéméroptères

Vingt espèces d'Ephéméroptères ont été reconnues *(tableau 3.a)*. Certaines d'entre elles sont très largement dominantes et semblent caractériser les peuplements du rhithron vosgien. Ainsi dans nos récoltes, *Baetis alpinus*, *B. rhodani* et *Epeorus sylvicola* représentent près de deux tiers des individus. Si l'on ajoute les *Rhithrogena* du groupe *semicolorata* et les deux espèces d'*Ephemerella*, on totalise plus de 80 % des individus.

Tableau 3a Liste des espèces d'Ephéméroptères récoltés dans les ruisseaux acides et non acides.

Table 3a *List of Ephemeroptera species collected in acidic and non acidic streams.*

	Cours d'eau acides	Cours d'eau non acides
Epeorus sylvicola (PICTET, 1865)		+
Ecdyonurus venosus (FABRCIUS, 1775)		+
Electrogena lateralis (CURTIS, 1775)		+
Rhitrogena gr hercinia		+
R. picteti (SOWA, 1971)		+
R. puytoraci (SOWA et DEGRANGE, 1987)		+
Rhithrogena sp3 semicolorata		+
Siphlonurus lacustris (EATON, 1870)		+
Amelatus inopinatus (EATON, 1887)		+
Baetis rhodani (PICTET, 1843)		+
B. alpinus (PICTET, 1843)		+
B. melanonyx (PICTET, 1843)		+
B. vernus (CURTIS, 1834)	+ (*)	+
B. niger (LINNE, 1761)		+
B. muticus (LINNE, 1758)		+
Ephemerella ignita (PODA, 1761)		+
E. mucronata (BENGTSSON, 1909)		+
Habroleptoides confusa (SARTONI et JACOB, 1986)		+
Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS, 1835)		+
Habrophlebia lauta (EATON, 1884)		+

(*) 3 larves.

Dans les stations considérées, la répartition des Ephéméroptères en fonction du pH est très tranchée :

– Dans les ruisseaux non acides, la faune d'Ephémères est variée et abondante. Les cours d'eau comme la Goutte du Tihay, le ruisseau des Bans ou la Meurthe hébergent une quinzaine d'espèces.

– Dans les ruisseaux acides, les Ephémères sont absentes, à l'exception de deux affluents du Rouge-Rupt (stations 8 et 9) qui semblent comporter une faune d'Ephéméroptères probablement relictuelle puisque trois larves de *Beatis vernus* ont été récoltées en juillet 1989, période d'étiage durant laquelle le pH était supérieur à 5,8.

La sensibilité globale de l'ordre des Ephémèroptères à l'acidité a été mise en évidence par de nombreux auteurs ; citons en particulier, en Amérique du Nord : FIANCE (1978) ; HALL *et al.* (1980, 1982) ; PETERSON *et al.* (1985) ; ALLARD et MOREAU (1987) ; en Scandinavie : ENGBLOM et LINGBELL (1984), RADDUM et FEILLJHEIM (1984, 1987) ; en Grande Bretagne : SUTCLIFFE et CARRICK (1973), HARRIMAN et MORRISON (1982), WILLOUGBY (1988) ; et en Allemagne Fédérale : MATTHIAS (1983).

Cependant, certains genres semblent supporter d'assez bas pH (HENDREY et WRIGHT, 1975 ; ENGBLOM et LINGBELL, 1984). Ainsi le genre *Leptophlebia,* inféodé aux milieux lénitique, serait le plus résistant ; nous l'avons nous-même constaté dans les tourbières acides des Vosges (données non publiées). Toutefois, il convient d'être prudent quant à l'interprétation donnée à l'absence de certaines espèces. L'absence dans les cours d'eau acides étudiés, d'*Ameletus inopinatus* qui est une espèce peu fréquente dans les Vosges, semble liée essentiellement à sa rareté et non pas à l'acidité puisque, selon ENGLOM et LINGBELL (1984), OTTO et SVENSSON (1983), sa limite de tolérance se situerait vers une valeur de pH de 5.

Plécoptères

Trente-cinq espèces de Plécoptères ont été identifiées dans les cours d'eau non acidifiés, chaque espèce mentionnée étant présente au moins en deux exemplaires *(tableau 3.b).*

Par contre dans les cours d'eau acides, seulement 17 espèces ont été capturées ce qui correspond à une diminution de plus de 50 % de la richesse spécifique de ce groupe faunistique dans ce type de milieu.

Les Perlodidae et Perlidae, deux familles qui réunissent la plupart des espèces du sous ordre des Sétipalpia ne sont pas trouvées dans les eaux acides alors que *Perlodes microcephala, Isoperla oxylepis, Diura bicaudata* et *Perla marginata* sont communes dans les autres cours d'eau. Excepté *Siphonoperla torrentium* qui est récoltée en grand nombre, les Sétipalpes apparaissent donc très sensibles au processus d'acidification. Ceci est à rapprocher du fait que ces Plécoptères sont considérés comme les plus polluo-sensibles des invertébrés d'eau courante.

A l'inverse, quel que soit le type de cours d'eau considéré, les cinq familles de Plécoptères Filipalpes connues des Vosges sont présentes. Toutefois, certaines espèces de Leuctridae *(Leuctra hippopus, L. aurita* et *L. alpina)* et de Nemouridae *(Protonemura praecox, P. nimborum, P. intricata, P. nitida, Nemoura marginata, N. cambrica, N. mortoni, N. avicularis)* n'ont pas été identifiées dans les ruisseaux acidifiés. Dans ces mêmes cours d'eau certaines espèces sont très abondantes et les adultes sont récoltés en grand nombre à différentes époques de l'année, essentiellement au printemps et en été. C'est le cas de *Brachyptera seticornis* en avril, de *Leuctra nigra* en mai, de *Siphonoperla torrentium* en juin, et de *Leuctra cingulata* en juillet.

Tableau 3b Liste des espèces de Plécoptères récoltés dans les ruisseaux acides et non acides.

Table 3b *List of Plecoptera species collected in acidic and non acidic streams.*

	Cours d'eau acides	Cours d'eau non acides
Filipalpia		
Leuctra prima (KEMPNY, 1899)	+	+
L. hyppopus (KEMPNY, 1898)		+
L. inermis (KEMPNY, 1899)	+	+
L. pseudosignifera (AUBERT, 1954)	+	+
L. rauscheri (AUBERT, 1957)	+	+
L. cingulata (KEMPNY, 1899)	+	+
L. aurita (NAVAS, 1919)		+
L. alpina (KUHTREIBER, 1934)		+
L. nigra (OLIVIER, 1911)	+	+
Protonemura praecox (MORTON, 1894)		+
P. meyeri (PICTET, 1842)	+	+
P. fumosa (RIS, 1902)	+	+
P. nimborum (RIS, 1902		+
P. intricata (RIS, 1902		+
P. lateralis (PICTET, 1902)	+	+
P. nitida (PICTET, 1902)		+
Nemoura marginata (PICTET, 1902)		+
N. cinerea (RETZIUS, 19783)	+	+
N. Cambrica (STEPHENS, 1835)		+
N. mortoni (RIS, 1902)		+
N. avicularis (MORTON, 1894)		+
Nemoura sp	+	+
Amphinemura sulcicollis (STEPHENS, 1835)	+	+
Nemurella picteti (KLAPALEK, 1909)	+	+
Capnia vidua (KLAPALEK, 1904)	+	+
Brachyptera seticornis (KLAPALEK, 1902)	+	+
B. risi (MORTON, 1896)	+	+
Taeniopteryx hubaulti (AUBERT, 1946)		+
Setipalpia		
Perlodes microcephala (PICTET, 1842)		+
Perlodes sp		+
Isoperla oxylepis (DESPAX, 1936)		+
Isoperla sp		+
Diura bicaudata (LINNE, 1758)		+
Perla marginata (PANZER, 1799)		+
Siphonoperla torrentium (PICTET, 1842)	+	+

L'appauvrissement de la faune plécoptèrique que nous avons constaté dans les ruisseaux acidifiés a également été mis en évidence au Canada (MACKAY et KERSEY, 1985), en Grande-Bretagne (SUTCLIFFE et CARRICK, 1973), en Scandinavie (RADDUM et FJELLHEIM, 1984) et en République Fédérale d'Allemagne (ZIEMANN, 1975). HALL et IDE (1987) montrent en comparant des relevés faunistiques réalisés sur les mêmes cours d'eau d'Ontario en 1937 et 1985, la disparition de certains taxa dans les rivières dont le pH a baissé, en particulier la disparition de Plécoptères Perlidae et Perlodidae. MACKAY et KERSEY (1985) mentionnent des observations similaires. Les espèces apparte-

nant à ces deux familles semblent donc particulièrement sensibles aux conditions acides du milieu.

L'absence d'espèces telle que *Leuctra hippopus* dans nos cours d'eau acidifiés, ne semble pas liée directement à l'acidité, car SUTCLIFFE et CARRICK (1973), HARRIMAN et MORRISON, (1982) et RADDUM et FJELLHEIM (1984) constatent sa présence dans des rivières acides.

Trichoptères

L'analyse des récoltes d'imagos, de nymphes et de larves dans certains cas, met en évidence sur l'ensemble des stations étudiées, 41 espèces de Trichoptères parmi lesquelles trois espèces n'ont été prélevées que dans des cours d'eau acides *(tableau 3.c)*. Il apparaît que seulement 21 % des espèces présentes dans les ruisseaux non acides sont retrouvées dans les eaux dont le pH est inférieur à 5,6.

Les résultats montrent que les espèces résistantes aux conditions acides du milieu appartiennent essentiellement à trois familles : les Rhyacophilidae *(Rhyacophila obliterata*, R. *philopotamoides centralis* et R. *praemorsa)*, les Polycentropodidae *(Plectrocnemia sp* et *P. conspersa)* et les Limnephilidae *(Drusus discolor, D. annulatus, Chaetopterygopsis maclachlani, Chaetopteryx villosa* et *Anitella sp)*.

A l'inverse des Hydropsychidae *(Hydropsyche sp)*, les Philopotamidae *(Philopotamus ludificatus, P. montanus* et *Wormaldia sp)* et les Glossoso - matidae *(Glossosoma conformis* et *Agapetus sp)*, qui représentent l'essentiel des récoltes dans les ruisseaux non acides, disparaissent complètement des cours d'eau dont le pH est inférieur à 5,6.

A côté de cette réponse nette, on remarque qu'une espèce, *Odontocerum albicorne*, n'a été trouvée en milieu acide (Station 10) que sous forme de jeunes stades larvaires en août et septembre.

L'acido-tolérance des Limnephilidae, Polycentropodidae et Rhyacophilidae a été rapportée par SUTCLIFFE et CARRICK (1973), HARRIMAN et MORRISON (1982), DIAMOND *et al.* (1987) dans des études portant sur des cours d'eau de Grande-Bretagne. HAVAS et HUTCHINSON (1982) mentionnent au Canada la tolérance de Limnephilidae pour des valeurs de pH inférieures à 4,0 alors que SIMPSON *et al.* (1985) constatent la présence de Rhyacophilidae dans des cours d'eau acides des Etats-Unis. En Scandinavie, ENGBLOM et LINGBELL (1984), RADDUM et FJELLHEIM (1984) remarquent la disparition de *Philopotamus montanus* quand le pH descend en-dessous de 6,0. Par contre en milieu lénitique au Pays Bas, LEUVEN *et al.* (1987), trouvent de nombreux taxa dans des eaux acides.

La sensibilité des organismes vis-à-vis des conditions rencontrées dans les eaux acides se traduit différemment d'un groupe à l'autre et l'on peut distinguer 3 niveaux de réponses :

– Extrême sensibilité des Ephémèroptères rhéophiles, à l'exception d'espèces appartenant à la famille des Leptophlebiidae, et des Plécoptères Sétipalpes.

– Grande sensibilité des Trichoptères, mais certaines espèces réparties au sein de plusieurs familles semblent bien s'accomoder des conditions acides.

– Tolérance des Plécoptères Filipalpes qui constituent le groupe dominant dans les peuplements étudiés.

Tableau 3c Liste des espèces de Trichoptères récoltés dans les ruisseaux acides et non acides.

Table 3c *List of Trichoptera species collected in acidic and non acidic streams.*

	Cours d'eau acides	Cours d'eau non acides
Rhyacophila aquatinica (McLACHALN, 1879)		+
R. tristis (PICTET, 1834)		+
R. dorsalis (CURTIS, 1834)		+
R. evoluta (McLACHLAN, 1879)		+
R. fasciata (HAGEN, SCHMID, 1970)		+
R. obliterata (McLACHLAN, 1863)	+	+
R. philopotamoides centralis (SCHMID, 1970)	+	+
R. praemosa (McLACHLAN, 1879)	+	+
Glossosoma conformis (NEBOISS, 1963)		+
Agapetus sp		+
Ptilocolepus granulatus (PICTET, 1834)		+
Philopotamus ludificatus (McLACHLAN, 1878)		+
P. montanus (DONOVAN, 1813)		+
Wormaldia sp1		+
Wormaldia sp2		+
Hydropsyche sp1		+
Hydropsyche sp2		+
Plectrocnemia sp	+	
Psychomia pusilla (FABRICIUS, 1781)		+
Lype sp		+
Tinodes rostocki (McLACHLAN, 1878)		+
Micrasema longulum (McLACHLAN, 1876)		+
M. minimum (McLACHLAN, 1876)		+
Apatenia sp		+
Drusus annulatus (STEPHENS, 1837)	+	+
D. discolor (RAMBUR, 1842)	+	+
Anomalopteryx chauviniana (STEIN, 1874)		+
Limnephilus vittatus (FABRICIUS, 1798)		+
Enoicyla pusilla (BURMEISTER, 1839)		+
Chaetopterygopsis maclachlani (STEIN, 1874)	+	
Chaetopteryx villosa (FABRICIUS, 1798)	+	
Anitella sp	+	
Crunoecia irrorata (CURTIS, 1834)		+
Adicella reducta (McLACHLAN, 1865)		+
Sericostoma personatum (KIRBY et SPENCE, 1826)		+
Odontocerum albicorne (SCOPOLI, 1763)	+	+

Dans le cas des cours d'eau, des données physico-chimiques ponctuelles, qui traduisent la qualité du milieu à un moment donné, ne permettent pas toujours la mise en évidence de l'acidification, notamment en dehors de périodes de stress acides et lors de conditions d'étiage prononcé. Par contre, les invertébrés benthiques intégrent les conditions du milieu tout au long de l'année, de sorte que leur réponse est la résultante des situations présentes mais aussi passées. Leur utilisation comme bio-indicateurs d'acidification semble donc s'imposer.

Cependant, pour être un bon bio-indicateur, un taxon (espèce, genre ou famille) doit satisfaire à plusieurs critères :

– taxon (espèce, genre, famille) à large répartition spatiale et temporelle,

– taxon (espèce, genre, famille) relativement abondant et présent toute l'année,

– taxon très sensible au facteur étudié,

– taxon d'identification aisée ou assez aisée à tous les stades du développement.

A titre d'exemples dans nos cours d'eau, *Epeorus sylvicola*, *Perlodes microcephala*, *Hydropsyche*, *Philopotamus* semblent présenter ces qualités.

Il apparaît évident que la seule absence d'une espèce (genre ou famille) ne peut être prise en compte sans considérer les autres taxa.

Toutefois, il convient d'étendre les recherches à un nombre plus élevé de stations et de cours d'eau. Ainsi, une connaissance plus complète des peuplements de macro-invertébrés en relation avec une gamme plus variée de situations permettra de préciser l'écologie des différents taxons et leur réponses au stress acides et de dégager parmi eux des bio-indicateur pertinents.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été effectué grâce au support financier du Ministère de l'Environnement (subvention n° 89 020).

Les auteurs remercient vivement MM. GIUDICELLI, SARTORI et THOMAS pour leur soutient quant à la détermination des espèces. Nous remercions également MM. G. GEHIN et M. GEHIN pour l'aide précieuse qu'ils nous ont apportée sur le terrain.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALLARD M., MOREAU G., 1987. Effects of experimental acidification on lotic macroinvertebrates community. *Hydrobiologia*, **144**, 37-49.

AUBERT J., 1963. Les plécoptères des Vosges. *In* : Le Honeck. *Aspects physiques, biologiques et humains*. Association philomatique d'Alsace et de Lorraine. Ed. Strasbourg, 187-291.

BOURRIE G., 1976. Acquisition de la composition chimique des eaux en climat tempéré. Application aux granites des Vosges et de la Margeride, Thèse doctorat, Strasbourg, 214 p.

BRINKHURST R.O., 1966. Detection and assessment of water pollution using Oligochaete worms. Parts 1 et 2. *Water and Sewage Works*, Oct.-Nov., 8 p.

CAIRNS J., 1974. Indicator species vs. The concept of community structure as a index of pollution, *Wat. Res. Bull.*, **10**, 338-347.

COLIN J.L., RENARD D., LESCOAT V., JAFFREZO J.L., GROS J.M., STRAUSS B., 1989. Relationship between rain and snow acidity. *Atmos. Environ.*, **23**, 1487-1498.

DIAMOND M., CRAWSHAW D.H., PRIGG R.F., CRAGG-HINE S., 1987. Streamwater chemistry and its influence on the distribution and abundance of aquatic invertebrates and fish in upland streams in Northwest England. *In* : *Acid Rain. Scientific and Technical Advances*. R. Perry Ed., Londres, 321 p.

ENGBLOM E., LINGDELL P.E., 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. *Institute of freshwater Research*, Drottingholm, report 61, 60-68.

FIANCE S.B., 1978. Effects of pH on the biology and distribution of *Ephemerelle funeralis* (Ephemeroptera). *Oikos*, **31**, 332-335.

GAUFIN A.R., TARZWELL C.P., 1952. Aquatic Invertebrates as Indicators Of Stream Pollution. *Public Health Reports*, **67**, 57-64.

GUEROLD F., PIHAN J.C., 1989. L'acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence. Impact sur les populations de marcroinvertébrés. *Revue des sciences de l'eau*, **2**, 621-640.

HALL R.J., LIKENS G.E., FIANCE S.B., HENDREY G.R., 1980. Experimental acidification of stream in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecology*, **61**, 976-989.

HALL R.J., PRATT J.M., LIKENS G.E., 1982. Effects of experimental acidification on macroinvertebrate drift diversity in a mountain stream. Water, *Air and Soil Pollution*, **18**, 273-287.

HALL R.J., IDE F.P., 1987. Evidence of Acidification Effects on Stream Insect Communities in Central Ontario Beetween 1937 and 1985. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 1652-1657.

HARRIMAN R., MORRISON B.R.S., 1982. Ecology of streams draining forested and non forested catchments in area of central Scotland subject to acid precipitation. *Hydrobiologia*, **88**, 251-263.

HAVAS K.E., HUTCHINSON T.C., 1982. Aquatic invertebrates from the smoking hills : effect of pH and metals on mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **39**, 890-903.

HENDREY G.R., WRIGHT R.F., 1976. Acid precipitation in Norway. Effects on aquatic fauna. *Ent. Journal Great Lakes Res.*, **2**, 132-207.

HENRIKSEN A., 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature*, **278**, 542-545.

HUBAULT E., 1927. Contribution à l'étude des invertébrés torrenticoles. *Bull. Biol. Fr. Belg.*, **9**, 126-135.

LEIVESTAD H., MUNIZ I.P., 1976. Fishkill at low pH in a norwegian river. *Nature*, **259**, 391-392.

LEUVEN R.S., HEMELRIJK J.A., VAN DER VELDE G., 1987. The distribution of Trichoptera in dutch soft water differing in pH. *In* : *Proc. of the fifth internat. symp. on Trichoptera. Lyon France*. Par Junk Eds, Den Haag, 359-365.

LESTAGE J.A., 1924. Larves aquatiques d'insectes récoltées par MM. Cuénot et Rémy aux environs de Nancy (Meurthe et Moselle). *Bull. Soc. Ent. France*, **124**, 123-124.

MACKAY R.J., KERSEY K.E., 1985. A preliminary study of aquatic insect communities and leaf decomposition in acid streams near Dorset, Ontario, *Hydrobiologia*, **122**, 3-11.

MATTHIAS U., 1983. Der EinfluB des Versauerung auf die Zusammensetzung von Bergbachbiolzönosen. Schlitzer Produktions biologische Studien (54). *Arch. Hydrobiol.*, **65**, 407-483.

McLACHLAN R., 1884. Recherches névroptèrologiques dans les Vosges. *Rev. Entomol.*, **3**, 9-20.

McLACHLAN R., 1885. Notes additionnelles sur les Névroptères des Vosges. *Ibid.*, **4**, 1-4.

McLACHLAN R., 1886. Notes additionnelles sur les Névroptères des Vosges *(suite). Ibid.*, **5**, 123-124.

McLACHLAN R., 1887. Notes additionnelles sur les Névroptères des Vosges *(suite). Ibid.*, **6**, 57-58.

MOSELY M.E., 1934. A collecting trip in the Vosges and Bas-Rhin districts of France : Trichoptera, Plecoptera and Neuroptera. *Entomologist*, **67**, 87-89.

NAVAS L., 1931. Insectos Neuropteros y atines de la Lorena (Francia). *Broteria zoologica*, **27**, 137-144.

NORWEGIAN INSTITUTE FOR WATER RESEARCH, 1987. Convention on transboundary air pollution. (International cooperative programme on assessment and monitoring of acidification in rivers and lakes), *Manuel for Chemical and Biological monitaring*, Oslo, 22 p.

ODEN S., 1976. The acidity problem. An outline of concepts. Water, Air, *Soil pollution*, **6**, 137-166.

RETERSON R.H., GORDON D.J., JOHNSTON D.J., 1985. Distribution of mayfly nymphs (Insecta ; Ephemeroptera) in some streams of Eastern pH. *Can. Fields Naturalist*, **99**, 490-493.

PITTELKA L.F., RAYNAL D.J., 1989. Forest decline and acidic precipitation. **Ecology**, **70**, 2-10.

RADDUM G.G., FJELLHEIM A., 1987. Effects of pH and aluminium on mortality, drift and moulting of the mayfly Baetis rhodani. *Annls Soc. r. Zool. Belg.*, **117**, 77-88.

REHFUESS K.E., 1989. Acidic deposition – Extent and impact on forest soils, nutrition growth and disease phenomena in central Europe : A review. *Water, Air and Soil Pollution*, **48**, 1-20.

SCHOFIELD C.L., 1976. Acid precipitation : Effects on fish. Acid precipitation : Effects on fish. *Ambio*, **5**, 1-15.

SIMPSON K.W., BODE R.W., COLQUHOUN J.R., 1985. The macroinvertebrate fauna of an acid-stressed headwater stream system in the Adirondack Mountains, New York, *Freshwat. Biol.*, **15**, 671-681.

SCOTT W., 1989. Acid Rain : What We Know, What We Did, What We Will Do. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **18**, 75-82.

SUTCLIFFE D.W., CARRICK T.R., 1973. Studies on mountains streams in the English Lake District : pH, calcium and the distribution of invertebrates in the river Duddon. *Freshwat. Biol.*, **3**, 437-462.

VAN COILLIE R., BROUARD D., LACHANCE M., VIGNEAULT Y., 1984. Possibilités écotoxicologiques des précipitations acides pour le saumon dans quatre rivières à la côte nord du fleuve Saint-Laurent. *Annls limnol.*, **20**, 215-227.

VERNEAUX J. 1984. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, **15**, 47-55.

WILLOUGHBY L.G., 1988. The distribution of *Baetis muticus* and *Baetis rhodani* (Insecta, Ephemeroptera) with special emphasis on acid water background. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, **73**, 259-273.

WOODIWISS F.S., 1964. A biological system of stream classification used by the Trend River Board. *Chemistry and Industry*, **11**, 443-447.

WRIGHT J.F., ROSS 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.

ZIEMANN H., 1975. Über den EinfluB der Wasserstoffionenkonzentration und des HydrogenKarbonatgehaltes auf die Ausbildung von Berbachbiozönosen. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, **60**, 523-55