L'acidification des cours d'eau : impact sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques : application au massif Vosgien

François Guérold

▶ **To cite this version:**

François Guérold. L'acidification des cours d'eau : impact sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques : application au massif Vosgien. Biologie animale. Université Paul Verlaine - Metz, 1992. Français. NNT : 1992METZ043S . tel-01776008

HAL Id: tel-01776008
https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01776008

Submitted on 24 Apr 2018

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

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

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

UNIVERSITE DE METZ

UFR SCiFA
C.R.E.U.M.
LABORATOIRE D'ECOTOXICOLOGIE

THESE

Présentée à l'université de METZ en vue de l'obtention du grade de:

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE METZ

MENTION: SCIENCES DE LA VIE

SPECIALITE: HYDROBIOLOGIE

par

François GUEROLD

Titre

L'ACIDIFICATION DES COURS D'EAU:
IMPACT SUR LES PEUPLEMENTS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES:
APPLICATION AU MASSIF VOSGIEN

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ
N° inv. 1992088S
Cote S/M3 92/43
Loc Magasin

Soutenue le 15 décembre 1992 devant le jury composé de:

Président de jury	J.C. MORETEAU	:Professeur Université de Metz
Rapporteur	J.C. MASSABUAU	:CNRS Arcachon
Rapporteur	J. GIUDICELLI	:Professeur Université de Aix Marseille III
Rapporteur	N. MORGAN	:Expert U.I.C.N.
Directeur de thèse	J.C. PIHAN	:Professeur Université de Metz
Examinateur	F. LANGENFELD	:Ingénieur Chef de division Agence de l'eau

... A tous les permanents de ce Laboratoire, dont le travail efficace ne peut être passé sous silence...

PLAN

INTRODUCTION

1ERE PARTIE: LA PROBLEMATIQUE DES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES ACIDES. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

1. INTRODUCTION

2. EMISSION, TRANSPORT ET DEPOT
   2.1. EMISSIONS
      2.1.1. SO_2
      2.1.2. NO_x
      2.1.3. Autres polluants
   2.2. TRANSPORT ET DEPOT
      2.2.1. Transport
      2.2.2. Dépôts
      2.2.3. Emergence du concept de charge critique

3. CHIMIE DES DEPOTS HUMIDES
   3.1. LE TERME PLUIE "ACIDE"
   3.2. COMPOSITION DES PRECIPITATIONS: LE CAS DU MASSIF VOSGIEN

4. IMPACT DES DEPOTS ACIDES SUR LES SOLS
   4.1. ACIDIFICATION DES SOLS
      4.1.1. Les sols carbonatés
      4.1.2. Les sols non carbonatés

5. ACIDIFICATION DES EAUX DE SURFACES
   5.1. LES ZONES A RISQUE
   5.2. ETENDUE DU PHENOMENE A L'ECHELLE MONDIALE
   5.3. LA SITUATION SUR LE TERRITOIRE FRANÇAIS

5.4. LES DESCRIPTEURS D'ACIDIFICATIONS DES EAUX
5.4.1. Le statut acide-base des eaux
i) Acidité et pH:
ii) Alcalinité
5.4.2. Sulfates
5.4.4. Evaluation du degré d'acidification
5.5. IMPACT SUR LES COMMUNAUTES BIOLOGIQUES
5.5.1. Les producteurs
i) Phytoplancton.
ii) Périphyton.
iii) Macrophytes.
iv) Les communautés microbiennes.
5.5.2. Les consommateurs
i) Zooplancton.
ii) Poissons.
iii) Amphibiens.
iv) Avifaune.
v) Mammifères.

2EME PARTIE: MATERIELS ET METHODES

1. PHYSICO-CHIMIE DES EAUX
1.1. ECHANTILLONNAGE
1.2. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES
1.2.1. pH
2.1.2. Conductivité
1.2.3. Température
1.2.4. Anions
1.2.5. Alcalinité
1.2.6. Cations majeurs
1.2.7. Aluminium total
1.2. 8. Autres métaux

2. MACROFAUNE BENTHIQUE
2.1. PRELEVEMENTS QUANTITATIFS

2.2. PRELEVEMENTS QUALITATIFS
2.3. FIXATION DES ECHANTILLONS

3. SITES D'ETUDE
3.1. ETUDE SPATIALE DE L'ACIDIFICATION
3.3. ETUDE TEMPORELLE: LE BASSIN VERSANT DU ROUGE-RUPT
3.2.1. Végétation
a) l'étage montagnard moyen.
b) l'étage montagnard supérieur
c) l'étage subalpin
3.2.2 Géomorphologie (d'après mansuy *et al.*, 1990)
3.2.3 Géologie
a) le granite des crêtes
b) le granite du Valtin
c) Les granites du Bramont et du Ventron
d) Formation superficielle: le crassin
3.2.4 Les sols
a) sur granite acide
b) sur granite des crêtes
3.2.6 Localisation des stations
a) Etude physico-chimique
b) Etude de la macrofaune benthique

4. APPROCHE ECOTOXICOLOGIQUE
4.1 MATERIEL BIOLOGIQUE ET EXPERIENCES D'INTOXICATION
4.2 HISTOCHIMIE, MICROSCOPIE ET MICROANALYSE
4.2.1 Méthode au nitrate d'argent
4.2.2 Préparation des échantillons et des coupes
4.2.3 Méthode d'Irwin à l'aluminon
4.2.4 Microanalyse laser: LAser Microprobe Mass Spectrometry (LAMMS)

3EME PARTIE: ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'ACIDIFICATION DES EAUX

1. ETUDE DE L'ACIDIFICATION A L'ECHELLE DU MASSIF VOSGIEN: VARIABILITE SPATIALE

1.1 TENDANCE GENERALE

1.2 RELATION ENTRE LES DIFFERENTS FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES

1.2.1 Relation entre le pH et Al, HCO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} et conductivité

i) pH-Al

ii) pH-HCO_3^-

iii) pH-Ca^{2+} et pH-Mg^{2+}

iv) relation pH-conductivité.

1.2.2 Relations entre HCO_3^-, Ca^{2+} + Mg^{2+} et SO_4^{2-}

1.3 UTILISATION DES METHODES D'ANALYSES MULTIVARIEES

1.3.1 Analyse en composantes principales (A.C.P.)

1.3.2 Ordination par classification hiérarchique

1.4 LES ZONES D'ACIDIFICATION DU MASSIF

2. ETUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE: LE CAS DU BASSIN VERSANT DU ROUGE-RUPT

2.1. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES MOYENNES DES COURS D'EAU

2.2. LES PERIODES PRESENTANT DES CHIMISMES CONTRASTES

2.2.1. Evolution temporelle du pH

2.2.2. Variations des concentrations en aluminium

2.2.3. Variations de l'alcalinité

2.2.4. La charge cationique

2.3. CARBONE ORGANIQUE DISSOUS (COD)

2.4. TEMPERATURE

2.5. LES CONCENTRATIONS METALLIQUES

2.5.1. Manganèse

2.5.2. Cuivre

2.5.3. Plomb

2.5.4. Cadmium

4ème PARTIE: ETUDE DES PEUPLEMENTS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

1. ETUDE DE LA VARIABILITE SPATIALE DES PEUPLEMENTS

1.1. INVENTAIRE FAUNISTIQUE

1.2. LES PRINCIPAUX DESCRIPTEURS DE PEUPLEMENTS

1.2.1. Richesse taxonomique

1.2.2. Abondance

1.2.3. Diversité
1.2.4. Dominance
i) Fréquence du taxon de rang 1
ii) Nombre de taxa nécessaire pour atteindre 50% du peuplement
iii) Diagrammes rang-fréquences cumulées
iv) Contribution relative des taxa à la structure des peuplements
1.3. STRUCTURE GLOBALE DES PEUPLEMENTS
1.3.1. Abondance relative des principaux groupes faunistiques
1.5. LES DIFFERENTS GROUPES FAUNISTIQUES
1.5.1. Mollusques et Crustacés
1.5.2. Ephéméroptères
1.5.3. Trichoptères
1.5.4. Plécoptères
1.5.5. Coléoptères
1.5.6. Diptères
1.5.7. Triclades, Oligochètes et divers
1.6. LE CAS PARTICULIER DE QUELQUES COURS D'EAU
1.6.1. Cours d'eau chaulé
1.6.2. Proliférations algales
1.7. ANALYSES MULTIVARIEES
1.7.1. Analyse factorielle des correspondances (A.F.C.)
1.7.2. Analyse en composantes principales (A.C.P.)
i) Répartition des variables individu
ii) Distribution des stations en fonction des peuplements
1.7.3. Classification hiérarchique
1.8. COEFFICIENT D'AFFINITE COENOTIQUE DE JACQUART

2. ETUDE TEMPORELLE DES PEUPLEMENTS BENTHIQUES: LE BASSIN DU ROUGE-RUPT

2.1. LES DESCRIPTEURS DE PEUPLEMENTS
2.1.1. Richesse taxonomique
2.1.2. Abondances
2.1.3. Diversité et équitabilité
2.1.4. Biomasse
2.2. COMPOSITION DES PEUPLEMENTS

2.2.1 Contribution relative des différents groupes
2.2.2. Mollusques et Crustacés
2.2.3. Ephémèroptères
2.2.4. Trichoptères
2.2.5. Plécoptères
2.2.6. Coléoptères
2.2.7. Diptères
2.2.8. Oligochètes et Triclades
2.3. SYNTHESE

3. DISCUSSION

5EME PARTIE: APPROCHE DES MECANISMES IMPLIQUES DANS LA DISPARITION DES ESPECES

1. APPROCHE ECOPHYSIOLOGIQUE
1.1. GENERALITES
1.2. LE CAS DES INSECTES AQUATIQUES
1.3. HAEMOLYMPHE ET CONCENTRATION EN SODIUM
1.4. LES CELLULES A CHLORURES
1.4.1. Mise en évidence
1.4.2. Histologie et structure des cellules à chlorures
1.4.3. Mise en évidence de l'aluminium

2. L'HYPOTHESE TROPHIQUE

CONCLUSIONS

PERSPECTIVES

Introduction

La majorité des pollutions qui touche les écosystèmes aquatiques est directement liée à des effluents liquides agricoles, industriels et urbains. Ces pollutions, pour la plupart, concernent les cours inférieurs des rivières. Leur chimie et les perturbations générées au niveau de l'édifice biologique ont fait et font encore l'objet de nombreux travaux. Les "pluies acides" et l'acidification des eaux qui en résulte, s'inscrivent dans un schéma général très complexe de pollution, qui intègre à la fois l'atmosphère, les sols, la végétation et les eaux douces. Elles trouvent leur origine dans les émissions atmosphériques anthropiques de composants acides et de précurseurs d'acidité. Les conséquences de ces rejets sur les eaux de surface, se font ressentir dans des régions dites naturelles, situées le plus souvent en amont de toute activité agricole, industrielle et urbaine.

L'acidification des eaux, phénomène d'ampleur internationale, est un sujet pluridisciplinaire par excellence qui a fait l'objet de très nombreuses recherches s'attachant à décrire et comprendre l'impact de ce type particulier de pollution hydrique, sur les composantes tant abiotiques que biotiques. L'étude des poissons et en particulier des Salmonidae, a soulevé un intérêt majeur. Les peuplements de macroinvertébrés ont également reçu une attention particulière et l'influence de l'acidification sur les peuplements, en terme de modifications qualitatives, est bien établie. Mais la littérature, bien qu'abondante, néglige trop souvent l'aspect biologique et dynamique ainsi que l'importance de l'ensemble des facteurs chimiques. Par exemple de nombreuses expériences d'acidification ayant pour but de reproduire artificiellement des stress acides, ont été réalisées en conditions naturelles (Hall et al., 1980; Hall et al., 1982; Hall et Likens, 1984; Weatherley et al., 1988; Merret et al., 1991), semi-naturelles (Allard et Moreau, 1984; Burton et Allan, 1984; Allard et Moreau, 1987a, b) et en laboratoire (Bell et Nebeker, 1969; Bell, 1971) en se focalisant sur les paramètres pH ou pH et aluminium. De telles expérimentations ne représentent qu'une approche biaisée des conditions rencontrées *in situ.* Ainsi, un ajout d'acide ne peut en rien provoquer une déminéralisation de l'eau, processus pourtant caractéristique résultant de l'altération des sols et accompagnant l'acidification.

Un certain nombre de faits sont peu ou pas relatés par la littérature. C'est pourquoi nous avons, au cours de cette étude, essayé de décrire en terme de biodiversité, les perturbations des peuplements de macroinvertébrés benthiques engendrées par l'acidification des ruisseaux vosgiens, tout en caractérisant les facteurs chimiques, condition indispensable à la compréhension du milieu ambiant des organismes. Nous n'avons pas voulu réaliser un simple constat, mais également apporter des éléments permettant de mieux cerner les paramètres pertinents impliqués dans la toxicité des eaux acides et de comprendre les mécanismes conduisant aux modifications des structures des peuplements. Pour cela deux approcheS ont été réalisées:

- une approche spatiale de l'acidification, comprenant une étude des paramètres physico-chimiqueS et des peuplements de 34 cours d'eau
- une approche de l'évolution spatiale du chimisme et des peuplements d'un bassin versant : le bassin du Rouge-Rupt

Enfin nous avons réalisé une étude préliminaire des mécanismes écophysiologiques possibles en rapport avec la toxicité des eaux acides, en considérant le cas de deux espèces sensibles.

Lorsque nous avons abordé ce sujet, la macrofaune benthique des ruisseaux vosgiens était pratiquement inconnue. En collaboration avec d'autres chercheurs nous avons dû appréhender la systématique de certains groupes sous l'angle de la détermination des espèces, travail qui nécessite beaucoup de temps mais qui est indispensable à toute étude traitant de la biologie des organismes et des populations. Par ailleurs la chimie des eaux oligotrophes demande une qualité d'analyse et une précision que peu de laboratoires peuvent apporter en routine. Là encore nous avons essayé de fournir l'effort nécessaire à l'acquisition de données fiables.

Le sujet étant extrêmement vaste et diversifié, nous sommes conscient qu'il reste un énorme travail à fournir. Nous avons préféré étudier le problème sous l'aspect global d'un problème écologique, ce qui explique le caractère quelque peu pluridisciplinaire de cette étude. La totalité du matériel biologique et des informations récoltées, n'est pas traitée dans ce document, nous laissant ainsi la possibilité d'approfondir et d'éclaircir par la suite un certain nombre de points.

1ère PARTIE

LA PROBLEMATIQUE DES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES ACIDES: ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

1. INTRODUCTION

Les retombées atmosphériques acides sont reconnues responsables de nombreuses perturbations des écosystèmes tant terrestres qu'aquatiques et à ce titre, représentent un problème écologique d'ampleur internationale. Ce problème, qualifié par les médias de catastrophe écologique, n'a soulevé que depuis une vingtaine d'années, un intérêt considérable tant au sein de la communauté scientifique que dans la conscience politique. Pourtant, dès 1852, Angus Smith, un chimiste anglais, démontrait la présence d'acide sulfurique dans les précipitations tombant sur les villes et écrivait un ouvrage volumineux sur l'acidité et la composition des pluies en Angleterre, intitulé "Air and Rain: the beginnings of chemical climatology" (1872). Il fallut attendre près d'un siècle pour que la problématique de l'acidité des précipitations soit à nouveau évoquée (Gorham, 1955). Durant cette période "The European Atmospheric Chemistry Network", patronné par l'Institut International de Météorologie de Stockolm, organisait un réseau d'analyses d'abord en Suède puis en Europe de l'Ouest. En 1969, les travaux de S. Oden établissaient une relation entre le niveau d'acidification des eaux de surface en Europe du Nord et la qualité des retombées atmosphériques d'origine anthropique. Depuis, de très nombreux travaux ont démontré l'impact néfaste de ces dépôts sur les écosystèmes naturels, les cultures et les matériaux. Conséquence directe des transports de polluants à longue distance, ignorant donc les frontières, l'acidification des eaux de surface apparaît, sans aucun doute, comme étant l'un des aspects les plus inquiétants de la dégradation des milieux. Contrairement à la plupart des pollutions hydriques, l'acidification touche de nombreuses régions à travers le monde, situées en amont de toute activité industrielle, agricole et urbaine.

2. EMISSION, TRANSPORT ET DEPOT

Le dioxyde de soufre (SO_2) et les oxydes d'azote (NO, NO_2) sont les principaux précurseurs d'acidité, mais un certain nombre d'autres composés peuvent jouer un rôle non négligeable soit directement soit en agissant sur les réactions impliquées dans les transformations des polluants.

2.1. EMISSIONS

2.1.1. SO_2

On estime actuellement qu'au niveau du globe, les émissions naturelles et anthropiques de SO_2 sont sensiblement équivalentes. Toutefois les retombées agissant à une échelle régionale, les concentrations ambiantes de ce gaz peuvent être très élevées. Par ailleurs la répartition inégale des sources (tableau 1) engendre des zones de plus fortes expositions (Irwin et Williams, 1988).

Tableau 1: Valeurs des émissions anthropiques annuelles de SO_2 pour les cinq continents (modifié d'après Varhelyi, 1985)

Continents	Surface en millions de km^2	Emissions en million de tonnes	% global des émissions totales
Afrique	30.3	2.3	3
Asie	44.4	18.2	23
Océanie	8.5	0.7	1
Amérique du Nord	19.3	19.1	24
Reste de l'Amérique	22.8	4.1	5
Europe	10.5	34.8	44
TOTAL	135.8	79.2	100

Ainsi, près de 70% des émissions anthropiques de SO_2 proviennent d'Europe et d'Amérique du Nord. L'Europe qui représente seulement 2% de la surface de la planète est responsable de 44% des rejets.

Les principales sources anthropiques d'émission de SO_2 proviennent de l'usage des combustibles fossiles (charbon et dérivés, pétrole et dérivés) par les centrales thermiques, les industries et les foyers d'habitation. D'autres sources du type industriel: métallurgie, fonderie et raffinerie de pétrole peuvent localement contribuer de façon non négligeable aux émissions totales.

Les émissions naturelles de SO_2 qui résultent pour l'essentiel de phénomènes liés à des activités volcaniques, sont estimées à 50-100 millions de tonnes par année (Moller, 1984)

2.1.2. NO_X

Les oxydes d'azote (monoxyde d'azote NO et peroxyde d'azote NO_2) sont impliqués soit directement comme précurseurs d'acidité soit par leur rôle dans les réactions photochimiques. La combustion de combustibles fossiles à haute température (centrale thermique, gaz d'échappement de véhicules à moteur à explosion) représente la source majeure d'émissions anthropiques (Dignon, 1992). Toutefois, le monoxyde d'azote provient à la fois de l'azote contenu dans les combustibles et par oxydation de l'azote atmosphérique. La combustion de la biomasse, par exemple les feux de forêt, utilisés pour le défrichement, représente également une source non négligeable à l'échelle locale. Les émissions naturelles dues pour l'essentiel aux décharges électriques dans l'atmosphère (éclairs) et à l'activité des micro-organismes sont environ deux fois moins importantes que les rejets dûs à l'homme. Le tableau 2 donne un aperçu des émissions totales de NO_X dans l'atmosphère.

Tableau 2: Emissions globales annuelles de NO_X (d'après Logan, 1983)

Origine	Emission en millions de tonnes
Combustion de combustibles fossiles	14 - 28
Combustion de la biomasse	4 - 24
Activité microbiologique	4 - 16
Oxydation de NH_3	1 - 10
Processus océanique	<1
Eclairs	2 - 20

Du fait de la difficulté à quantifier d'une part, certains phénomènes naturelles météorologiques (les éclairs) et chimiques (réactions secondaires) et d'autres part de distinguer l'origine anthropique ou spontanée de combustion, il apparaît très difficile

d'évaluer la quantité globale de NO_x émise dans l'atmosphère. Comme pour les rejets d'oxyde de soufre, ceux d'oxydes d'azote sont essentiellement concentrés en Europe et en Amérique du Nord. L'évolution de ces deux types de polluants est étroitement corrélé à la croissance des pays industrialisés (Irwin et Williams, 1988).

2.1.3. Autres polluants

D'autres polluants tels que HCl et NH_3 peuvent apporter une contribution mineure à l'acidité des dépôts atmosphériques. A l'inverse des autres composants acidifiant l'acide chlorhydrique, résultant essentiellement de l'incinération du chlorure de polyvinyle, est émis directement dans l'atmosphère en tant que polluant primaire puisqu'il ne subit pas de transformation chimique. L'azote, sous les formes NH_3 et NH_4^+, provient en majorité d'activités agricoles du type élevage et épandages de fertilisants. Son action est complexe puisqu'il peut se comportant à la fois comme agent neutralisant, eutrophisant et acidifiant. Actuellement ce polluant semble soulever un intérêt grandissant.

2.2. TRANSPORT ET DEPOT

2.2.1. Transport

Lors de leur émission, les polluants sont injectés dans l'atmosphère à différentes altitudes selon les procédés utilisés, et pris en charge par les masses d'air. Le temps durant lequel les polluants séjournent dans l'atmosphère avant leur élimination, représente un facteur fondamental puisque durant ce temps de résidence vont avoir lieu de multiples réactions chimiques qui détermineront la qualité des dépôts. En fonction de cette durée, le type de pollution induit concernera un secteur proche du lieu d'émission (échelle locale), éloigné (échelle régionale) ou très éloigné (échelle internationale) (Fontan, 1984). Pour cette raison, les retombées atmosphériques acides sont considérées comme un type de pollution transfrontalière à longue distance. La distance de transport des polluants dépend simultanément de facteurs d'ordre météorologique

(température, pression, vent, turbulence) et physico-chimique (nature et concentration des polluants (Rosset, 1988).

Au cours de leur transport SO_2 et NO_x subissent une série de transformations chimiques dont l'ultime réaction aboutit à la formation d'acides forts, H_2SO_4 et HNO_3. Parmi les mécanismes de transformation, l'oxydation en phase gazeuse et l'oxydation en

phase aqueuse semblent particulièrement importantes. Ces réactions nécessitent la présence de radicaux libres du type hydroxyle (OH), d'oxydants tels que l'ozone (O_3), le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et les Peroxy-acyl-nitrates (PAN), et de catalyseurs d'oxydation comme le fer et le manganèse. Les PAN et O_3, oxydants formés par réactions photochimiques sont eux-mêmes reconnus comme polluants. L'ozone en particulier ne cesse de susciter un intérêt croissant chez de nombreuses équipes de recherches.

Du fait de la complexité des multiples réactions impliquées dans les pollutions atmosphériques, de nombreux mécanismes ne sont pas encore définis et leur importance relative dans les différentes transformations non établie. La figure 1 résume de façon schématique, les principales réactions atmosphériques impliquées dans la formation des polluants acides.

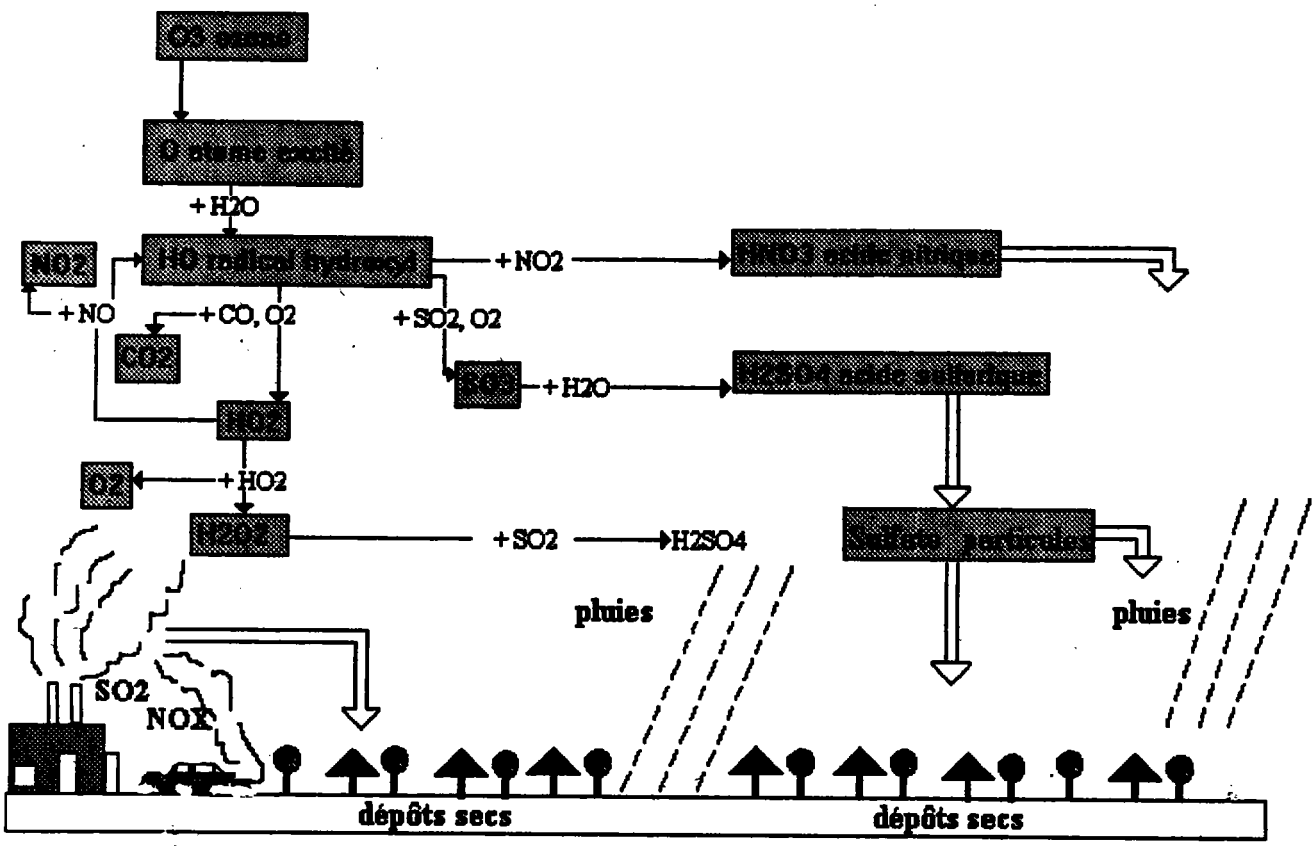
2.2.2. Dépôts

On reconnaît classiquement trois modes de dépôt des polluants acides véhiculés par l'atmosphère (Irwin, 1989):

- les dépôts secs, constitués par les poussières, les gaz et les aérosols et qui atteignent la surface réceptrice en absence de précipitations
- les dépôts humides, communément appelés "pluies acides" incluent les pluies et la neige. Ils ramènent sur le milieu récepteur les composés dissous et en suspension. L'acidification des précipitations se réalise selon deux mécanismes; le "rainout" où la précipitation acide est formée dans les nuages et le "washout" où la précipitation s'acidifie lors de sa descente, au contact des polluants secs.
- les dépôts occultes, qui comprennent les brouillards et de façon moins importante la rosée et le givre. Les gouttelettes dont le diamètre varie de 10 à 50µm présentent des concentrations en acides souvent plus élevées que dans la pluie, en raison d'une moindre dilution (RGAR, 1987). Ils peuvent localement représenter un important mécanisme de transfert, notamment au niveau des sommets. Ces dépôts sont interceptés directement par impact sur la végétation.

Les dépôts humides peuvent être directement collectés et sont donc facilement mesurables et analysables. A l'inverse la collecte des dépôts secs semble poser de nombreux problèmes (Fowler, 1984; Hicks, 1986). En effet les dépôts de gaz et

Figure 1: Aperçu schématique des principales réactions atmosphériques impliquées dans la formation des dépôts acides (modifié d'après Mohonen, 1988)



particules qui sont typiquement < 1µm, sont souvent contrôlés par les propriétés de surface du récepteur collecteur.

2.2.3. Emergence du concept de charge critique

Suite aux négociations au sein de l'U.N.E.C.E. (United Nations Economic Commission for Europe), sur les émissions de composés acidifiants, des protocoles de réduction à court terme de SO_2 (U.N.E.C.E., 1985) et NO_x (U.N.E.C.E., 1988) ont été élaborés. Le "protocole sulfure" mis en place en 1987, prévoit la réduction de 30% des émissions avant 1993. Depuis 1991 un "protocole azote" prévoit qu'en 1994 les émissions de NO_X ne dépasseront pas les niveaux de 1987.

La notion de charge critique ("critical load") est définie comme étant "la plus forte concentration en polluants ne causant pas de changement chimique pouvant entraîner à long terme un effet néfaste sur la structure d'un écosystème". La charge critique ainsi définie confère une mesure de la sensibilité relative d'un écosystème à grande échelle et procure donc un moyen d'apprécier les effets de la réduction des dépôts (Hetteligh, 1992). Compte tenu de ces objectifs, il a été établi une cartographie des charges critiques en SO_2, NO_X et O_3 pour l'ensemble de l'Europe, découpée en secteurs de 150 x 150 km (U.N.E.C.E., 1991).

Depuis quelques années on enregistre une diminution sensible des émissions de SO_2 dans les pays industrialisés. Ainsi, en 1990, la France a réduit ses émissions de 1.2 millions de tonnes en une année soit 6%, et de 64% en dix ans. Cette diminution semble être une conséquence directe de la production d'électricité d'origine nucléaire, de la mise en application de procédés de désulfuration d'effluents gazeux et de la diminution progressive des chauffages individuels au charbon et au fuel.

Par contre en ce qui concerne NO_2, on n'observe pas d'évolution nette des concentrations ni à la hausse ni à la baisse (Stroebel, 1992). Il convient de faire ici une mention particulière concernant les rejets dus aux transports. En effet, si une chute spectaculaire des rejets de plomb est observée (-40% entre 1989 et 1990) l'évolution des rejets de NO_X et SO_2 reste préoccupante en raison de la progression constante du parc automobile. En 1990 on notait une augmentation de 15% des émissions de SO_2 et de 31% de NO_X par rapport à 1980 (CIRN, 1992).

3. CHIMIE DES DEPOTS HUMIDES

3.1. LE TERME PLUIE "ACIDE"

Ce terme très fréquemment utilisé pour parler des dépôts humides, s'avère en fait queque peu inadéquat. En effet, en l'absence de toute forme de pollution atmosphérique, le pH théorique d'une pluie "non polluée" atteint une valeur de 5,6 compte tenu de la dissociation de l'acide carbonique (2) produit à partir de la dissolution du gaz carbonique dans l'eau (1):

$$H_2O + CO_2 \rightleftharpoons H_2CO_3 \qquad (1)$$

$$H_2CO_3 \rightleftharpoons HCO_3^- + H^+ \qquad (2)$$

En fait, dans des conditions naturelles tenant compte de la présence de composés acidifiants d'origine naturelle, le pH normal d'une pluie est inférieur à la valeur théorique mentionnée précédemment. A l'inverse en présence de poussières et d'aérosols du type CaCO3, le pH d'une pluie peut être alors supérieur à 5,6. C'est le cas, par exemple, des pluies ramenant aux sols des aérosols transportés par les vents sahariens.

3.2. COMPOSITION DES PRECIPITATIONS: LE CAS DU MASSIF VOSGIEN

Suite aux signes de dépérissement forestier observés dans le massif vosgien au début des années 1980, un programme de recherche, intitulé DEFORPA (Dépérissement Forestier attribué à la Pollution Atmosphérique), visant à identifier les causes a été mis en place. Toutefois bien avant le lancement de ce programme, Bourrié (1976) lors d'une étude sur l'acquisition de la composition chimique des eaux en relation avec le substratum géologique, mettait en évidence l'acidité des précipitations dans le massif vosgien (tableau 4).

Tableau 4: Valeurs moyennes, minimales et maximales du pH de quelques précipitations récoltées dans le massif vosgien en 1973 et 1974 (d'après Bourrié, 1976)

Type de précipitation	pH minimum	pH moyen	pH maximum	n
neige	4,02	4,17	4,31	12
pluie	3,59	4,19	4,77	37

L'auteur mentionne la décroissance temporelle des concentrations en SO_4^{2-}, NO_3^- et NH_4^+ du début vers la fin de l'événement. A ce propos, Zéphoris (1984), montre que la composition des pluies est également variable d'un événement à un autre, les pluies orageuses étant nettement plus acides que les pluies océaniques.

Depuis des études plus approfondies réalisées dans le cadre du programme DEFORPA ont permis d'établir une relation entre la qualité des précipitations et les trajectoires de circulation des masses d'air (Colin *et al.*, 1989). Le tableau 5 regroupe les précipitations en fonction de l'origine des masses d'air (secteurs nord, est, ouest, sud) et donne les valeurs associées de pH de chaque événement recueilli au Donon du 11 mars au 8 avril 1985.

Tableau 5: Valeur du pH en fonction des trajectoires des masses d'air et du type de précipitation récoltées au Donon en mars et avril 1985 (d'après Colin *et al.*, 1989)

Type de précipitation	pH			n	secteur
	moy.	min.	max.		
neige	3,05	3,35	3,81	6	Est
neige	3,74	4,13	5,22	9	Nord
neige	3,52	4,12	4,49	5	Ouest
pluie	4,52	4,61	4,71	2	Ouest
pluie	4,46	4,84	5,26	7	Sud

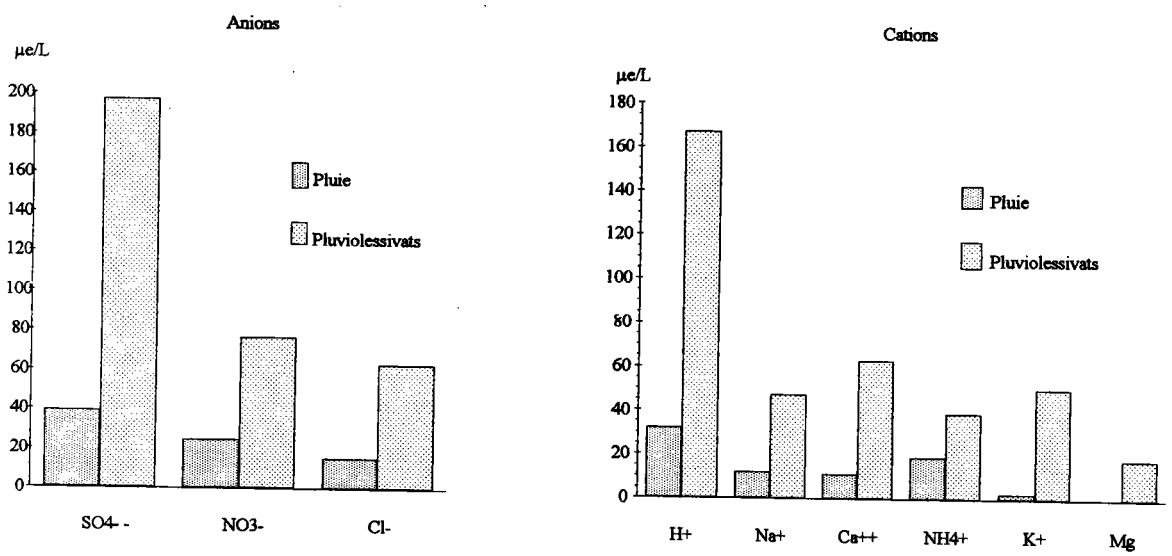
Deux observations importantes se dégagent du tableau 5:

- les neiges présentent un pH plus faible que les pluies
- les précipitations qui présentent les plus faibles valeurs de pH sont associées aux masses d'air originaires de l'est et du nord

Cette dernière constatation peut s'expliquer par la forte industrialisation des régions traversées par les masses d'air des secteurs est et nord.

Une précipitation peut atteindre le sol, soit directement soit après passage à travers la frondaison, dans ce dernier cas on parlera de pluviolessivats (Sah et Meiwes, 1989). Les pluviolessivats comprennent l'eau qui s'écoule le long des troncs (stemflow) et à travers la masse foliaire (throughfall). La figure 2 montre que des précipitations recueillies sous couvert forestier présentent une composition très différente de celles collectées hors couvert. Cette différence correspond à un abaissement du pH et à une augmentation de la charge ionique et résulte de plusieurs processus (Probst et Dambrine, 1988): concentration par évaporation de l'eau interceptée, absorption d'éléments, lessivage des éléments apportés sous forme de dépôts secs à la surface des feuilles et des éléments récrétés,

Figure 2: composition chimique moyenne de pluie et pluviolessivats dans le bassin d'Aubure (d'après les chiffres donnés de Bonneau, 1991)



Cet effet de filtre collecteur joué par la végétation dépend de paramètres tels que, la nature du couvert forestier (résineux ou caduc), la surface de la masse foliaire et l'âge des espèces considérées.

4. IMPACT DES DEPOTS ACIDES SUR LES SOLS

La nature d'un sol résulte de l'altération de la roche mère par des agents physiques et chimiques et de la décomposition de la matière organique d'origine végétale par des agents biologiques dont l'activité est gouvernée par des facteurs climatiques. Le sol représente le compartiment clé dans la compréhension des processus d'acidification. De la nature du sol va dépendre la neutralisation des apports atmosphériques et la qualité des eaux de surface.

4.1. ACIDIFICATION DES SOLS

L'acidification des sols n'est pas en soi, le résultat de conditions polluantes. C'est un mécanisme naturel qui dans des conditions normales s'échelonne sur de très longues périodes et qui résulte de la production de CO_2, H_2SO_4, HNO_3 due à l'activité des systèmes racinaires et des micro-organismes du sol, de prélèvements d'un excès de cations par les végétaux , de la production de protons par certaines espèces et de la formation d'acides organiques issus de la décomposition de résidus végétaux à faible charge cationique (Juste, 1984). Par ailleurs les précipitations pouvant être naturellement acides, l'eau apportée au sol constitue également une source d'acidité.

Dans ces conditions les retombées atmosphériques acides ne représentent que l'un des facteurs impliqués dans l'acidification des sols. On peut considérer schématiquement que la présence d'un climat de pollution atmosphérique acide constitue un facteur d'accélération des mécanismes normaux, pouvant conduire à des modifications des caractéristiques originelles des sols.

4.1.1. Les sols carbonatés

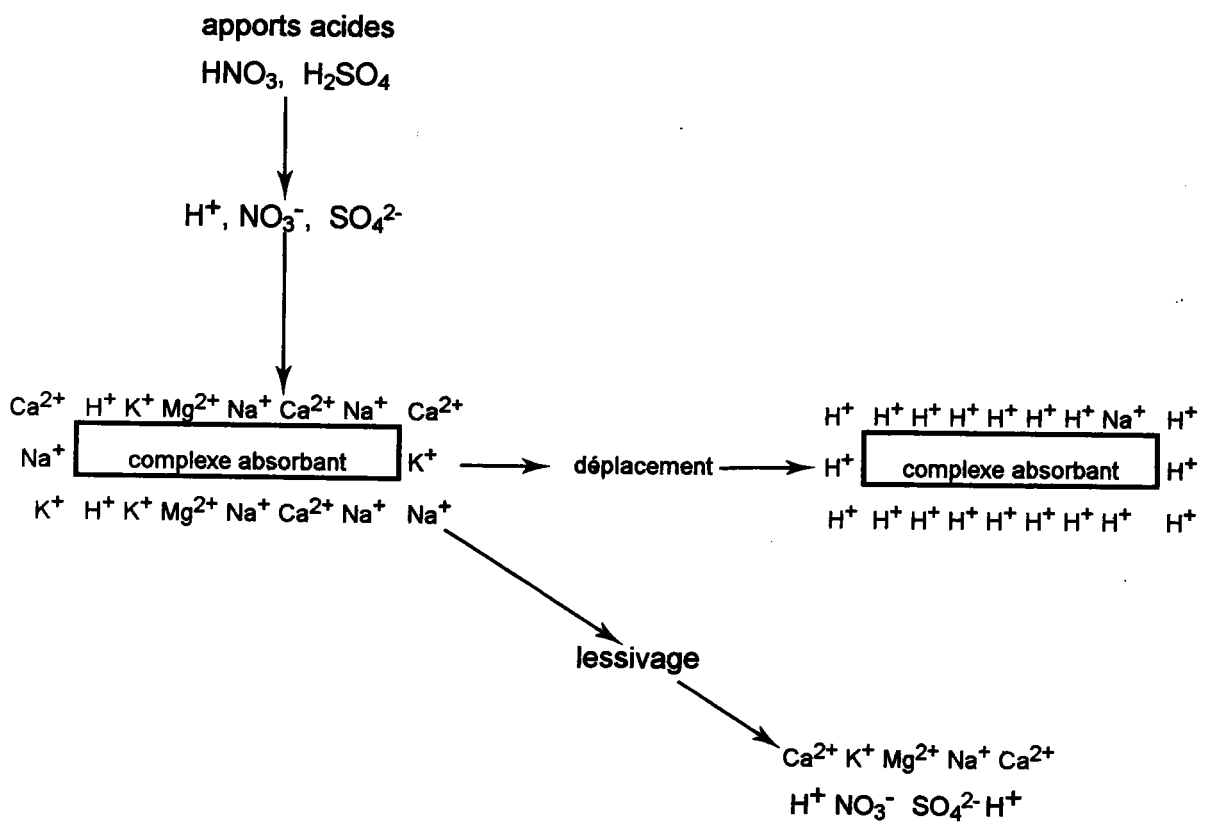
Un sol qui se développe à partir d'un substratum géologique carbonaté, possède une forte capacité tampon qui permet la neutralisation des apports atmosphériques. On

comprend aisément que des problèmes d'acidification ne pourront se développer en présence de roche mère riche en carbonates.

4.1.2. Les sols non carbonatés

Dans les sols dépourvus ou très pauvres en composés carbonatés, les principaux minéraux maintenant en place les cations basiques sont les argiles. Les charges négatives de surface leur confèrent une propriété d'absorption des cations. De la même façon, la matière organique dégradée telle que les acides humiques présente une faculté de rétention des cations. Cette capacité de rétention constitue la capacité d'échanges cationiques (CEC). Les cations fixés (Ca, Mg, Na, K) contribuent ainsi à la saturation en base du sol. A l'inverse les protons et l'aluminium constituent l'acidité échangeable (Reuss *et al.*, 1987; Howells, 1990). En présence de précipitations acides les cations basiques sont remplacés par des protons et lessivés comme l'indique la figure 3.

Figure 3: Mécanisme schématique d'échange cationique à la surface du complexe absorbant



En l'absence de dépôts acides les ions échangeables du complexe absorbant sont en équilibre avec les solutions du sol. Les modifications des solutions du sol sous l'impact des retombées acides provoquent un changement de cet équilibre, certains ions du complexe passent alors en solution et sont remplacés par les protons. Les ions sulfates n'étant pas retenus par les sols (du moins dans les régions où l'on rencontre des problèmes d'acidification) présentent une grande mobilité et entraînent rapidement les cations déplacés.

Un autre processus fondamental correspond à la mobilisation de l'aluminium, et éventuellement d'autres métaux résultant de l'altération minérale (Tyler, 1978). En présence de retombées atmosphériques acides et pour de faibles valeurs de pH, les protons interagissent avec les aluminosilicates et libèrent des ions métalliques selon des réactions telles que:

$$Al_2Si_2O_5(OH)_4 + 6\ H^+ \text{----------} > 2\ Al_3^+ + 2H_4SiO_2 + H_2O$$

Des réactions de dissolution peuvent également se produire et aboutir à la libération d'aluminium (Harvey *et al.*, 1981) .

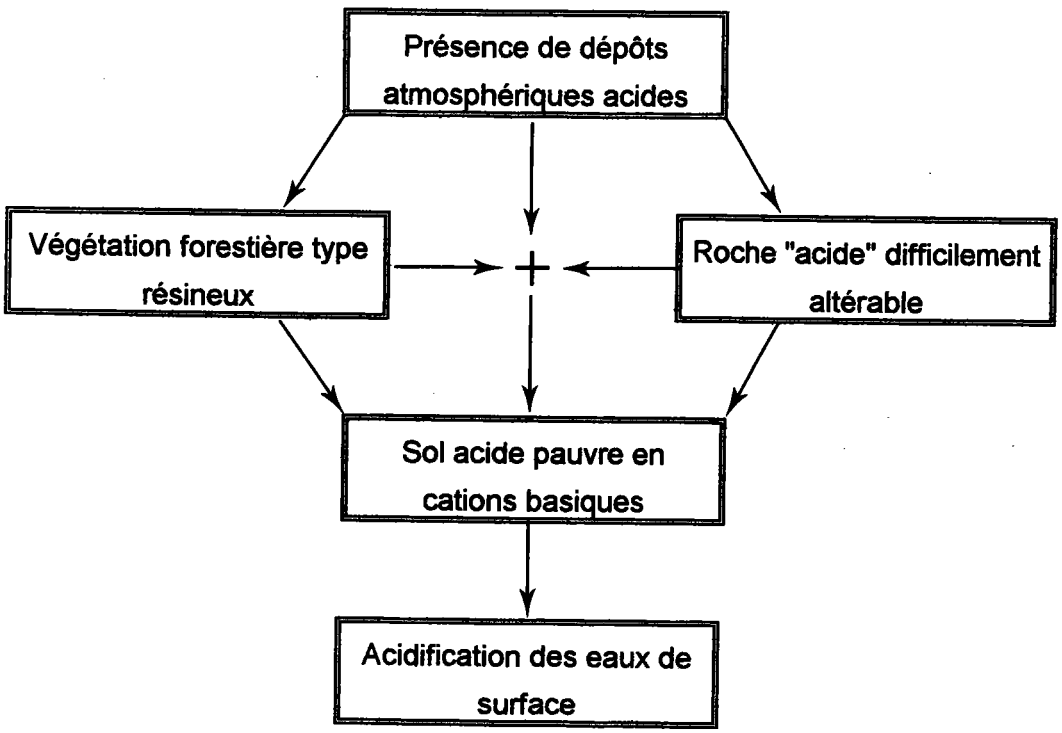
5. ACIDIFICATION DES EAUX DE SURFACES

5.1. LES ZONES A RISQUE

En l'absence de toute activité anthropique, la qualité des eaux de surfaces dépend essentiellement des interactions entre précipitations et sols. Une région subissant un climat de retombées atmosphériques acides ne présente pas systématiquement pas des problèmes d'acidification des eaux, compte tenu du rôle essentiel joué par les sols eux mêmes dépendant étroitement de la nature du substratum géologique et de la végétation. Si les sols ne présentent pas la capacité de neutraliser les apports atmosphériques acides, il en résulte une acidification des eaux de surfaces.

Pour développer des processus d'acidification une zone géographique doit présenter des caractéristiques prédisposantes. La figure 4 résume schématiquement les conditions nécessaires au développement de l'acidification des eaux.

Figure 4: Représentation simplifiée des principales conditions nécessaires pour que se développent des processus d'acidification



Il convient toutefois de noter que des eaux de surface peuvent être naturellement acides. Ainsi en présence d'activité volcanique des eaux peuvent présenter des valeurs extrêmes de pH < 1.8 (Sataké *et al.*, 1989). De même une acidification naturelle peut se développer sous l'influence d'acides organiques (Kämäri *et al.*, 1991), c'est le cas en particulier des tourbières à *Sphagnum* (Duchaufour, 1984). Dans de nombreuses régions, les retombées atmosphériques acides ne font qu'amplifier ce processus naturel (Kämäri *et al.*, 1991; Kerekes *et al.*, 1986). Dans de tels cas les contributions relatives des acides organiques et des dépôts d'acides forts sont difficiles à estimer (Kortelainen et Mannio, 1988; Driscoll *et al.*, 1989).

La figure 5 qui représente les valeurs des charges critiques en acidité pour l'Europe, permet d'obtenir une visualisation des zones présentant un risque potentiel d'acidification.

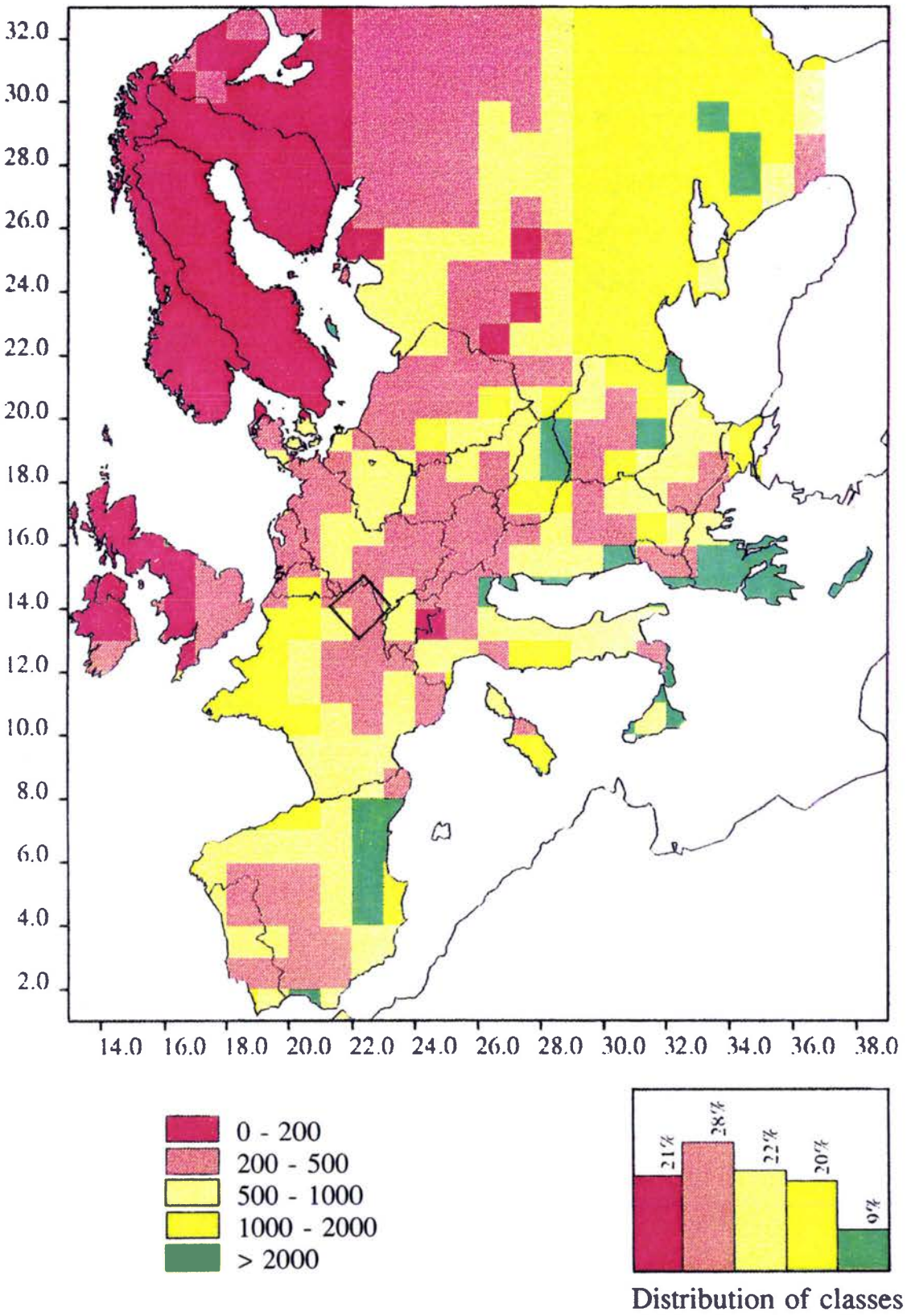


Figure 5: Charges critiques actuelles d'acidité en Europe. En encadré la région est de la France. Unité: equivalents/ha/an

5.2. ETENDUE DU PHENOMENE A L'ECHELLE MONDIALE

De très nombreux pays de l'hémisphère nord sont confrontés au problème d'acidification des eaux de surface. Certains comme le Canada et les pays scandinaves ont été parmi les premiers à réagir, peut-être en raison de l'importance qu'occupent les eaux de surface sur les plans économie et loisirs. Le tableau 6 donne un aperçu des pays concernés par l'acidification des eaux de surfaces:

Tableau 6: Pays confrontés à des problèmes d'acidification des eaux de surfaces
Ampleur: + faible, ++ étendue, +++ très étendue

Pays	Références	Ampleur
Canada	Dupont, 1991	+++
Etats-Unis	Baker *et al.*, 1991	+++
Allemagne	Schöen *et al.*, 1983	+
Autriche	Psenner *et al.*, 1985	+
Belgique	Vangenechten, 1983	+
Danemark	Rebsdorf, 1983	+
Finlande	Kämäri *et al.*, 1991	++
France	Probst *et al.* 1990	+
Hongrie	Zotter *et al.* 1987	+
Irlande	Bowman, 1987	+
Italie	Mosello *et al.*, 1991	+
Norvège	Henriksen *et al.*, 1988	+++
Pays-Bas	Van Dam, 1988	+
Royaume-Uni	Anon, 1986	++
Suède	Monitor, 1986	+++
Suisse	Zobrist *et al.*, 1987	+
Tchécoslovaquie	Fott *et al.*, 1987	+?
C.E.I.	—	???

La Suède et la Norvège représentent les pays d'Europe les plus touchés par l'acidification des eaux de surfaces, ces pays contribuant pourtant peu aux émissions

dans l'atmosphère (Howells, 1990). A titre d'exemple, on estimait en 1986 que sur 85000 lacs, 35000 étaient sensibles à l'acidification et 5000 avaient perdu totalement leur alcalinité (Monitor, 1986). Dans les pays Scandinaves et en Amérique du Nord, les eaux courantes sont égalements touchées par l'acidification. Par contre, dans les différentes régions du Royaume-Uni, ce sont surtout les cours d'eau qui sont atteints.

En ce qui concerne les pays d'Europe de l'est et notamment la C.E.I., peu de données sont disponibles et nous ignorons actuellement l'ampleur du phénomène.

5.3. LA SITUATION SUR LE TERRITOIRE FRANÇAIS

Jusqu'à présent en France, seul le massif vosgien était connu pour présenter des problèmes d'acidification des eaux. On sait maintenant que des problèmes d'acidification existe également dans les Pyrénées (Massabuau, communication personnelle) et certainement dans les Ardennes (Landmann, communication personnelle). Dans les Vosges, le premier constat date de 1983 (Schoen *et al.* 1983) et a été réalisé par deux allemands et un norvégien. Mais c'est en 1985, que la première étude précise (Massabuau *et al.*1987) met en évidence l'acidité de plusieurs cours d'eau du massif ainsi que la sensibilité d'un lac. Depuis, plusieurs études ont permis d'acquérir une meilleure connaissance du phénomène et de son étendue dans le massif vosgien (Guérold, 1987; Guérold et Pihan, 1989; Probst *et al.* 1990). Cette dernière étude qui porte sur 38 bassins versant a montré que de nombreux cours d'eau sont acides ou présentent des déficits d'alcalinité temporaires ou permanents. Les zones géographiquement les plus affectées concernent les hauts bassins de la Moselle et de la Moselotte dans la région de Cornimont, la Bresse et Remiremont situés sur substrat granitique et le bassin sur grès de la Vezouze dans la région de Cirey.

Bien que l'acidification semble ne concerner que les eaux courantes, nous avons récemment constaté la perte totale d'alcalinité d'un petit lac, le lac de La Maix (1.5 ha) recueillant les eaux d'un bassin gréseux situé non loin du Donon. Nous avons noté en juin 1992, un pH de 4.90 en surface près du bord.

Une étude plus étendue portant sur les sept départements qui se partagent le massif vosgien est nécessaire pour préciser l'étendue de ce type particulier de pollution hydrique. Des travaux sont actuellement réalisés en ce sens par le Centre de Géochimie de la Surface de Strasbourg.

5.4. LES DESCRIPTEURS D'ACIDIFICATION DES EAUX

5.4.1. Le statut acide-base des eaux

Les notions d'acidité et d'alcalinité sont souvent considérées comme des notions simples. Cependant il nous semble important de rappeler quelques définitions, ces termes étant souvent employés de façon inadéquate et pouvant prêter à confusion.

i) Acidité et pH: Le pH ou potentiel hydrogène d'une solution est défini comme étant le cologarithme de sa concentration en ions H^+ :

$$pH = - \log [H^+]$$

La mesure de pH, réalisée à l'aide d'une méthode électromètrique, détermine la concentration en protons libres d'une solution, à l'inverse de la plupart des méthodes de dosage des autres éléments. Ainsi la mesure de pH ne prend pas en considération la partie non dissociée des acides faibles, la dissociation de ces derniers étant par ailleurs fonction de la concentration en protons du milieu. On dit qu'une solution est acide si le pH < 7, neutre si le pH $= 7$ et basique si pH > 7. Toutefois cela ne signifie pas que des solutions ayant le même pH, ont la même acidité et inversement. En effet l'acidité d'une solution est déterminée par titration avec une base forte pour atteindre le point d'équivalence (en général indiqué par le virage de la phénolphtaleïne). Si l'on considère une solution d'HCl 0.05M et une solution de CH_3COOH 0.05M, un litre de chaque solution nécessite 0.05M de NaOH pour atteindre l'équivalence. Les deux solutions ont donc la même acidité mais leur pH respectifs sont 1.3 et 3 du fait de la dissociation totale de HCl et de la faible dissociation de l'acide acétique. Aussi en toute rigueur, est-il faux de dire, comme cela est souvent mentionné dans la littérature, qu'une solution à pH 5 est dix fois plus acide qu'une solution à pH 6 (ex: Howells, 1990). Mais la concentration en protons libres est 10 fois plus élevée.

L'étude du pH, bien qu'étant un paramètre fondamental, ne suffit pas pour établir le niveau d'acidification.

ii) Alcalinité : L'alcalinité est déterminée par titrimétrie par un acide fort. Elle permet d'évaluer la concentration en protons pouvant être neutralisée par une eau naturelle

avant que le pH de cette solution ne dépasse le point d'équivalence. Elle rend donc compte du pouvoir tampon d'un milieu.

$$\text{Alcalinité (Alc)} = [HCO_3^-] + 2\,[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (\mu eq\ L^{-1}) \quad (1)$$

Pour la plupart des eaux naturelles, HCO_3 est le principal élément et l'expression (1) peut s'écrire :

$$Alc = [HCO_3^-] \quad (\mu eq\ L^{-1}) \quad (2)$$

Toutefois pour des eaux où le pH < 6 il est plus exact d'utiliser l'expression :

$$Alc = [HCO_3^-] - [H^+] \quad (\mu eq\ L^{-1}) \quad (3)$$

On retrouve des faibles valeurs d'alcalinité quand un bassin versant à une faible capacité de neutralisation des apports acides. A ce titre l'alcalinité représente un paramètre pertinent de la sensibilité à l'acidification. L'alcalinité peut prendre des valeurs négatives et donne alors une mesure de l'acidité.

5.4.2. Sulfates

L'anion d'acide fort, sulfate (SO_4^{2-}) est un élément important de la composition chimique des eaux. La relation étroite observée entre SO_4^{2-} dans les eaux de surface et de précipitation (Sullivan *et al.* 1988) montre qu'il représente un excellent traceur de dépôts atmosphériques dans les régions où son origine géologique est négligeable.

5.4.3. Aluminium.

L'aluminium est le métal le plus répandu à la surface de la terre (8.2 % de la croûte terrestre) et rentre dans la constitution de très nombreuses roches. Parmi les métaux susceptibles d'être fortement mobilisés par les processus d'acidification, l'aluminium peut atteindre des concentrations anormalement élevées. Dans de tels cas, il apparaît comme étant un bon indicateur d'acidification. Signalons ici que la valeur guide de la C.E.E concernant l'aluminium dans les eaux de boisson est fixée à 50 µg L^{-1} et la valeur maximale à 200 µg L^{-1}. L'aluminium est également un élément intéressant à suivre en raison de sa toxicité potentielle, toxicité qui dépend de sa spéciation dans les eaux.

5.4.4. Evaluation du degré d'acidification

La comparaison de données historiques pour évaluer le niveau d'acidification des eaux de surface se heurte à des problèmes inhérants, pour la plupart, à l'évolution des technologies dans le domaine analytique, ce qui rend difficile l'utilisation et l'interprétation de mesures anciennes. Les principales raisons en sont les erreurs induites par l'utilisation:

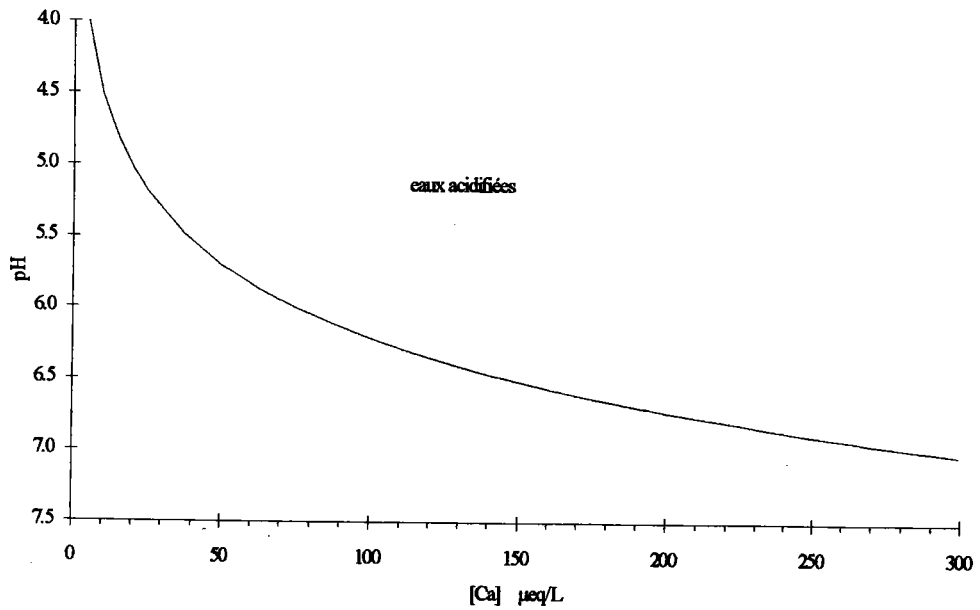
- d'indicateurs colorés qui modifiaient le pH de solutions faiblement minéralisées
- de contenants en verre pour la conservation des échantillons, ce qui peut affecter considérablement la composition chimique de l'eau

Dans un souci de définition du degré d'acidification des eaux de surfaces et en l'absence de données historiques fiables, certains indices et modèles empiriques ont donc été élaborés (Oden, 1976; Almer *et al.*, 1978; Henricksen, 1979; 1980). La majorité d'entres eux est basée sur la définition de l'alcalinité et l'électroneutralité des solutions. Selon Kramer (1982) et Lachance (1988), ces modèles souffrent cependant de deux déficiences majeures:

- seul le système CO_2, HCO_3^-, H_2CO_3 est considéré dans la capacité de neutralisation des apports acides
- l'acide sulfurique est le seul polluant atmosphérique pris en compte dans les processus d'acidification et néglige donc le rôle des composants azotés

Une relation empirique donnant le pH en fonction de la concentration en calcium représente l'un des premiers modèles à avoir été utilisé (Henriksen, 1979). Cette relation établie à partir de données recueillies lors d'une étude des lacs scandinaves, part du principe que dans les eaux non acidifiées l'alcalinité est approximativement équivalente à la somme des concentrations en Ca et Mg et que le rapport Ca/Mg étant relativement constant, la relation représentée par la figure 6 permet de distinguer les lacs acidifiés et non acidifiés.

Figure 6: relation empirique d'Henricksen (1979)

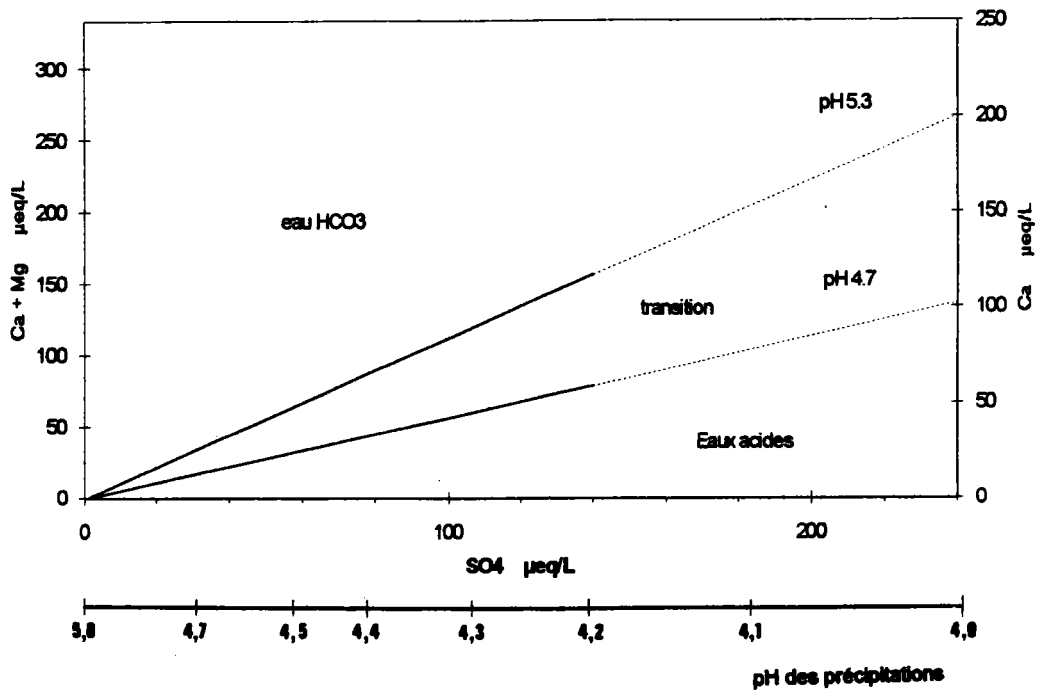


Selon cette relation empirique, les points situés au dessus de la courbe sont considérés comme représentatifs d'un état acidifié. L'auteur apporte cependant quelques restrictions quant aux limites d'utilisation d'un tel modèle, notamment en présence d'eaux fortement chargées en acides organiques ou lorsque Ca^{2+} et HCO_3^- ne sont pas les ions majeurs.

Par la suite Henriksen (1980), élabora un second modèle appelé nomographe d'Henriksen (figure 7), modèle basé sur les hypothèses suivantes:

- l'acidification est analogue à la titration d'une solution de bicarbonates par l'acide sulfurique
- l'alcalinité d'origine peut être retrouvée en considérant la somme des concentrations actuelles en Ca^{2+} et Mg^{2+}

Figure 7: Nomographe d'Henriksen (1980)



Ainsi le nomographe donnant $[Ca^{2+} + Mg^{2+}]$ ou $[Ca^{2+}]$ en fonction de $[SO_4^{2-}]$ (en valeurs corrigées des apports marins) ou du pH des précipitations, permet d'établir trois catégories de lacs: les lacs carbonatés à pH > 5,3; les lacs de transition dont 5,3 < pH < 4,7 et les lacs acides pH < 4,7. Ce modèle permet également de prédire le niveau d'acidification d'un lac en fonction du pH des précipitations et d'évaluer à quelle valeur il conviendrait de ramener le pH des précipitations pour restaurer un lac dans l'éventualité d'une réversibilité possible.

Selon Kramer (1982), Kramer et Tessier (1982), Delisle *et al.* (1985) de tels modèles présentent certaines déficiences majeures ce qui limite fortement leurs applications:

- seul le système CO_2 - HCO_3 - H_2CO_3 est considéré dans la capacité de neutralisation des apports acides
- l'acide sulfurique est le seul polluant atmosphérique pris en compte
- seule l'origine atmosphérique des ions sulfates est retenue

- la contribution des ions Na+ et K+ est négligée dans les conditions d'électroneutralité
- les concentrations de Ca^{2+} et Mg^{2+} sont supposées inchangées avant et pendant l'acidification, postulat infirmé par différents auteurs (Almer *et al.* 1978; Dillon et al. 1979)

A ces incertitudes il convient de rajouter les restrictions formulées par Henriksen lui même (1979) et précédemment citées à propos de son premier modèle.
Compte tenu de ces restrictions Kramer et Tessier (1982) proposent l'utilisation de tels outils uniquement dans des cas de comparaison au sein d'un même bassin versant après s'être assuré de l'homogénéité des réactions à l'interface sol/eau sur l'ensemble du bassin versant!

5.5. IMPACT SUR LES COMMUNAUTES BIOLOGIQUES

Remarque: Dans l'analyse bibliographique qui suit, nous avons volontairement omis de parler de l'impact de l'acidification sur les macroinvertébrés benthiques. Cet important compartiment biologique faisant l'objet du présent document, les effets de l'acidification seront exposés et discutés ultérieurement.

5.5.1. Les producteurs

i) Phytoplancton.

De nombreuses études réalisées sur des lacs acidifiés en conditions "naturelles" (c'est à dire par les dépôts atmosphériques) et expérimentalement, ont montré que l'effet le plus marqué de l'acidification des lacs consistait en une importante diminution de la richesse en espèce planctonique (Almer *et al.*, 1974; Stokes, 1986; Siegfried *et al.*, 1989; Schindler *et al.*, 1991), qui semble affecter tous les groupes majeurs. Cette diminution se traduit notamment par une modification des espèces dominantes. Ainsi, en milieu acide, certaines espèces tolérantes peuvent devenir extrêmement abondantes, en particulier les Dinoflagellés tels que *Peridinium inconspicuum* (Almer *et al.*, 1974). La baisse de richesse observée ne se traduit cependant pas par une réduction de la biomasse (Siegfried *et al.*, 1989; Raddum *et al.*, 1980). En ce qui concerne la production, les résultats de différentes recherches n'ont pas permis d'établir une corrélation entre le pH *per se et* la production. Schindler *et al.* (1991) observe une augmentation en milieu acide

attribuée à un accroissement de la zone euphotique. A l'opposé Siegfried *et al.* (1989) rapportent une diminution de la production quand le pH diminue. Shearer *et al.* (1987) remarquent qu'il est difficile d'isoler les effets de l'acidification des eaux de ceux de la variation naturelle à long terme.

ii) Périphyton.

L'acidification des eaux provoque une réduction de la richesse spécifique en algues périphytiques (Grahn *et al.*, 1974; Stokes, 1981) et favorise la prolifération de Chlorophycées filamenteuses, en particulier appartenant aux genres *Mougeotia*, *Zygnemia* et *Zygogonium* (Turner *et al.*, 1987; Muniz, 1991; Schindler *et al.*, 1991). Cette prolifération s'accompagne d'une très forte augmentation de la biomasse (Hendrey, 1982) ou de la biomasse et de la production (Parent *et al.*, 1986). Par ailleurs de nombreux travaux ont mis en évidence d'importantes modifications de la composition de la flore diatomique. Ces changements se traduisent par la disparition d'espèces alcaliphiles et neutrophiles et par l'apparition d'espèces acidophiles et acidobiontes (Planas *et al.*, 1989; Round, 1990; Schindler *et al.*, 1991). Le caractère bioindicateur des diatomées a été mis à profit pour élaborer des modèles prédictifs d'acidification (Whitemore, 1989). Des études stratigraphiques qualitatives et quantitatives des diatomées présentes dans les sédiments lacustres permettent de retracer l'histoire de l'acidification d'un lac donné (Battarbee, 1984; Dixit *et al.*, 1987; Stevenson *et al.*, 1989; Birks *et al.*, 1990).

iii) Macrophytes.

Jusqu'à présent il semble que peu d'études aient été réalisées sur la végétation macrophytique en relation avec l'acidification. Les travaux existant ne concernent que les lacs et donnent des résultats contradictoires. Roberts (1984) Jackson et Charles (1988) rapportent une nette réduction du nombre d'espèces quand l'acidité de l'eau augmente alors que Yan *et al.*, (1977) ne remarquent aucune différence. Toutefois dans les milieux acidifiés, il semble acquis que l'on assiste à une expansion des bryophytes acidophiles du genre *Sphagnum,* colonisation des milieux qui semble se faire au détriment de *Lobelia*, *Isoetes* et *Juncus bulbosus* (Hendrey *et al.*, 1976; Grahn, 1986). Les sphaignes présentent une forte capacité d'échanges cationiques qui se traduit par un relargage dans le milieu de protons, ce qui selon Hendrey (1982) accélère les processus d'acidification. De plus Roelfs, (1984) émet l'hypothèse que ces espèces étant capables

d'utiliser le CO_2 dissous plutôt que les bicarbonates comme source de carbone, l'utilisation efficace de cette source pourrait se traduire par une limitation des quantités utilisables par lephytoplancton (Hultberg et Grahn, 1975).

iv Les communautés microbiennes.

Bien que ne faisant pas partie des producteurs *sensu stricto*, nous avons volontairement intégré ce court paragraphe dans ce chapître.

Ce compartiment des organismes vivants n'a fait, à notre connaissance, l'objet que de très peu d'études. Cependant différents chercheurs ont très tôt remarqué l'accumulation de matières organiques végétales solides peu ou pas dégradées dans les lacs et cours d'eau acidifiés (Grahn *et al.*, 1974). Des expérimentations réalisées aussi bien en laboratoire qu'en milieu naturel ont montré qu'une exposition à des conditions acides diminuait significativement la vitesse de décomposition de matières organiques allochtones (Minshall et Minshall, 1978; Friberg *et al.*, 1980).

5.5.2. Les consommateurs

i) Zooplancton.

L'acidification des lacs se traduit par des modifications de la richesse spécifique, de l'abondance et de la succession saisonnière des espèces. Ainsi, le nombre d'espèces diminue quand le pH baisse (Almer *et al.*, 1974; Harvey *et al.*, 1981; Tessier et Horowitz, 1988). La plupart des études s'accordent à montrer que le genre *Daphnia* (Cladocère) apparaît le plus sensible (Almer *et al.*, 1974; Hoboek et Raddum, 1980; Carter *et al.*, 1986). A l'inverse *Diaptomus minutus* (Copépode) et *Bosminia longirostris* (Cladocères) sont des taxa communs, voire abondants dans les lacs acidifiés (Brett, 1989). La disparition de certaines espèces semble résulter d'un effet direct du pH et/ou de l'aluminium. (Potts et Fryer, 1979; Alibon et Fair, (1981); Havens et daCosta, 1987). A l'inverse la dominance et l'abondance d'autres espèces apparaissent être une conséquence directe d'un déséquilibre prédateurs-proies (Eriksson *et al.*, 1979; Henrikson *et al.*, 1980). Stenson et Eriksson (1989) suggèrent que l'accroissement du nombre d'espèces zooplanctoniques de grande taille dans les eaux acides résulte d'une diminution de la prédation due à l'absence de poissons. De même *B. longirostris* peut être dominant quand les prédateurs zooplanctonophages invertébrés et vertébrés sont

rares ou absents. Brett (1989) fait remarquer que l'influence du phytoplancton sur le Zooplancton dans les lacs acides n'est pas définie.

ii) Poissons.

Les poissons représentent sans aucun doute le compartiment biologique qui a été le plus étudié dans le cadre de l'impact de l'acidification. Toutes les études s'accordent à reconnaître les effets néfastes des eaux acides sur les peuplements piscicoles, effets qui se traduisent à terme par l'élimination de nombreuses espèces des lacs et eaux courantes (Jensen et Snekvit, 1972; Leivestad et Muniz , 1976; Watt *et al.*, 1983; Baker et Schofield, 1985). Cependant toutes les espèces de poissons ne présentent pas la même sensibilité vis à vis des conditions du milieu.

Le tableau 7 donne les tolérances relatives de quelques espèces, obtenues à partir d'une étude de 50 lacs suédois.

Tableau 7: Sensibilité relative de quelques espèces Européennes (d'après Almer *et al.*, 1974)

sensibilité	espèces		familles
+++	gardon	*Rutilus rutilus*	Cyprinidae
↓	vairon	*Phoxinus phoxinus*	Cyprinidae
	omble chevalier	*Salvelinus alpinus*	Salmonidae
	truite commune	*Salmo trutta*	Salmonidae
	corégone	*Coregonus albula*	Salmonidae
	perche	*Perca fluviatilis*	Percidae
	brochet	*Esox lucius*	Esocidae
-	anguille	*Anguilla anguilla*	Anguillidae

L'examen de ce tableau montre que les Cyprinidae et Salmonidae sont les familles les plus sensibles. Différentes recherches expérimentales ont établies que certains stades de développement étaient plus sensibles que d'autres. Les stades jeunes en particulier les stades vésiculés et vésicule résorbée, apparaissent les plus fragiles (Backer et Schofield, 1985). Ainsi les populations résiduelles sont essentiellement composées de poissons âgés et présentent un défaut de jeunes individus résultant d'un

échec de recrutement partiel ou total (Harvey, 1982). Des recherches réalisées *in situ* et en laboratoire (Leivestad et Muniz, 1976; Matuszek et Beggs, 1988; Wright et Snekvit, 1977; Ulsch *et al.*, 1981) ont mis en évidence le rôle fondamental du pH, de la minéralisation de l'eau, de l'aluminium inorganique et dans certains cas du calcium pour la survie des poissons (Brown, 1982; 1983; McDonald *et al.*, 1983; Neville, 1985).

iii) Amphibiens.

De nombreux amphibiens se reproduisent au printemps dans des étangs, lacs ou mares temporaires peu profondes vulnérables à l'acidification (Pough, 1976; Pough et Wilson, 1977; Clark et Euler, 1982). La ponte et l'éclosion coïncident souvent avec des épisodes acides tel que la fonte des neiges qui alimente alors en eau les lieux de reproduction. Hagstöm (1977) rapporte lors d'une étude d'un lac suédois, la disparition totale de la grenouille rousse (*Rana temporaria*) et observe un des échecs de reproduction du crapaud commun (*Bufo bufo*). Similairement, Beebee *et al.* (1990) mentionnent le déclin du crapaud des joncs (*Bufo calamita*) dans des régions acidifiées du Royaume Uni. Des observations réalisées en Amérique du Nord par Pough (1976), Saber et Dunson (1978), Gascon et Planas (1986) ont montré que Anoures et Urodèles sont sensibles à l'acidification des milieux.

Différentes études de laboratoire ont établi la toxicité du pH vis à vis des embryons d'amphibiens. Ainsi sur 27 espèces nord américaines et européennes de Ranidae, Hylidae, Pipidae, Bufonidae et Amblystomatidae, 18 présentent un taux de mortalité de 100% pour des valeurs de pH comprises entre 4,0 et 4,5 (in Freda *et al.*, 1991). Par ailleurs Clark et Hall (1985), Freda et McDonald (1990) ont clairement montré la toxicité de l'aluminium chez certaines espèces de batraciens.

iv) Avifaune.

De nombreux oiseaux dépendent des milieux aquatiques tant pour la nourriture que pour la nidification. Un certain nombre d'auteurs ont relié la disparition d'oiseaux piscivores à la baisse des stocks de poissons dans les milieux lacustres acidifiés (Almer *et al.*, 1978; Desgranges et Darveau, 1985). McNichol *et al.* (1987) rapportent la raréfaction du plongeon commun (*Gavia immer*) et du harle bièvre (*Mergus merganser*), Harvey (1980) celle de l'aigle pêcheur (*Pandion halieutus*) sur des lacs acides d'Amérique du Nord. D'après Ormerod (1986) le cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) qui se nourrit au dépend des invertébrés benthiques, semble en nette régression du fait de la diminution des larves d'insectes constituant l'essentiel de son régime alimentaire.

Les poissons par ailleurs peuvent accumuler un certain nombre de métaux toxiques et constituent une voie potentielle d'intoxication de l'avifaune. Ainsi Eriksson *et al.* (1984) mentionnent l'augmentation de concentrations en mercure dans les oeufs du garrot à oeil d'or (*Bucephala clangula*) nichant dans des régions acidifiées de Suède par rapport à des régions voisines non acidifiées. D'après Scheuhammer (1987), le mercure s'accumule essentiellement dans l'albumine. Des concentrations élevées en Hg ont également été notées dans des oeufs de plongeon vivant dans un secteur acidifié et présentant un faible succès de reproduction (Barr, 1986). Par ailleurs Drent et Woldendorp (1989) ont remarqué une baisse de la qualité des coquilles d'oeufs de différentes espèces d'oiseaux nicheurs et attribuent ce phénomène à une diminution du calcium disponible et à une augmentation de l'aluminium, dues à l'acidification.

v) Mammifères.

Compte tenu du peu d'études réalisées sur les mammifères susceptibles d'être touchés par l'acidification, nos connaissances sont encore très limitées dans ce domaine. Des hypothèses concernant la qualité et la quantité de la nourriture tendent à démontrer l'impact négatif de l'acidification sur les mammifères piscivores tels que la loutre (*Lutra lutra*, *L. canadensis*) et le vison (*Mustela vison*) ou se nourrissant au dépend de la végétation aquatique comme l'élan (*Alces alces*) (Bevanger *et al*bu, 1986); Mason et McDonald (1989) lors d'une étude sur les populations de loutres dans des bassins sensibles aux retombées atmosphériques acides en Ecosse, montrent qu'il n'y a pas de modification de la distribution de l'espèce, mais une tendance à la réduction de l'abondance. Ces auteurs notent également un changement de régime alimentaire consistant en moins de poissons et plus de batraciens, oiseaux, mammifères et invertébrés. Par ailleurs différentes études réalisées au Canada et portant sur des contaminations métalliques, ont mis en évidence des concentrations hépatiques en mercure 5 fois plus élevées chez des ratons laveurs (*Procyon lotor*) vivant dans des zones présentant une acidification des eaux comparé à une région voisine non touchée (Wren *et al.*, 1980). Une importante bioaccumulation de mercure a été également démontrée chez le vison et la loutre (Wren *et al.*, 1986) et de fortes concentrations en cadmium dans le foie d'élan et de cerf de virginie (*Odocoileus virginianus*) (Crète *et al.*, 1987; Glooschenko *et al.*, 1988).

2ème PARTIE

MATERIELS ET METHODES

1. PHYSICO-CHIMIE DES EAUX

La chimie des eaux faiblement minéralisées peut nécessiter l'usage de techniques analytiques particulières seules capables de procurer la précision requise. En effet, nombre de méthodes usuellement employées et normalisées ne permettent pas toujours d'obtenir des résultats fiables et répétitifs en raison des très faibles concentrations en ions majeurs, caractéristiques des eaux oligotrophes de montagne drainant des bassins versant dont la roche mère est difficilement altérable. Par ailleurs, afin de pouvoir calibrer, valider et comparer des résultats physico-chimiques provenant de régions très diverses, un manuel de directives concernant les méthodes et techniques analytiques a été publié sous l'égide des Nations Unis dans le cadre de "l'international co-operative programme for assesment and monitoring of acidification of rivers and lakes" (1987). Nous nous sommes donc conformés dans la mesure de nos moyens à ces recommandations pour les analyses physico-chimiques.

1.1. ECHANTILLONNAGE

Les échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons en polyéthylène. Afin d'éviter d'éventuelles contaminations, chaque flacon est nettoyé en laboratoire par un bain d'eau acidifiée et rincé *in situ* dans le cours d'eau avant utilisation. De plus un même flacon n'a été utilisé que pour une même station tout au long de l'étude. Avant analyse, les échantillons sont stockés au frais et à l'obscurité.

1.2. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

1.2.1. pH

La mesure de pH en apparence simple, apparaît difficile pour les eaux acides. Nous avons pour cela utilisé *in situ,* un pHmètre WTW ALF 91 à compensation automatique de température et équipée d'une électrode en verre spécifique pour les solutions faiblement ioniques, remplie d'une solution de KCl 1M. Pour chaque échantillon

le pH est mesuré à nouveau en laboratoire en poste fixe avant l'analyse des autres paramètres.

2.1.2. Conductivité

La conductivité a été mesurée à 25°C en poste fixe au laboratoire à l'aide d'un conductimètre metrohm E518.

1.2.3. Température

Lors de la mesure du pH *in situ*, la température est relevée à l'aide du même appareillage.

1.2.4. Anions

Les concentrations en anions Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, F^- et PO_4^{3-} sont déterminées au plus tard dans les 48 heures qui suivent le prélèvement. Les dosages ont été réalisés par chromatographie ionique à l'aide d'un chromatographe Dionex modèle 4500i équippé d'une colonne Ion Pac AS4A.

1.2.5. Alcalinité

L'alcalinité représente sans doute avec le pH, l'un des paramètres les plus difficiles à estimer. Les valeurs ont été déterminées par la méthode de titration de Gran (*in* Mackereth *et al.*,1978) modifiée en tenant compte d'une valeur supplémentaire de pH < 3,70 et du volume d'acide correspondant. Cette méthode semble la seule actuellement utilisable pour approcher au mieux les valeurs d'alcalinité. Le calcul de l'alcalinité est réalisé sur ordinateur à l'aide d'un logiciel conçu au laboratoire.

1.2.6. Cations majeurs

Les quatre cations majeurs Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ et K^+ ont été dosés en spectrophotométrie d'absorption atomique en flamme à l'aide d'un spectrophotomètre Perkin Elmer modèle 2380.

1.2.7. Aluminium total

Les concentrations en aluminium ont été déterminées sur eau acidifiée (HNO_3 Normapur) par spectrophotométrie d'absorption atomique au four graphite à l'aide d'un spectrophotomètre Perkin Elmer modèle 305B.

1.2. 8. Autres métaux

Ponctuellement le plomb, le cuivre, le cadmium et le manganèse ont été analysés dans l'eau et/ou dans des bryophytes transplantés. Selon le métal considéré, les concentrations et le type de solution (eau ou minéralisat de bryophytes) les mesures ont été réalisées en absorption atomique en four ou en flamme

2. MACROFAUNE BENTHIQUE

2.1. PRELEVEMENTS QUANTITATIFS

Les prélèvements quantitatifs ont été réalisés à l'aide d'un échantillonneur surber délimitant une surface de 0.087 m² et équipé d'un filet de 350 µm de vide de maille. Pour chaque station, trois prélèvements ont été effectués, représentant au total une surface de 0.260 m². Une première étude (Guérold, 1987) nous avait montré que la récolte de l'information biologique pouvait se limiter à trois prélèvements dans le type de cours d'eau prospecté, au lieu des 6 ou 8 usuels. Des conclusions similaires sont obtenues lors d'une étude sur la faune benthique de la Haute-Semois (Belgique) réalisée par Dansart-Jacques (1986) qui démontre, à l'aide de différentes méthodes d'analyses multivariées, que 3 prélèvements de 0.05m² sont suffisants et ne limitent pas l'analyse des peuplements.

2.2. PRELEVEMENTS QUALITATIFS

Pour chaque station et à chaque campagne de prélèvement, des chasses à vue ont été réalisées soit en prospectant manuellement le cours d'eau soit en s'aidant d'une petite passette à tamiser la farine, matériel qui s'avère adéquat, notamment pour capturer les larves dans les endroits non accèssibles avec le surber, tels que sous les berges.

Les imagos de Plécoptères, Trichoptères et Ephémèroptères ont également été capturés régulièrement à l'aide de filets d'entomologie, de filets fauchoir et de parapluies japonais. Cette dernière technique s'avère surtout efficace pour les Plécoptères quelques soient les conditions météorologiques. Par contre par temps de pluies ou très tôt le matin, les Trichoptères et quelques fois les Ephémèroptères n'étant pas en activité de vol, sont également capturés.

2.3. FIXATION DES ECHANTILLONS

Les prélèvements quantitatifs sont fixés sur le terrain à l'aide d'une solution de formaldéhyde à 5%, puis après le tri en laboratoire dans l'alcool à 70°. Les organismes récoltés par chasse à vue sont directement fixés dans l'éthanol à 70°.

3. SITES D'ETUDE

L'étude de l'acidification des eaux de surface a été appréhendée à deux niveaux:

- une étude spatiale de l'acidification des cours d'eau du massif vosgien
- une étude temporelle du phénomène, appliquée au bassin versant du Rouge-Rupt

Les deux approches ont été menées en terme de description de la qualité chimique des eaux et de la macrofaune benthique. L'étude a pour cadre général les Vosges, massif de moyenne montagne du nord-est de la France.

Le climat des montagnes vosgiennes est de type océanique montagnard. Les précipitations sont abondantes et fluctuent de 1200 mm à 2000 mm d'eau par an selon l'altitude et la localisation. L'enneigement est généralement important et s'étend ordinairement de décembre à avril. La fraction nivale constitue de 25 à 30% des précipitations totales sur la ligne de faîte. Les données climatiques des dernières années laissent apparaître une série d'anomalies: déficits hydrique, enneigement intermitant et tardif, fonte nivale précoce...

L'alternance des périodes climatiques ordinairement typiques du massif vosgien n'a pas été observée au cours de l'étude.

3.1. ETUDE SPATIALE DE L'ACIDIFICATION

Les cours d'eau étudiés ont été choisis à partir d'une étude physico-chimique réalisée par Probst et al. (1990). Cette dernière portait sur une quarantaine de ruisseaux. Parmi ceux-ci nous en avons retenu 29, répartis sur le massif vosgien. A ces 29 cours d'eau nous en avons rajouté 5 (N° 40, 41, 42, 43, 44). Lors du choix des cours d'eau, nous avons essayer de nous affranchir au maximum des conditions du milieu afin de ne retenir qu'un ensemble de stations le plus homogène possible. Ces dernières sont toutes situées en amont d'activités agricoles, industrielles ou urbaines et ne subissent donc, à notre connaissance, aucun impact anthropique important, autre que les retombées atmosphériques. La localisation des cours d'eau est donnée par la figure 8.

8 de ces cours d'eau, dont 6 faisant partie du bassin du Rouge-Rupt (27, 31, 40, 41, 42, 43) ont également fait l'objet d'un suivi temporel de la macrofaune benthique. La situation de ces derniers sera précisée lors de l'étude de ce bassin.

L'identification des ruisseaux, les caractéristiques concernant la géologie, la végétation, l'altitude de la station, l'altitude de la source la plus éloignée, la distance à cette source et la pente sont précisées dans le tableau 8.

Une étude plus détaillée des conditions édaphiques et de leur importance sera donnée lors du développement des caractéristiques du bassin versant du Rouge-Rupt. La majorité des cours d'eau draine de petits bassins versant dont la roche mère est de nature granitique. Seuls, sept d'entre eux s'écoulent sur un substratum grèseux.

remarque:

Les cartes au 25 000ème à partir desquelles ont été déterminés ces différents paramètres sont souvent imprécises quant à la localisation des sources, ce qui peut, sur de faibles distances introduire une erreur importante, de plusieurs dizaines de mètres dans un calcul de pente se référant à une distance à la source souvent inférieure à 2 km. Par ailleurs, la notion de pente dans le type de zone étudiée (épirhitron) ne donne aucune indication sur le faciès au niveau de la station. Ainsi une faible pente globale n'implique pas une faible pente au niveau de la station et les peuplements d'invertébrés intègrent le facteur pente au niveau du tronçon échantillonné et non pas sur la pente globale. Il est ici essentiel de retenir que toutes les stations sont placées en tête de

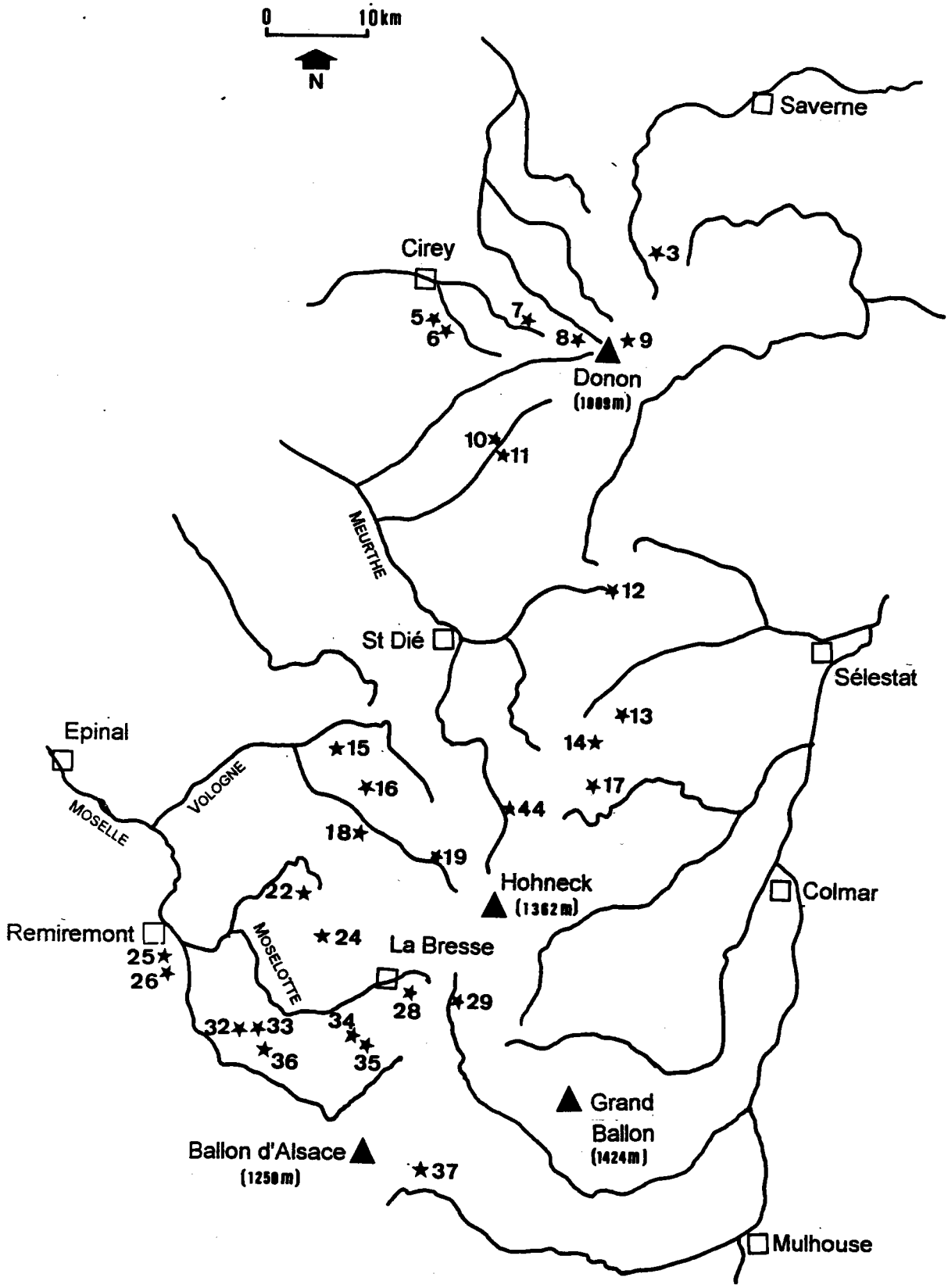


Figure 8: Localisation des stations étudiées au cours de l'étude spatiale de l'acidification. La situation des 6 ruisseaux faisant partie du bassin du Rouge-Rupt ne figure pas sur cette carte (voir figure 11)

N°	Nom du cours d'eau	Végétation	Géologie	altitude source	altitude station	distance à la source à la source	pente %
3	Zorn Blanche	sapin	grès	670	400	3450	7.8%
5	Chanson Combelle	épicea	grès	420	350	1750	4.0%
6	Bousson	épicea	grès	625	350	6000	4.6%
7	Saussenrupt	épicea	grès	615	390	2500	9.0%
8	Sarre Blanche	sapin+hêtre	grès	670	550	1250	9.6%
9	Marteau	sapin+hêtre	grès	850	460	6000	6.5%
10	Grand-Bras	sapin+tourbière	grès	780	460	7000	4.6%
11	Gentil Sapin	sapin+tourbière	grès	800	460	3500	9.7%
12	Osières	sapin	gneiss	700	555	1400	10.4%
13	Strengbach	épicea	granite	1100	860	1250	19.2%
14	Surcenord	prairie	granito-gneiss	1010	800	1500	14.0%
15	Corbeline	sapin	granite	720	600	6250	1.9%
16	Haut Bennifaing	sapin	granite	710	610	1500	6.7%
17	Fréland	sapin	granite	1120	750	1750	21.1%
18	Chaufour	sapin+ hêtre	granite	900	580	2500	12.8%
19	Vologne	sapin+hêtre	granite	1220	810	2100	19.5%
22	Le Cellet	sapin+hêtre	granite	880	700	1650	10.9%
24	Fauchon	prairie+sapin	granite	970	675	1750	16.9%
25	Fouchot	sapin	granite+grès	680	520	1950	8.2%
27	Grand-Clos	sapin+friche	granite	1020	650	1750	21.1%
28	Machey	tourbière+hêtre+sapin	granite	1000	950	1100	4.5%
29	Thur	sapin+hêtre	granite	1160	750	2000	20.5%
31	Rouge-Rupt 1	sapin+hêtre	granite	1070	675	4700	8.4%
32	Grand-Rupt affluent	hêtre+sapin	granite	890	640	1200	20.8%
33	Grand-Rupt	hêtre+sapin	granite	870	685	1100	16.8%
34	Ventron	sapin+hêtre	granite	1070	820	2500	10.0%
35	Vinterges	tourbière+hêtre+sapin	granite	990	920	1500	4.7%
36	Morbieu	sapin+hêtre	granite	850	570	1750	16.0%
37	Wasserfall	hêtre+sapin	granite	1010	630	1300	29.2%
40	Tihay	épicea+sapin+prairie	granite	910	660	1250	20.0%
41	Rouge-Rupt 2	hêtre+sapin	granite	1070	845	2000	11.3%
42	Blancs Murgers	hêtre+sapin	granite	1120	960	1100	14.5%
43	Echarges	sapin+hêtre	granite	1030	750	2000	14.0%
44	Meurthe	hêtre+sapin+prairie	granite	1050	825	3300	6.8%

Tableau 8: Principales caractéristiques des stations étudiées au cours de l'étude spatiale

bassin (en général moins de 5 km des sources) et sont caractérisées par une forte dominance du faciès lotique et une faible diversité de couples substrat-vitesse.

Seules deux stations présentent des caractéristiques un peu différentes. Il s'agit des stations 5 et 8, situées respectivement sur les cours d'eau Chanson-Combelle et Sarre Blanche, et qui sont caractérisées par un faciès lotique assez uniforme et un fond sableux qui sans être dominant, est plus important que pour les autres cours d'eau.

Les cours d'eau ont été échantillonnés de fin mai 1991 à début 1991, en commençant par ceux situés aux altitudes les plus faibles.

3.3. ETUDE TEMPORELLE: LE BASSIN VERSANT DU ROUGE-RUPT

Toute la partie géomorphologie et géologie/pédologie s'inspire des travaux de Mansuy et al. (1990).

Le bassin versant du Rouge-Rupt occupe une faible superficie d'environ 16 km². Sa plus grande partie est forestière et située en amont de la ville de Cornimont, dans le département des Vosges. Il est délimité au sud , à l'est et au nord par une ligne de crête dont l'altitude varie de 1000 à 1200 mètres. Le cours axial s'écoule selon une orientation nord-est sud-ouest.

Après un parcours de 9.1 km, le Rouge-Rupt conflue dans Cornimont avec la Moselotte, affluent rive droite de la Moselle à l'altitude de 510 mètres.

La partie du bassin étudiée se situe exclusivement en amont du village de Xoulces. A la côte 565, en rive droite, il reçoit les eaux de son affluent principal, la goutte des Grands-Clos qui draîne un sous-bassin d'environ 1,5 km². Dans son bassin principal amont, le Rouge-Rupt recueille les eaux de 6 affluents permanents.

Dés son entrée dans Cornimont le Rouge-Rupt a déjà subi un certain nombre d'activités anthropiques: usines, rejet urbain, aménagement et détournement de son cours pour l'alimentation de plusieurs microcentrales élèctriques.

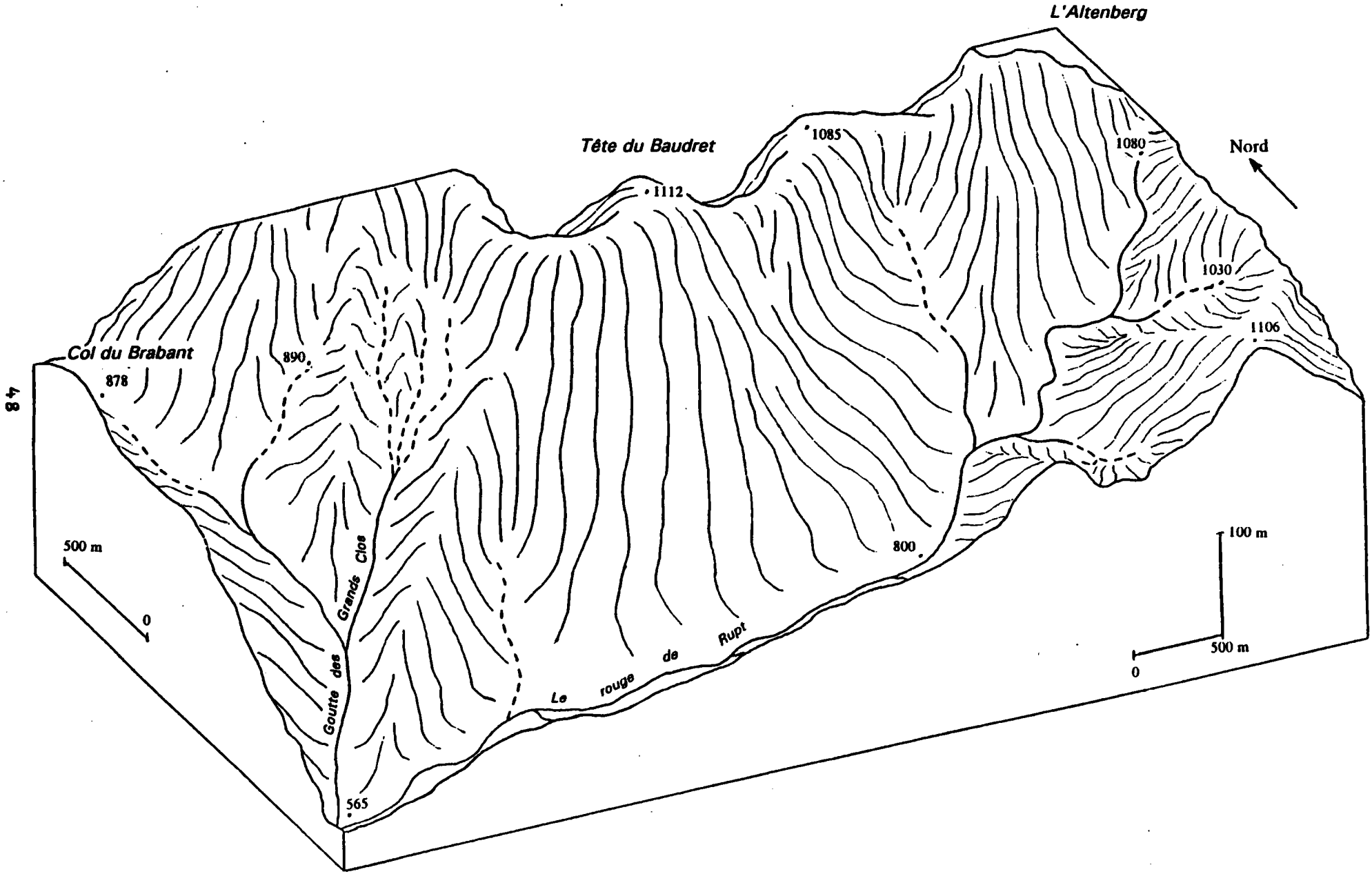
La figure 9 donne un profil topographique du bassin du Rouge-Rupt dans sa partie située en amont du village de Xoulces.

3.2.1. Végétation

On peut distinguer 3 étages:

Bassin versant du Rouge de Rupt, massif des Vosges (France)

Echelle: 1/25000



a) l'étage montagnard moyen.

La végétation est typement une hétraie-sapinière (*Fagus sylvatica, Abies alba*), mais le résineux domine dans la proportion d'environ 2/3. Le couvert forestier recouvre presque intégralement cet étage. La strate herbacée est caractérisée par une flore acidophile: Myrtilles, Luzule, Canche, Polytric et Hypnum.

De nombreux conifères (sapin et épicéa), présentent les signes caractéristiques d'un dépérissement: jaunissement des aiguilles, défoliation. Trois exemples de dépérissement sont illustrés par les photographies de la planche 1.

De façon générale, la régénération des hêtres, sapins et épicéas est assez bonne. On notera la présence localisée de zones hydromorphes: tourbières, tapis de sphaignes

b) l'étage montagnard supérieur

Il est caractérisé par une accentuation du couvert feuillu qui surplante peu à peu les sapins. Ces derniers affichent souvent une physionomie dépérissante, attribuée plutôt à l'âge et aux conditions de terrain (altitude notamment).

La strate herbacée est de même nature que précédemment.

c) l'étage subalpin

Il n'apparaît que localement sur la crête nord-sud . Il correspond à la pelouse d'altitude (encore nommée "chaumes") à Canche, Myrtilles, Gentiane et Arnica. Il subsiste par place une hêtraie d'altitude aux individus rabougris et tortueux, caractéristiques de cette étage. Des tourbières peuvent apparaître dans des dépressions proches des sommets.

3.2.2 Géomorphologie (d'après Mansuy *et al.*, 1990)

Le bassin du Rouge-Rupt débute par un cirque glaciaire à très forte pente, drainant toute l'extrêmité est du bassin:

- un premier verrou glaciaire, assez discret dans la topographie, correspond à l'ensellement reliant la tête du Rouge-Rupt au versant est de la Grande Basse. Une

Planche I: Trois exemples de dépérissement du sapin (*Abies alba*) dans le bassin du

moraine tardive, profondement entaillée par le cours d'eau, correspond probablement à un arrêt momentané du recul du glacier.

- un second verrou glaciaire, marque la limite d'un fond de vallée assez peu incliné et très mal drainé.
- enfin, tout un ensemble de moraines apparaît dans les parties plus basses non boisées

On remarque également comme témoin d'une morphologie glaciaire, des amas d'éboulis constitués par d'énormes blocs qui marquent les limites de ruptures de pentes successives.

3.2.3 Géologie (d'après mansuy *et al.*, 1990)

La totalité du bassin versant est installée sur un substratum granitique, composé de plusieurs types de granite.

a) le granite des crêtes

Le granite des crêtes se trouve localisé au nord et nord-ouest du bassin versant. Il est limité du nord-est au sud-est par la faille de Retournemer. Ce granite est caractérisé par la présence d'amphiboles et comporte par ailleurs des biotites magnésiennes, des plagioclases et des feldspath potassiques. Sa composition est donnée par le tableau suivant:

Tableau 9: Composition du granite des crêtes (%)

	SiO_2	Al_2O_3	FeO_3	MgO	CaO	Na_2O	K_2O
facies noir	60.48	13.16	5.55	5.33	3.62	2.09	7.04
facies bleu	66.04	15.02	3.51	3.23	2.02	2.75	5.54

b) le granite du Valtin

C'est un granite à gros cristaux de quartz arrondis et qui conduit par altération à une arène grossière. Il s'allonge en étroite bande de 200 à 300 mètres de large, contre la

faille de Retournemer. C'est un granite à deux micas, biotite chlorotisée et muscovite assez abondante. Son analyse est la suivante:

Tableau 10: Composition du granite du Valtin (%)

	SiO_2	Al_2O_3	FeO_3	MgO	CaO	Na_2O	K_2O
facies noir	72.60	14.50	1.63	0.29	0.49	3.17	5.40

c) Les granites du Bramont et du Ventron

Ces deux granites, occupent la majeure partie du bassin principal du Rouge-Rupt. Leur composition est donnée ci-dessous:

Tableau 11: Composition des granites du Bramont et du Ventron (%)

	SiO_2	Al_2O_3	FeO_3	MgO	CaO	Na_2O	K_2O
Bramont	68.43	15.56	2.66	1.35	1.16	3.70	4.94
Ventron	71.40	14.60	1.60	0.59	0.26	3.57	4.72

Les granites du Valtin, du Bramont et du Ventron montrent un important pourcentage de SiO2. Ils sont également extrêment pauvres en cations basiques: Ca, Mg, Na, K. Ce sont des granites acides et leur composition les oppose au granite des crêtes à caractère ferro-magnésien et calcique accusé.

On trouve localement parmi les granites du Bramont et du Ventron, des épysiénites, qui dérivent des granites précédents par altération hydrothermale (désiliciation et albitisation). Une carte géologique du bassin versant est donnée par la figure 10.

d) Formation superficielle: le crassin

Le bassin versant du Rouge-Rupt est presque entièrement recouvert d'une formation superficielle périglaciaire, souvent très compactée, composée d'un matériel sablo-limoneux, mais pouvant comporter localement des proportions importantes d'argile

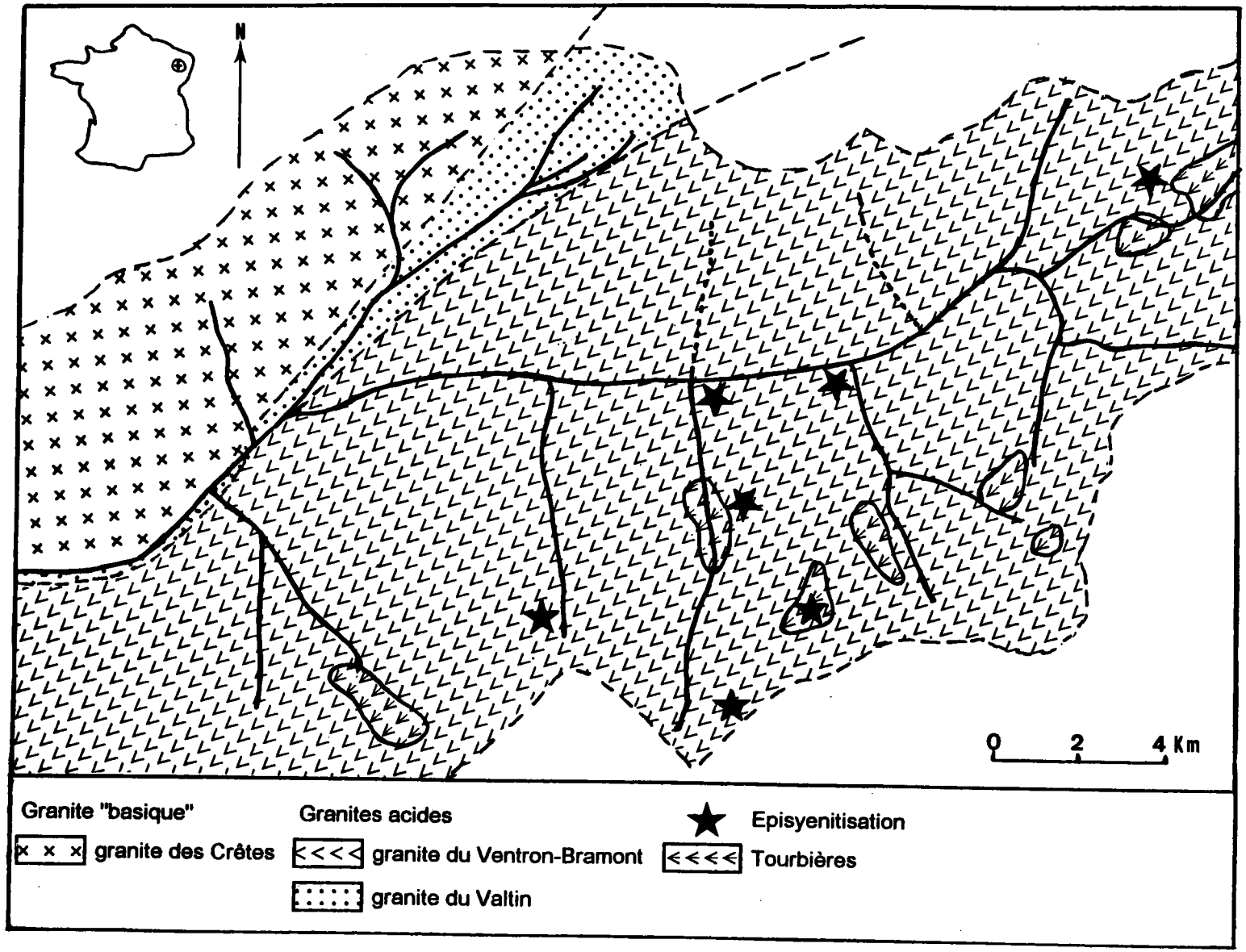


Figure 10: Carte géologique du bassin versant du Rouge-Rupt (repris d'après Mansuy et al., 1989)

ou de gravier. La présence de ce crassin imperméable des circulations latérales des eaux météoriques.

3.2.4 Les sols

Les sols du bassin versant du Rouge-Rupt ont fait l'objet d'une étude pédologique poussée (Mansuy et al., 1990). Nous nous bornerons ici à donner les principaux types de sols rencontrés.

a) sur granite acide

Les sols appartiennent à la série des sols podzolique. Les plus fréquemment rencontrés sont du type ocres podzoliques. De manière ubiquiste, on rencontre également des sols hydromorphes appartenant à la lignée: stagnogley podzolique --- stagnogley tourbeux --- tourbières acides.

b) sur granite des crêtes

Les caractéristiques marquées de ce granite empèchent l'évolution du sol dans la voie de podzolisation. On trouve essentiellemnt des sols bruns acides.

3.2.5 Relation entre le pH des cours d'eau, la géologie et la pédologie

L'importance de la géologie dans l'acquisition de la qualité des eaux, de surface, nous oblige à utiliser quelques éléments de physico-chimie qui seront exposés ultérieurement. En effet les caractéristiques de pH des différents cours d'eau drainant le bassin versant se superposent remarquablement à la distribution des sols et des différents granites. On peut ainsi distinguer:

- un bassin "acide" : bassin principal du Rouge-Rupt superposable aux granites acides du Ventron et du Bramont et aux sols ocres podzoliques et stagnogley podzoliques. Le cours axial et ses affluents montrent des valeurs moyennes de pH comprises entre 4.7 et 5.6 et sont très pauvres en cations basiques

- un bassin "plus basique": sous-bassin de la goutte des Grands-Clos, superposable au granite des crêtes et aux sols bruns acides. Dans ce sous-bassin, la goutte du Tihay affluent principal des Grands-Clos s'écoule uniquement sur le granite des

crêtes. Son pH moyen est proche de 7.0 et ses concentrations en cations majeurs sont normales. Par contre le cours axial subit les influences conjuguées des granites acides et du granite des crêtes. Son pH moyen est voisin de 6.0 et ses concentrations en cations basiques sont intermédiaires.

3.2.6 Localisation des stations

Deux types d'évenements météorologiques ont limité l'étude pendant certaines périodes. Durant les périodes d'enneigement (très irrégulier ces dernières années), certaines stations sont inaccEssibles. Nous avons toutefois essayé d'assurer la continuité des prélèvements physico-chimiques, en atteignant les stations en ski de fond. Par ailleurs, il est arrivé en hiver, que les cours d'eau soient pris par la glace, ce qui empêche tout prélèvement de la macrofaune. Quelques illustrations en conditions normales et hivernales, sont données par les plancheS 2 et 3

a) Etude physico-chimique

Le Rouge-Rupt et 10 de ses affluents ont été suivis d'un point de vue physico-chimique. Par ailleurs, nous avons choisi la Meurthe et la Vologne, deux cours d'eau situés non loin du Bassin du Rouge-Rupt, comme exemples de cours d'eau non acidifiés en ce qui concerne la macrofaune benthique. Il était donc logique de suivre également la chimie de ces 2 ruisseaux. Ce qui fait qu'au total, 13 cours d'eau ont été analysés régulièrement en physico-chimie. La localisation des stations est donnée par la figure 11.

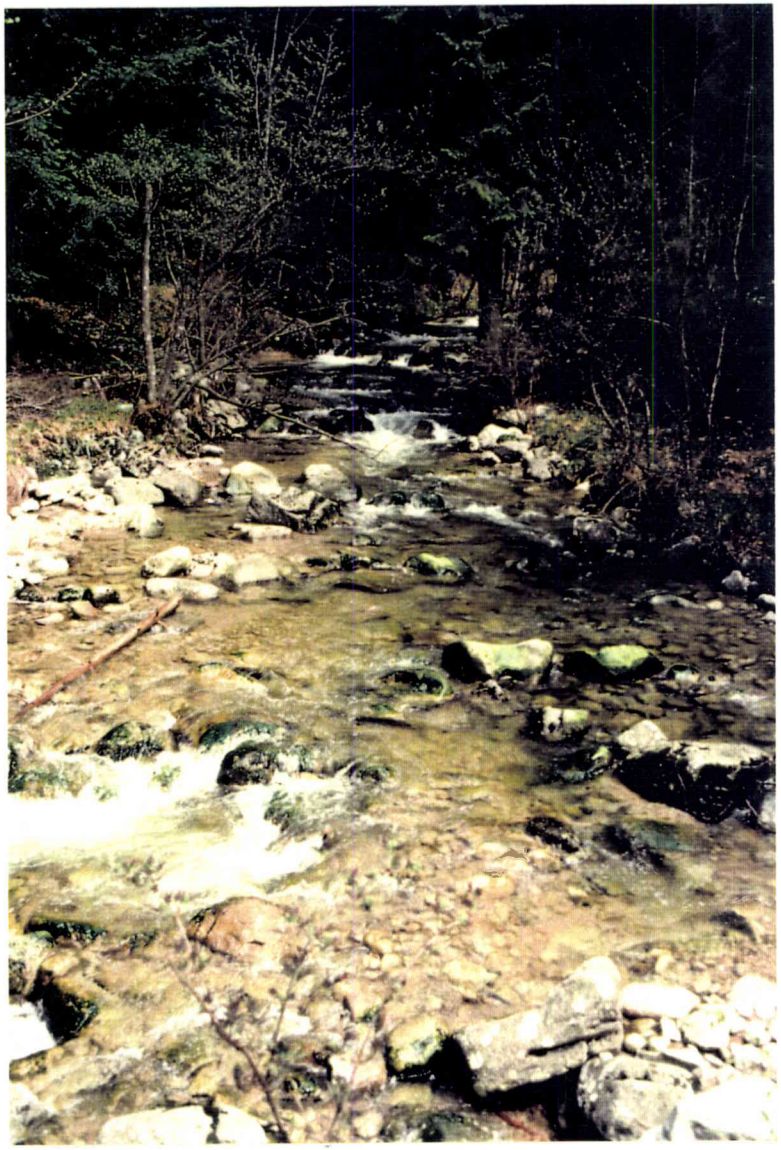
Un suivi complet de la physico-chimie a été réalisé d'avril 1991 à Juin 1992 selon un rythme mensuel ou bimensuel. Par ailleurs, des données de pH et d'aluminium ont été obtenues depuis 1989. En ce qui concerne le pH, des mesures rapprochées (tous les 2 ou 3 jours) ont pu être réalisées à certaines périodes.

b) Etude de la macrofaune benthique

8 ruisseaux: La Meurthe, la Vologne, le Rouge-Rupt et 5 de ses affluents, ont fait l'objet d'un suivi qualitatif et quantitatif de la macrofaune benthique. La localisation des stations est donnée par la figure 11. Les caractéristiques d'altitude, de distance à la source et de pente ont été présentées par le tableau 8.

Les stations ont été échantillonnées d'un point de vue quantitatif d'octobre 1990 à octobre 1991 selon un rythme mensuel.

a



b

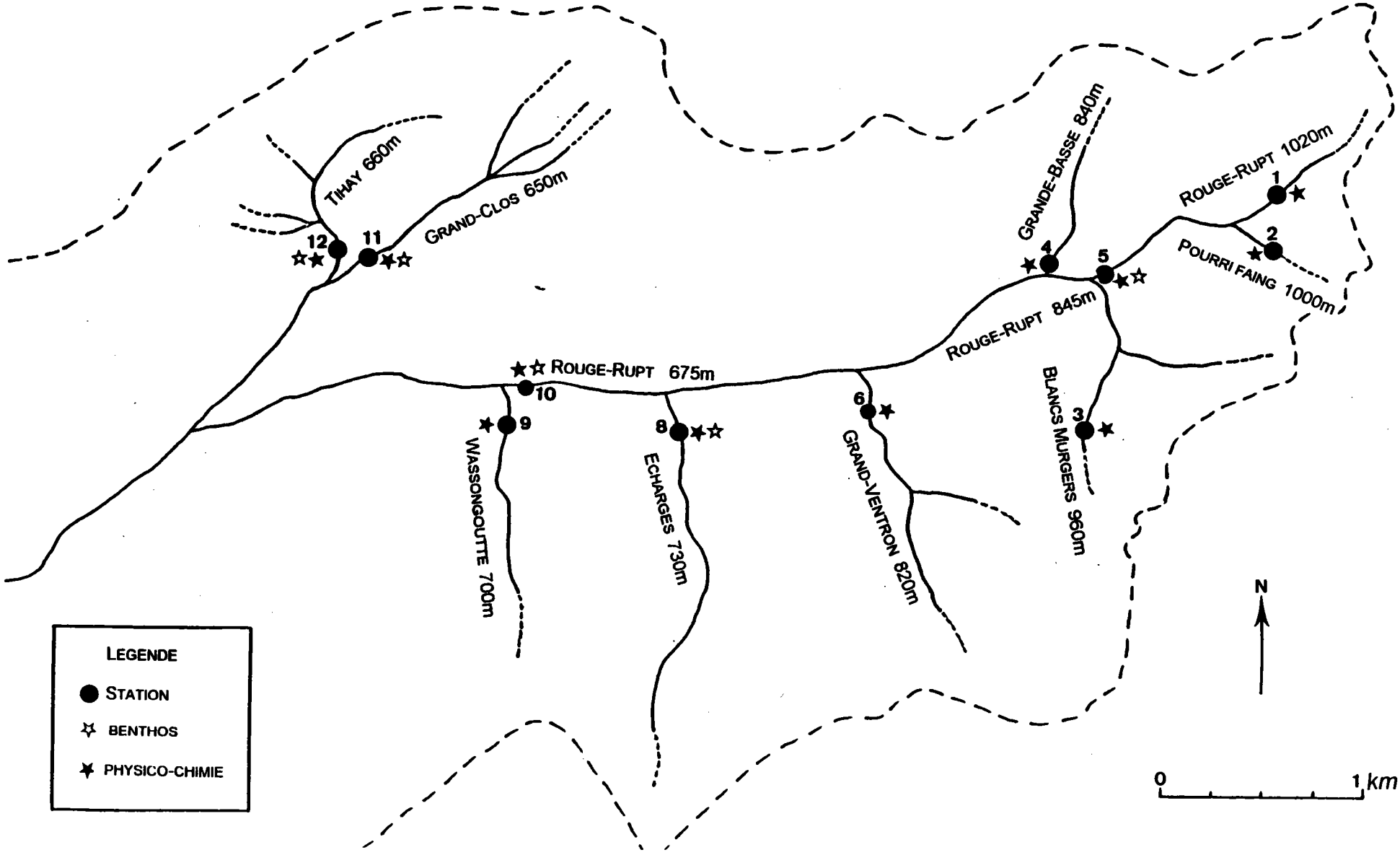
Planche 2: Exemples de stations d'étude du bassin du Rouge-Rupt: a) Le Rouge-Rupt à 675 mètres (station 10) au printemps ; b) le Rouge-Rupt à 845 à 845 mètres (station 5) en hiver

a

b

Planche 3: Exemples de stations d'étude du bassin du Rouge-Rupt prises par les glaces: a)

Figure 11: Carte illustrant la situation des cours d'eau du bassin du Rouge-Rupt et la localisation des stations d'échantillonnage physico-chimique et benthique . L'altitude de la station est donnée à la suite du nom du cours d'eau.



Remarque: 1988 et 1989, ont été consacrées à la réflexion sur le problème de l'acidification et à l'appréhension de la macrofaune benthique, domaine qui jusque là nous était quasiment inconnu et à la recherche de sites intéressants et compatibles d'un point de vue distances et temps. Pour cela, nous avons sillonné le massif vosgien en réalisant des échantillonnages qualitatifs dans différents ruisseaux, sélectionnés uniquement sur le pH, n'étant pas à l'époque équipé pour d'autres analyses physico-chimiques. Cette période qui correspond en fait à un temps d'apprentissage et de familiarisation avec la macrofaune benthique et le travail de terrain, a été fructueuse, même si peu de résultats se rapportent à ces années. Ce n'est qu'à partir de 1990 que des sites définitifs d'étude ont été retenus et que nous avons pu commencer à réaliser des analyses physico-chimiques. Il nous a semblé nécessaire de mentionner ces quelques observations qui peuvent expliquer l'aspect un peu "décousu" de cette étude au premier abord.

Le tableau 12 récapitule les cours d'eau et les différents travaux qui s'y rapportent.

Tableau 12: Récapitulatif des travaux réalisés à chaque station

Cours d'eau	N° station	Chimie	Benthos
Rouge-Rupt à 1010 mètres	1	oui	non
Pourri-Faing	2	oui	non
Blancs Murgers	3	oui	oui
Grande-Basse	4	oui	non
Rouge-Rupt à 845 mètres	5	oui	oui
Grand-Ventron	6	oui	non
Echarges	8	oui	oui
Wassongoutte	9	oui	non
Rouge-Rupt à 675 mètres	10	oui	oui
Grand-Clos	11	oui	oui
Tihay	12	oui	oui
Meurthe	19	oui	oui
Vologne	44	oui	oui

4. APPROCHE ECOTOXICOLOGIQUE

Nous n'avions pas prévu, au départ, d'investigation dans le domaine de l'écotoxicité des eaux acides. Mais la pauvreté de la littérature en ce qui concerne l'impact de l'acidification sur les insectes aquatiques d'une part, et certaines opportunités s'étant présentées d'autre part, nous avons essayé d'aborder le problème de régulation ionique chez quelques larves d'insectes aquatiques, sensibles aux eaux acides. Il est clair, que compte tenu de nos compétences dans ce domaine tant sur le plan des connaissances que de la maitrise des techniques, les résultats qui seront exposés ne sont que préliminaires et permettent d'ouvrir une porte sur l'approche des mécanismes écophysiologiques de certaines larves d'insectes confrontées à la toxicité des eaux acides. Pour cela nous avons procédé à différents types d'investigation à partir de larves intoxiquées *in situ* ou en laboratoire: histologie, histochimie, microscopie électronique à transmission et balayage, microanalyse laser, dosage du sodium dans le compartiment haemolymphe.

4.1 MATERIEL BIOLOGIQUE ET EXPERIENCES D'INTOXICATION

Deux types d'approches ont été menés.

La première approche a consisté à transférer des individus d'*E. sylvicola* du Tihay où ils ont été récoltés, dans le Rouge-Rupt où ils ont été exposés. Après 21 jours en milieu acide, seuls 3 individus sur 15 étaient encore vivants.

La seconde approche a été réalisée en laboratoire à deux reprises. Des individus de *P. marginata* récoltés dans un ruisseau non acide des Vosges (La Thur) ont été maintenus en laboratoire dans une eau synthétique oxygénée présentant des caractéristiques physico-chimiques proches de celles du Rouge-Rupt avec et sans aluminium.

La composition de l'eau est obtenue après dilution d'un volume de solution mère dans 2 litres d'eau fraîchement déminéralisée contenus dans des bacs en polyéthylène. la compositon chimique des différents milieux est donnée par le tableau 13. Les milieux d'exposition sont changés toutes les 24 heures.

Tableau 13: Composition des différents milieux expérimentaux. Les concentrations sont données en µM/L, excepté pour Al exprimé en µg/L

	Témoin	Milieu 1	Milieu 2
Ca^{2+}	80	20	20
Mg^{2+}	60	15	15
Na^{+}	150	60	60
K^{+}	20	10	10
H^{+}	0.2 (pH=6.8)	4.0 (pH=5.4)	6.3 (pH=5.2)
Al total	0	0	600

Des expériences précédentes réalisées en circuit fermé avec un ajustement en continu du pH, avaient montré que si le pH était maintenu à une valeur constante grâce à des pompes péristaltiques injectant acide ou base dans le milieu, l'eau par contre subissait une augmentation notable de la minéralisation.

Durant toute la durée de l'expérience, les organismes ont été nourris à l'aide de larves de chironome, conservées dans de l'eau fraîche. L'intoxication a été arrêtée après quatre semaines, alors que les organismes présentaient des signes de faiblesse. Aucune mortalité n'a été observée.

4.2 HISTOCHIMIE, MICROSCOPIE ET MICROANALYSE

Ces différentes techniques ont été appliquées pour visualiser, décrire et rechercher l'aluminium au niveau de structures osmorégulatrices particulières: les cellules à chlorures.

4.2.1 Méthode au nitrate d'argent

La mise en évidence de cellules osmorégulatrices est réalisée in toto sur des organismes entiers, à l'aide d'une technique argentifine. Pour cela les organismes sont mis à baigner dans une solution de $AgNO_3$, 0.01 N durant 15 minutes, puis exposés à la lumière. Les ions Ag^{3+} réagissent avec les ions Cl- présents dans les cellules à chlorures, et il se forme un précipité d'$AgCl_3$ qui après photoréduction, est visualisable grâce à sa coloration rouge sombre. Il est ainsi aisé de localiser les cellules à la surface du tégument.

4.2.2 Préparation des échantillons et des coupes

Pour chaque approche, les organismes ont été déshydratés dans du propane liquide à -196°C, congelés à -80°C et imprégnés dans du spur. Des coupes semi-fines ont ensuite été réalisées pour les investigations en microscopie optique, histochimique et microanalytique et des coupes ultra-fines pour l'observation en microscopie électronique à transmission.

Par ailleurs, lors de la capture *in situ* des organismes, des branchies ont été prélevées et préparées pour une étude en microscopie à balayage. Pour cela, les pièces ont été fixées au glutaraldéhyde, déshydratées dans une série d'alcool et métalisées à l'or-palladium.

4.2.3 Méthode d'Irwin à l'aluminon

Pour la détection histochimique de l'aluminium, nous avons employé la technique d'Irwin dite méthode à l'aluminon (in Ganter and Jones, 1970), reconnue pour présenter un haut degré de spécificité pour l'aluminium. L'aluminium réagit avec l'acide aurine-tricarboxilique et donne une coloration rouge. L'observation se fait sur préparation sans coloration topographique. C'est pourquoi, parallèlement des coupes sont colorées au bleu de toluidine.

4.2.4 Microanalyse laser: LAser Microprobe Mass Spectrometry (LAMMS)

Cette technique récente a établi un nouveau concept dans le domaine de la microanalyse. Une description détaillée et les avantages d'une telle technique sont donnés Kaufmann (1982) et Ferbueken et al. (1985). L'appareil est typiquement composé de trois parties:

- une microsonde laser utilisée pour vaporiser et ioniser
- un spectromètre de masse à temps de vol pour détecter et identifier les ions générés par la source laser
- un microscope optique pour visualiser les coupes et focaliser le laser

L'analyse se fait donc par impact laser sur un échantillon, en l'occurrence dans notre étude sur une coupe biologique et le microplasma généré est alors analysé par spectromètrie de masse. Dans des conditions d'optimisation, l'impact atteint un diamètre de l'ordre du micron. L'analyse se fait donc à l'échelle sub-cellulaire. Elle est qualitative et destructrice, mais hautement sensible de l'ordre du ppm. L'observation se fait sur écran vidéo connecté à un microscope optique équipé d'un système U.V. pour la visualisation des coupes non colorées. Pour cette étude nous avons utilisé une version modifiée du LAMMA 500r (Leybold Herraus, Köln, FRG). Cette technique a été utilisée par Pihan et al.(1990), pour mettre en évidence l'aluminium dans différents organes de la truite.

3ème PARTIE

ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'ACIDIFICATION DES EAUX

1. ETUDE DE L'ACIDIFICATION A L'ECHELLE DU MASSIF VOSGIEN: VARIABILITE SPATIALE

Dans le but de réaliser une étude des peuplements benthiques en relation avec l'acidification, il convenait de décrire les conditions physico-chimiques du milieu. Compte tenu de l'objectif de cette étude, il ne nous a pas paru opportun de traiter les résultats sous un aspect purement géochimique, cela ayant déjà été réalisé par Probst *et al.* (1990), mais plutôt de dégager les paramètres chimiques pertinents pouvant jouer un rôle fondamental dans le déterminisme des structures des peuplements de macroinvertébrés benthiques.

Pour cela, nous avons tenu compte, dans la mesure où les ruisseaux avaient été étudiés par Probst *et al.*, (1990), à la fois des données des valeurs obtenues par Probst *et al.* en période d'étiage de fin d'été et de fonte des neiges, ainsi que de nos données acquises au printemps lors des campagnes de prélèvements de la macrofaune. Ces dernières valeurs cadrant remarquablement bien avec celles de Probst *et al.* (1990), nous avons alors considéré la moyenne de toutes ces valeurs pour définir la qualité des eaux des ruisseaux. Les valeurs concernant la Meurthe (N°44), la Vologne (N°19) et les 6 stations du Bassin du Rouge-Rupt (N° 27, 31, 40, 41, 42, 43) n'incluent pas les données de Probst *et al.*, mais uniquement celles que nous avons mesurées lors de l'étude de la variabilité temporelle.

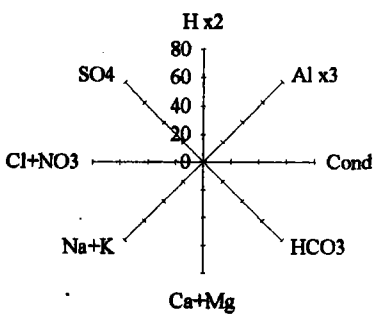
1.1 TENDANCE GENERALE

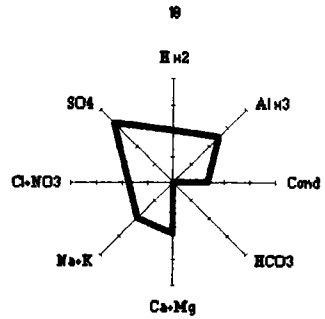
Les valeurs moyennes des différents paramètres physico-chimiques sont données dans le tableau 14. Afin de mieux visualiser le chimisme de chacun des cours d'eau nous avons opté pour la méthode des diagrammes ioniques de Kufferath (1951). Nous avons toutefois apporté quelques modifications pratiques à cette forme d'expression des résultats. En effet pour la réalisation de ces diagrammes (figure 12) nous avons tenu compte non pas de la valeur brute d'un paramètre ionique mais de son pourcentage de la charge cationique ou anionique. Nous avons par ailleurs pris la liberté de rajouter la conductivité (µS/cm) et l'aluminium (µM/L) comme paramètre non ionique. En ce qui concerne ce dernier paramètre, il semble nécessaire de préciser qu'en l'absence d'étude de spéciation il est rigoureusement impossible d'assimiler Al à sa forme Al^{3+}, approximation malheureusement trop fréquente dans la littérature. Pour cette raison il ne nous est pas permis d'exprimer Al en µéq/L. Afin de bien faire ressortir l'importance des

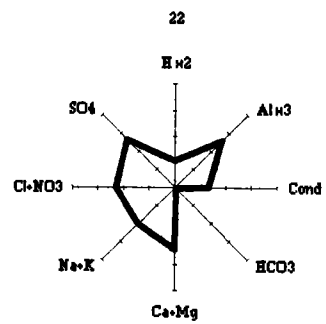
Tableau 14 : Valeurs moyennes des principaux descripteurs physico-chimiques. Les cours d'eau sont classés par ordre croissant de pH

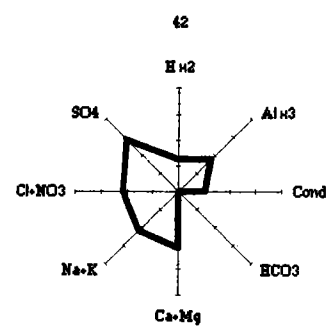
N° station	pH labo	pH terrain	Al µg/L	HCO3- µé/L	Cond. µS/cm	Ca++ µé/L	Mg++ µé/L	Na + µé/L	K+ µé/L	Cl- µé/L	NO3- µé/L	SO4- - µé/L	Cations	Anions
18	4.47	4.38	451	0	27.3	43	24	60	6	48	17	124	134	189
22	4.75	4.54	462	3	26.7	59	25	56	14	63	34	111	154	211
42	4.77	4.67	323	0	20.8	39	20	51	7	34	21	72	135	127
36	4.78	4.61	447	1	23.7	48	24	62	6	50	29	105	140	185
33	4.90	4.71	387	5	24.7	67	33	49	5	45	36	100	154	185
41	5.01	5.02	243	0	19.0	34	18	53	7	34	17	61	124	117
31	5.02	5.04	278	0	20.6	45	22	57	7	34	21	76	142	133
25	5.03	4.85	327	2	34.8	81	39	101	13	96	37	130	235	265
24	5.10	5.06	239	1	22.8	65	28	53	15	43	27	94	162	165
34	5.21	5.09	189	4	19.0	49	25	59	6	39	24	85	139	152
43	5.53	5.83	218	5	21.0	47	27	64	7	35	25	74	150	143
28	5.65	5.10	135	16	18.2	63	31	49	7	45	20	77	150	159
7	5.68	5.87	97	15	39.2	123	88	46	48	66	55	185	305	320
5	5.86	5.90	40	21	42.5	150	90	57	45	93	60	200	343	374
27	5.90	6.04	154	16	22.6	65	38	56	10	35	24	88	172	166
35	5.93	5.78	132	29	19.2	57	42	81	6	43	20	76	186	169
10	5.96	5.58	338	33	37.3	129	89	35	31	55	78	142	284	308
16	6.16	6.32	161	29	26.8	82	44	98	13	58	25	128	237	240
6	6.22	6.10	21	22	42.3	146	90	71	46	77	60	194	353	354
3	6.35	6.18	29	41	42.2	163	94	86	55	78	74	182	398	375
13	6.42	6.15	47	40	38.5	170	57	58	16	52	33	198	301	323
17	6.47	6.41	46	70	38.5	162	52	104	13	73	41	123	331	307
12	6.54	6.48	18	119	46.3	148	152	100	23	61	60	181	423	421
14	6.60	6.78	61	99	32.0	79	54	96	14	50	13	66	243	228
32	6.61	6.16	49	62	24.5	86	61	54	11	41	22	91	211	216
15	6.65	6.42	86	84	33.8	106	69	124	14	97	38	96	313	315
44	6.70	6.83	63	106	60.1	171	115	195	13	257	46	79	494	489
29	6.72	6.46	31	95	42.8	143	73	154	7	146	35	101	377	378
40	6.89	6.91	79	152	44.7	143	114	116	14	111	34	82	387	382
37	6.92	6.81	32	160	30.7	200	37	50	4	45	27	68	290	300
19	6.93	6.70	71	127	79.6	203	78	382	14	433	37	77	677	677
8	7.05	6.96	29	184	61.7	232	167	110	62	165	81	163	571	592
11	7.05	6.89	39	261	53.2	247	206	42	38	59	84	135	532	538
9	7.25	6.98	15	398	69.8	361	230	84	27	71	92	141	702	702

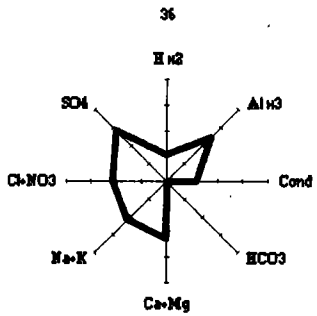
Figure 12 : Diagrammes de Kufferath transformés. Les ions sont exprimés en % de la charge cationique ou anionique. Al est exprimé en µM/L et la conducti
en µS/cm. H+ et Al sont multipliés respectivement par 2 et 3.

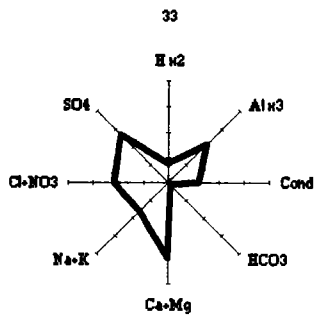


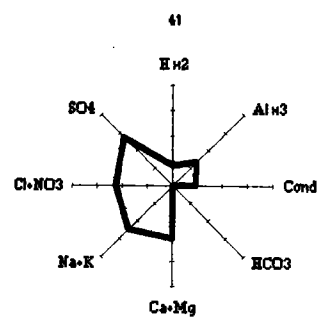


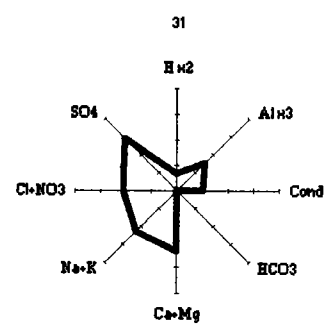


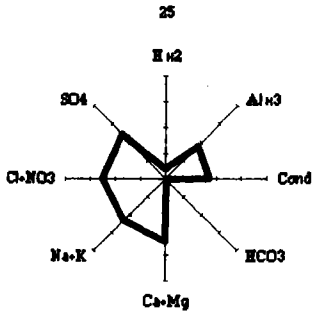


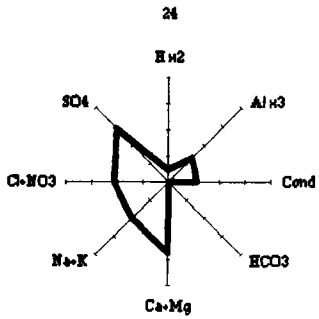


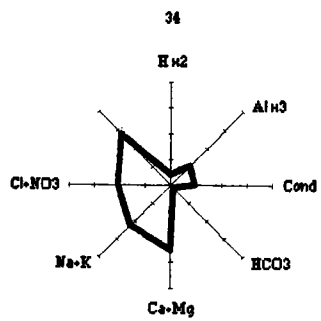












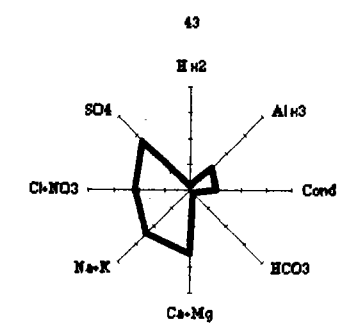


Figure 12(suite): Diagrammes de Kufferath transformés. Les ions sont exprimés en % de la charge cationique ou anionique. Al est exprimé en µM/L et la en µS/cm. H+ et Al sont multipliés respectivement par 2 et 3.

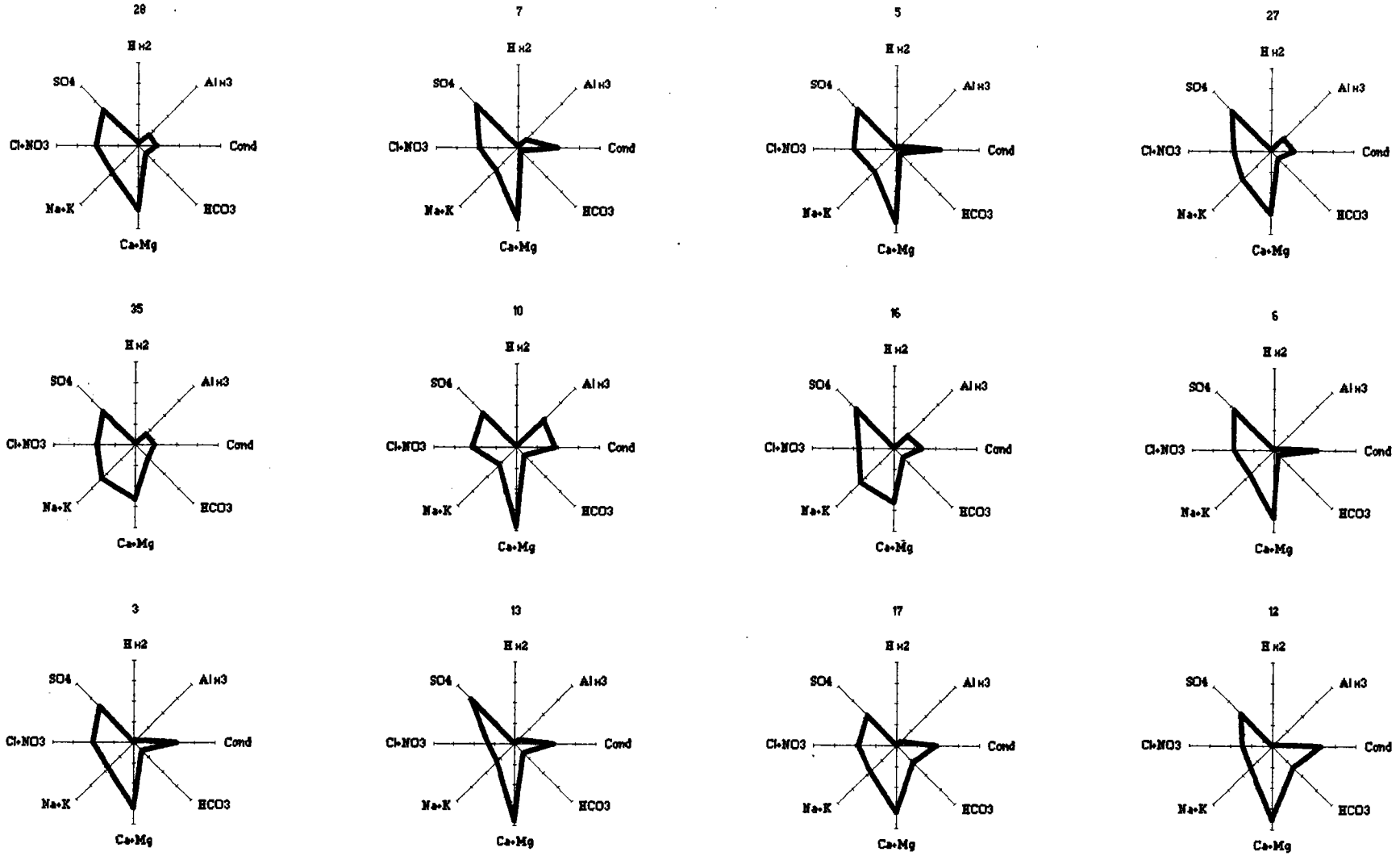
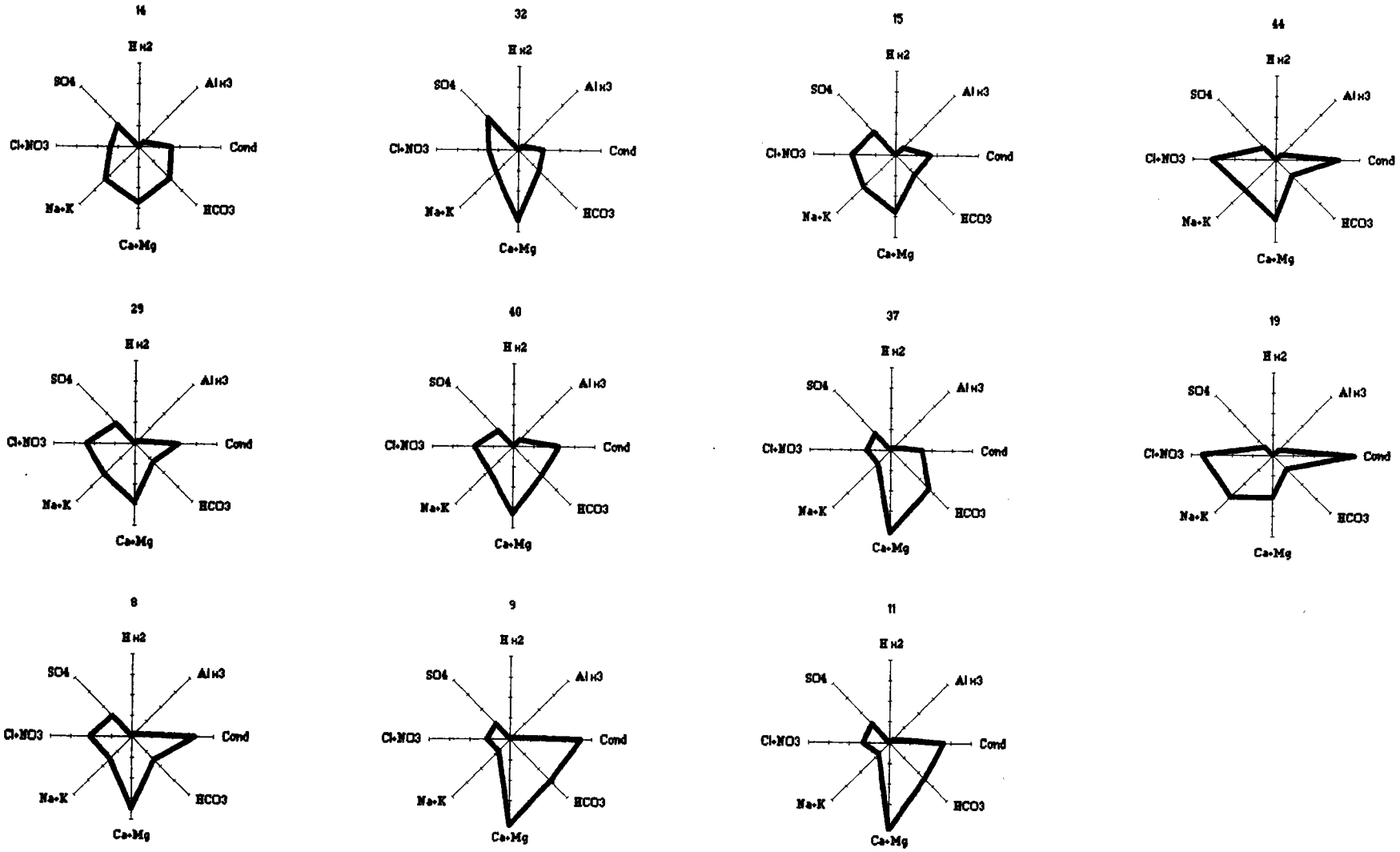


Figure 12(suite) : Diagrammes de Kufferath transformés. Les ions sont exprimés en % de la charge cationique ou anionique. Al est exprimé en µM/L et la conductivité en µS/cm. H+ et Al sont multipliés respectivement par 2 et 3.



protons et de l'aluminium, les valeurs apparaissant sur la figure ont été respectivement multipliées par 2 et 3.

Pour ne pas obtenir des diagrammes surchargés et donc non lisibles, nous avons retenu des groupements d'ions. Parmi les cations nous avons regroupé les cations monovalents Na^+ et K^+ et les cations bivalents Ca^{2+} et Mg^{2+}. Parmi les anions, nous avons retenu la somme d'anions d'acides forts NO_3^- et Cl^-. Ce type de diagramme ainsi construit, permet d'obtenir une "silhouette" caractéristique du chimisme.

Les 34 cours d'eau affichent des valeurs moyennes de pH comprises entre 4,45 (station 18) et 7,25 (station 9), ce qui correspond en terme d'équivalence à un facteur de 600 entre ces deux extrêmes!

L'examen des diagrammes, classés par ordre croissant de pH avec lecture de la gauche vers la droite et de haut en bas, montre un déplacement progressif d'un pôle acide constitué par Al et H^+ vers un pôle caractérisé par les ions bicarbonates. On remarquera, conjointement, la diminution de la dominance des ions sulfates dans la charge anionique et l'augmentation des concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+}, entraînant par voie de conséquence une élévation de la minéralisation.

Ce type d'évolution de chimisme est caractéristique dans les régions soumises à l'acidification et classiquement décrit par de nombreux auteurs (Munson et Gherini, 1991).

En considérant successivement les diagrammes et le tableau de valeurs, on peut ainsi isoler des groupes de cours d'eau caractérisés esssentiellement par leur alcalinité:

groupe a) 11 cours d'eau ne possèdent plus de pouvoir tampon. Il s'agit des stations 18, 22, 24, 25, 31, 33, 34, 36, 41, 42 et 43. Tous présentent un pH $\leq$ 5,50 et des concentrations en Al $\geq$ 190 µg/L

groupe b) 8 cours d'eau montrent une alcalinité résiduelle, < 35 µéq/L. Stations : 5, 6, 7, 10, 16, 27, 28 et 35. Leur pH varie de 5,65 à 6,25 et les concentrations en Al sont < 160 µg/L, exception faite de la station 10.

groupe c) 4 cours d'eau possèdent une alcalinité assez faible, $\leq$ 70 µéq/L. Stations: 3, 13, 17 et 32. Le pH est compris entre 6,30 et 6,60 et les concentrations en Al < 50 µg/l.

groupe d) 11 cours d'eau présentent une alcalinité assez élevée à élevée variant de 85 à 398 µéq/L. Il s'agit des stations 8, 9, 11, 12, 14, 15, 19, 29, 37, 40 et 44.Leur pH est toujours supérieur à 6,50

Ce type de regroupement réalisé en tenant compte de l'alcalinité permet en fait de classer de façon empirique et arbitraire les cours d'eau en fonction de leur sensibilité à l'acidification:

- groupe a : ruisseaux acides
- groupe b: ruisseaux très faiblement tamponnés à la limite de l'acidité
- groupe c: ruisseaux faiblement tamponnés
- groupe d: ruisseaux relativement bien tamponnés à typiques du massif vosgien

Ce classement reprend les termes employés par Probst *et al.*, (1990) et les résultats sont très semblables, malgré l'incorporation d'une série de mesures en plus et de quelques ruisseaux.

Il convient de faire ici une mention particulière concernant la station 11. En effet ce cours d'eau a fait l'objet d'un chaulage par apport massif de roche carbonatée, facilement constatable sur le terrain, en remontant le cours. Il apparaît que dans ce cas particulier, la chimie ne permet de détecter cet artefact. Aussi les facteurs naturels intervenant dans la qualité des eaux étant faussés nous ne tiendrons pas compte, par la suite, de cette station. Cet exemple représente un cas typique illustrant la nécessité lors d'un prélèvement quelconque, de parcourir l'amont d'un cours d'eau afin de détecter d'éventuels cas d'anthropisation.

Il est évident que ces regroupements accordant une importance prépondérante à l'alcalinité ne permettent pas de rendre compte de différences entre cours d'eau d'un même groupe des autres paramètres chimiques. C'est pourquoi nous allons dans les paragraphes suivants aborder les relations les plus caractéristiques et significatives existant entre ces différents facteurs.

1.2 RELATION ENTRE LES DIFFERENTS FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES

Afin de discerner quels sont les facteurs prépondérants et les relations qui les unissent, nous avons dans un premier temps dressé une matrice des coefficients de corrélations linéaires entre les différents paramètres pris deux à deux.

Tableau 15: Valeurs des coefficients de corrélation entre les différents paramètres. (* 0,01< p< 0,05; ** 0.001 <p< 0,01; *** p < 0,001)

	pH	Al	Cond	HCO_3^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	NO_3^-
Al	-0.88***									
Cond	0.69***	-0.53**								
HCO_3^-	0.76***	-0.56**	0.72***							
Ca2+	0.78***	-0.65**	0.87***	0.87***						
Mg^{2+}	0.70***	-0.59**	0.81***	0.82***	0.86***					
Na^+	0.47**	-0.32	0.71***	0.34*	0.38*	0.27				
K^+	0.33	-0.41*	0.50**	0.22	0.50**	0.61***	-0.02			
Cl^-	0.45**	-0.30	0.78***	0.33	0.45**	0.34	0.95***	0.15		
NO_3^-	0.45**	-0.35*	0.69***	0.53***	0.76***	0.84***	0.08	0.81***	0.23	
SO_4^{2-}	0.17	-0.27	0.37*	0.07	0.43**	0.49**	-0.15	0.78***	-0.04	0.70***

L'étude de cette matrice met en évidence le nombre important de liens régissant les différents équilibres chimiques. Certaines de ces relations ne sont évidemment pas à prendre en considération et n'ont pas de rapport direct avec l'acidification. C'est classiquement le cas de la conductivité qui, donnant une mesure de la minéralisation de l'eau, est hautement corrélée aux paramètres minéraux (Papineau, 1989) et des ions Na^+ et Cl^- originaires en partie des aérosols marins et pour quelques stations due au salage des axes routiers (Driscoll *et al.*, 1991). Rappelons également que la présence d'un lien entre variables n'implique par nécessairement une relation de cause à effet, certaines pouvant n'avoir aucun sens physique parce qu'elles dépendent de processus différents mais dont l'effet est semblable. C'est le cas en particulier du lien observé entre Al et HCO_3^-. Par contre, les facteurs pH, HCO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} et SO_4^{2-} apparaissent d'une importance fondamentale dans la compréhension des processus d'acidification.

1.2.1 Relation entre le pH *et al*, HCO_3^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} et conductivité

i) pH-Al

La figure 13 représente l'évolution des concentrations aluminiques en fonction du pH. Nous avons distingué sur le graphique les cours d'eau drainant des bassins versant sur roches sédimentaires (carré= grès) et sur roches cristallines (cercle= granites et gneiss). Les stations situées sur grès sont toutes caractérisées par un pH >5,5 et

Figure 13: Relation entre le pH et l'aluminium. Les cours d'eau sur grès sont symbolisés par des carrés ceux sur granite et gneiss par des ronds.

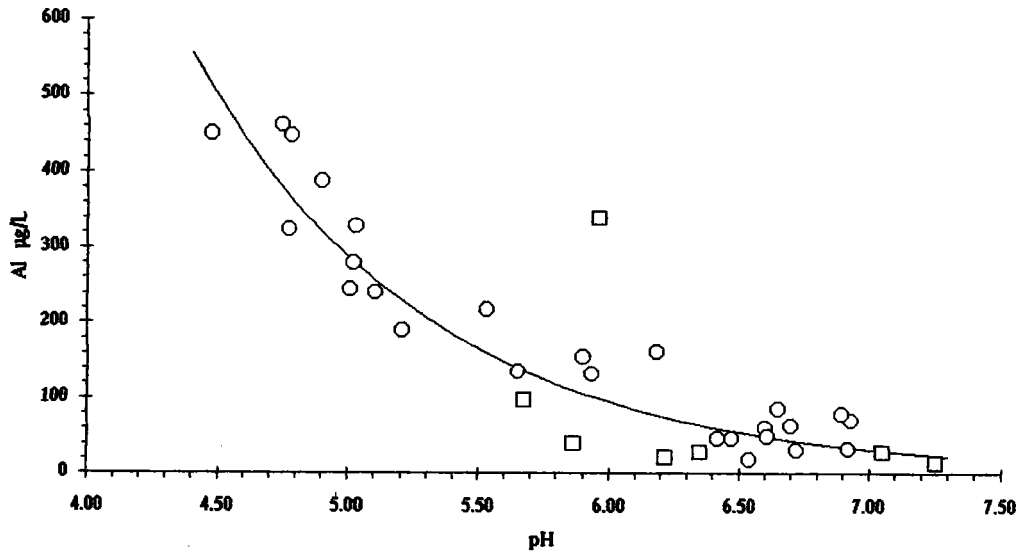
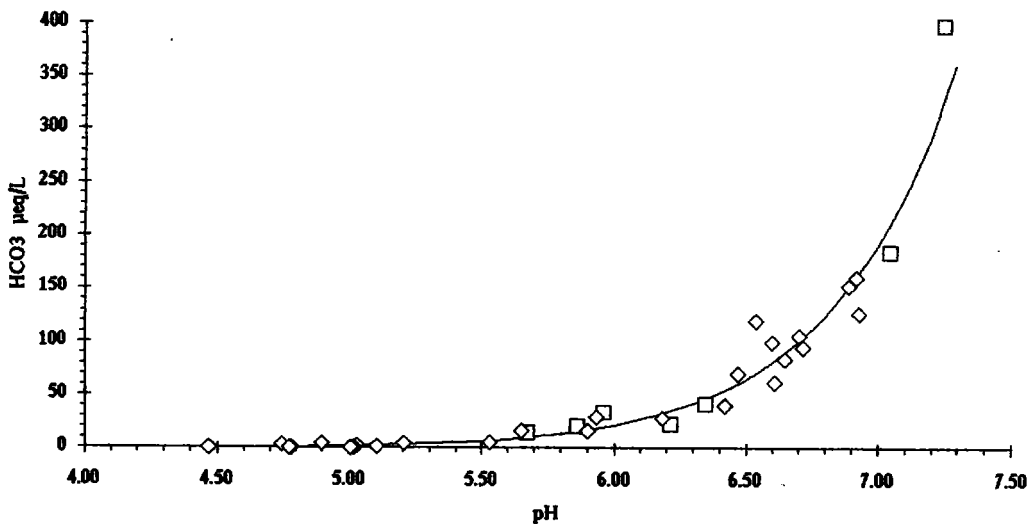


Figure 14: Relation entre le pH et HCO3-. Les cours d'eau sur grès sont symbolisés par des carrés ceux sur granite et gneiss par des ronds.



montrent des concentrations en Al sensiblement plus faibles que sur granites pour des valeurs de pH voisines. Toutefois ces concentrations ne modifiant pas significativement la relation, nous n'avons pas fait de distinction géologique dans l'étude de cette dernière. On notera la valeur moyenne élevée en Al affichée par la station 10 (338µg/L) malgré un pH voisin de 6,0. Cela s'explique par le fait que ce ruisseau présentait à la fonte des neiges une concentration > 850 µg/L alors qu'à l'étiage elle était < 10µg/L et en juin égale à 154 µg/L.

Bien que le coefficient de corrélation linéaire soit plus élevé ($r = -0.88$, $p < 0.001$), il apparaît nettement que les concentrations suivent une relation de type exponentiel décroissant quand le pH augmente. Cette relation peut être décrite, dans les limites de pH considérées, par l'équation:

$$Al = 10^{(-0.48\ pH + 4.86)} \quad r = 0.86$$

L'augmentation des concentrations en aluminium en mileu acide est un phénomène classiquement observé et apparaît comme étant la conséquence directe de sa mobilisation à partir des sols des bassins versant sous de l'impact des dépôts atmosphériques acides (Nilsson *et al.*,1983; Krug et Frinck, 1983; Reuss *et al.*, 1987). En effet, dans les régions où existent des processus d'acidification, les sols appartiennent généralement à la série podzolique et sont typiquement pauvres en calcium et magnésium et riches en aluminium qui devient alors un élément majeur. Pour des faibles valeurs de pH, l'aluminium est échangé contre des ions H+ à la surface des minéraux et mis en solution (Tipping, 1989). On remarquera qu'un tiers des cours d'eau présente des concentrations moyennes supérieures au maximum acceptable fixé par la C.E.E. fixée à 200 µg/L, la valeur guide étant de 50 µg/L.

L'aluminium dans les cours d'eau acides est actuellement reconnu comme étant très toxique pour de nombreux organismes aquatiques (Potts et McWilliams, 1989; McDonald *et al.*, 1989), mais les fortes concentrations observées ne donnent qu'une tendance potentielle, de nombreux facteurs influençant la spécition de l'aluminium. Dans ce travail, les valeurs d'aluminium correspondent à l'aluminium sans distinction de forme. Or on sait que l'aluminium en solution réagit avec des composés organiques et inorganiques (Huang, 1988). Cette réactivité encourage la formation d'une grande variété d'espèces chimiques, dépendant de la température et du pH. Sans entrer dans le détail de la spéciation de l'aluminium, domaine extrêmement complexe, nous nous bornerons ici à citer les principales formes inorganiques pouvant être rencontrées en fonction du pH. Parmi celles-ci, l'aluminium à l'état trivalent Al^{3+} existe essentiellement à pH<6,0 en

compagnie de deux hydroxydes $Al(OH)^{2+}$ *et* $al(OH)_2^+$ et de complexes fluorés AlF^{2+} *et* $alOHF^+$. Au dessus de pH = 6,0 la forme $Al(OH)_3^0$ devient prépondérante avec la forme de $Al(OH)_4^-$. D'autres complexes avec le fluor, les sulfates, les phosphates peuvent exister ainsi que des formes polymériques (Boudot, communication personnelle). Compte tenu de ces différentes formes et de la difficulté à les caractériser il apparaît difficile d'identifier les espèces chimiques toxiques pour les organismes et le débat est actuellement ouvert. Il semble cependant que Al_{3+} *et* $al(OH)_{2+}$ soient des espèces très toxiques pour les Salmonidae (Fivelstad et Leivestad, 1984; Sadler et Lyman, 1987).

ii) pH-HCO_3^-

Ces deux paramètres apparaissent extrêmement liés (figure 14), ce qui est logique compte tenu de leur implication dans l'équilibre acide-base. La relation hautement significative est de type exponentielle croissante de la forme:

$$HCO_3 = -1 + 10^{(0.926\ pH - 4.201)} \quad r = 0.97$$

Les données semblent très homogènes quelque soit la nature du substrat géologique considéré. Une relation de cette forme devrait pouvoir s'appliquer à un spectre de pH plus large notamment pour des valeurs > 7,3, valeurs qui sont rencontrées sur des substrats carbonatés.

iii) pH-Ca^{2+} et pH-Mg^{2+}

Nous aurions pu considérer uniquement la relation pH-Ca^{2+}+Mg^{2+}, mais compte tenu de l'importance du calcium sur le plan de la physiologie animale, nous avons préféré séparer ces deux élèments (figure 15 et 16). On remarquera qu'il convient de distinguer le substratum géologique, les cours d'eau drainant des bassins sur grès étant plus riches en Ca et Mg. Les relations sont hautement significatives ($p<0.001$) et peuvent être estimées par les équations suivantes:

a) sur grès:

$$Ca = 10^{(0.261\ pH + 0.583)} \quad r = 0.94$$
$$Mg = 10^{(0.264\ pH + 0.376)} \quad r = 0.94$$

b) sur granite et gneiss:

$$Ca = 10^{(0.244\ pH + 0.486)} \quad r = 0.85$$
$$Mg = 10^{(0.250\ pH + 0.164)} \quad r = 0.83$$

Figure 15: Relation pH-calcium. En pointillé pour les cours d'eau sur grès
en continu pour les cours d'eau sur granite

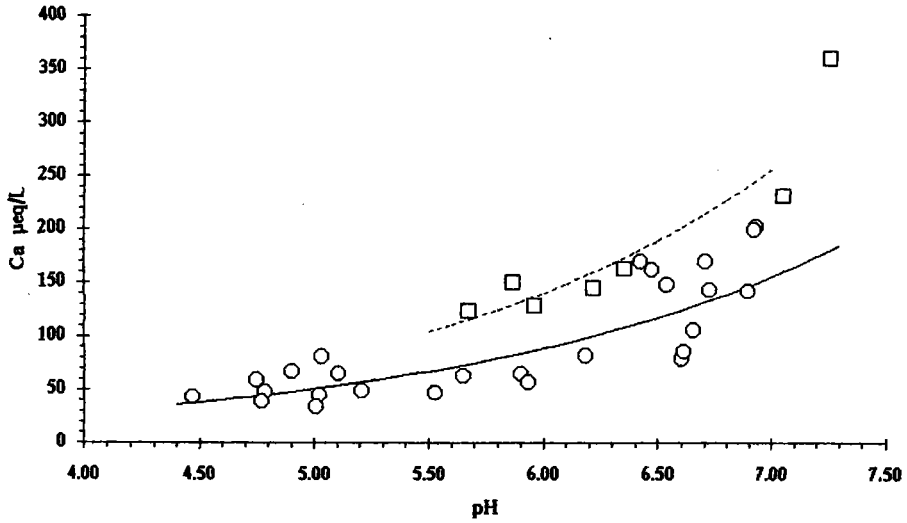


Figure 16: Relation pH-magnésium. En pointillé pour les cours d'eau sur grès
en continu pour les cours d'eau sur granite

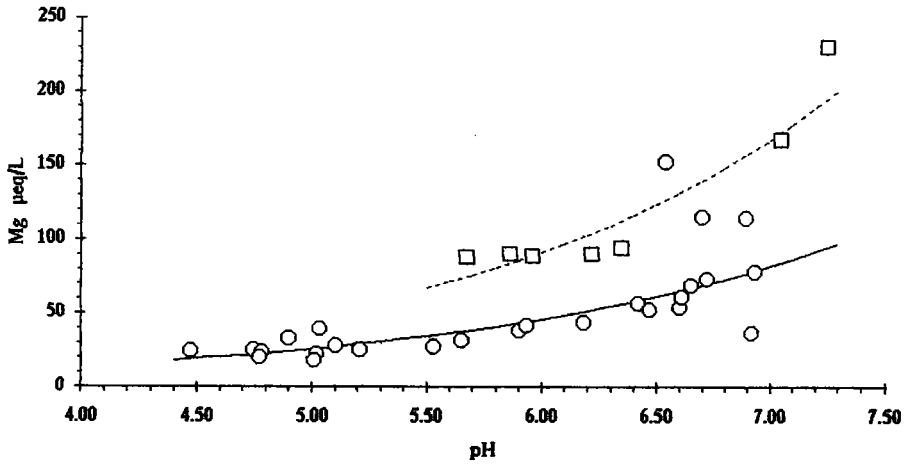
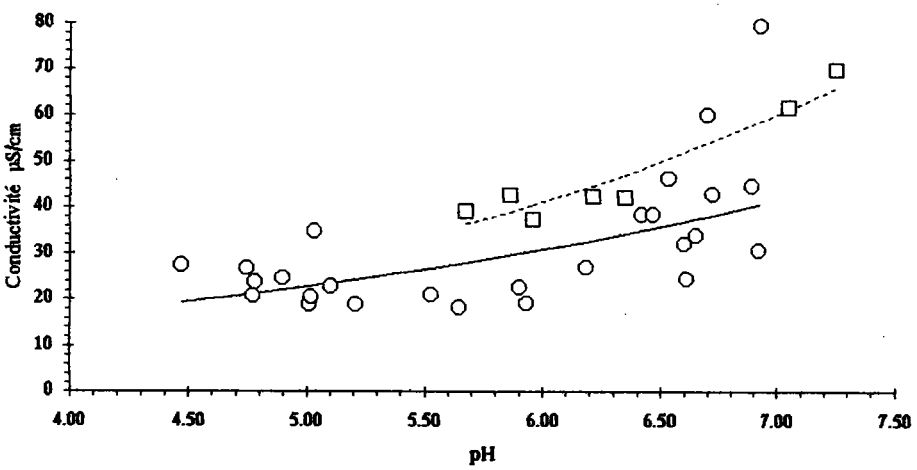


Figure 17: Relation pH-conductivité. En pointillé pour les cours d'eau sur grès
en continu pour les cours d'eau sur granite



L'évolution des concentrations en Ca et Mg est très voisine, ce qui tend à démontrer que ces éléments sont impliqués dans les mêmes processus géochimiques. En effet, la présence de ces ions résulte de leur lessivage après avoir été substitués par des protons au niveau du complexe d'échange cationique des sols (Jacks *et al.*, 1984; Sah et Meiwes, 1989).

iv) relation pH-conductivité.

La conductivité des cours d'eau augmente avec le pH selon une relation exponentielle. Là encore, il apparaît nécessaire de distinguer les ruisseaux selon le substratum, les eaux s'écoulant sur grès étant plus minéralisées que celles drainant des bassins granitiques pour des valeurs de pH sensiblement égales (Figure 17):

i) sur grès	Conductivité = $10^{(0.165\ pH + 0.623)}$	r = 0.95
ii) sur granites et gneiss	Conductivité = $10^{(0.131\ pH + 0.702)}$	r = 0.66

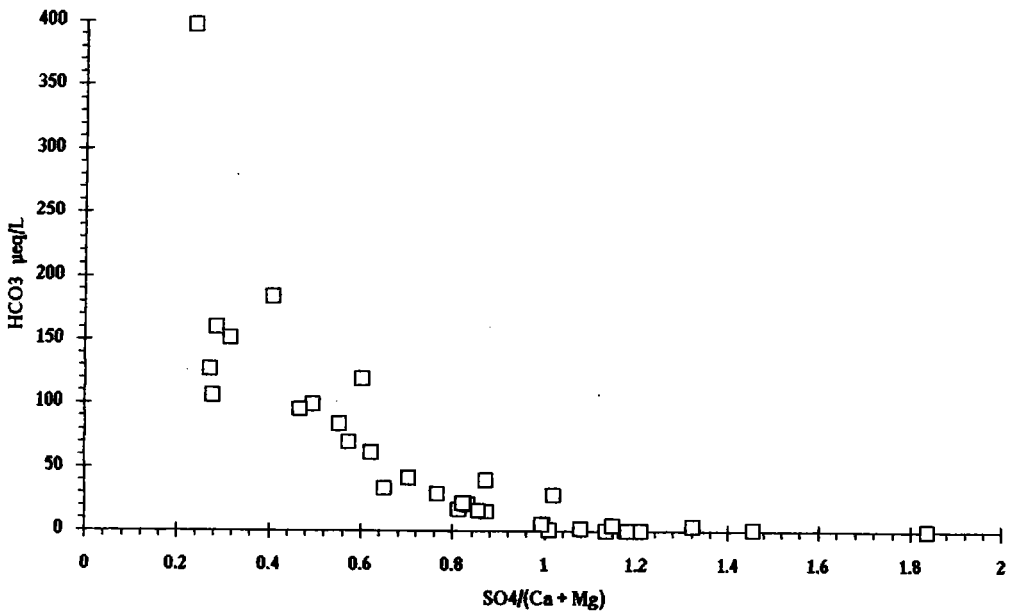
L'évolution de la conductivité en fonction du pH était bien évidemment prévisible compte tenu des relations pH-Ca, et pH-Mg précédemment exposées.

1.2.2 Relations entre HCO_3^-, $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ et SO_4^{2-}

L'évolution des concentrations en HCO_3^- en fonction du rapport $SO_4^{2-}/Ca^{2+}+Mg^{2+}$ (figure 18), nous montre d'une part que l'alcalinité est fortement influencée par les concentrations en Ca et Mg et que d'autre part de nombreux cours d'eau présentent des valeurs faibles ou nulles pour un rapport proche de 1. Ainsi SO_4^{2-} devient prépondérant dans la charge ionique totale, quand l'alcalinité diminue. Les concentrations en SO_4^{2-} étant relativement constantes, cette baisse du rapport est essentiellement due à une diminution des concentrations en Ca et Mg. Cette relation, fréquemment préférée aux modèles d'Henriksen (Husar *et al.*, 1991), suggère que la perte d'alcalinité résulte d'une augmentation de l'acidité minérale dérivant des dépôts atmosphériques d'acide sulfurique (Cosby *et al.*, 1991).

Par ailleurs, les corrélations significatives entre les anions d'acides forts NO_3^- et SO_4^{2-} et les cations Ca^{2+}, Mg^{2+} et K^+, montrent que SO_4^{2-} et NO_3^- sont les contre ions accompagnant l'exportation de Ca^{2+}, Mg^{2+} et K^+.

Figure 18: Evolution de HCO3 en fonction du rapport SO4/(Ca+Mg)



Les résultats précédents mettent en évidence qu'il existe en fait, non pas de simples relations entre paramètres pris deux à deux, mais des inter-relations complexes. Nous retiendrons cependant le pH comme facteur essentiel compte tenu du rôle fondamental joué par les protons au niveau des sols dans l'acquisition de la qualité de l'eau.

1.3 UTILISATION DES METHODES D'ANALYSES MULTIVARIEES

Nous avons successivement utilisé l'analyse en composantes principales et la classification hiérarchique pour tenter dans un premier temps de dégager le ou les facteurs expliquant au mieux la dispersion des cours d'eau selon leur chimisme, puis dans un second temps de regrouper les cours d'eau en fonction de leurs similitudes, dans l'optique de pouvoir comparer ultérieurement une typologie réalisée à partir des données physico-chimiques et une typologie basée sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques.

1.3.1 Analyse en composantes principales (A.C.P.)

L'analyse en composantes principales a été réalisée à partir de la matrice de corrélation entre tous les paramètres exprimés en valeurs brutes. La figure19 représente la projection dans le plan des deux premières composantes des 33 stations et des 11 variables physico-chimiques.

Le plan de ces deux premières variables exprime 78.2% de la variabilité totale, 98% de variabilité étant expliqués par les 4 premiers axes (F3: 10,8% et F4: 2.2%). On remarque que les cours d'eau sont distribués d'une part en fonction des facteurs pH, Aluminium, alcalinité et minéralisation et d'autre part en fonction des paramètres liés à la minéralisation. On retrouve par ailleurs l'association classique Na^+ et Cl^-, tendant à s'opposer à l'association Ca^{2+} et Mg^{2+} et autres paramètres SO_4^{2-}, K^+ et NO_3^-.

Cette représentation permet d'isoler un premier groupe relativement homogène de stations caractérisées par une faible minéralisation, des concentrations élevées en aluminium et un pH faible, c'est le cas des stations 18; 36; 42; 31; 22; 33; 34; 43;24.

Les autres cours d'eau apparaissent beaucoup plus disséminés et difficiles à regrouper en raison du nombre élevé de paramètres et de leur influence relative. Ainsi sur la partie haute du graphique apparaissent les stations 10, 7, 5, 6, 3 présentant des concentrations élevées en SO_4^{2-}, mais leur statut acide-base n'apparaît pas évident.. Sur la droite on observe de façon individuelle les cours d'eau bien tamponnés 40, 29, 44, 19

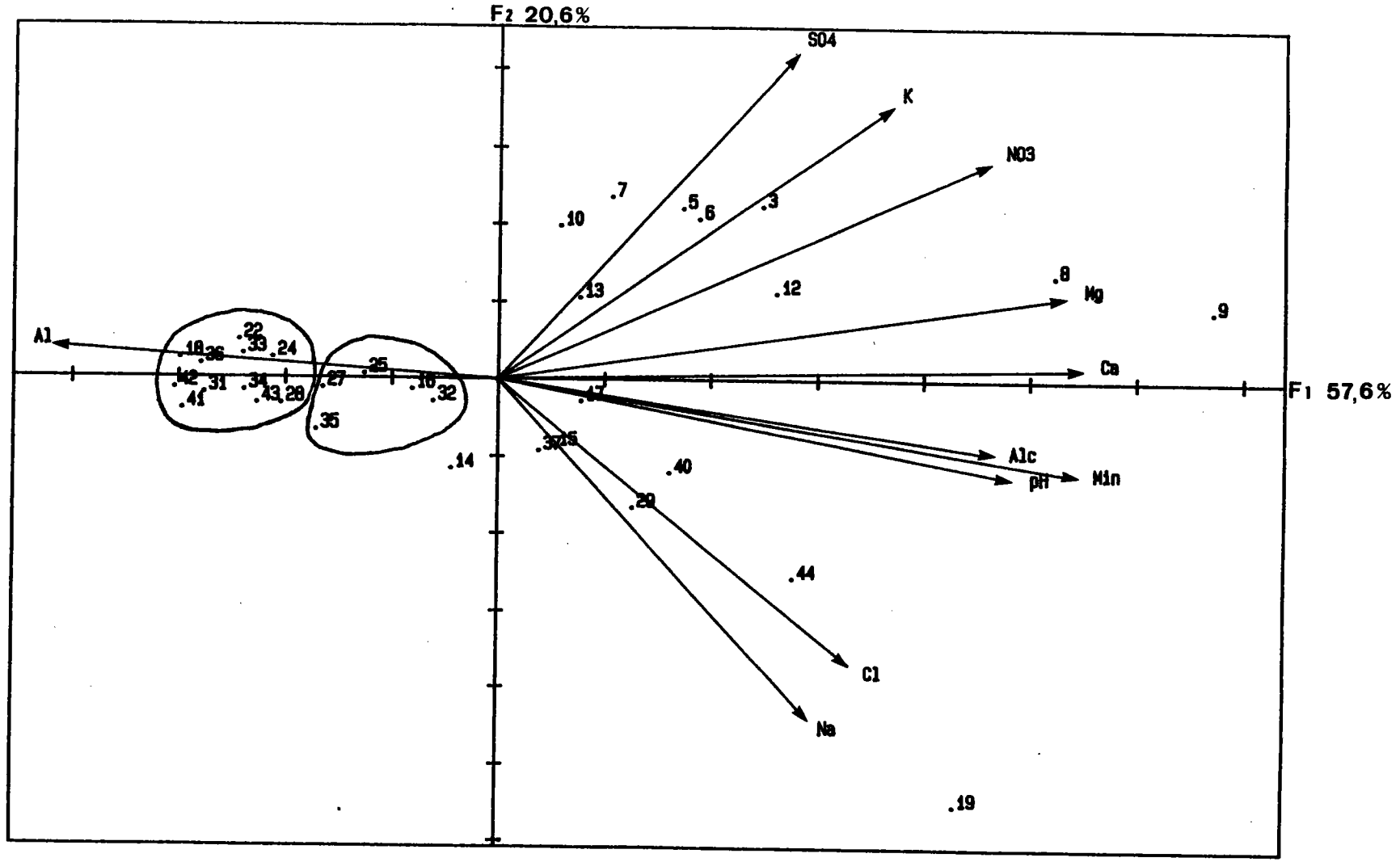


Figure 19: A.C.P. normée réalisée sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques. Projection dans le plan des deux premières composantes, des 33 stations et des 11 variables physico-chimiques.

placés en fonction de leurs concentrations croissantes en NaCl, et les stations12, 8, 9 caractérisées par un pôle calco-magnésien de plus en plus important.

De cette analyse, on retiendra donc que sur l'ensemble des cours d'eau considérés, les variables pH, Al, HCO_3, conductivité et dans une mesure moindre Ca et Mg présentent une variation semblable. En raison de l' influence des autres paramètres, les cours d'eau présentant une alcalinité variable peuvent être caractérisés au cas par cas, mais aucun regroupement n'est évident. C'est pourquoi nous avons donc réalisé une sélection des paramètres explicatifs en réalisant une régression multiple pas à pas permettant ainsi d'éliminer un certain bruit de fond ainsi que des paramètres redondants.

Nous sommes ainsi arrivés à expliquer le pH en fonction de l'alcalinité, de l'aluminium et des ions chlorures selon l'équation:

$$pH = \log(409 + 2.9\,[\text{alcalinité}] - 0.85\,[\text{aluminium}] + 0.77\,[\text{chlorure}]) \quad r = 0.97 \quad p<0.001$$

Notons que l'alcalinité, par le biais de Ca et Mg, et les chlorures traduisent la minéralisation.

Nous avons réalisé une nouvelle analyse en composantes principales en ne considérant que ces quatre paramètres, trois d'entre eux étant typiquement directement impliqués dans les processus d'acidification, les paramètres non retenus n'ayant qu'une importance secondaire comme indicateurs d'acidification et servant essentiellement à la validation des données par bilan ionique.

La figure 20 représente la projection dans le plan des deux premières composantes qui expriment 87.5% de la variabilité, les axes 3 et 4 contribuant respectivement pour 11.5% et 1.0%. Nous trouvons dans ce plan une structure en croissant simulant une succession des stations le long d'un gradient chimique. Suivant les caractéristiques chimiques des cours d'eau situés à différents niveaux de cette structure, cette dernière peut être assimilée à un gradient d'acidification allant de la droite vers la gauche. L'axe 1 oppose entre elles les stations extrêmes, en l'occurence les stations acides présentant de fortes valeurs en aluminium et les stations à pH élevé, bien tamponnées à faibles concentrations aluminiques, et l'axe 2 oppose les stations faiblement tamponnées aux stations extrêmes. On obtient ainsi quatre groupes de cours d'eau :

a) cours d'eau acides, riches en aluminium et faiblement minéralisés, le pH est < 5.5. Il s'agit des cours d'eau : 18, 22, 24, 25, 31, 33, 34, 36; 41; 42

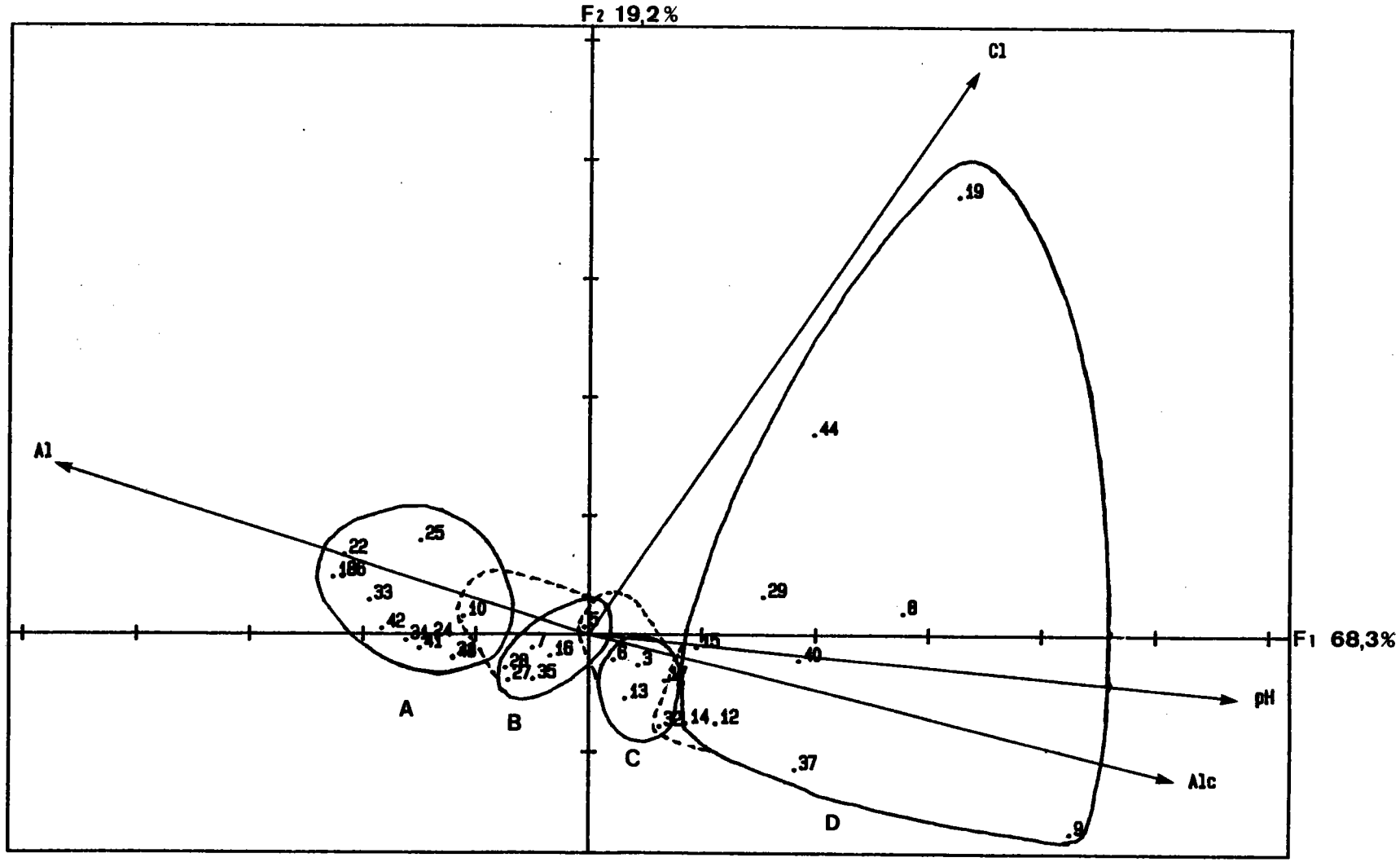


Figure 20: A.C.P. normée réalisée sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques. Projection dans le plan des deux premières composantes, des 33 stations et des 4 variables physico-chimiques: Al, pH, Alcalinité (Alc) et Cl^-

b) cours d'eau très faiblement tamponnés caractérisés par un pH < 6.2. Ils s'agit des cours d'eau 5, 7, 10, 16, 27, 28, 35.
c) cours d'eau faiblement tamponnés, mais présentant des valeurs de pH > 6.2. Cours d'eau: 3, 6, 13, 17, 32
d) cours d'eau relativement bien tamponnés à bien tamponnés typiques du massif. Cours d'eau: 8, 9, 12, 14, 15, 19, 29, 37, 40, 44

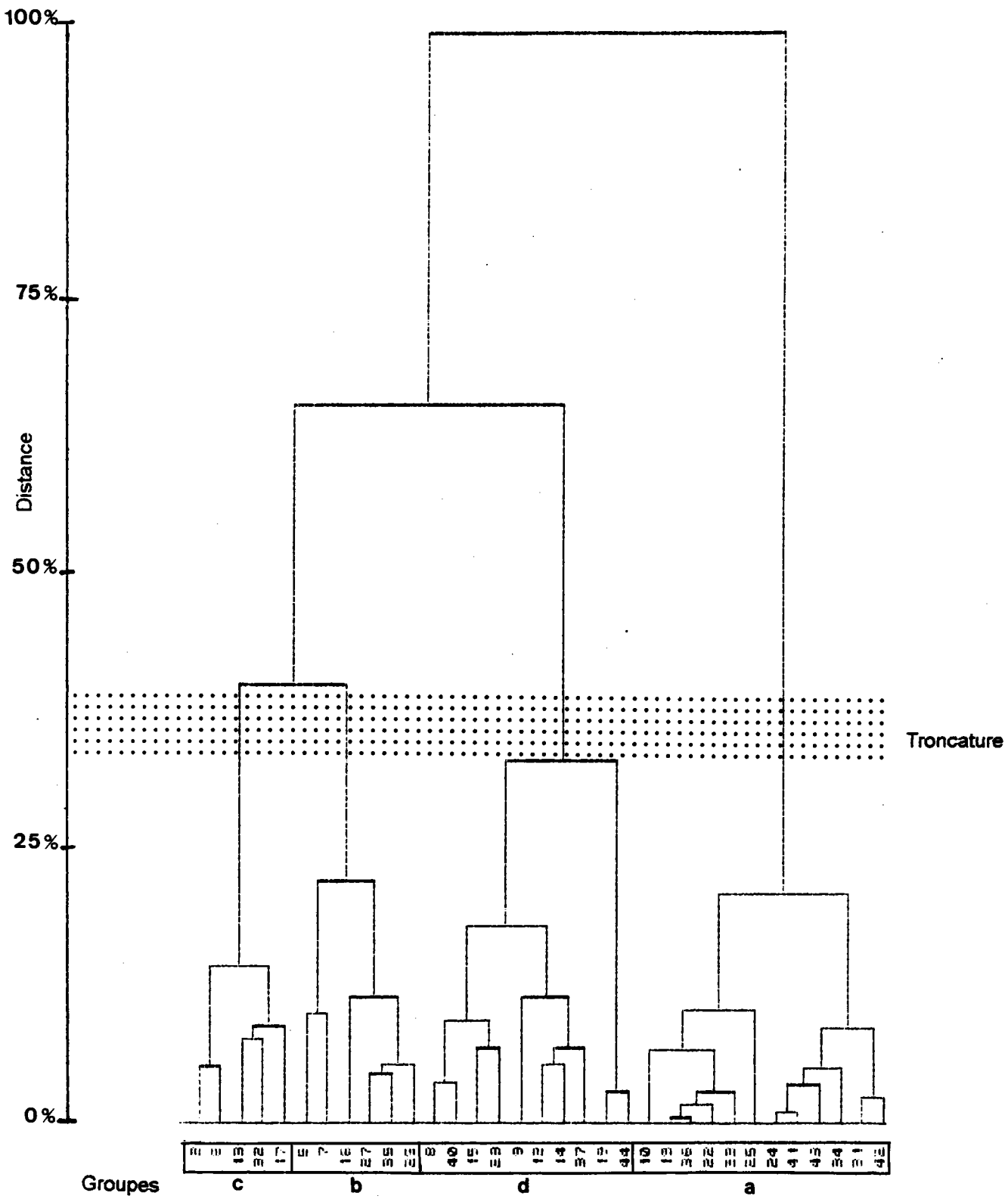
Ce dernier groupe apparaît éclaté sur le graphique en raison des différences de concentrations en Cl et Ca+Mg existant entre stations. On peut ainsi distinguer notamment la station 9 caractérisée par une dominance calci-magnésienne et les cours d'eau 44 et 19 présentant une importante dominance de NaCl résultant en fait du salage des routes. Cette dispersion est difficilement évitable. En effet, le même résultat aurait été obtenu en considérant Na^+ hautement corrélé à Cl^- ou les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} redondants avec le pH et l'alcalinité. Quant aux ions K^+, SO_4^{2-} et NO_3^-, nous avons vu précedemment que leurs concentrations étaient relativement homogènes sur l'ensemble des stations.

On remarquera sur la représentation graphique que les stations 10, 5 et 32 représentent en quelque sorte des cours d'eau "charnière" entre respectivement, les groupes a et b, b et c, c et d. et leur appartenance à un groupe apparaît arbitraire.

1.3.2 Ordination par classification hiérarchique

Parmi le vaste choix de techniques de fusion hiérarchique existant, nous avons adopté une méthode basée sur le calcul des distances de la corde entre objets, le critère de regroupement étant la méthode des liens flexibles (β= -0,25). La méthode a été appliquée sur la même matrice de valeurs que celle utilisée pour l'exemple précédent.
Les résultats sont illustrés par la figure 21. En coupant l'arbre hiérarchique à un certain niveau de similitude on obtient une partition en un certain nombre de groupements. La forme hiérarchique de l'arbre suggère que la coupure peut être faite à un niveau de distance (≈35%) permettant d'obtenir une partition en 4 groupes très semblables à ceux obtenus par l'A.C.P. Toutefois l'appartenance des stations, précédemment identifiées sous le vocable de cours d'eau "charnières", à un groupe particulier apparaît nettement plus évident. Ainsi par exemple, la station 10 est incluse dans le groupe a, en raison de sa forte concentration en Al. Par ailleurs, le groupe des cours d'eau acides est subdivisé en deux groupes différant essentiellement par les valeurs des concentrations en aluminium. Nous précisons que l'ordre des groupes, n'a pas de signification particulière.

Figure 21: Ordination des 33 stations par la méthode de classification hiérarchique. La troncature de niveau 4 est matérialisée par la bande en pointillée.



Ce type de représentation nous donne par comparaison une mesure de similitude, que ce soit entre cours d'eau au sein d'un même groupe ou entre groupes progressivement formés. On remarque à titre d'exemple que les stations 19 et 44 sont très semblables, cette dernière étant plus éloignée de la station 37 qu'il n'apparaît sur la représentation des deux premiers axes de l'A.C.P. La classification hiérarchique intervient donc en complément de l'A.C.P. en facilitant l'analyse et l'interprétation des variables stations projetées dans les plans des composantes principales.

1.4 LES ZONES D'ACIDIFICATION DU MASSIF

En l'état actuel de nos connaissaces et en l'absence de prospection plus exhaustive, nous avons regroupé les régions sensibles du massif vosgien dans le tableau 16 qui donne respectivement: le bassin versant hydrographique principal, le sous bassin amont et la région. Toutes font partie du bassin de la Moselle

Tableau 16: Identification des bassins et des sous-bassins touchés par l'acidification. La région fait référence à la ville connue la plus proche

Bassin	Haut bassin	Numéro	Région
Mosellotte	Rouge-Rupt	27,31, 41,42,43	Cornimont (88)
	Machey	28	La Bresse (88)
	Ventron	34	Ventron (88)
	Vinterges	35	Ventron (88)
	Fauchon	24	Gérardmer (88)
	Cellet	22	Gérardmer (88)
Vologne	Chaufour	18	Gérardmer (88)
	Haut bennifaing	16	Gérardmer (88)
Moselle	Morbieu	36	Rupt/Moselle (88)
	Grand-Rupt	33	Rupt/Moselle (88)
	Fouchot	25	Remiremont (88)
Meurthe	Chanson Combelle	5	Cirey/Vezouze (54)
	Saussenrupt	7	Cirey/Vezouze (54)
	Grand-Bras	10	Senones (88)

L'étude de Probst *et al.*, (1990) a par ailleurs montré l'existence de problèmes d'acidification au Nord du massif du Donon dans les régions de Wangenbourg (67) et Mouterhousse (57). Nous attirons l'attention sur le fait que la plupart des cours d'eau échantillonnés résulte de la confluence de nombreux autres cours d'eau de longueur variable. Il convient donc d'étendre l'acidification à la totalité des têtes de bassin des ruisseaux acidifiés.

Synthèse des observations

Pour conclure cette étude physico-chimique qui porte sur la recherche de la variabilité spatiale des facteurs explicatifs de la qualité de l'eau nous retiendrons que:

- de nombreux cours sont acidifiés ou sensibles à l'acidification
- le degré d'acidification dépend du pH et du pouvoir tampon
- plus les cours d'eau sont acidifiés plus ils présentent des concentrations élevées en Al
- les cours d'eau les plus acidifiés sont aussi les plus pauvres en cations basiques, notamment Ca^{2+} et Mg^{2+}
- de tels ruisseaux ont des eaux extrêmement peu minéralisées
- l'anion d'acide fort SO_4^{2-} représente alors l'ion dominant la charge ionique totale
- pour des valeurs de pH sensiblement identiques les cours d'eau s'écoulant sur grès sont plus riches en Ca^{2+} et Mg^{2+} et donc plus minéralisés que les cours d'eau drainant des bassins versants sur granites et gneiss
- les concentrations élevées en aluminium déclassent la vocation de l'eau

2. ETUDE DE LA VARIABILITE TEMPORELLE: LE CAS DU BASSIN VERSANT DU ROUGE-RUPT

Lors de l'étude de la répartition spatiale du phénomène à l'échelle du massif vosgien, nous avons abordé les principales caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau. Nous allons maintenant tenter de dégager, en nous appuyant sur l'évolution temporelle des facteurs chimiques, les paramètres pertinents pouvant présenter un intérêt particulier d'un point de vue écotoxicologique. Par ailleurs, disposant d'un nombre

plus important de mesures, nous essaierons de confirmer voire de préciser les relations entre quelques facteurs.

2.1. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES MOYENNES DES COURS D'EAU

Les valeurs moyennes, minimales et maximales des différents paramètres concernant 16 campagnes de mesures sont rassemblées dans le tableau 17 et la composition ionique moyenne de chaque cours d'eau est représentée par la figure 22.

Le pH ayant été mesuré in situ et en laboratoire, nous disposons donc de deux mesures. L'examen du tableau 17, montre que ces deux mesures peuvent différer sensiblement en raison de la modification de certains équilibres chimiques et du phénomène de dégazage des solutions entre le moment du prélèvement et la mesure en laboratoire. Bien que ces différences soient mineures, nous utiliserons les valeurs de pH terrain dans les relations entre ce dernier et des paramètres ne subissant à priori pas d'évolution des concentrations dans un échantillon: c'est le cas de la plupart des facteurs. Les mesures de pH labo seront utilisées lorsque nous étudierons l'alcalinité, paramètre impliqué dans les équilibres carboniques.

A l'exception de la goutte du Tihay (station 12) tout le bassin versant du Rouge-Rupt apparaît sensible à l'acidification. 9 cours d'eau présentent des valeurs moyennes de pH < 5,65 (stations 1 à 10) et des concentrations aluminiques > 215 µg/L, et des valeurs moyennes de pH et d'aluminium égales respectivement à 5,95 et 172 µg/L..

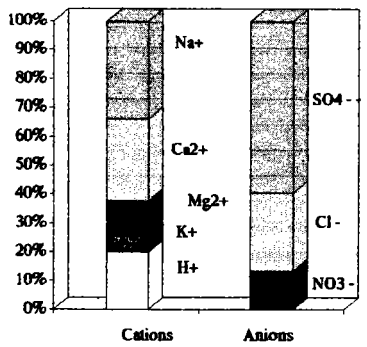
Les 9 ruisseaux précités montrent des concentrations moyennes en Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, Cl^{-}, NO_3^{-} et SO_4^{2-} très faibles (et sont donc de fait très faiblement minéralisés; conductivité <22 µS/cm). Ce groupe est remarquablement homogène et aucune distinction de chimisme ne peut être réalisée à partir de ces seuls paramètres. Ces 9 cours d'eau présentent une charge cationique dominée par les ions Na^{+}. Si l'on considère, non pas le pH mais la charge en protons tous les ruisseaux, à l'exception de celui des Echarges , sont caractérisés par des concentrations en protons, supérieures à celles en K^{+}, cette différence pouvant correspondre à un facteur de 3 pour les stations 4, 1 et 2. Ces deux dernières affichent également, des charges protoniques supérieures aux concentrations en Mg^{2+}. Le ruisseau des Grand-Clos (station 11) se distingue aisément des autres cours d'eau sensibles à l'acidification par sa concentration moyenne en Ca^{2+} plus élevée d'environ 25 µeq/L et son pH moyen égal à 5,96.

Tableau 17: Valeurs moyennes (moy), minimales (min) et maximales (max) des paramètres physico-chimiques pour les 16 campagnes de prélèvements.

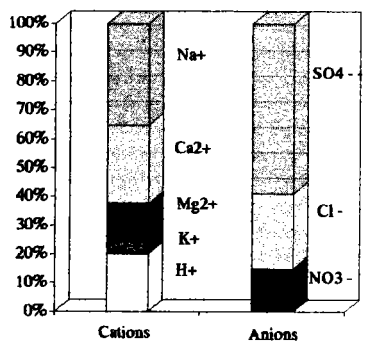
		pHLabo.	pHterr.	H+	C	T	Ca	Mg	Na	K	Cl	NO3	SO4	TAC	PO4	F	Al	cations	anions
				µeq/L	µS/cm	°c	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µeq/L	µg/L	µeq/L	µg/L
Rouge-Rupt 1020m	moy	4.59	4.54	28	22.1	6.6	41	18	49	8	33	16	73	-52	1	3	366	115	123
	min	4.31	4.24	12	18.5	1.8	27	15	38	3	22	11	61	-86	0	0	242	95	104
	max	4.91	4.80	49	27.5	12.9	57	22	67	9	45	25	94	-20	9	12	514	135	148
Pourri-Faing	moy	4.58	4.57	28	22.3	6.1	37	18	49	5	35	20	80	-56	0	2	354	137	139
	min	4.39	4.24	13	20.5	2.1	26	15	37	3	26	13	66	-88	0	0	255	110	115
	max	4.87	4.82	41	26.5	10.5	45	21	57	8	49	30	89	-24	3	10	512	161	165
Blancs Murgers	moy	5.01	4.96	12	19.0	6.7	34	18	53	7	34	17	61	-3	0	1	243	124	117
	min	4.47	4.48	2	16.0	1.3	24	14	38	3	25	11	49	-28	0	0	145	97	94
	max	5.71	5.55	34	25.0	12.4	51	24	71	9	43	31	83	15	1	10	345	157	140
Rouge-Rupt 845m	moy	4.89	4.89	14	22.1	6.5	46	26	53	7	34	20	85	-23	0	2	263	146	140
	min	4.56	4.64	6	19.0	0.0	36	21	35	3	25	11	73	-68	0	0	202	121	111
	max	5.22	5.17	28	32.0	14.8	60	32	73	10	44	35	110	3	0	5	345	172	167
Grande-Basse	moy	4.77	4.73	18	20.8	6.3	39	20	51	7	34	21	72	-36	0	1	323	135	127
	min	4.52	4.47	8	18.0	0.0	30	16	41	3	26	12	59	-74	0	0	216	108	100
	max	5.08	5.02	30	25.0	15.4	54	27	67	9	45	34	98	-4	0	6	401	169	155
Grand-Ventron	moy	5.12	5.12	9	19.8	6.2	44	22	57	7	34	21	70	-4	0	1	256	138	131
	min	4.58	4.65	3	17.0	0.0	33	17	44	3	22	11	59	-45	0	0	135	112	107
	max	5.48	5.63	26	24.0	14.7	63	30	83	10	54	36	83	14	0	7	360	162	154
Echarges	moy	5.53	5.62	4	21.0	6.5	47	27	64	7	35	25	74	5	0	2	218	150	143
	min	4.96	5.03	1	15.0	-0.2	35	24	43	3	25	13	68	-20	0	0	102	116	116
	max	5.98	6.16	11	34.5	13.8	60	32	94	11	45	41	83	28	0	6	367	179	163
Wassongoutte	moy	4.88	4.85	14	21.3	6.7	38	22	62	6	35	26	80	-20	0	2	262	142	144
	min	4.6	4.63	7	19.5	0.0	29	17	47	3	25	14	70	-69	0	0	150	112	120
	max	5.16	5.1	25	25.5	15.0	75	31	79	10	60	41	96	3	0	12	319	195	197
Rouge-Rupt 675m	moy	5.02	5.02	11	20.6	6.7	45	22	57	7	34	21	76	-18	0	2	278	142	133
	min	4.62	4.69	5	15.5	0.0	34	18	39	3	27	10	68	-62	0	0	158	108	112
	max	5.31	5.45	24	25.5	15.3	56	28	72	10	45	35	86	5	0	7	384	172	152
Grand-Clos	moy	5.90	5.96	2	22.6	7.6	65	38	56	10	35	24	88	16	1	3	154	172	166
	min	5.52	5.69	0	19.5	0.1	48	31	45	5	25	14	75	0	0	0	68	145	139
	max	6.45	6.41	4	25.5	15.3	96	49	85	16	46	39	98	37	15	8	243	217	221
Tihay	moy	6.89	6.90	0	44.7	8.1	143	114	116	14	111	34	82	152	0	3	79	387	382
	min	6.61	6.57	0	36.0	0.3	104	84	81	8	62	15	65	61	0	0	45	298	282
	max	7.21	7.3	0	64.0	15.9	210	147	170	19	179	70	95	283	1	9	121	546	536
Meurthe	moy	6.70	6.77	0	60.1	7.6	171	115	195	13	257	46	79	106	0	2	63	494	489
	min	6.25	6.19	0	50.0	1.1	117	94	152	8	191	24	71	69	0	0	26	398	413
	max	7.19	7.23	1	77.5	14.0	206	139	258	19	378	70	88	141	1	5	134	610	592
Vologne	moy	6.93	6.97	0	79.6	6.7	203	78	382	14	433	37	77	127	1	3	71	677	677
	min	6.65	6.60	0	68.0	-0.3	129	65	293	8	260	26	64	64	0	0	40	502	506
	max	7.52	7.28	0	105.0	14.9	258	100	526	23	636	51	87	206	3	10	114	804	819

Figure22: Composition ionique moyenne (en % de charge ionique)

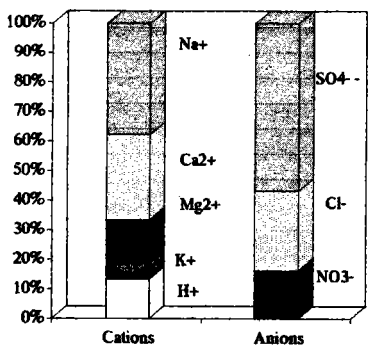
Rouge-Rupt 1020



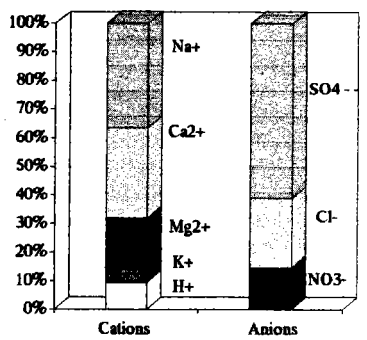
Pourri-Faing



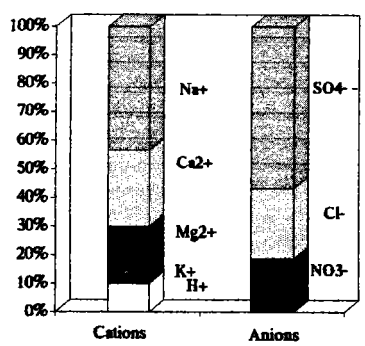
Rouge-Rupt 845



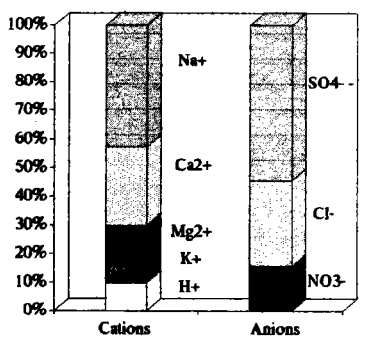
Grande Basse



Wassongoutte



Blancs Murgers



Rouge-Rupt 675

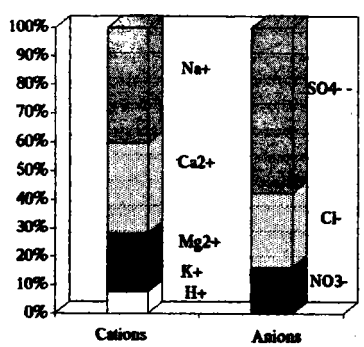
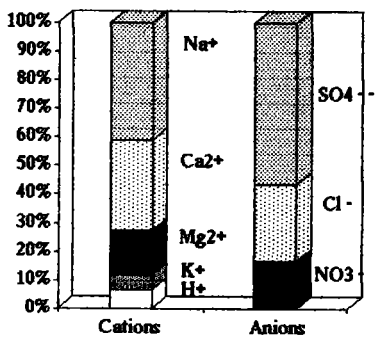
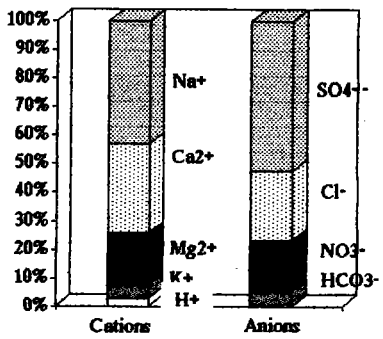


Figure 22 (suite): Composition ionique moyenne en % de charge ionique

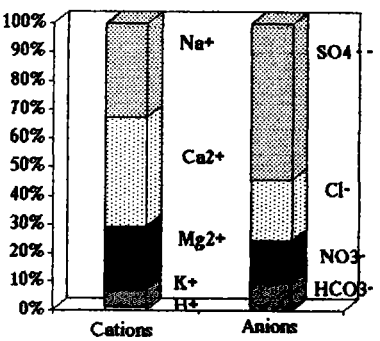
Grand-Ventron



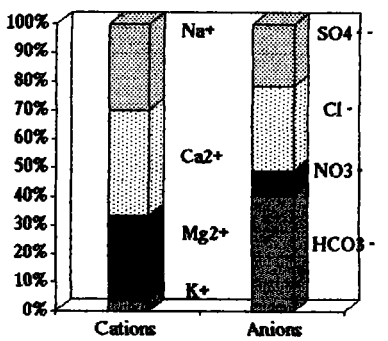
Echarges



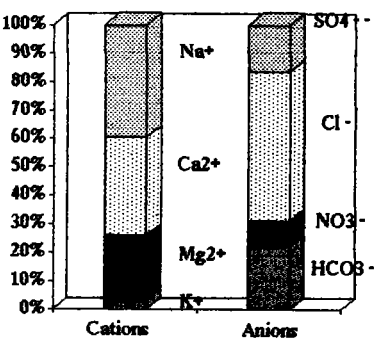
Grand-Clos



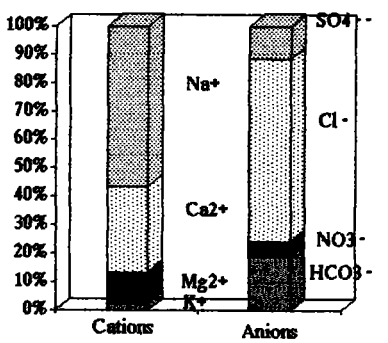
Tihay



Meurthe



Vologne



La goutte du Tihay, quant à elle, montre un chimisme plus caractéristique du massif se traduisant par une dominance calcique (143 µeq/L) et une concentration en protons très faible. (0,1 µeq/L).

Si l'on examine les valeurs moyennes d'alcalinité des différents ruisseaux, 4 types de cours d'eau peuvent être distingués:

- groupe a) cours d'eau présentant une alcalinité relativement élevée: Goutte du Tihay (12). Alc = 152 µeq/L, pH = 6.90
- groupe b) cours d'eau présentant une alcalinité très faible: Goutte des Grands-Clos (11). Alc = 16 µeq/L, pH = 5.96
- groupe c) cours d'eau à la limite de l'acidité et présentant une alcalinité résiduelle: les Echarges (8). Alc = 5 µeq/L, pH = 5.62
- groupe d) cours d'eau acides dont l'alcalinité présente des valeurs négatives, donnant ainsi une mesure de l'acidité: Rouge-Rupt (1,5,10). Pourri-Faing (2), Grande-Basse (4), Blancs Murgers (3), Grand-Ventron (6), Wassongoutte (9)

Au premier groupe, nous pouvons rajouter la Meurthe et la Vologne drainant des bassins versant proches qui montrent des valeurs d'alcalinité > 100 µeq/L et de pH > 6,70. Toutefois ces deux cours d'eau choisis comme éléments de référence faunistique, subissent un fort anthropisme dû au salage des axes routiers, impact d'autant plus important depuis 1990, qu'un système de drainage collecte efficacement les eaux de ruissellement. Ce système est récent et n'existait pas lors du début de l'étude biologique. Ces deux rivières se distinguent donc essentiellement sur le plan de la chimie, par des concentrations plus élevées en NaCl, valeurs qui toutefois restent très inférieures à celles de cours d'eau de plaine.

Pour tous les cours d'eau appartenant aux groupes 1, 2 et 3, SO_4^{2-} représente l'anion dominant la charge anionique, mais en terme de concentrations absolues les sulfates affichent des valeurs très voisines quelques soient les ruisseaux, ce qui tend à démontrer l'homogénéité des retombées atmosphériques sur les secteurs d'études.

2.2. LES PERIODES PRESENTANT DES CHIMISMES CONTRASTES

2.2.1. Evolution temporelle du pH

Pour illustrer l'évolution du pH en fonction du temps, nous avons considéré des cours d'eau appartenant à chacun des types définis précédemment.

L'examen de la figure 23 montre que le pH n'est pas un paramètre stable dans le temps et qu'il subit des fluctuations d'amplitude parfois considérable. Ces alternances de croissances et de décroissances apparaissent synchrones pour les 4 exemples. Traduit en terme de protons, il est bien évident que les concentrations en H^+, sont d'autant plus faibles que le pH est élevé. Ainsi une chute de 0,5 unité faisant passer le pH de 7,0 à 6,50 ou de 5,0 à 4,5 représente respectivement une augmentation des concentrations en protons égale à 0,2 µeq/L et 22 µeq/L. soit un facteur de 100. Ces variations constituent en milieu acide un véritable "pulse" de protons classiquement qualifié de stress acide. Les cours d'eau sont donc soumis tout au long de l'année à une alternance de stress d'autant plus importants que le milieu est acide.

Ces stress sont occasionnés par essentiellement deux types d'événement hydro-météorologique: la fonte des neiges et lors de précipitations abondantes survenant généralement en fin de périodes anticycloniques stables, ces dernières étant souvent caractérisées par des courants de masses d'air venant de l'est.

Des chutes de pH consécutives à la fonte des neiges ont été enregistrées par exemple en mars 1989, mars 1992 voire après un mois de neige en décembre 90. Des épisodes de stress provoqués par des précipitations sont apparents en Juillet 90, Octobre 1990, mai 1991. Entre ces différents événements, le pH peut présenter une stabilité relative, correspondant généralement à des d'étiages tel que ce fût le cas durant les mois d'été 91 ou durant des périodes plus courtes d'étiage hivernal (février 1991). Cependant, en raison du climat plus sec des dernières années, nous n'avons pas assisté ces dernières années à l'alternance de phases climatiques caractéristiques des Vosges: novembre à avril enneigé, étiage prolongé d'hiver, crues printanières, crues automnales.

En décembre 1986 et janvier 1987 nous avons pu enregistrer en continu durant un mois, les variations de pH et de débit du Rouge-Rupt tout en disposant de données météorologiques. L'évolution conjointe de ces trois facteurs est donnée par la figure 24, après transformation du pH en équivalence de protons. Malheureusement, la géologie locale ne permettant pas l'installation de limnigraphe, les valeurs de débit sont relatives à la partie avale du Rouge-Rupt après sa confluence avec la goutte des Grand-Clos, ce dernier ayant lui-même déjà recueilli les eaux de la goutte du Tihay. Ces valeurs n'ont donc qu'un caractère indicatif. Cet enregistrement bien que n'étant pas des plus spectaculaires, est intéressant dans la mesure où il intègre simultanément deux types d'évènements météorologiques: une pluie puis une fonte de neige accompagnée d'une

Figure 23: Evolution temporelle du pH dans quatre cours d'eau du bassin du Rouge-Rupt: Tihay, Grand-Clos, Echarges, Rouge-Rupt

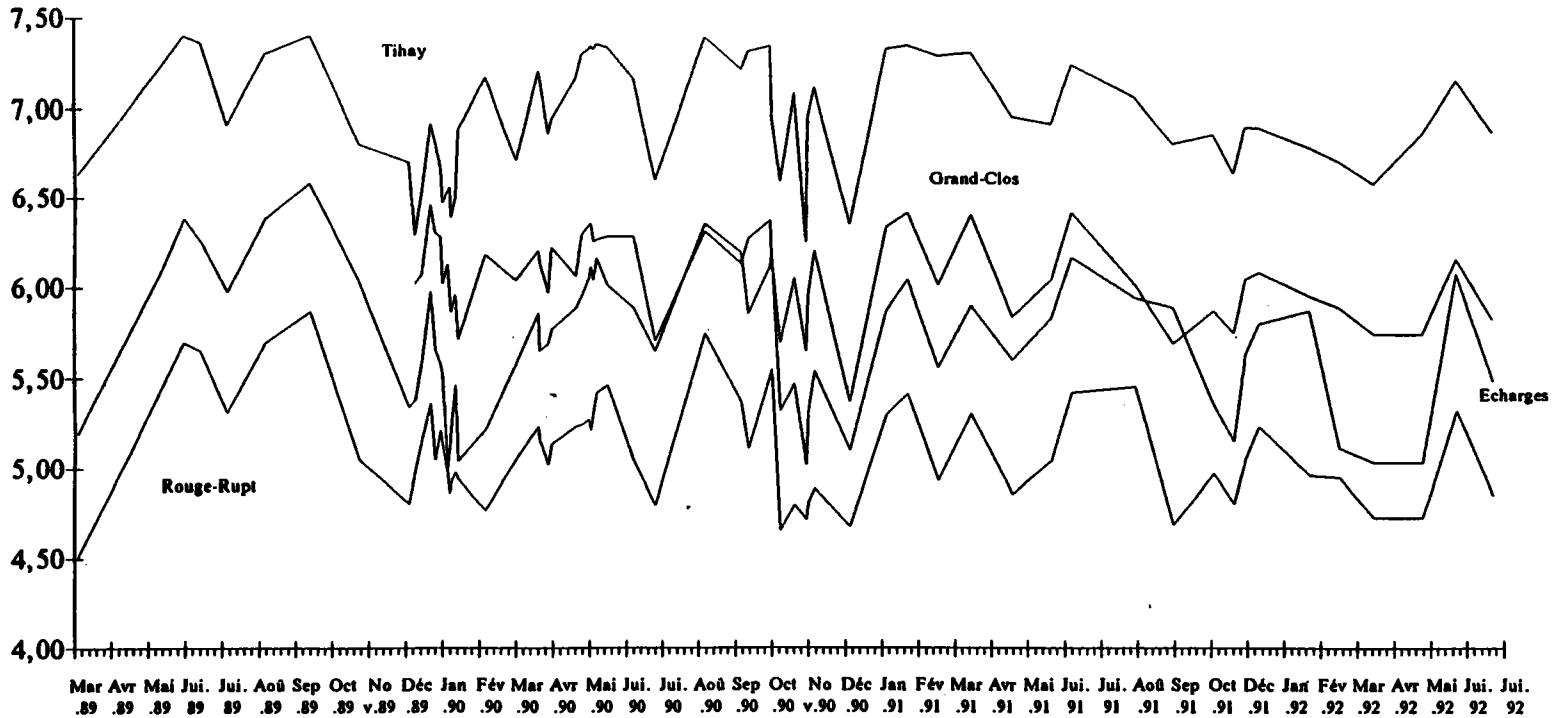
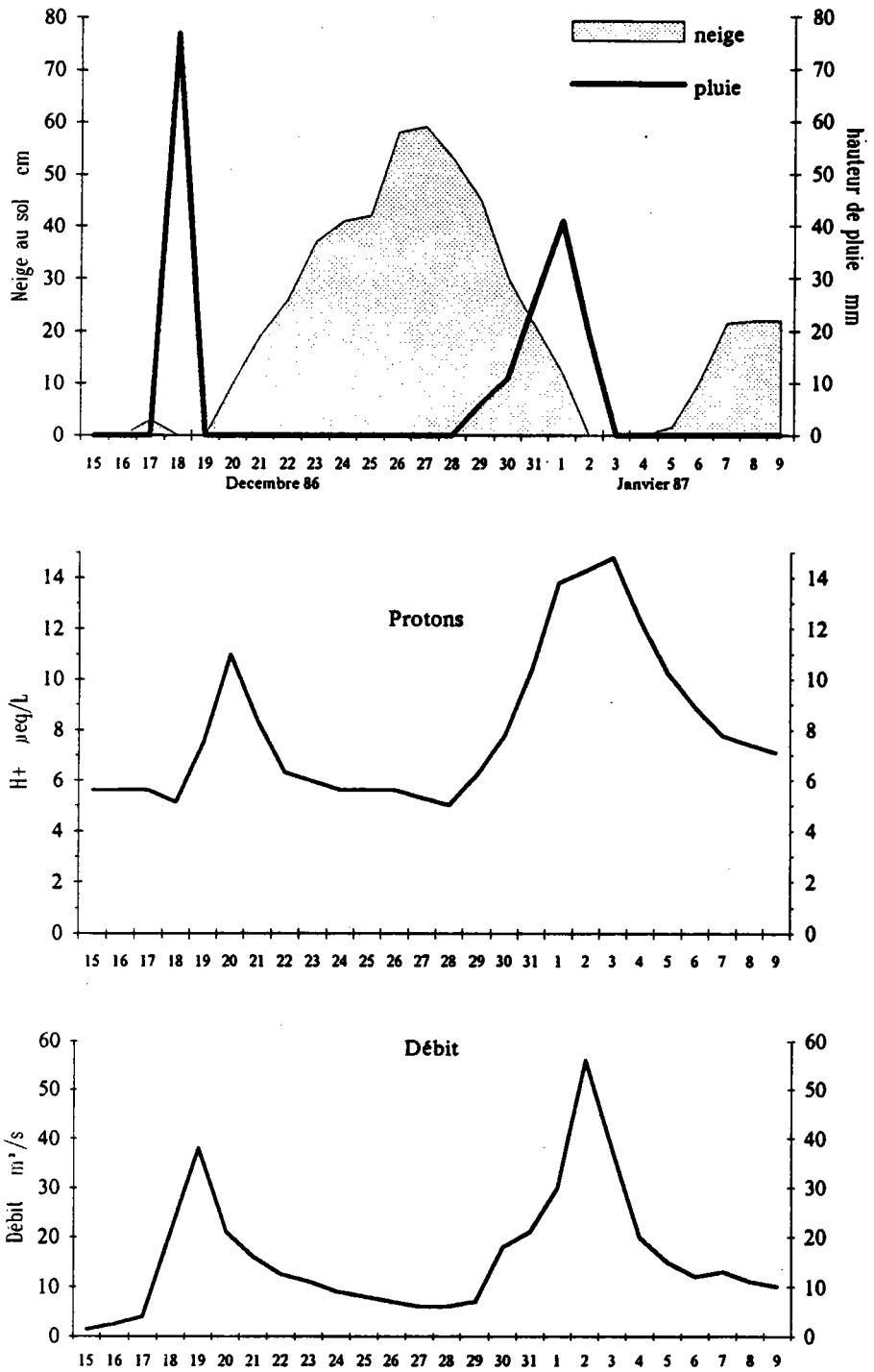


Figure 24: Evolutions simultanées des précipitations, de la concentration en protons et du débit dans le Rouge-Rupt (station 10) en décembre 1986 et janvier 1987



pluie. Ces deux événements se traduisent successivement par des augmentations des concentrations en protons, d'amplitudes respectives égales à 5 et 10 µq/L (soit 0.26 et 0.47 unités pH).

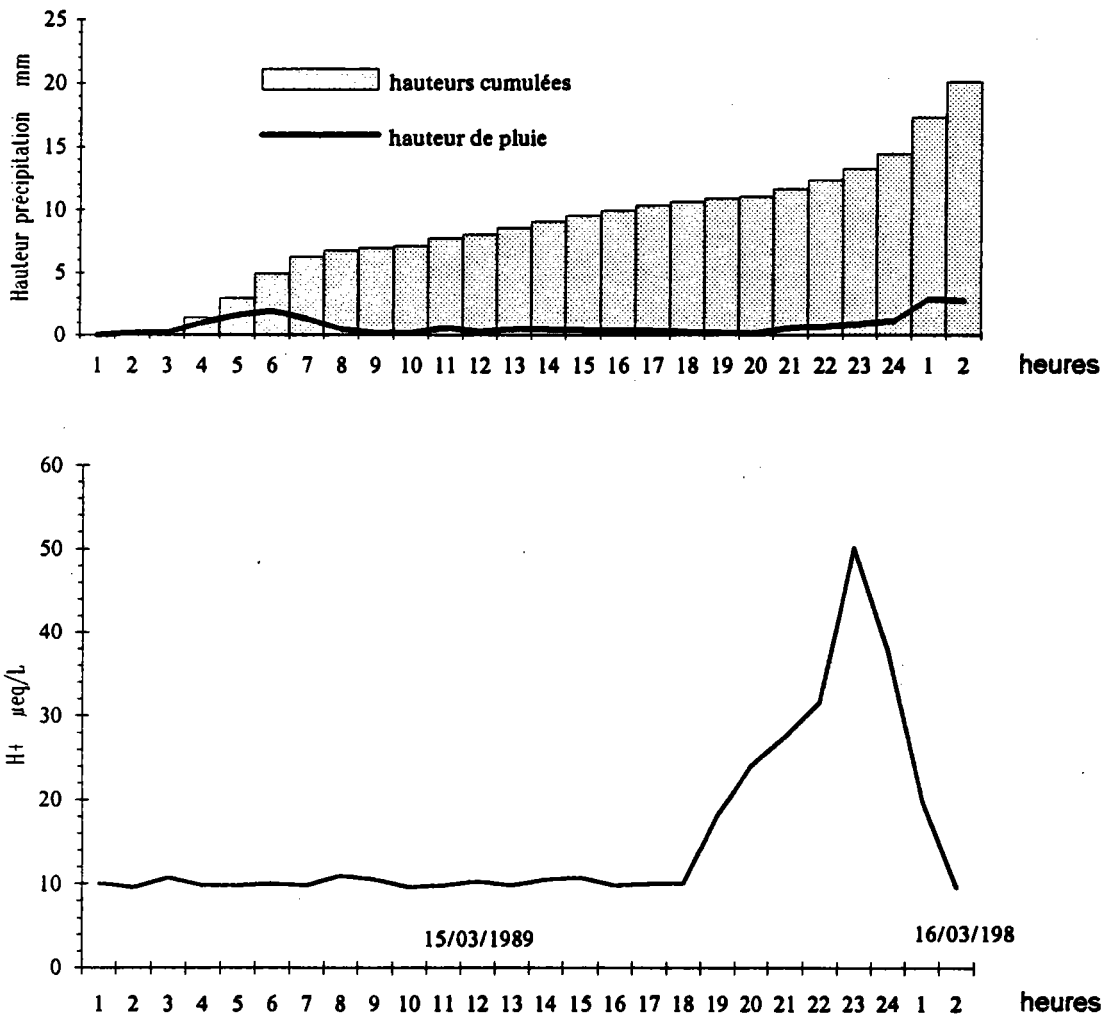
Toutefois le pas journalier adopté pour l'enregistrement ne permet pas de visualiser d'éventuelles variations de pH pouvant survenir durant un laps de temps plus court. C'est pourquoi la figure 25 représente pour le Rouge-Rupt un enregistrement réalisé avec un pas horaire, les 15 et 16 mars 1989, au cours d'un évènement pluvieux survenant juste après la fonte des neiges. Le pH en début d'expérience affichait une valeur voisine de 5.0. Après 16 heures de précipitation, le pH a commencé à baisser jusqu'à atteindre une valeur minimale de 4.30 soit une amplitude de 40 µeq/L en l'espace de 5 heures. Huit heures après le début de la diminution de pH, celui-ci avait retrouvé la valeur de 5.0. Au cours de la même période nous avons enregistré une chute de pH de 0.25 unité dans le goutte du Tihay, diminution relativement faible illustrant l'effet tampon d'un cours d'eau non acidifié. Malencontreusement, l'augmentation des débits nous a obligé à stopper les enregistrements.

Il apparaît donc que le pH peut présenter des variations temporelles assez brèves à l'échelle de l'heure, fluctuations difficilement identifiables et ignorées du préleveur lors de l'échantillonnage ce qui peut expliquer une certaine variabilité des données entre ruisseaux au cours d'une même journée de prélèvements.

2.2.2. Variations des concentrations en aluminium

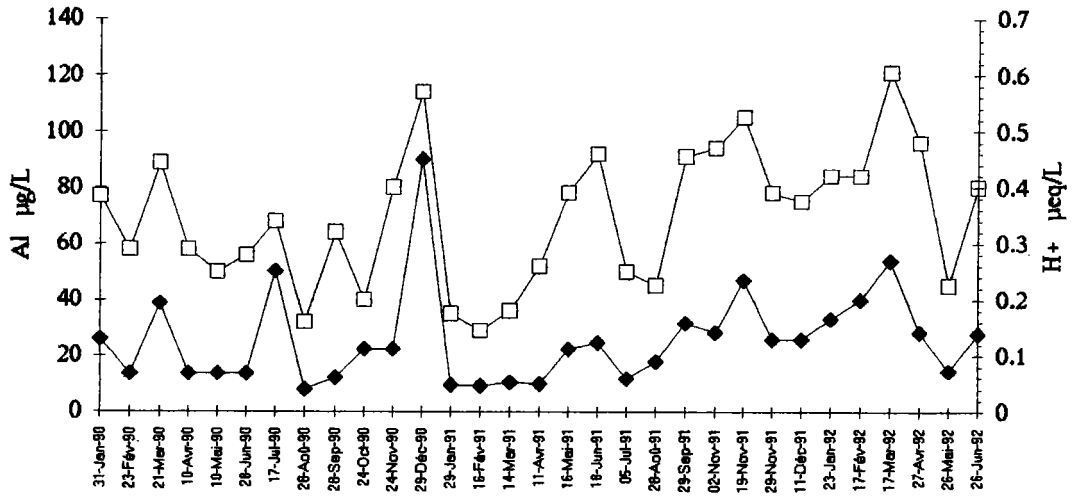
Ces stress acides sont concomitants à une augmentation des concentrations en aluminium, augmentation d'autant plus élevée que le pH est bas. Les figures 26 a et b donnent des exemples des variations de l'aluminium en fonction de la concentration en protons pour la goutte du Tihay comme exemple de cours d'eau non acidifié et le Rouge-Rupt cours d'eau acide. Ces résultats étaient attendus compte tenu de la relation existant entre pH *et al*uminium, relation évoquée au chapitre précédent. Cette même relation, mais concernant 374 couples de valeurs, est donnée par la figure 27. Le coefficient de variation apparaît plus élevé que lors de l'étude précédente en dépit d'un nombre beaucoup plus important de mesures. Cela semble tenir au fait que ces mesures, qui incluent la totalité des variations d'un même cours d'eau, concernent un ensemble plus restreint de stations et surtout plus homogène d'un point de vue géologique que celles appréhendées à l'échelle du massif.

Figure 25: Evolution horaire du pH dans le Rouge-Rupt (station 10) au cours d'un évènement pluvieux en mars 1989



igure 26: Variations simultanées des concentrations en aluminium et en protons a) dans le Tihay b) dans le Rouge-Rupt

a) Tihay



b) Rouge-Rupt

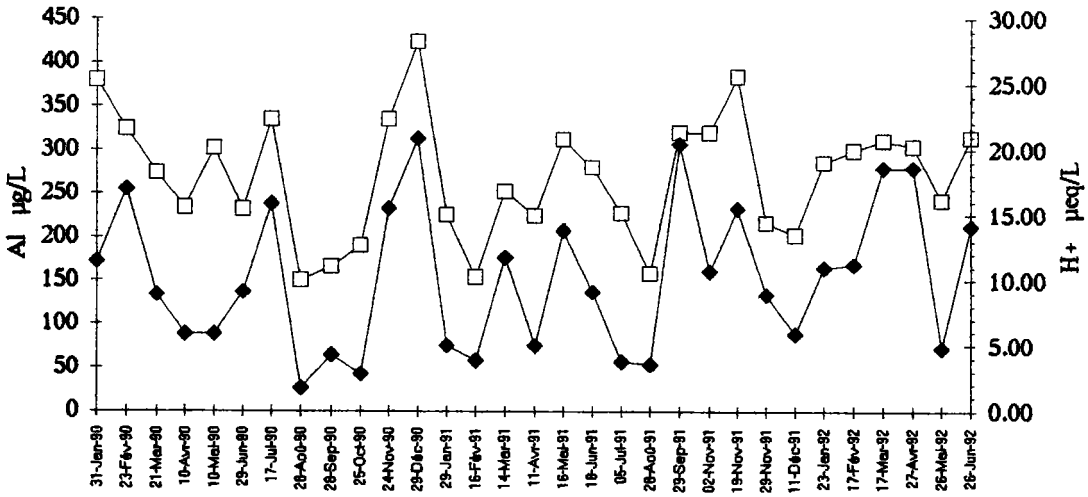


Figure27: Relation entre le pH et les concentrations en aluminium (n=374)

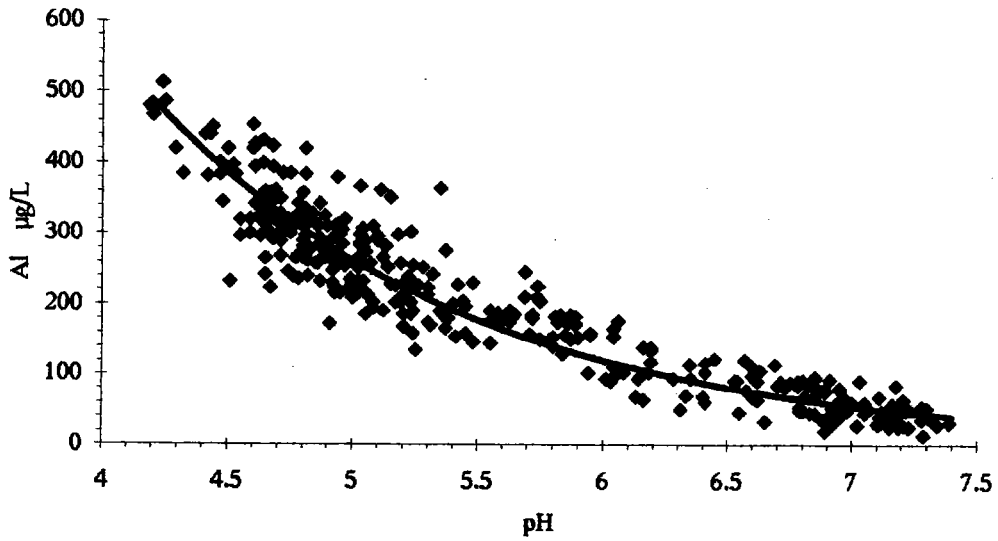
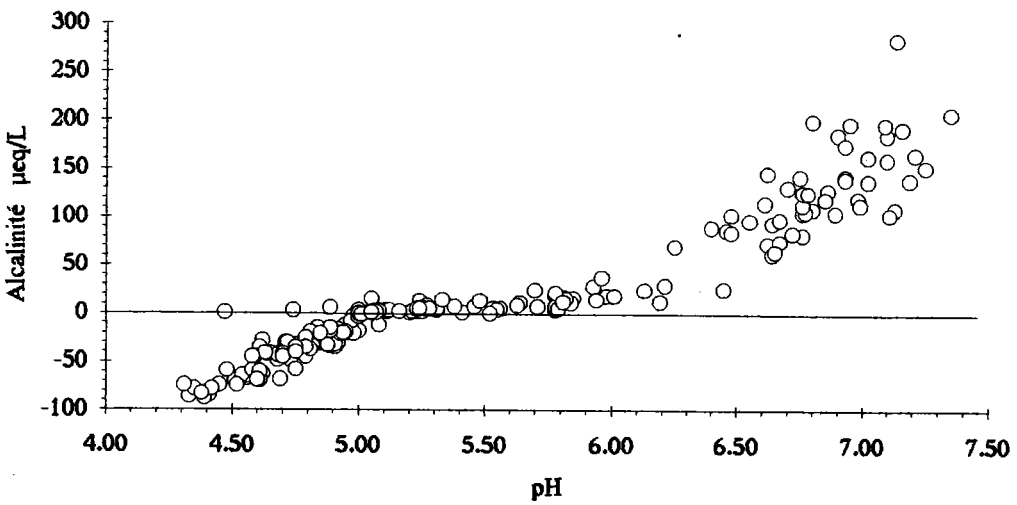


Figure 28: Evolution de l'alcalinité en fonction du pH (n=200)



Les stress acides sont accompagnés d'une élévation des concentrations en aluminium qui peuvent dans le cas du bassin du Rouge-Rupt atteindre des valeurs supérieures à 400 µg/L. Toutefois l'aluminium peut prendre des valeurs voisines de 200 µg/L lors de période d'étiage. On notera par ailleurs que même la goutte du Tihay affiche lors de stress, des concentrations en aluminium avoisinant les 100 µg/L.

2.2.3. Variations de l'alcalinité

Au cours de l'étude physico-chimique exposée au chapitre précédent, l'alcalinité était exprimée en terme de HCO_3^- (33 mesures), ne pouvant donc prendre que des valeurs positives ou nulles. La figure 28 représente les variations d'alcalinité *sensu stricto* en fonction du pH sur les 200 couples de valeurs obtenus au cours de cette étude.

La relation hautement significative ($r=0.96$; $p<0.001$) évoque une courbe classique de neutralisation d'une base par un acide, ce qui pourrait schématiquement résumer le processus d'acidification des eaux. On notera que seule la partie de la courbe située au-dessus du seuil 0, qui matérialise la concentration en HCO_3^-, montre une croissance exponentielle.

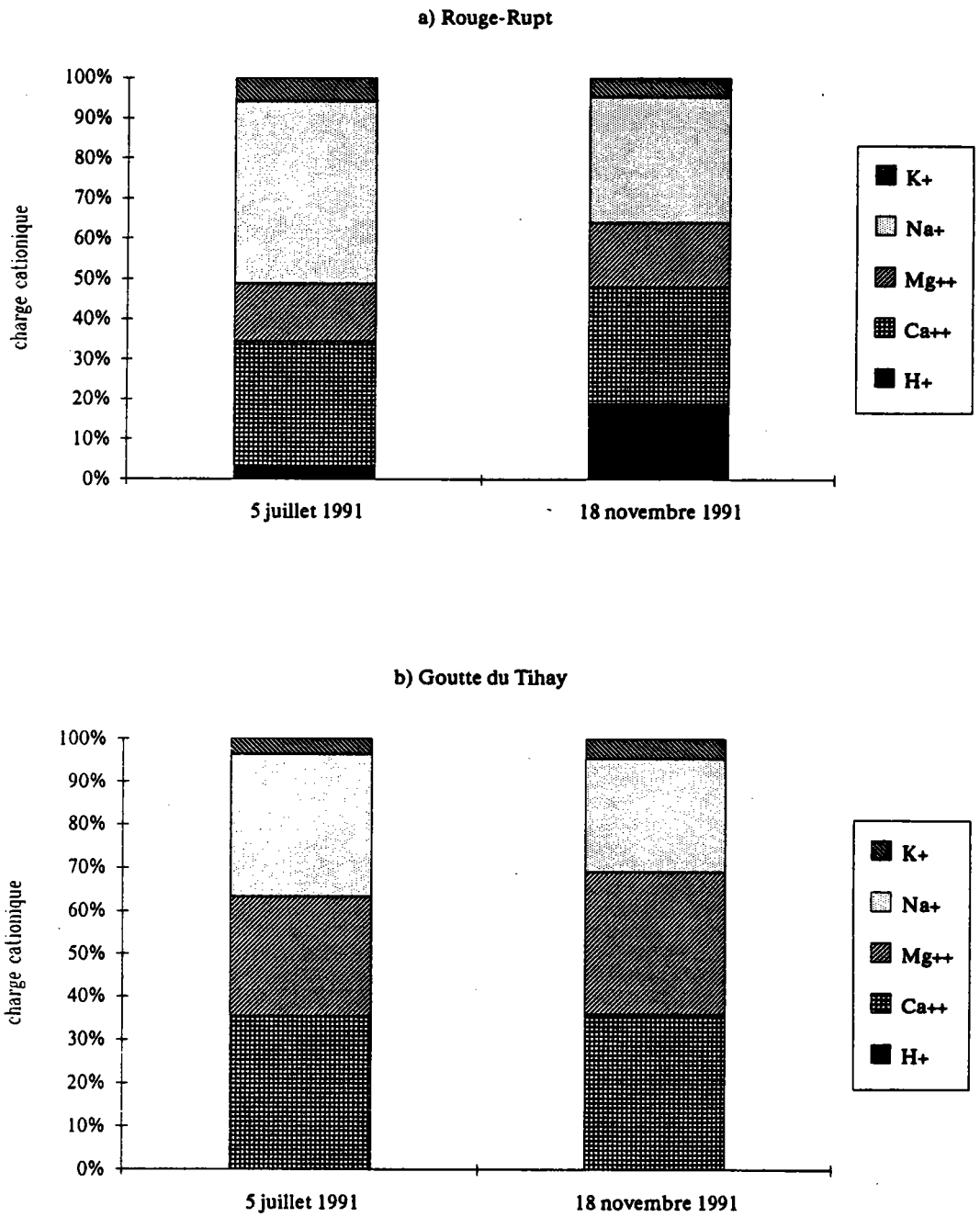
Les plus faibles valeurs d'alcalinité sont également notées en période de stress acide. Dans les eaux acides cela se traduit par des valeurs négatives d'alcalinité pouvant atteindre -70 µeq/L donnant ainsi une mesure directe de l'acidité. A l'inverse, lors d'étiage, des cours d'eau, montrant un statut acide le reste du temps, peuvent présenter une alcalinité positive résiduelle. Seules les deux stations situées le plus en amont restent continuellement très acidifiées.

2.2.4. La charge cationique

Nous avons remarqué précédemment que les protons occupent, dans les cours d'eau acidifiés, une part non négligeable de la charge cationique, étant souvent plus représentés que les ions K^+. Les figures 29 a et b, donnent la composition cationique de deux cours d'eau caractérisés par des niveaux d'acidification différents, lors d'un épisode acide survenu en novembre 1991 et en période d'étiage en juillet 1991.

Durant un stress acide, on constate que dans le Rouge-Rupt, la concentration en protons est nettement supérieure aux concentrations en K^+ et Mg^{2+} et se rapproche de celles en Ca^{2+} et Na^+. Au contraire, en période d'étiage on remarque que H^+ devient

Figure 29: Composition de la charge cationique lors de deux périodes contrastées. a) exemple du Rouge-Rupt (station 10), b) exemple du Tihay (station 12)



l'ion mineur de la charge cationique, les concentrations étant alors insignifiantes comparées aux concentrations en Mg^{2+}, Ca^{2+} et Na^{+}.

Il ressort de l'examen de ces paramètres que lors de la fonte des neiges et suite à des précipitations, certains cours d'eau sont soumis à de fortes concentrations en aluminium et en protons, ces derniers présentant alors des concentrations dépassant ou avoisinant celles de cations biologiquement importants. A l'inverse en étiage, la qualité des eaux des ruisseaux peut s'améliorer, mais leur chimisme reste toutefois atypique.

Des études menées sur quelques bassins versant sensibles aux précipitations acides ont mis en évidence des changements radicaux dans la qualité chimique des eaux de surface durant la fonte printanière (Johannessen *et al.*, 1980; Rascher et al., 1987; Tranter *et al.*, 1987). Ces changements appelés parfois "choc acide printanier" sont dus aux relâchements, par la couche nivale, d'eaux de fonte fortement concentrées en polluants acides. En effet le couvert neigeux se comporte comme un collecteur de retombées atmosphériques sèches et humides durant toute sa période de maintien (Baird *et al.*, 1987). Johannessen *et al.* (1980) ont montré que seule la première eau de fonte est enrichie en H^{+}. Ainsi 50% à 80% des polluants contenus dans la couche de neige seraient évacués avec les premiers 30% d'eau de fonte (Johannessen et Henriksen, 1978; Tsiouris *et al.*, 1985). Ces observations sont confirmées par Tranter *et al.* (1986 et 1987) qui notent une élution préférentielle des ions H^{+} et des anions d'acides forts, précédant un relargage des ions associés aux aérosols marins. La phase finale de fonte apparaît alors très peu minéralisée. Cependant Berg (1986) mentionne une chute de pH associée à la pluie + la fonte des neiges et non pas à la fonte des neiges uniquement. Par ailleurs Galloway *et al.*(1987) et Rascher *et al.* (1987) montrent que la chute de pH s'accompagne d'une augmentation des concentrations en aluminium et en $NO3^{-}$ mais pas en sulfates. Rascher *et al.* émettent alors l'hypothèse que la minéralisation de l'azote et les processus de nitrification peuvent contribuer de façon non négligeable à l'augmentation des concentrations en H^{+}. Il semble que dans tous les cas, les concentrations en cations majeurs diminuent dans les cours d'eau par simple effet de dilution.

La fonte des neiges apparaît donc comme une période critique pour l'environnement. A ce propos Grade et Andersen (19879) rapportent une forte mortalité d'alevins de *Salmo trutta* exposés à des eaux de fonte.

A la suite d'importantes précipitations survenues après une période sèche, Sullivan (1986) rapporte l'augmentation de concentrations en Al et en H^{+} dans un cours

d'eau de Suéde. De la même manière Talbot et Elzermann (1986) observent une diminution de pH des eaux d'un lac. Howells (1990), Reader et Dempsey (1989) font remarquer à juste titre, qu'en dépit du nombre de programmes d'échantillonnages visant à démontrer l'impact d'événements hydrométéorologiques sur la qualité des eaux, très peu de choses ont été démontrées à l'échelle de quelques heures, les prélèvements étant généralement réalisés avec une résolution temporelle trop faible. Des épisodes acides de très courtes durées (quelques heures) sont toutefois mentionnés par Jones *et al.* (1983) et Langan (1989) (dans Reader et Dempsey, 1989).

2.3. CARBONE ORGANIQUE DISSOUS (COD)

Les valeurs moyennes de carbone organique dissous, sont données dans le tableau 18.

Parmi tous les ruisseaux étudiés, seules les gouttes des Blancs Murgers et du Grand-Ventron, montrent des valeurs relativement élevées (4,0 et 4,9 mg/L), ce qui se traduit sur le terrain par la présence d'eau colorée en jaune. La présence d'acides organiques peut contribuer alors de façon non négligeable à l'acidité de l'eau. Les autres cours d'eau affichent des valeurs basses, inférieures à 3,1 mg/L.

Malgré le faible nombre de valeurs de COD inhérant à des problèmes de matériel analytique, on remarque que deux cours d'eau se distinguent des autres ruisseaux acides par leur contenu plus élevé en COD. Les propriétés de complexation des métaux notamment, font de ce paramètre un élément important. En effet de nombreux travaux ont montré que dans les eaux riches en acides organiques, l'aluminium est en partie complexé et devient donc non biodisponible (Gjessing *et al.*, 1989, Petersen *et al.*, 1987).

Il conviendrait à l'avenir de porter un intérêt particulier au carbone organique dissous.

2.4. TEMPERATURE

La température n'est pas un paramètre en relation avec l'acidification. Par contre, il représente un paramètre important pour la répartition des organismes et pour leur développement, c'est pourquoi nous plaçons içi, un paragraphe sur ce facteur. Les treize cours d'eau affichent des températures moyennes comprises entre 6.1°C et 7.6°C. Les températures maximales sont enregistrées durant le mois d'août et fluctuent pour

Tableau 18: Valeurs moyennes des concentrations en COD (n=3

	COD mg/L
Rouge-Rupt 1020m	1.5
Pourri-Faing	1.5
Blancs Murgers	4.9
Grande-Basse	2.6
Rouge-Rupt 845m	3.0
Grand-Ventron	4.0
Echarges	2.1
Wassongoutte	1.6
Rouge-Rupt 675m	3.0
Grand-Clos	1.9
Tihay	2.2
Meurthe	1.6
Vologne	1.5

Tableau 19: Valeurs moyennes des concentrations en Mn, Cu, Pb, Cd (n=3) et du pH sur les 3 campagnes

	pH	Mn µg/L	Cu µg/L	Pb µg/L	Cd µg/L
Rouge-Rupt 1020m	4.60	24.5	9.1	1.6	/
Grand-Clos amont 1	4.85	31.0	8.8	0.6	0.2
Blancs Murgers	4.88	23.8	11.5	0.9	0.7
Rouge-Rupt 845m	4.77	22.7	14.8	1.0	0.3
Grand-Ventron	5.04	19.4	6.0	0.6	0.6
Echarges	5.53	18.3	7.2	0.9	0.6
Wassongoutte	4.91	27.7	5.5	0.8	0.3
Rouge-Rupt 675m	5.02	24.4	6.7	0.6	0.3
Grand-Clos	5.96	8.9	4.6	0.5	0.4
Grand-Clos amont 2	6.59	3.4	8.3	0.4	0.3
Tihay	6.80	5.4	11.0	0.6	0.6
Meurthe	6.89	5.2	8.8	0.8	0.4
Vologne	6.68	3.1	11.3	0.4	0.4

B.U. METZ

l'ensemble des ruisseaux autour de 15°C. A l'inverse les minima proches de 0°C sont notés durant les mois de janvier et février, période durant laquelle les cours d'eau peuvent être totalement recouverts par la glace et la neige. Les conditions climatiques non reproductibles d'une année à l'autre durant la période d'étude, rendent difficile la caractérisation des cours d'eau d'un point de vue thermique. Au cours du printemps les températures subissent des fluctuations importantes induites par l'alternance de périodes ensoleillées et de périodes caractérisées par des gels nocturnes et des neiges tardives, tel que cela fut le cas en 1991. Ainsi en avril, les températures avoisinaient 10°C puis chutèrent en dessous de 5°C à la mi-mai suite à un refroidissement accompagné de chutes de neige.

Il est évident que la caractérisation de ces ruisseaux d'un point de vue température, nécessiterait un suivi plus approfondi et des relevés journaliers voire horaires.

2.5. LES CONCENTRATIONS METALLIQUES

Ce paragraphe consacré aux concentrations métalliques, présente un caractère un peu particulier, puisque la recherche de métaux a été réalisée soit directement dans l'eau soit dans des bryophytes transplantés, ce qui introduit la notion de bioaccumulation de métaux par des bryophytes aquatiques. Toutefois le but de cette étude vise à définir une éventuelle contamination du milieu et non pas à caractériser le comportement accumulateur des bryophytes en milieu acide, aussi ne rentrerons nous pas dans les mécanismes d'adsorption des métaux à la surface des mousses.

Un suivi de certains métaux dans 13 cours d'eau, a été réalisé en novembre et décembre 1991 (3 campagnes) par dosage dans l'eau (Cu, Pb, Cd, Mn) et dans des mousses aquatiques (*Hygrohypnum ochraceum)* (Pb, Cd). Les valeurs moyennes des métaux dans l'eau sont données dans le tableau 19. Parmi les treize stations étudiées, 2 ont été définies en amont du Grand-Clos et concernent deux cours d'eau temporaires.

2.5.1. Manganèse

Les concentrations en manganèse dans l'eau, élément typiquement constitutif de la géologie locale, apparaissent négativement corrélées au pH (figure 30). La forme

Figure 30: Variation des concentrations en Manganèse en fonction du PH

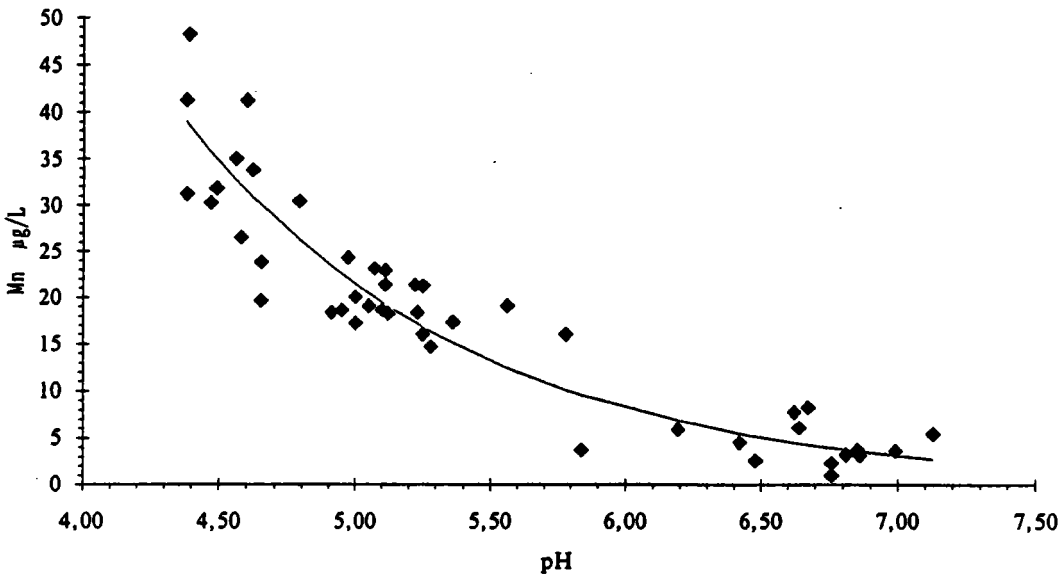
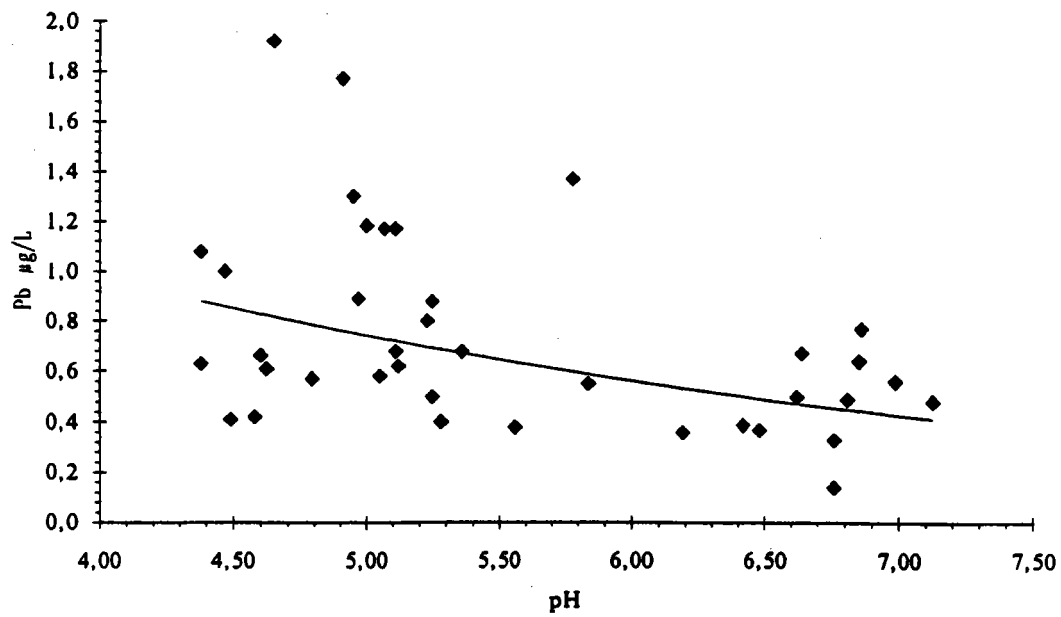


Figure 31: Variation des concentrations en plomb en fonction du pH.



de la relation apparaît très voisine de celle observée pour l'aluminium et peut être décrite selon l'équation:

$$Mn = 10^{(-0.42 \times pH + 3.43)} \qquad r = -0.92 , p<0.001 \ (n = 45)$$

Des trois campagnes de prélèvement, celle réalisée le 18/12/91 affiche les valeurs de pH les plus faibles et les concentrations en Mn les plus fortes. Dans les eaux les plus acides, les concentrations peuvent atteindre plus de 40µg/L contre moins de 10µg/L en milieu non acidifié.

2.5.2. Cuivre

Les concentrations en cuivre semblent indépendantes du pH, aucune différence significative n'ayant été notée entre ces deux paramètres, ce qui laisse supposer une participation locale du substratum géologique.. Toutefois, à l'instar de Mn, les plus fortes concentrations ont été relevées pour chaque cours d'eau, au cours de la première campagne, certains ruisseaux acides ou non, présentaient alors des valeurs relativement élevées comprises entre 15 et 22 µg/L.

2.5.3. Plomb

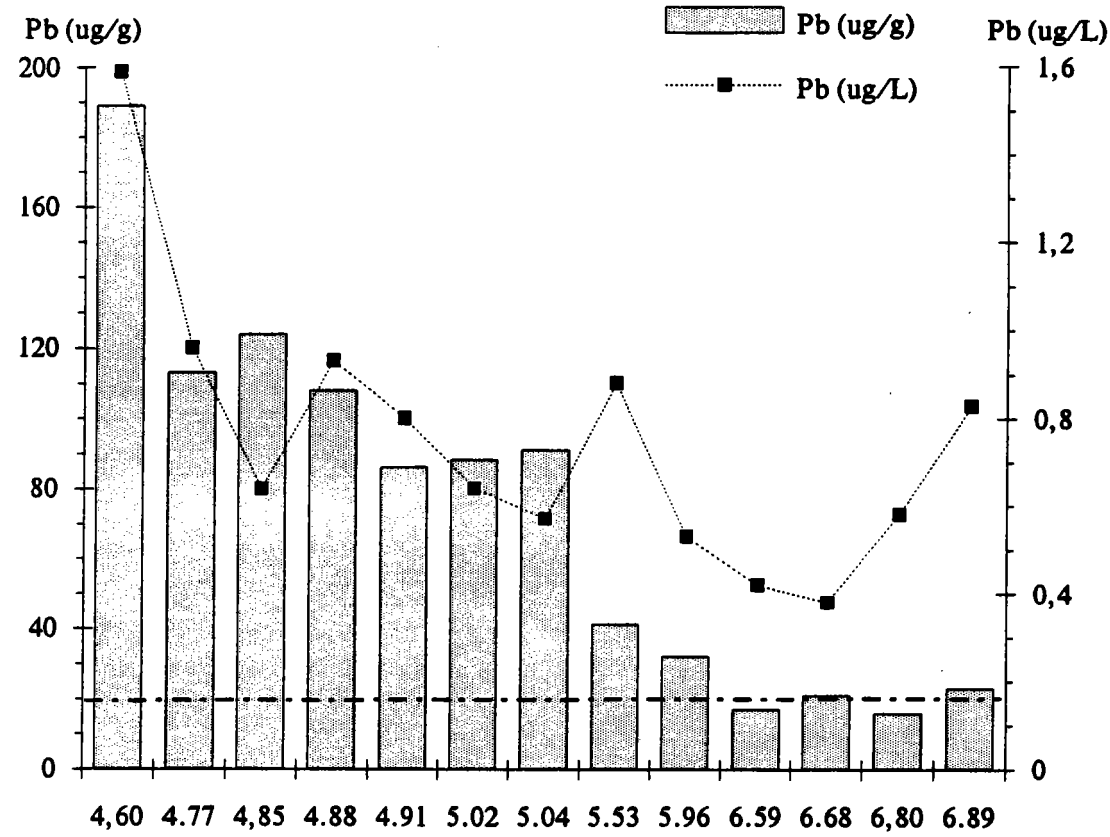
Le plomb a été mis en évidence à toutes les stations. Les concentrations apparaissent significativement corrélées au pH (figure 31), les cours d'eau les plus acides affichant les valeurs les plus élevées. Comme pour l'aluminium et le manganèse, la relation est de forme exponentielle décroissante:

$$Pb = 10^{(-0.12 \times pH - 0.47)} \qquad r = 0.47, \ p<0.001 \ (n = 38)$$

Les valeurs les plus importantes (1,7 et 1,9 µg/L) sont enregistrées au niveau des cours d'eau situés en tête de bassin.

Certaines valeurs étant très faibles et se rapprochant du seuil de détection de la technique utilisée, nous avons donc également dosé le plomb dans des bryophytes transplantés. L'évolution conjointe des teneurs moyennes en plomb dans les mousses et dans l'eau en fonction du pH est donnée par la figure 32a. Le concentration la plus

Figure 32a: Evolution des concentrations en Pb dans les mousses et dans l'eau en fonction du pH des stations.



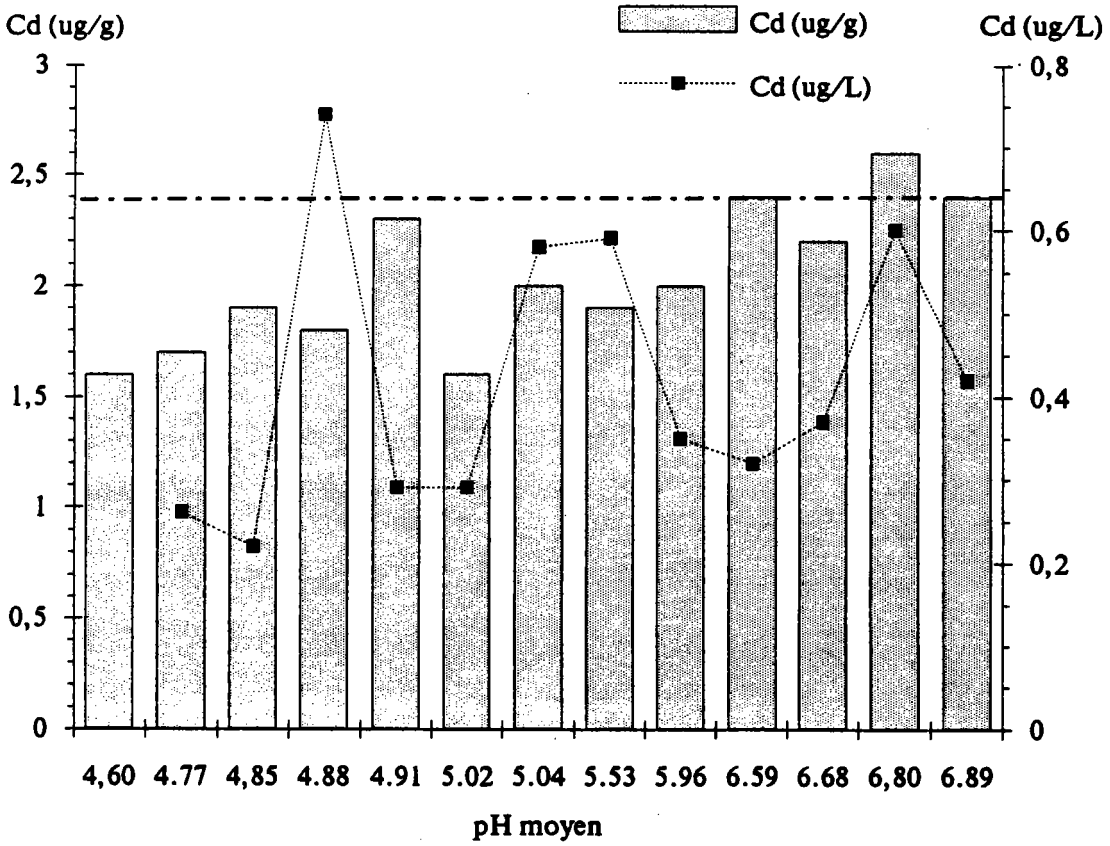


Figure 32b: Evolution des concentrations en Cd dans les mousses et dans l'eau en fonction du pH en fonction du pH des stations

élevée dans les mousses, 190 µg/g de poids sec, est notée à la station placée le plus en amont, ce qui représente près de dix fois la concentration initiale présente dans le transplant au jour j=0. On remarquera qu'une accumulation de plomb n'est enregistrée que pour les cours d'eau dont le pH est inférieur à 6,0.

2.5.4. Cadmium

L'analyse du cadmium dans l'eau révèle des concentrations individuelles comprises entre 0,06 et 1,57 µg/L, mais les valeurs moyennes se situent toutes entre 0,2 et 0,7 µg/L. Dans la gamme de pH considérée, on n'observe pas de relation significative entre ce paramètre et les concentrations dans l'eau. L'utilisation de transplants de bryophytes aquatiques, montre que par rapport à la concentration initiale aucune accumulation n'est observée (figure 32b), un relargage étant même apparent dans les cours d'eau acidifiés.

Afin de donner une signification aux concentrations dans les mousses, des grilles de qualité ont été élaborées en France et en Suède. Les différentes classes de qualité pour ces deux pays sont données dans le tableau 20

Tableau 20: Valeurs de référence standard et grilles de qualité française et suédoise. Les concentrations sont exprimées en µg/g de poids sec.

classes de qualité appliquées en France (*)

	valeur de référence	classe 1	classe 2	classe 3	classe 4	classe 5
Pb	19	< 38	< 114	< 342	< 1026	>1026
Cd	1	< 2	< 6	< 18	< 24	> 24

classes de qualité appliquées en Suède (**)

	valeur de référence	classe 1	classe 2	classe 3	classe 4	classe 5
Pb	3	<2	< 10	< 25	< 100	> 100
Cd	0.5	< 0.2	< 0.7	< 2.0	< 5.0	> 5.0

* Mouvet (1986), ** Swedish Environmenntal Protection Agency (1991)

Bien qu'il ne soit pas ici question de rentrer dans des considérations d'application de normes, on ne pourra s'empêcher de constater les différences existant entre les classes appliquées dans les deux pays. Quelque soit la grille considérée, on remarque que tous les cours d'eau dont le pH est < 6.0, présentent des concentrations en Pb dans les mousses nettement supérieures aux valeurs de référence. Une comparaison par rapport aux références suédoises tend à démontrer que tous les cours d'eau sont contaminés par le plomb.

Si l'on considère le cadmium, la situation apparaît moins tranchée, mais dénote cependant une contamination certaine de l'environnement aquatique compte tenu de la situation des cours d'eau en amont de toute activité de type industrielle ou agricole.

Jusqu'à présent la plupart des études hydrochimiques sur l'acidification ont porté une attention toute particulière à l'aluminium, ce qui à priori semble logique compte tenu des valeurs extrêmement élevées qui sont une des conséquences les plus saillantes de l'acidification. En ce sens nos résultats concernant Al, sont en total accord avec la littérature quelque soient les régions touchées de part le monde.

Cependant certains auteurs ont démontré que la mobilisation d'autres métaux, qu'ils soient d'origine géochimique (Mn, Fe) ou atmosphérique (Cd, Pb, Hg), est une conséquence directe des retombées atmosphérique acides. Cela a été constaté en particulier dans des eaux de surface affectées par l'acidification en Scandinavie (Almer el al., 1978; Lodenius et Autio 1989) et au Canada (Harvey *et al.*, 1981).

En ce qui concerne le plomb dans l'eau, Steinnes (1990) rapporte une gamme de concentrations dans des lacs et rivières scandinaves, du même ordre que la notre. Par ailleurs des concentrations élevées dans divers macrophytes poussant dans des lacs acidifiés ont également été notées par Sprenger et McIntosh (1989).

Connaissant les capacités de formation de complexes stables du plomb avec divers substrats (Nelson et Campbell, 1991; Scheuhammer, 1991), on peut se risquer à émettre l'hypothèse selon laquelle, lors de précipitations à caractère très acide, le plomb provenant des dépôts atmosphériques et accumulés dans les sols, est mobilisé et relargué en quantité plus importante que celle observée lors de mesure ponctuelle. Dans notre étude les teneurs en plomb dans les mousses sont remarquablement élevées dans les cours d'eau les plus acidifiés par rapport aux concentrations dans l'eau, ce qui tend à aller dans le sens de cette hypothèse. Ainsi, même si les dépôts de plomb ont diminué depuis une quinzaine d'années, la rétention facilitée dans les sols au cours des dernières décennies nous permet de supposer que le niveau de contamination anormal en tête de bassin, peut se prolonger si les processus d'acidification ne s'estompent pas.

Les concentrations dans l'eau en Cu, Mn et Cd rapportées ci-cessus, sont remarquablement similaires à celles mentionnées dans des études sur l'acidification réalisées en Scandinavie (Steinnes, 1990), en Ecosse (Caines *et al.*, 1985) et au Québec (Van Coillie *et al.*, 1984). Selon Alabaster et Lloyd (1980) , Harvey *et al.* (1981) les concentrations naturelles en Cu et Mn dans des eaux oligotrophes se situent aux alentours de 5µg Cu/L et 3 µg Mn/L. Nous avons obtenu des valeurs moyennes très voisines pour le Mn en milieu non acidifié et pour le cuivre dans certains ruisseaux acides ou non. En ce qui concerne le cadmium, contrairement à nos résultats, Borg (1988) et Sprenger et McIntosh (1989) rapportent une corrélation négative entre le pH et Cd.

Cette étude de quelques métaux, bien que préliminaire, nous montre que dans les Vosges des cours d'eau situés en tête de bassin et donc dans des régions naturelles, sont contaminés par des métaux, certains, comme le plomb, étant typiquement originaires de dépôts atmosphériques. Tous ces métaux représentent un risque écotoxicologique potentiel pour l'environnement aquatique (Van Coillie *et al.*, 1984; McDonald *et al.*, 1989) soit directement, soit par voie trophique si une accumulation de métaux est observée dans d'autres compartiments tels que sédiments, matières organiques, algues.

Une étude plus approfondie et portant sur un plus grand nombre de métaux (Cr, Hg, As, Zn) et visant à préciser la répartition de ces métaux dans le bassin du Rouge-Rupt est actuellement en cours de réalisation.

4ème PARTIE

ETUDE DES PEUPLEMENTS DE MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

Avant-propos: Dans cette partie, qui traite des communautés benthiques, nous n'avons considéré que le pH dans les relations entre les descripteurs de peuplements (richesse, abondance, diversité...) et l'environnement chimique. Ce choix a été établi après avoir considéré tour à tour, tous les paramètres. Les relations les plus significatives sont systématiquement obtenues avec le pH. Par ailleurs nous avons vu, lors de l'étude physico-chimique que c'est le pH qui traduit le mieux le chimisme global des cours d'eau. Cela n'implique pas que les autres paramètres chimiques ne sont pas importants dans le déterminisme des structures. L'influence de certains d'entre eux sera évoquée, le cas échéant, lors de la discussion.

1. ETUDE DE LA VARIABILITE SPATIALE DES PEUPLEMENTS

1.1. INVENTAIRE FAUNISTIQUE

L'échantillonnage de la macrofaune benthique ayant été réalisé par des prélèvements quantitatifs (surber) et complété par des chasses à vue, nous avons établi deux types d'inventaires:

- un inventaire quantitatif basé uniquement sur les échantillonnages surber
- un inventaire qualitatif dressé à partir des prélèvements surber et des chasses à vue.

Nous n'avons pas, dans ce dernier cas, tenu compte des imagos d'Ephémèroptères et de Trichoptères. En effet, si les Plécoptères sont en grande majorité de mauvais voiliers (nous verrons plus loin qu'il existe des exceptions), la capture d'adultes appartenant aux deux autres groupes n'implique pas nécessairement leur présence dans le proche cours d'eau. De plus il est hasardeux, en l'absence d'une connaissance approfondie de la faune des cours d'eau échantillonnés, de considérer l'appartenance de l'espèce capturée, à la macrofaune du cours d'eau étudié, chose rendue possible dans le cas d'un suivi temporel. Le niveau de détermination, variable en fonction des groupes, est bien entendu identique pour tous les prélèvements.

Au total 114 taxa ont été recensés dans cette étude (tableau 21). Ce chiffre sous-estime énormément le nombre d'espèces si l'on considère les niveaux systématiques de détermination adoptés. 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 taxa et/ou la localisation des prélèvements (McLachlan, 1884; 1885; 1886; 1887; Lestage, 1924; Hubault, 1927; Navas 1931, Mosely, 1934). Seule une note d'Aubert (1963) permet d'avoir des renseignements précis sur la faune des Plécoptères.

Remarque: La station 11 ayant subi un chaulage, fera l'objet d'un paragraphe spécifique. C'est pourquoi nous n'en tiendrons pas compte dans les développements ultérieurs.

1.2. LES PRINCIPAUX DESCRIPTEURS DE PEUPLEMENTS

1.2.1. Richesse taxonomique

Le nombre de taxa récoltés en une station représente une approximation de la richesse spécifique de celle-ci, c'est pourquoi nous préférerons utiliser le terme de richesse taxonomique.

Les richesses taxonomiques découlant de l'inventaire qualitatif apparaissent dans la plupart des cas plus élevées que celles obtenues d'après les prélèvements réalisés au filet surber. Cette augmentation correspond essentiellement au nombre d'espèces de Plécoptères capturées au stade imago. Notons que dans ce cas, l'insecte pouvant être récolté en fin de phase imaginale, cela ne signifie pas systématiquement sa présence à l'état larvaire dans le cours d'eau le jour du prélèvement. Les richesses taxonomiques apparaissent extrêmement variables entre cours d'eau.

La valeur minimale, **seize taxa**, est rapportée pour les stations 7, 10, 18 et 28 alors que **soixante taxa** ont été récoltés à la station 14, soit un facteur de 3.75

Les figures 33a et b, montrent que la richesse est fortement corrélée au pH ($r = 0,86$; $p < 0,001$) et ce, quelque soit l'inventaire, qualitatif ou quantitatif, considéré. Bien qu'une relation exponentielle donne un coefficient de corrélation très élevé, on peut penser qu'une hemi-courbe de Gauss ou une courbe de type sigmoïde s'approcherait mieux du phénomène observé dans les limites considérées. En effet, dans un intervalle $4,4 < pH < 5,8$ le nombre d'espèces reste faible et varie peu, la richesse s'élève ensuite régulièrement jusqu'à un pH voisin de 6.6, valeur à partir de laquelle elle tend à se stabiliser. Il convient toutefois de rester prudent quant à la modélisation de ce processus en raison d'une part, du nombre relativement faible de ruisseaux échantillonnés, et d'autre part des valeurs de pH plus élevées ne sont pas à attendre sur des substrats

Figure 33a: Evolution de la richesse taxonomique (S) en fonction du pH. S est estimée à partir des prélèvements surber et chasses à vue (c.a.v.)

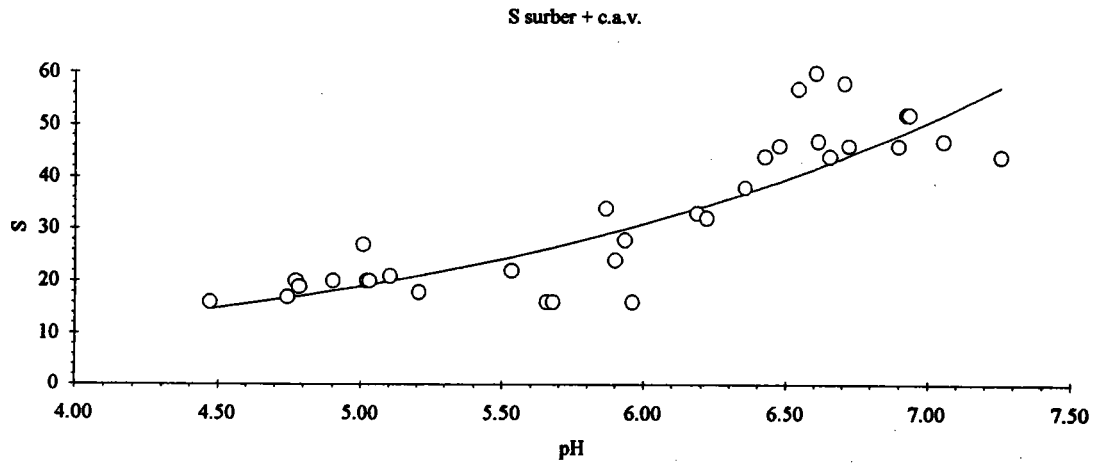


Figure 33b: Evolution de la richesse taxonomique (S) en fonction du pH. S est estimée à partir des prélèvements surber

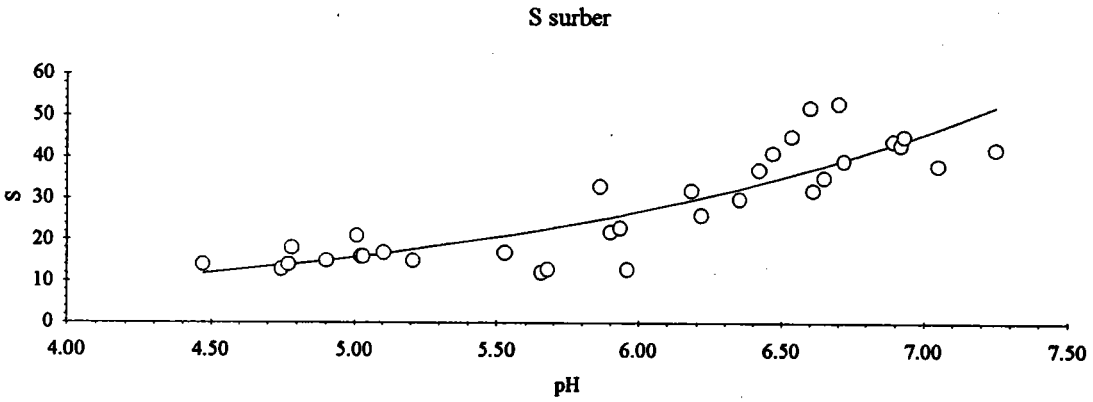
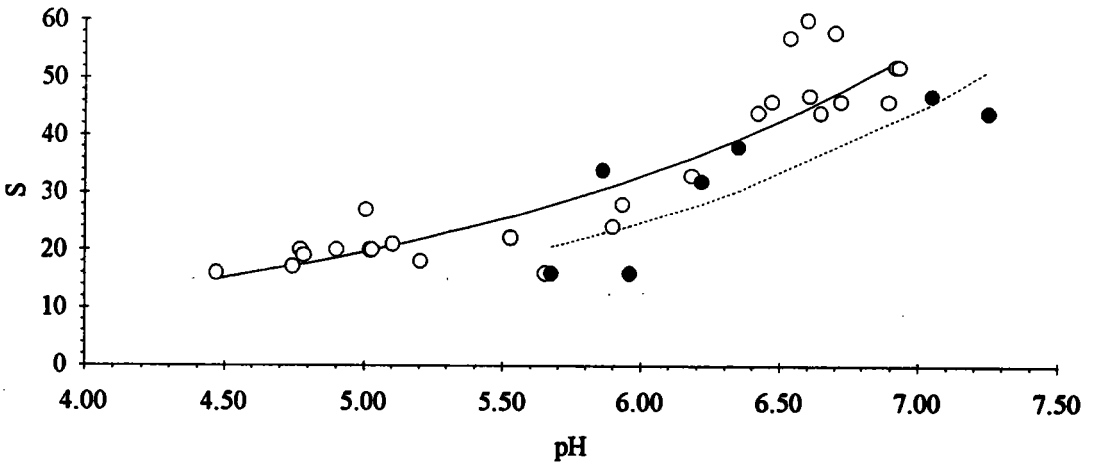


Figure33c: Evolution de la richesse taxonomique (surber + c.a.v.) en fonction du pH. En clair les cours d'eau s'écoulant sur granite ou gneiss, en foncé sur grès



gréseux ou granitiques ce qui s'accompagnerait de changements notables des facteurs environnementaux.

La figure 33c représente l'évolution de la richesse en fonction du pH en tenant compte de la nature géologique du substrat. La relation pH-richesse sur granite+gneiss donne un coefficient de 0.92 hautement significatif ($p<0.001$) plus élevé que celui obtenu sans distinction de roche. A l'inverse, sur grès, cette relation bien que toujours significative affiche un coefficient nettement plus faible ($r = 0.78$; $p<0.05$), la richesse tend alors à être plus faible que sur granite. Deux raisons majeures peuvent être prises en considération pour expliquer cette apparente diminution:

- peu de cours d'eau s'écoulant sur grès ont été étudiés
- parmi ces cours d'eau, deux (7 et 10) présentent un important colmatage du lit par des cyanobactéries du genre *Lyngbya.* Ces deux stations dont le pH > 5.65, montrent des richesses égales à 16 taxa. Ce qui ne permet donc pas de conclure à une différence réelle de richesse entre substrat, d'autant plus que sur granite, la station 28 (pH = 5,65) affiche également une richesse de 16 taxa, concomitante avec un colmatage d'algues vertes filamenteuses du genre *Ulothryx.*

De faibles richesses peuvent donc, dans ce cas particulier, résulter plus d'un colmatage algal que de l'acidité *per se,* ou tout au moins *se* surajouter.

Nous retiendrons que la richesse taxonomique diminue quand la concentration en protons augmente, dans l'intervalle de valeurs de pH considéré dans cette étude.

1.2.2. Abondance

Les abondances, exprimées en nombre d'individus par m², sont très variables entre les différents cours d'eau et varient de **123 à 7126 ind/m²** respectivement pour les stations 10 et 12, ce qui correspond à un facteur de **58** entre ces deux extrêmes. L'abondance exprimée en fonction du pH montre qu'il existe une relation hautement significative ($r = 0,64$; $p<0,001$) (figure 34), la densité de macroinvertébrés s'accroissant avec le pH. Cependant certains cours d'eau acides peuvent afficher des abondances très voisines, voire supérieures à celles observées en milieu non acidifié. C'est le cas, par exemple, de la station 25, dont le pH est proche de 5.0 et des stations 29 et 40 bien tamponnées (pH>6.7), qui présentent respectivement des densités de 2701, 2330 et 2563 individus/m².

Figure 34: Evolution de l'abondance absolue (N) en fonction du pH

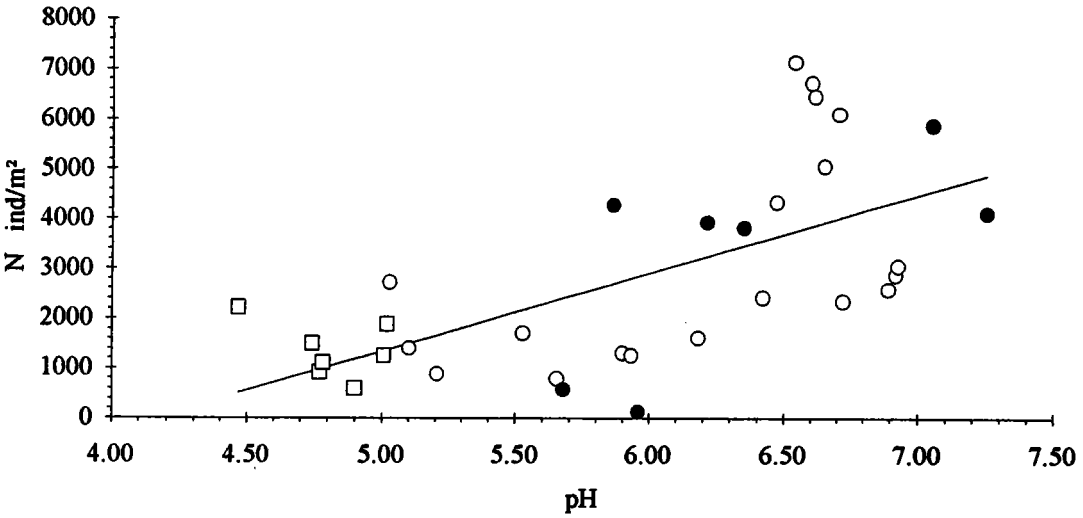
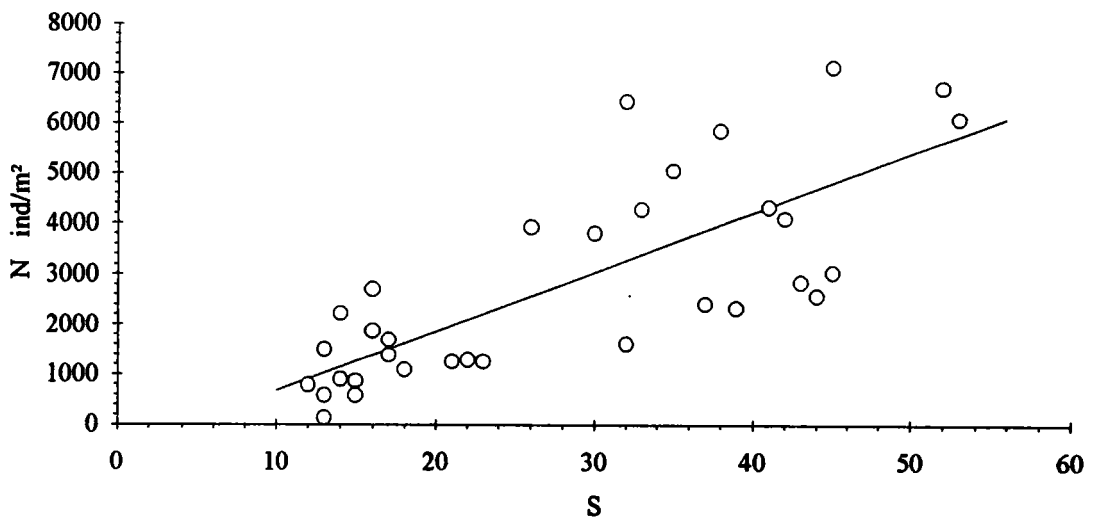


Figure35: Evolution de l'abondance absolue (N) en fonction de la richesse (S)



On notera, qu'une transformation logarithmique des abondances, expression fréquemment utilisée, diminue dans notre cas sensiblement la valeur de r (0,56). A l'inverse des observations réalisées dans le cas de la richesse, une distinction entre la nature du substrat n'apporte pas de modification apparente de la relation.

Si les cours d'eau non acidifiés se distinguent par des richesses plus élevées, l'étude des effectifs indique que globalement ces mêmes ruisseaux présentent également des densités plus fortes, apportant ainsi un élément nouveau concernant l'acidification des eaux. Ces deux paramètres descriptifs apparaissent, par ailleurs, fortement liés ($r = 0,77$; $p>0,001$)(figure 35), tendant ainsi à démontrer, qu'en milieu acidifié, quelques taxa ne sont pas représentés par des densités extrêmement élevées comme cela s'avère être souvent le cas des écosystèmes perturbés d'eau courante (Dansart-Jacques, 1986).

1.2.3. Diversité

La diversité des peuplements étudiés a été appréhendée en calculant l'indice de Shannon-Weawer selon:

$$Ish = \sum_{i=1}^{s} (ni/N)(\log_2 ni/N)$$

ou ni = effectif de l'espèce i et N = effectif total de la station

Par ailleurs ont été déterminées les équitabilités correspondantes: Eq = Ish/Ishmax ou Ish max = $\log_2 S$ et pour comparaison l'indice de dominance de Simpson modifié selon Pielou (1969):

$$Is = 1- \sum (ni(ni-1)) /(N(N-1)).$$

Ces différents indices ont l'avantage de permettre des comparaisons globales des peuplements en intégrant en plus de la richesse et de la diversité, des informations relatives à l'importance de taxa dominants. Leur représentation graphique (figure 36) en fonction des stations, arrangées par ordre croissant de pH, permet d'obtenir une vision simultanée. Les valeurs indicielles sont volontairement représentées liées par un trait discontinu. Leur profil met en évidence une évolution synchrone pour l'ensemble des stations à l'exception toutefois de la station 10 qui présente l'équitabilité la plus élevée (0,88), malgré l'important encroûtement algal mentionné précédemment. Ce cours d'eau est caractérisé par la plus faible abondance mais présente une quasi équirépartition des

Figure 36: Variation de la diversité (Ish, Is) et de l'équitabilité (Eq) à chaque station

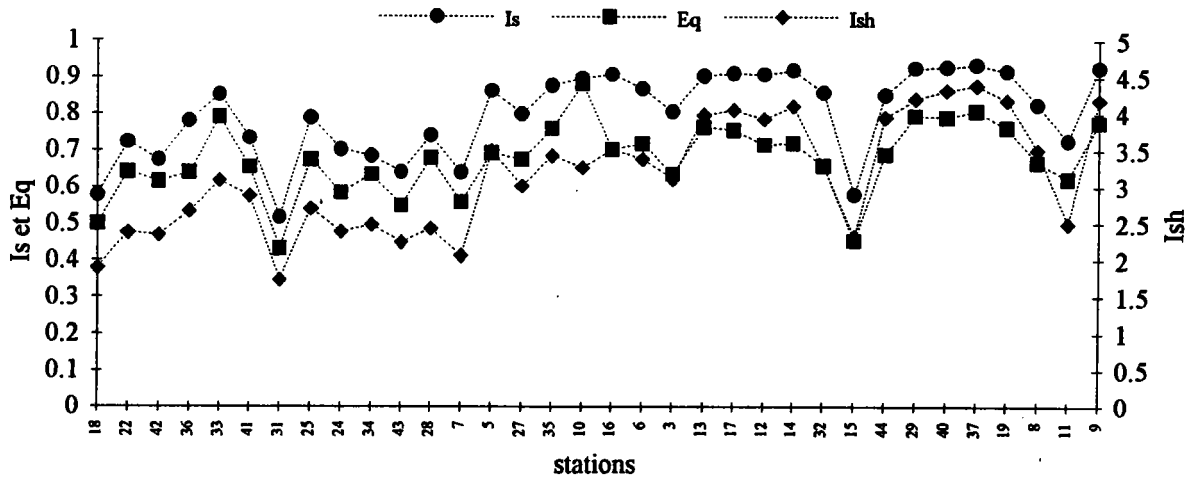


Figure 37a: Variation de l'indice de Shannon (Ish) et de l'équitabilité (Eq) en fonction du pH

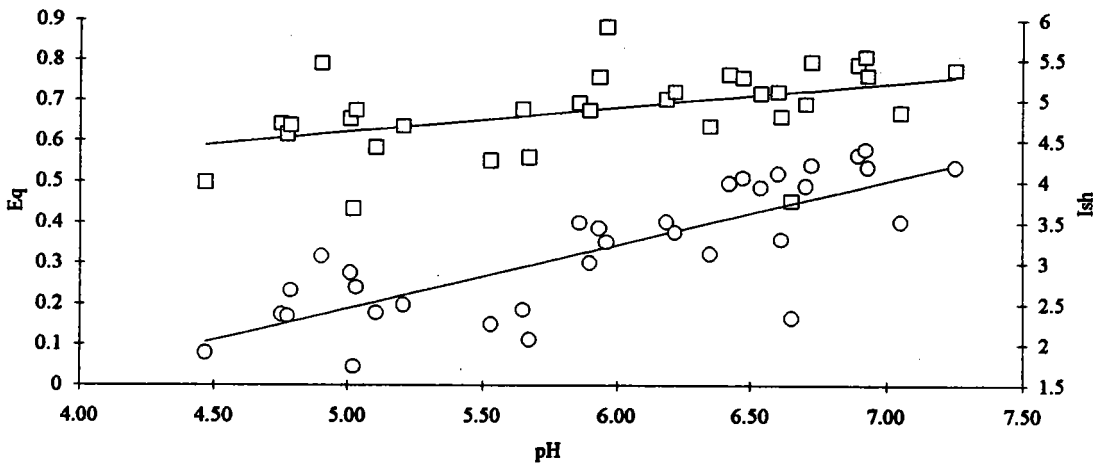
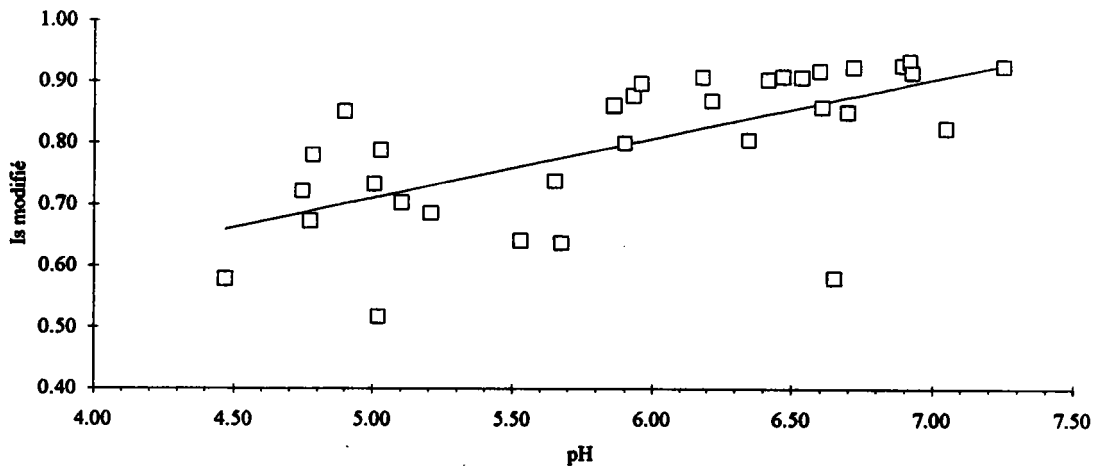


Figure 37b: Evolution de l'indice modifié de Simpson (Is) en fonction du pH



13 taxa. A l'inverse le ruisseau 7 également envahi par des algues possède une faible équitabilité (0,56). Une autre station se dégage dans la représentation graphique. Il s'agit de la station 15 qui affiche une prépondérance marquée des Chironomes et une faible représentation de nombreux taxa, ce qui se traduit par de faibles indices de diversité (Ish = 2,32; Is =0,58, eq = 0,45).

L'évolution des indices en fonction du pH (figures 37a et b) montre qu'il existe un impact significatif de l'acidification sur la diversité des peuplements, impact qui se traduit par une relative dominance de certains taxa. Des deux indices, celui de Shannon apparaît plus sensible que l'indice modifié de Simpson (respectivement r = 0,80 et r= 0,66; p<0,001). Par ailleurs, bien que significative (r = 0,47; p<0,01), la relation entre l'équitabilité et le pH tend à révéler une répartition des taxa au sein des peuplements moins inégale que ne le laisserait penser les deux indices précédents.

Il nous semble opportun de préciser le biais introduit par le découpage systématique adopté. Les Oligochètes n'ayant pas fait l'objet de détermination, les densités parfois élevées qui se rapportent à ce groupe induisent, de fait une part de dominance, peut-être non existante dans le cas d'une détermination plus poussée. Nous aurions évidemment pu calculer ces indices en omettant les Oligochètes, mais cela aurait eu pour conséquence de diminuer considérablement les effectifs de certaines stations.

1.2.4. Dominance

remarque préliminaire. La notion de dominance, abordée lors du paragraphe précédent, présente en Ecologie une certaine ambiguïté. En effet ce terme est indifféremment employé pour décrire un état de forte représentativité d'un taxa relativement aux autres ou pour qualifier un taxa dont la fréquence au sein d'un peuplement atteint une valeur déterminée (ex: 5% dans la classification de Krogerus (1932)) ou encore plus simplement pour faire référence au taxa le mieux représenté. Pour notre part nous entendrons par dominance, la présence d'un taxa dont les effectifs sont élevés par rapport aux autres, voir de deux taxa, auquel cas nous emploierons le terme de co-dominance.

Pour l'étude de la dominance nous avons établi préalablement, la fréquence de chaque taxon au sein d'un peuplement, puis réalisé les diagrammes de fréquences cumulées en fonction du rang de chaque taxon. Nous allons donc essayer de dégager d'éventuelles tendances de dominance en fonction du pH sous un angle uniquement quantitatif, l'aspect faunistique sera détaillé lors de l'étude de la structure des communautés.

i) Fréquence du taxon de rang 1

L'évolution de la fréquence du taxon de rang 1 en fonction du pH (figure 38a), montre que dans les cours d'eau non acidifiés, cette fréquence est significativement plus faible ($r=-0,65$; $p<0,001$). Pour la plupart des stations caractérisées par un pH $\geq$ 6,4, le taxon de rang 1 occupe une fréquence $\leq$ 25%. Dans les cours d'eau acidifiés, la fréquence apparaît plus fluctuante et varie entre 30 et 70%. Si l'on exclut les Oligochètes (figure 38b), la relation reste significative ($r=-0,44$, $p<0,01$) mais à un degré moindre. Seules les fréquences du taxon de rang 1 pour les stations dont le pH > 6,2 ne montre pas de réelles variations (autres que celles, faibles, résultant de la diminution de la densité totale). Ces observations tendent à démontrer l'importance des Oligochètes en milieu acide, mais également la présence d'une co-dominance de la part d'autres taxa (la relation reste vraie).

ii) Nombre de taxa nécessaires pour atteindre 50% du peuplement

Les figures 39 a et b rapportent le nombre de taxa nécessaires, choisis par ordre de fréquence décroissante, pour atteindre 50% du nombre total d'individus, en fonction du pH des cours d'eau. L'allure globale du nuage de points et le coefficient de corrélation, ne sont modifiés que sensiblement si l'on enlève les Oligochètes (respectivement $r=0,73$; $r=0,66$; $p<0,001$). L'augmentation du pH se traduit dans les deux cas par une élévation du nombre de taxa nécessaires pour réaliser 50% du peuplement, et donc par une diminution de la dominance. En fait, trois groupes peuvent être individualisés en fonction du pH:

1- pH < 5,8; 1 ou 2 taxa nécessaires

2- 5,8 < pH < 6,4; 2 ou 3 taxa nécessaires

3- pH > 6,4: 3 à 5 taxa nécessaires

Le groupe 2 qui représente les cours d'eau peu tamponnés occupe donc d'un point de vue dominance, une position intermédiaire entre les groupes des cours d'eau acides et des cours d'eau typiques du massif. Il convient de souligner que la valeur 50%, choisie arbitrairement, et les observations qui en découlent n'ont qu'un caractère

Figure 38a: Evolution du taxon de rang 1 en fonction du pH: tous les groupes

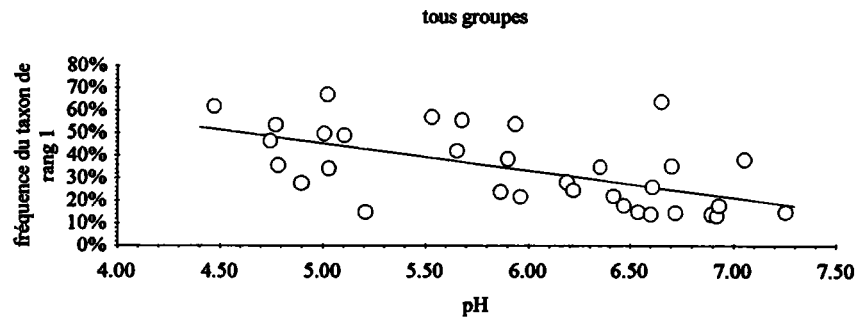


Figure38b: Evolution du taxon de rang 1 en fonction du pH: sans les Oligochètes

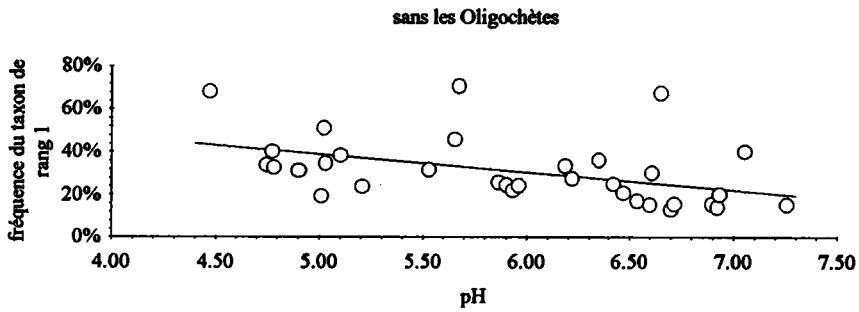


Figure 39a: Evolution en fonction du pH du nombre de taxa nécessaires pour atteindre 50% des effectifs (tous groupes confondus)

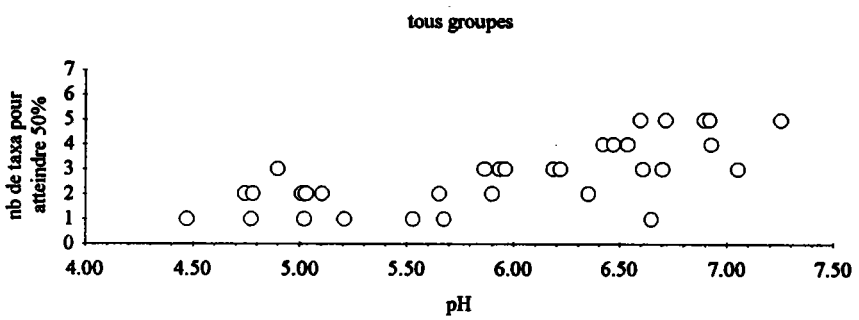
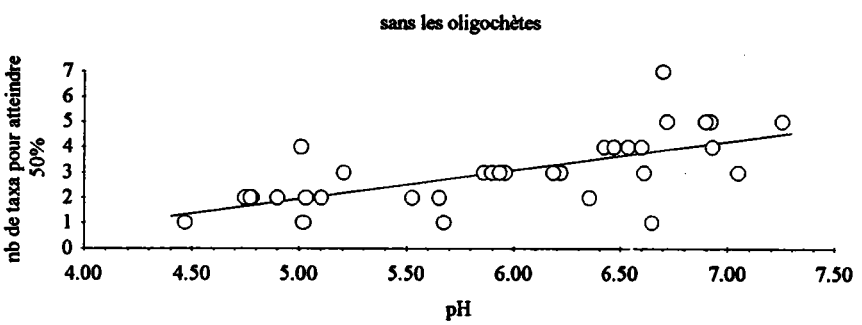


Figure 39b: Evolution en fonction du pH du nombre de taxa nécessaires pour atteindre 50% des effectifs (sans les Oligochètes)



indicateur de la tendance de dominance et à ce titre ne doivent pas être considérées avec une rigueur absolue.

iii) Diagrammes rang-fréquences cumulées

Ce type de diagramme permet d'illustrer sur une même figure: la richesse spécifique, la fréquence des taxa et donc de donner une idée de la dominance (peut-on attribuer une valeur fixe à la dominance?) et du nombre de taxa à faibles effectifs. La représentation séparée de chaque cours d'eau n'étant pas aisée pour distinguer les tendances, nous avons rassemblé sur la figure 40, les courbes en reprenant les trois classes données précédemment. Les pointillés symbolisent les limites inférieures et supérieures de richesse au sein d'un même regroupement. Nous n'avons pas considéré la station 15 (non acidifiée), en raison de la forte dominance des Chironomidae dont l'origine n'a pas été déterminée mais qui n'est pas en relation avec l'acidification.

Deux phénomènes importants se dégagent de l'observation des figures:

- une plus forte représentation de quelques taxa augmente avec l'acidification, ce qui provoque un redressement progressif de la courbe vers la gauche, montrant ainsi une détérioration des équilibres entre effectifs
- le raccourcissement de la courbe traduit une importante baisse du nombre de taxa à faible effectif en milieu acide en plus d'une diminution de la richesse

On notera enfin, une plus forte hétérogénéité des peuplements au sein des cours d'eau acidifiés.

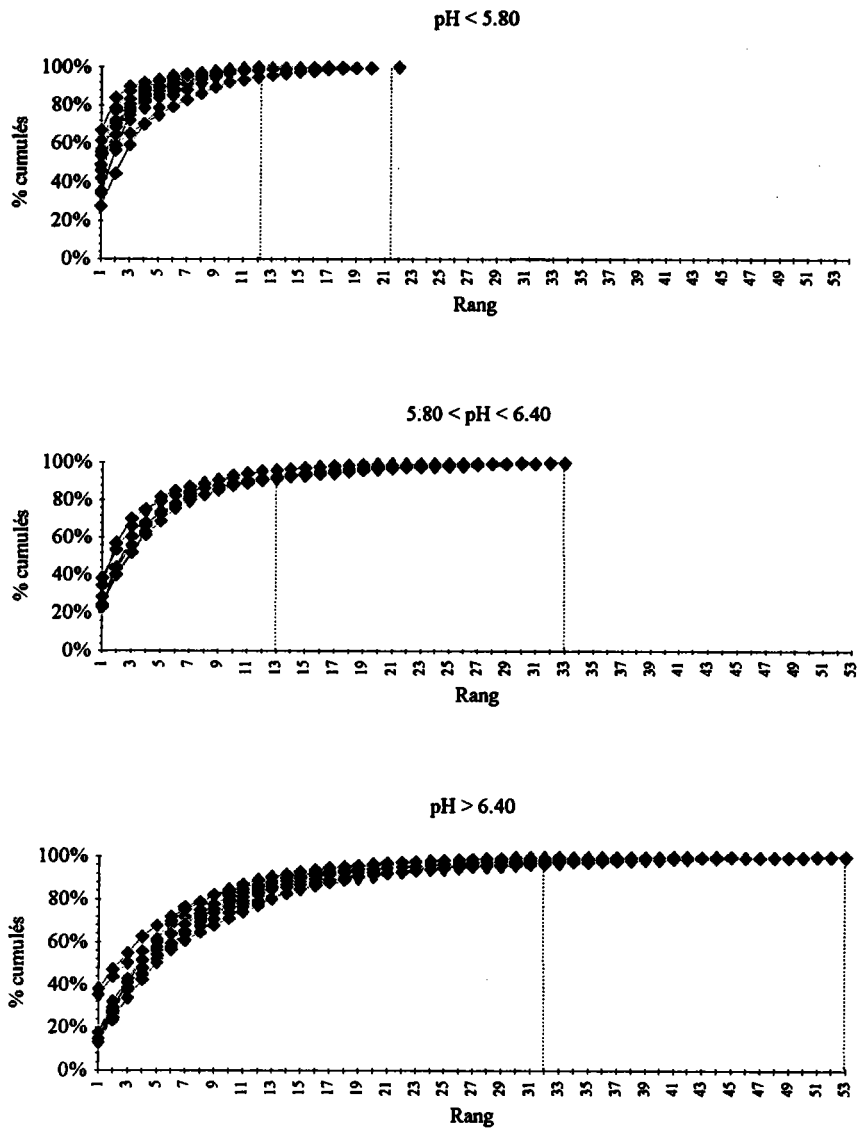
Ceci nous amène à présenter succinctement sous un angle qualitatif, la contribution relative des taxa à l'édifice biologique.

iv) Contribution relative des taxa à la structure des peuplements

En fonction de l'abondance relative des espèces, la classification de Kroregus (1932) permet de distinguer:

- les espèces dominantes: fréquence > 5%
- les espèces influentes: 2% <fréquence< 5%
- les espèces résidentes: fréquence < 2%

Figure 40: Courbe rang-fréquence cumulée. Les lignes pointillées indiquent les valeurs minimales et maximales de richesse dans la classe de pH considérée



Bien que basée sur la notion d'espèce (niveau de détermination que nous n'avons pas atteint pour tous les groupes), nous avons appliqué cette classification aux ruisseaux étudiés. Aussi en raison de cette "liberté", des remarques préliminaires formulées en début de chapitre et de la validité d'une telle classification, les résultats obtenus (tableau 22) ne peuvent être considérés que comme indicateurs d'une tendance générale.

Le nombre de taxa dominants, influents et résidents augmente significativement avec le pH (respectivement r=0,56; 0,52; 0,81: p<0,001). Toutefois si l'on exprime la contribution de ces différents groupes de taxa à la richesse totale d'un peuplement, trois relations différentes se distinguent en fonction du pH:

- la proportion de taxa dominant varie en sens inverse du pH (r= -0,52; p<0,01)
- la proportion de taxa influents est indépendante du pH (r= -0,231; n.s)
- la proportion de taxa résidents augmente avec le pH (r=0,46; p<0,01)

Si le nombre de taxa dominants ("au sens Krogerus"), en terme de valeur absolue, est plus faible dans les cours d'eau acidifiés, la probabilité d'occurrence d'un tel taxon au sein d'un peuplement est cependant plus élevée tendant ainsi à démontrer une moindre dispersion des effectifs.

Lors de l'étude détaillée des groupes faunistiques, nous mentionnerons, lorsqu' il s'agira d'espèces, leur appartenance à l'un des 3 groupes.

L'étude des différents paramètres descriptifs de peuplements a montré que l'acidification des eaux courantes se traduit par:

- une importante réduction de la richesse taxonomique et de l'abondance
- une diminution de la diversité
- une tendance à l'augmentation de la dominance de la part de quelques taxa

Une telle étude, si elle met l'accent sur les effets saillants de l'acidification, ne rend toutefois pas compte de l'impact sur les différents groupes faunistiques. Nous allons donc aborder l'étude de la structure des peuplements en terme de faunistique et tenter de dégager quels sont les groupes ou organismes touchés par l'acidification et à quel degré, tout en reprenant les paramètres richesse, abondance et diversité.

Tableau 22: Nombre de taxa dominants, influents et résidents à chaque station. Pour chaque type est donné le % de richesse représenté (%S)

Station	dominant	% S	influent	% S	résident	% S
3	4	13.3	3	10.0	23	76.7
5	4	12.1	6	18.2	23	69.7
6	7	26.9	3	11.5	16	61.5
7	4	30.8	2	15.4	6	46.2
8	5	13.2	7	18.4	26	68.4
9	8	19.0	4	9.5	30	71.4
10	6	46.2	7	53.8	0	0.0
11	4	25.0	1	6.3	11	68.8
12	7	15.6	3	6.7	36	80.0
13	6	16.2	7	18.9	24	64.9
14	6	11.5	6	11.5	39	75.0
15	3	8.6	5	14.3	27	77.1
16	5	15.6	5	15.6	22	68.8
17	6	14.6	5	12.2	30	73.2
18	3	21.4	3	21.4	8	57.1
19	6	13.3	5	11.1	34	75.6
22	4	30.8	3	23.1	6	46.2
24	4	23.5	2	11.8	11	64.7
25	5	31.3	2	12.5	9	56.3
27	5	22.7	3	13.6	14	63.6
28	5	41.7	1	8.3	6	50.0
29	8	20.5	6	15.4	25	64.1
31	3	18.8	0	0.0	13	81.3
32	6	18.8	4	12.5	22	68.8
33	6	40.0	3	20.0	6	40.0
34	5	33.3	3	20.0	7	46.7
35	8	34.8	1	4.3	14	60.9
36	5	27.8	2	11.1	11	61.1
37	6	14.0	9	20.9	28	65.1
40	6	13.6	8	18.2	28	63.6
41	3	14.3	7	33.3	11	52.4
42	3	21.4	6	42.9	5	35.7
43	4	23.5	2	11.8	11	64.7
44	4	7.5	7	13.2	42	79.2

1.3. STRUCTURE GLOBALE DES PEUPLEMENTS

1.3.1. Abondance relative des principaux groupes faunistiques

Au cours de l'exposé sur les descripteurs de peuplements, nous avons fait remarquer le biais introduit par le découpage taxonomique choisi, biais autorisant toutefois la comparaison entre peuplements. C'est pourquoi pour l'élaboration des histogrammes de structure à partir des fréquences (figure 41) nous avons considéré uniquement les groupes faunistiques comme unité (en général les ordres). Bien que nombreux et donc peu aisés à comparer, il nous a semblé indispensable d'établir la totalité des diagrammes. Ces derniers sont rangés par ordre croissant de pH de la gauche vers la droite et de haut en bas.

L'examen de ces figures montre que trois groupes faunistiques sont extrêmement sensibles et disparaissent totalement des cours d'eau acidifiés ou très faiblement tamponnés. Il s'agit des Mollusques, Crustacés et Ephéméroptères, ce dernier groupe supportant toutefois des valeurs relativement plus faibles de pH. Les Coléoptères et dans une moindre mesure, les Trichoptères et les Diptères sont généralement très peu représentés voire absents. Ces mêmes ruisseaux présentent des peuplements dominés par les Oligochètes et/ou les Plécoptères. Ainsi si l'on examine les 11 stations dont le pH est <5.6, sept sont dominées par les Oligochètes qui montrent une abondance relative comprise entre 34% et 67%, et quatre le sont par les Plécoptères dans les limites de 43% à 82%, mais dans chaque cas si l'un des 2 groupes n'est pas dominant il devient co-dominant. L'augmentation du pH se traduit par l'apparition d'autres unités systématiques en première position. Seuls les Mollusques, les Crustacés et les Trichoptères ne sont jamais les groupes les plus représentés.

1.5. LES DIFFERENTS GROUPES FAUNISTIQUES

1.5.1. Mollusques et Crustacés

Mollusques et Crustacés sont peu représentés dans les cours d'eau étudiés, seul quatre genres ont été recensés. Compte tenu du type de cours d'eau étudiés et de leur localisation, on peut raisonnablement penser que ce chiffre donne une assez bonne approche de la richesse réelle des peuplements.

9 stations présentent des Mollusques. Trois taxa ont été identifiés: *Valvata sp* en une seule occasion et deux espèces résidentes, *Bythinella viridis* et *Ancylus fluviatilis.*

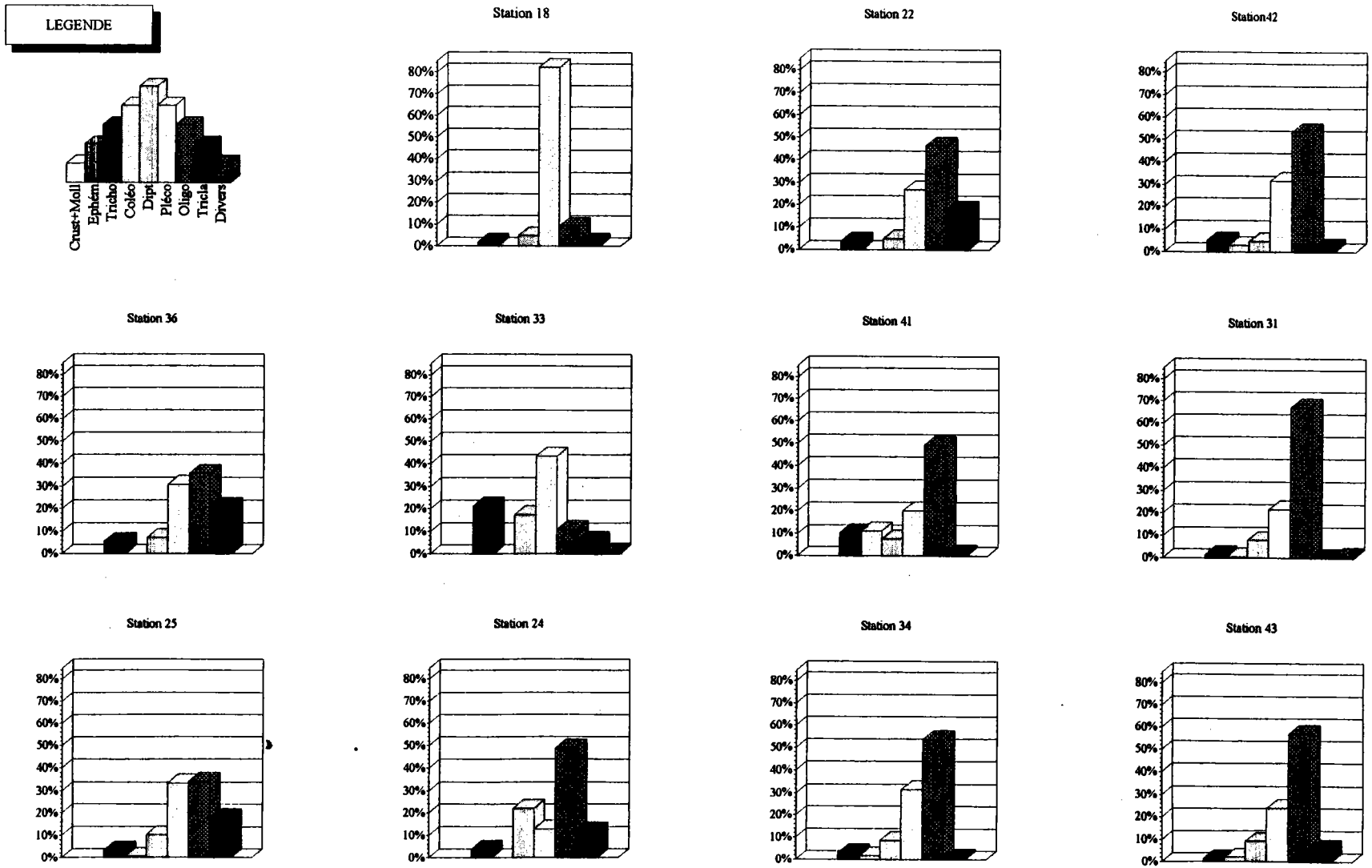


Figure 41: Structure des peuplements. Les cours d'eau sont classés par ordre croissant de pH de la gauche vers la droite

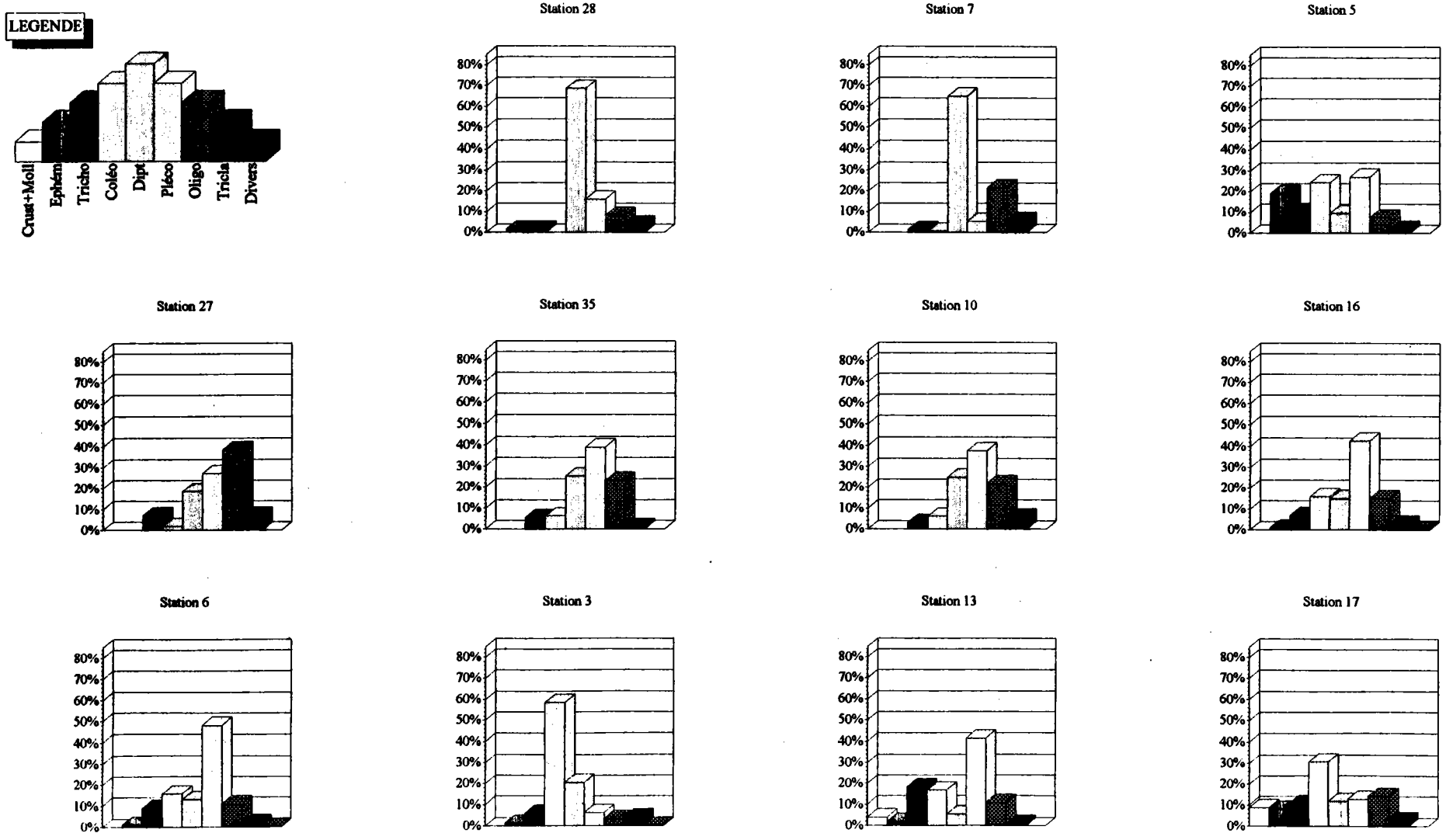


Figure 41 (suite): Structure des peuplements. Les cours d'eau sont classés par ordre croissant de pH de la gauche vers la droite

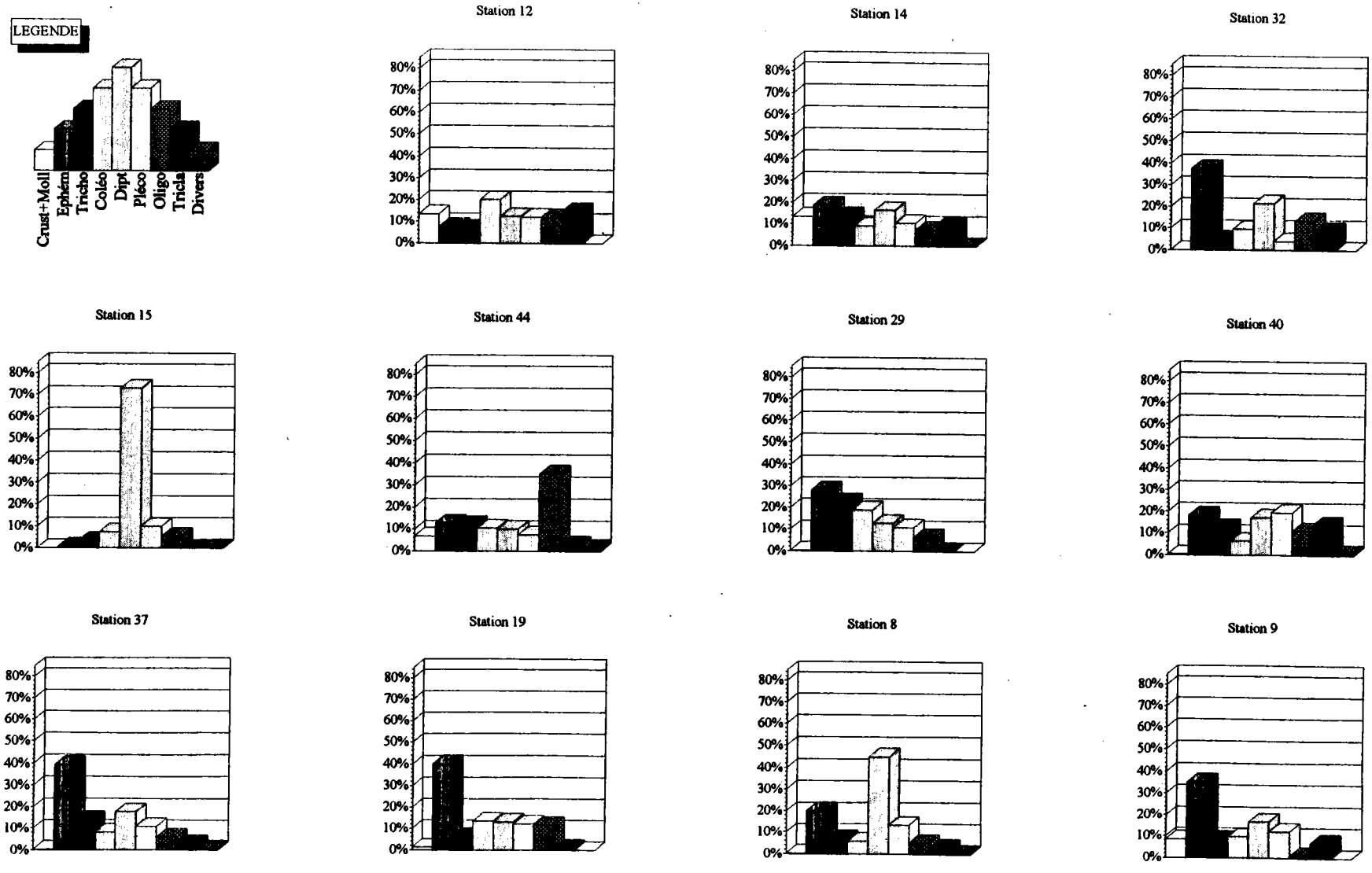


Figure 41 (suite): Structure des peuplements. Les cours d'eau sont classés par ordre croissant de pH de la gauche vers la droite

9 individus de *Bythinella viridis* ont été rencontrés en 4 stations, 22 individus d'*Ancylus fluviatilis* en 6 stations et *Valvata,* en un seul exemplaire.

Les Crustacés sont représentés en 8 stations uniquement par le genre *Gammarus* (796 exemplaires). L'espèce *G. pulex* a été identifiée à toutes les stations, la présence de *G. fossarum* est à confirmer. Leur abondance relative ne dépasse jamais 13,5%.

Ces deux groupes, présents uniquement en 12 stations caractérisées par des valeurs de pH > 6,40, affichent une extrême sensibilité au phénomène d'acidification des eaux de surfaces.

1.5.2. Ephéméroptères

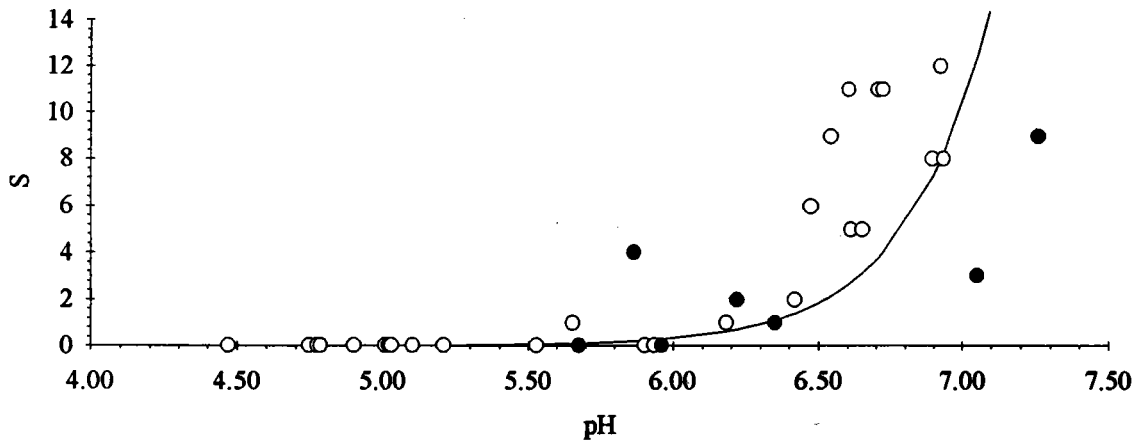
Le tableau 23 donne respectivement le nom des espèces, le nombre de stations où l'espèce est rencontrée, le nombre total d'individus récoltés, les abondances minimales et maximales, les limites inférieures de pH du cours d'eau où l'espèce a été récoltée

Au total 14 espèces d' Ephémèroptères ont été identifiées. A cette époque, certaines d'entre elles terminent leur cycle de développement, telles que *Ephemerella ignita,* ou commencent un cycle, comme *Baetis melanonyx,* et sont alors peu ou très abondantes. Dans ce dernier cas, les organismes se répartissant sur l'ensemble des biotopes, plusieurs centaines de larvules/m² sont alors échantillonnées. Ceci se rapproche d'observations mentionnées par Lavandier (1979) qui montre, au cours de l'étude d'un torrent de haute montagne, que les densités de larvules de *B. alpinus* peuvent atteindre plusieurs milliers d'individus/m². Dans de tels cas, les indices de diversité des peuplements n'atteignent pas des valeurs très élevées ce qui ne traduit pas pour autant une perturbation du milieu.

Les évolutions, respectivement de la richesse spécifique et de l'abondance des éphémères en fonction du pH, sont données par les figure 42a et b. Les relations de la forme exponentielle croissante, ont été établies après transformation des valeurs selon Y = log(0,009 + y). Une transformation classique en log(1+y) donnant des valeurs théoriques négatives n'a pas été retenue, tandis qu'avec la valeur négligeable 0,009, les plus faibles valeurs théoriques sont très voisines de 0. Dans les limites de pH considérées, la relation entre ces deux descripteurs et le pH, tend vers une forme exponentielle croissante du type:

42a

Figure : Evolution de la richesse spécifique des Ephémèroptères en fonction du pH



42b

Figure Evolution de l'abondance des Ephémèroptères en fonction du pH

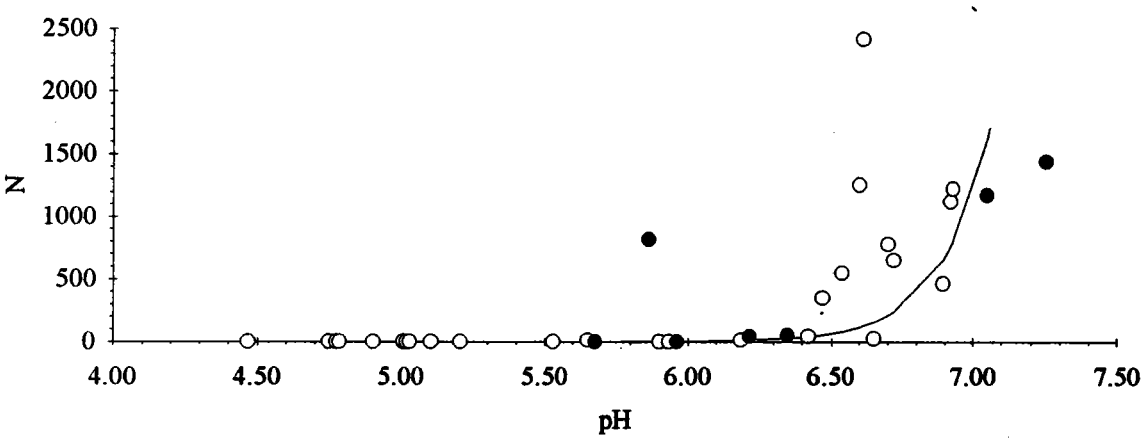


Tableau 23: Nombre de stations où l'espèce a été rencontrée, nombre total, minimum et maximum d'individus récoltés et limite inférieure de pH

	Nb de stations *	Nb ind. total	N min-Nmax **	limite< pH
Siphlonurus lacustris	1	3	3 - 3	5.65
Baetis rhodani	10	124	1- 31	5.85
B. muticus	11	469	1- 161	5.85
B. vernus	7	263	1- 181	5.85
E. ignita	7	11	1- 3	6.20
B. alpinus	10	163	1- 48	6.40
B. melanonyx	11	878	6 - 183	6.40
Epeorus sylvicola	9	56	1- 13	6.45
Rhythrogena sp cf.semicolorata	10	310	4 - 77	6.45
Ecdyonurus venosus	6	21	1- 10	6.55
Habroleptoides confusa	3	17	1- 8	6.55
Ephemerella mucronata	4	29	1- 19	6.60
B. niger	2	3	1- 2	6.65
Habrophlebia lauta	3	5	1- 3	6.70

* surber + chasse à vue, ** surber

richesse	$S = 10^{(1.49 \times pH - 9.46)}$	$r = 0.88$;	$p<0.001$
abondance	$N = 10^{(2.56 \times pH - 14.79)}$	$r = 0.88$;	$p<0.001$

remarque: La richesse donnée par cette relation est basée sur la richesse totale: surber + chasse à vue. Un coefficient r identique est obtenu à partir des prélèvements surber uniquement.

La diversité (indice de Shannon), calculée uniquement pour ce groupe, apparaît également étroitement liée au pH ($r = 0,73$; $p<0,001$). Toutefois, ce calcul ne peut s'appliquer qu'aux stations qui présentent des éphémères. Ainsi les stations qui en sont dépourvues non aucune diversité, et les stations n'ayant qu'une seule espèce ont une diversité nulle et pas d'équitabilité. Par ailleurs, l'intervalle de pH considéré dans cette relation est discontinu, étant donné la présence d'éphémères à pH 5,85 puis leur absence entre 5,85 et 6,20.

Epeorus sylvicola, Rhithrogena sp cf. semicolorata, Ecdyonurus venosus, Ephemerella ignita,, Baetis alpinus, B. melanonyx, B. vernus, B. muticus et Baetis rhodani sont des espèces régulièrement rencontrées dans les cours d'eau non acidifiés. 4 espèces *E. mucronata, Habroleptoides confusa, Habrophlebia lauta* et *B. niger* n'ont été échantillonnées respectivement qu'en 4, 3, 3 et 2 stations typiques et en faibles effectifs. Par contre d'assez nombreuses larves de *Siphlonurus lacustris* ont été capturées en chasse à vue en une seule station, caractérisée par un pH de 5,65. Cette espèce semble parmi les plus tolérantes à l'acidification avec *B. vernus* (181 ind.) *B. rhodani* (31 ind.) et dans une moindre mesure, *B. muticus* (1 ind.) qui ont été répertoriées en une station à pH 5.85 (station 5).

Notons que *B. melanonyx,* selon la classification de Krogerus (1932), est une espèce dominante à 7 stations, *B. muticus* à 4 stations, *Rhythrogena sp* cf. *semicolorata* à 2 stations et *B. vernus* à 1 station.

Les Ephémèroptères représentent un groupe important tant d'un point de vue richesse qu'abondance, dans les ruisseaux typiques du massif vosgien. La totalité des espèces disparaît pour des valeurs de pH <5,6 et seules quatre d'entre elles supportent ponctuellement des valeurs ≤ 6,2.

Des travaux concernant la connaissance de groupe en Lorraine et vis à vis de l'acidification sont actuellement réalisés par G. Jacquemin (Faculté des Sciences de Nancy)

1.5.3. Trichoptères

Au cours de cette étude, 34 taxa répartis en quatorze familles ont été récoltés, dont 18 identifiés à l'espèce, ce qui représente une diversité relativement élevée pour une seule campagne. 14 de ces taxa n'apparaissent qu'à 1 ou 2 stations et toujours en très faibles effectifs, ce qui rend leur prise en compte difficile vis à vis du problème d'acidification.

Dans les limites de pH de cette étude, la richesse croît significativement avec le pH (figure 43) selon un modèle linéaire (à l'inverse des éphémères) d'équation:

$$S = 3{,}33\ pH - 12{,}06 \quad r = 0{,}68\ ; \quad p<0{,}001$$

De la même façon abondance et diversité sont étroitement corrélées à l'acidification et augmentent avec le pH (figure 44et 45):

$$N = -1 + 10^{(0{,}46 \times pH - 0{,}6)} \quad r = 0{,}64; \quad p<0{,}001$$
$$Ish = -1 + 10^{(0{,}06 \times pH - 0{,}1)} \quad r = 0{,}58; \quad p<0{,}001$$

Les deux équations traduisent une croissance exponentielle de ces deux paramètres, mais cet ajustement semble ne pas décrire au mieux l'évolution de l'abondance. En effet, l'examen de la figure 44 montre une légère phase de croissance à pH $\cong$ 5.0, qui correspond à un accroissement relatif des effectifs de taxa acido-tolérants, suivie par des valeurs plus faibles. Le manque de données dans cette gamme de pH, ne permet pas toutefois de conclure à une constance de ce phénomène et donc d'en donner une interprétation.

Autre observation, les valeurs d'équitabilité tendent à s'élever dans les cours d'eau acidifiés ($r = 0{,}35$; $p<0{,}05$) en raison des effectifs peu importants conjugués à de faibles richesses, observés en de nombreuses stations caractérisées par des pH < 5,70. Ainsi, par exemple les stations 7 et 28 montrent des valeurs d'équitabilité de 1 et 0,92

Figure 43: Evolution de la richesse taxonomique des Trichoptères en fonction du pH

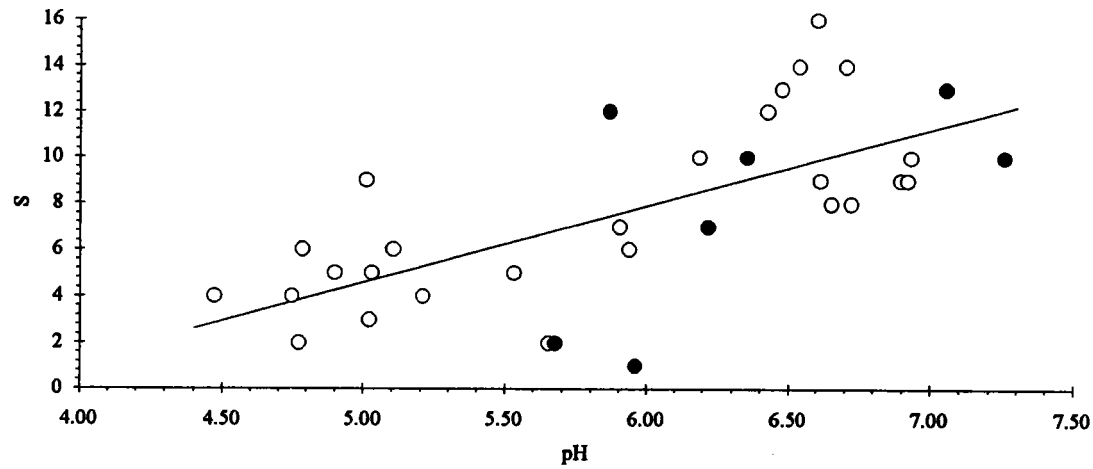


Figure 44: Evolution de l'abondance des Trichoptères en fonction du pH

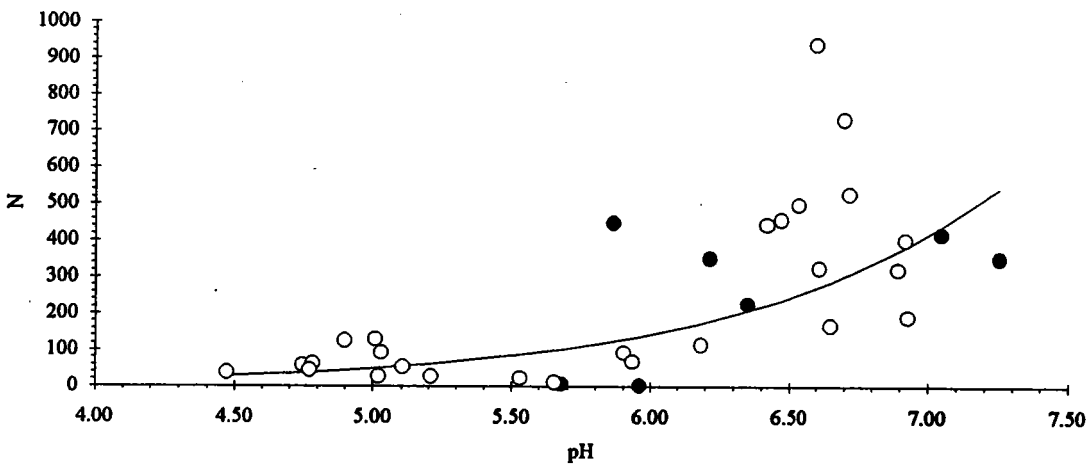
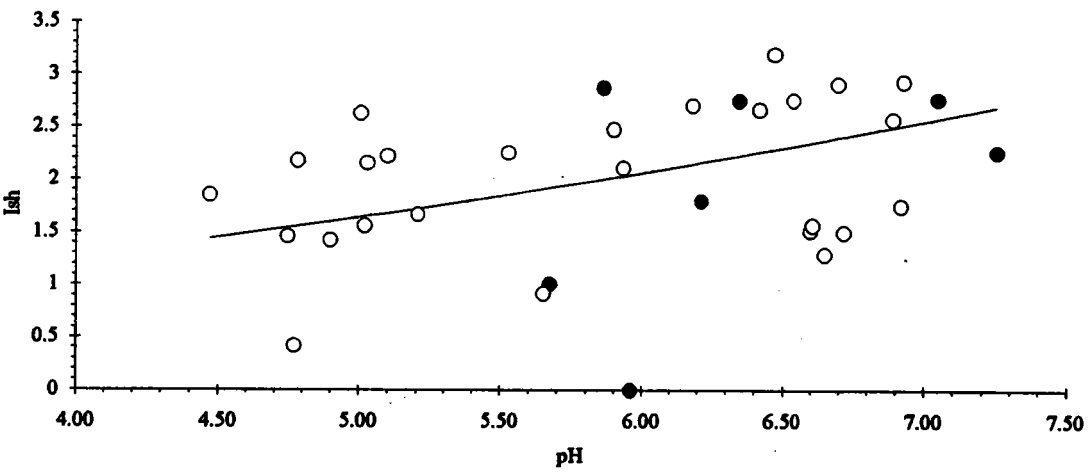


Figure 45: Evolution de la diversité (Ish) des Trichoptères en fonction du pH



pour des effectifs respectivement de 2 et 3 et une richesse égale à 2. Dans ce cas précis, l'équitabilité ne rend pas compte d'une perturbation du milieu.

Quatre familles sont remarquablement représentées dans les cours d'eau acidifiés: Limnephilidae, Polycentropodidae (*Plectrocnemia conspersa, P. geniculata*, Rhyacophilidae (*Rhyacophila sp*) et Odontoceridae (*Odontocerum albicorne*). Les Limnephilidae avec *Drusus annulatus* constituent alors souvent l'essentiel des effectifs.

Parmi ces taxa, seul *P. conspersa* affiche un caractère nettement acidophile et s'oppose ainsi à la sensibilité d'autres espèces telles que *B. melanonyx* (Ephémèroptère). La figure 46 donne à titre de comparaison la répartition des deux espèces, en fonction du pH. *O. albicorne* et *D. annulatus* sont largement répartis indifféremment du pH tandis que *D. discolor,* n'apparaît qu'à partir de pH = 5,85 (station 5). Par contre la densité du genre *Rhyacophila,* bien que fréquemment présent dans les ruisseaux acides, augmente avec le pH ($r=0,54$; $p<0,01$).

A l'instar de *B. vernus, B. muticus* et *B rhodani,* deux taxa *Silo palipes* (Goeridae) et *Sericostoma* (Sericostomatidae) ont été notés ponctuellement à pH 5,85 (station 5), puis rencontrés à nouveau à pH $\geq$ 6,20.

De nombreux taxa n'ont été échantillonnés que dans des cours d'eau relativement bien tamponnés et typiques. Parmi ceux-ci *Hydropsyche sp, Philopotamus ludificatus, Glossosoma* sp et *Micrasema minimum* l'ont été régulièrement et montrent un caractère neutrophile.

Certains Lepidostomatidae (*Crunoecia irrorata, Lasiocephala basalis*), Leptoceridae (*Adicella reducta, Mystacides sp, Setodes sp*), Hydroptilidae (*Ptilocolepus granulatus*), Psychomiidae (*Tinodes sp*), Glossosomatidae (*Agapetus sp*), Brachycentridae (*Micrasema longulum*) sont autant de taxa recensés uniquement dans des ruisseaux non acidifiés, mais leur faible occurrence (1, 2 ou 3 fois) ne nous autorise pas à préciser plus en avant leur répartition en fonction de l'acidification. Ainsi, *Lithax niger* (Goeridae) a été récolté à 7 reprises pour des pH $\geq$ 6,20 et en une occasion unique à pH 5,0 (station 41).

Les Trichoptères présentent une réponse plus nuancée que les Ephémèroptères, Mollusques et Crustacés aux perturbations du milieu engendrées par l'acidification. Il n'en demeure pas moins que de nombreux taxa apparaissent sensibles aux eaux acides. La figure 47 résume très schématiquement, les quatre types de réponses observées vis à vis du pH comme descripteur d'acidification:

- type 1: l'espèce présente une répartition indépendante du niveau d'acidification. Taxa ubiquiste vis à vis du pH. ex: *D. annulatus*

Figure46: Comparaison entre la distribution d'abondance de P. conspersa et B. melanonyx

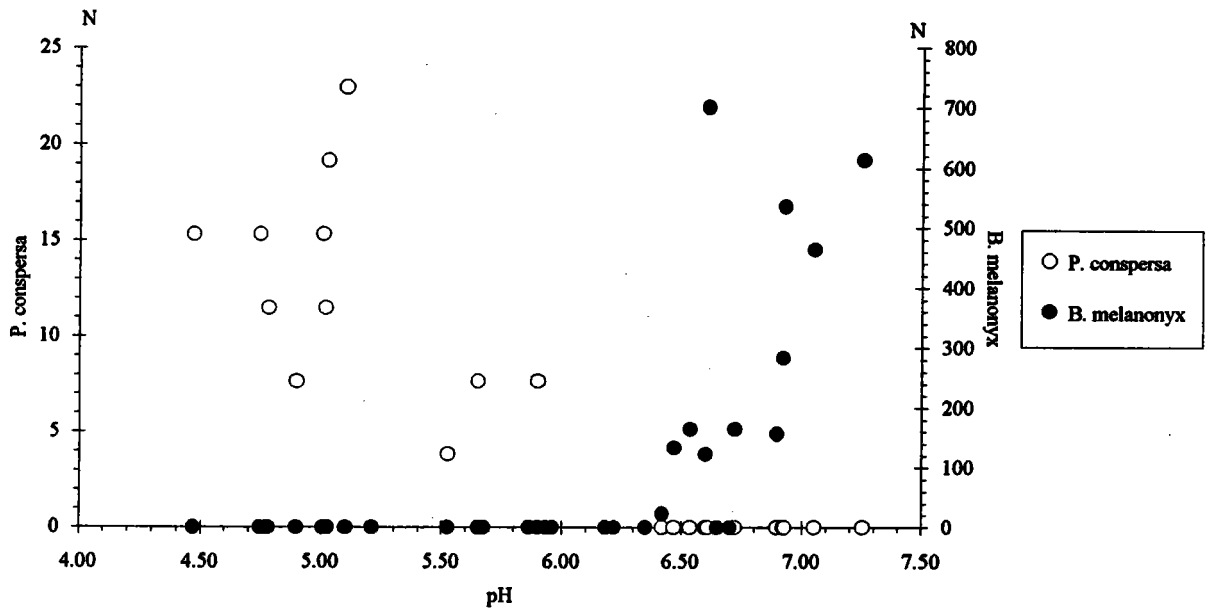
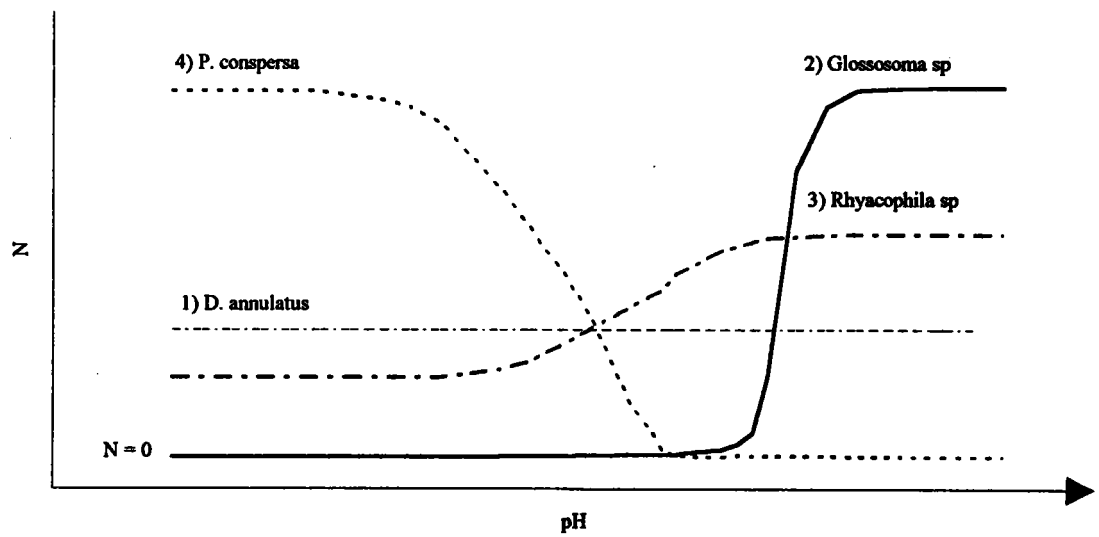


Figure 47: Schéma simplifié des différents types de réponses des Trichoptères vis à vis des conditions d'acidification



- type 2: l'espèce est absente des cours d'eau acidifiés et peu tamponnés. Taxon à caractère neutrophile. ex: *Glossosoma sp*
- type 3: l'espèce est présente quelque soit le pH, mais affiche des abondances plus faibles en milieu acidifié. Taxon à caractère acidophile-neutrophile. ex: *Rhyacophila sp*
- type 4: taxa présent uniquement dans les cours d'eau acides et faiblement tamponnés. Taxon à caractère acidobionte-acidophile. ex: *P. conspersa*

Les différents taxa présentant des abondances très différentes, aucune échelle ne correspond à l'axe des ordonnées figurant sur le graphique. Ces 4 réponses ne sont établies que sur la base des données de cette étude, il convient donc bien évidemment de les considérer avec prudence.

Des travaux concernant la connaissance de groupe en Lorraine et vis à vis de l'acidification sont actuellement réalisés par D. Vein (ENSAIA, Nancy)

1.5.4. Plécoptères

32 taxa dont 28 espèces ont été identifiés au cours de cette étude, ce qui, compte tenu de la période, représente une assez forte diversité. La grande majorité est constituée par le sous-ordre des Filipalpes soit 21 espèces. Certaines de ces espèces terminant leur cycle à cette période, telles que *Brachyptera seticornis*, n'ont été récoltées presque qu'exclusivement en chasse à vue au stade imago. On peut raisonnablement penser que les richesses stationnelles représentent assez justement la faune vivant dans les cours d'eau durant les mois de Mai à Septembre. En effet, 5 types d'espèces peuvent être rencontrées:

- des espèces printanières précoces, dont quelques individus sont encore récoltés au stade imago: *Protonemura praecox*
- des espèces printanières venant juste de terminer leur cycle mais encore présents en nombre au stade imaginal *B. seticornis*
- des espèces en fin de cycle, les individus sont rencontrés soit au stade de nymphe soit d'imago, c'est le cas le plus fréquent: *Siphonoperla torrentium*
- des espèces estivales mais quelques rares individus ont déjà émergé: *Leuctra cingulata*
- des espèces estivales-automnales au stade larvaire, certaines aisément identifiables: *Protonemura nitida*

L'évolution de la richesse, de l'abondance et de la diversité en fonction du pH, est donnée par les figures 48, 49 et 50. Le nombre de taxa et la diversité augmentent significativement avec le pH (respectivement $r = 0,67$; $p<0,001$ et $r = 0,42$; $p<0,01$) à l'inverse de l'abondance et de l'équitabilité qui apparaissent indépendantes du niveau d'acidification ($r = 0,00$ et $r = -0,05$; n.s.). Toutefois 22 espèces sont retrouvées en milieu acidifié, soit la totalité des Plécoptères Filipalpes et *S. torrentium*. Cette apparente contradiction entre l'évolution de la richesse en fonction de l'acidité et le nombre de taxa acido-tolérants, semble indiquer que le milieu n'a pas les capacités permettant un développement simultané de certaines espèces, ces dernières occupant certainement des niches écologiques très proches, conduisant ainsi à l'exclusion d'espèces à spectres écologiques voisins. Ainsi la richesse en espèce appartenant au genre *Protonemura* est positivement corrélée au pH ($r = 0,49$; $p<0,01$). De même la probabilité d'obtenir simultanément 2 ou 3 des espèces *Leuctra inermis*, *L. nigra* et *L. hippopus*, diminue significativement avec le niveau d'acidification ($r = 0,47$; $p<0,01$), bien que ces 3 espèces soient indifférentes au pH. Malheureusement, en raison de la difficulté à identifier les stades larvaires, il apparaît impossible de pousser plus en avant cette hypothèse en considérant cette fois l'abondance.

7 espèces ont une occurrence $\geq$ 50%: *B. seticornis* (50%), *Amphinemura sulcicollis* (88%), *Protonemura lateralis* (56%), *P. fumosa* (53%), *L. inermis* (59%), *L. nigra* (100%), *S. torrentium* (88%).

On notera que *A. sulcicollis, S. torrentium, B. seticornis, P. fumosa, L.inermis* peuvent être les espèces dominantes des peuplements en ruisseaux acidifiés et que dans tous les cas, les genres *Protonemura* et *Leuctra* présentent des abondances relatives $\geq$ 5 %.

A l'inverse des espèces précédentes, les Perlidae (*Perla marginata*) et Perlodidae (*Diura bicaudata, Isoperla oxylepis, I. rivolurum, I. görtzi, Perlodes microcephala*) apparaissent par contre, sensibles aux conditions des eaux acides. En particulier l'espèce la plus répandue dans cette étude, *I. oxylepis* , n'a pas été récoltée à pH<6,35. Par contre *I. görtzi* et *P. microcephala* ont été échantillonnées chacune en une occasion, respectivement à ph = 5,85 (station 5) et ph = 5,0 (station 41).

Les Plécoptères représentent dans leur ensemble un groupe peu sensible au phénomène d'acidification, à l'exception de quelques espèces Sétipalpes. Une moindre richesse du groupe des Filipalpes en milieu acidifié, semble traduire l'existence de relations de compétition intra et/ou inter générique pouvant conduire à l'exclusion de

Figure 48: Evolution de la richesse des Plécoptères en fonction du pH

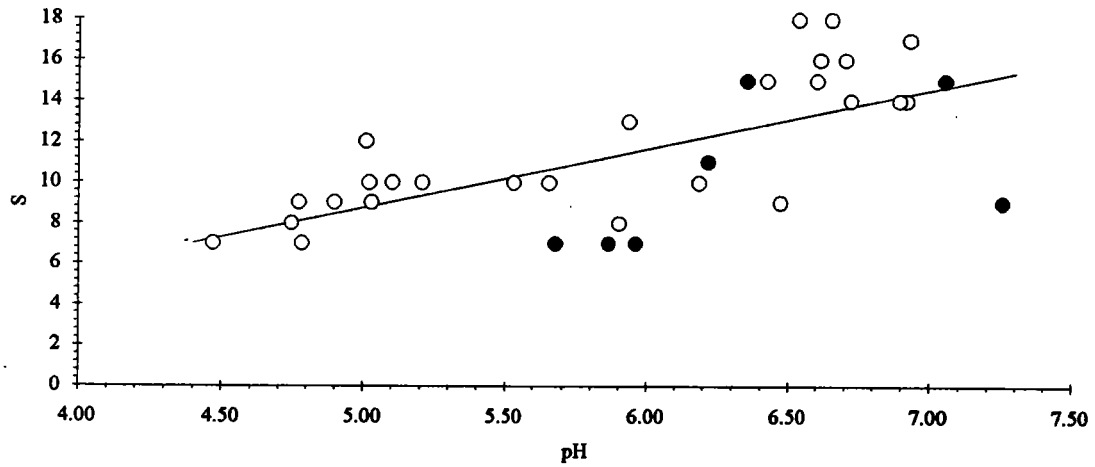


Figure 49: Evolution de l'abondance des Plécoptères en fonction du pH

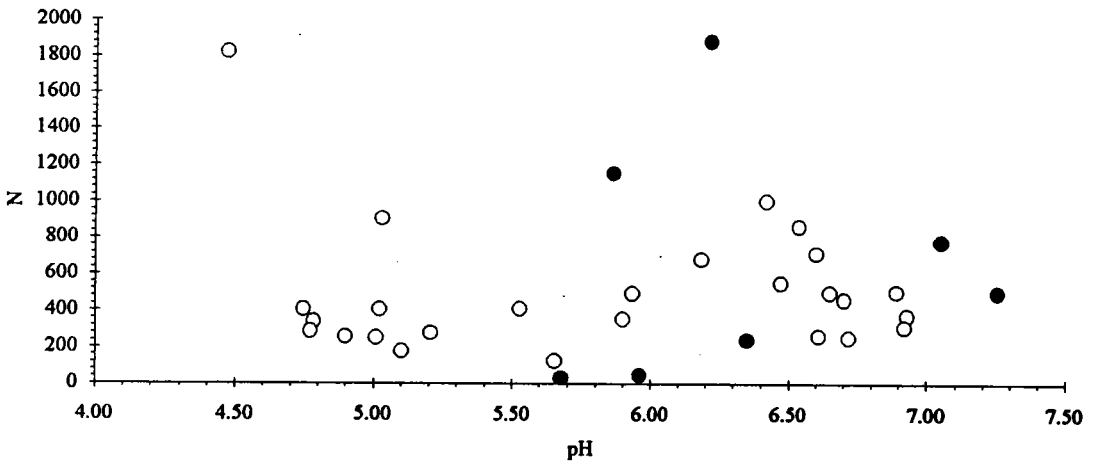
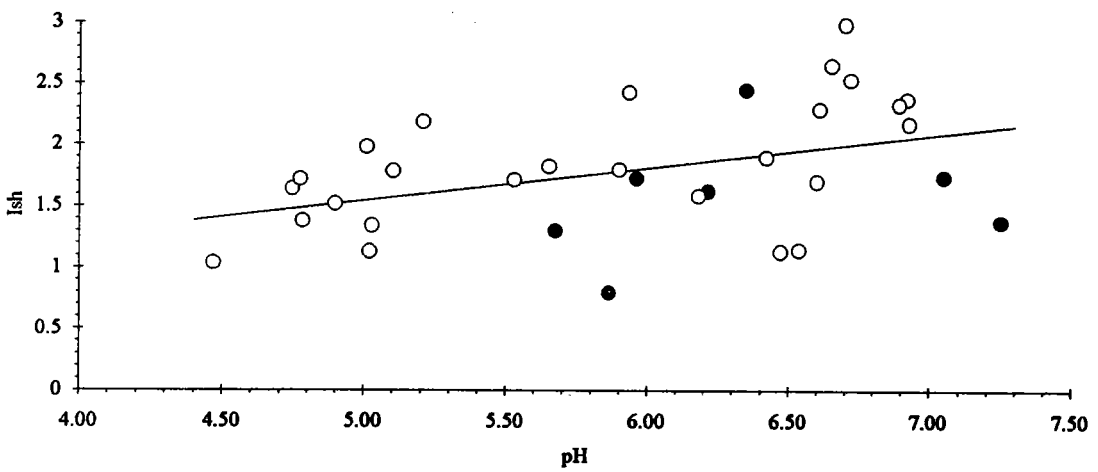


Figure 50: Evolution de la diversité (Ish) des Plécoptères en fonction du pH



certains taxa au sein d'un peuplement, plutôt qu'une relation directement liée au chimisme.

1.5.5. Coléoptères

Parmi les 10 taxa (genres) identifiés, *Haliplus sp*, *Helophorus sp*, *Agabus sp* et *Anacaena globulus* n'ont été échantillonnés qu'en une ou deux occasions et toujours en un seul exemplaire. Le nombre de taxa diminue en fonction du niveau d'acidité ($r = 0,86$; $p<0.001$) et dans plusieurs cours d'eau acidifiés aucun taxon n'a été récolté (figure 51). En ce qui concerne l'abondance, une relation exponentielle croissante donne un coefficient de corrélation élevé ($r = 0,79$; $p<0,001$) mais l'examen de la figure 52 montre clairement qu'une telle relation n'est pas satisfaisante. En effet on observe un pic d'abondance pour des valeurs de pH proches de 6,3, précédé d'une phase croissante et suivi d'une nette décroissance des effectifs. En fait si l'on avait représenté uniquement les abondances des Elmidae nous aurions obtenu le même profil, en raison des abondances élevées d'Elmidae appartenant aux genres *Limnius sp* et *Esolus sp*. Dans une moindre mesure un troisième Elmidae, *Elmis sp*, affiche également ses densités les plus élevées pour des valeurs de pH similaires. Les abondances d'Elmidae peuvent atteindre de 1500 à 2200 ind/m², les genres *Limnius* et *Esolus* sont alors dominants. Il apparaît donc que pour de telles valeurs de pH, les Elmidae trouvent des conditions optimales, mais leur présence en très faibles effectifs ou leur absence pour des valeurs de $pH < 5,85$ semble indiquer une relative sensibilité à l'acidification. On remarquera d'ailleurs la présence ponctuelle d'*Elmis sp* en une seule station acidifiée (station 41).

Seul le genre *Hydraena*, n'est recensé qu'exclusivement et régulièrement dans les cours d'eau caractérisés par un $pH > 6,4$. Par contre *Helodes sp* et *Oreodytes* sp apparaissent à partir de pH 5.5 et 5.9 et ne sont abondants en aucune station.

En l'absence de détermination plus poussée, les Coléoptères à l'exception d'*Hydraena*, montrent dans leur ensemble une plus large tolérance à l'acidification mais restent rares ou absents des ruisseaux les plus acidifiés.

1.5.6. Diptères

La richesse totale, toutes stations confondues, s'élève à 12 taxa, dont 3 échantillonnés en une seule occasion (Anthomyidae, Tabanidae, Tipulidae). Compte tenu du niveau taxonomique, il est certain que cette valeur est fortement sous-estimée, en

Figure 51: Evolution de la richesse des Coléoptères en fonction du pH

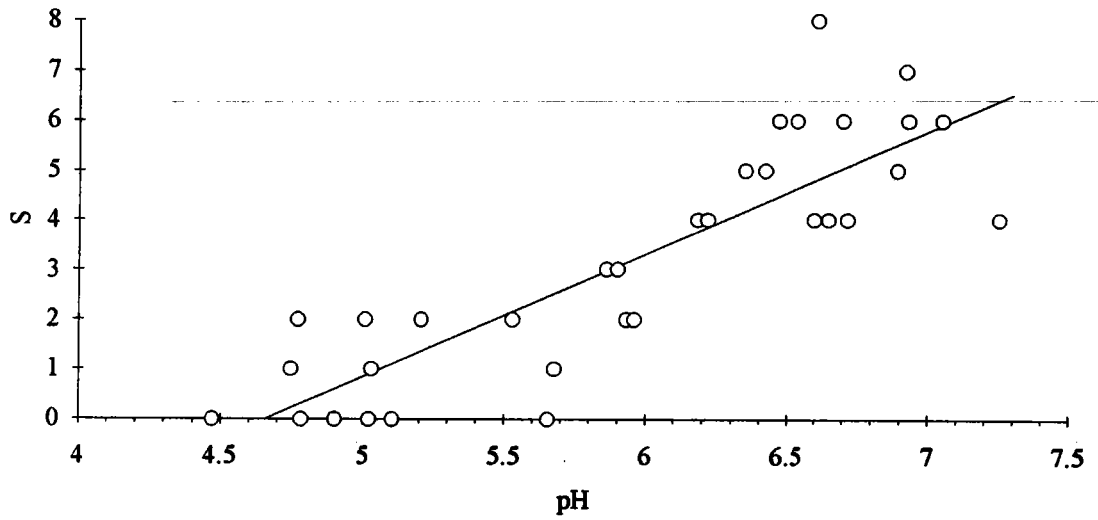
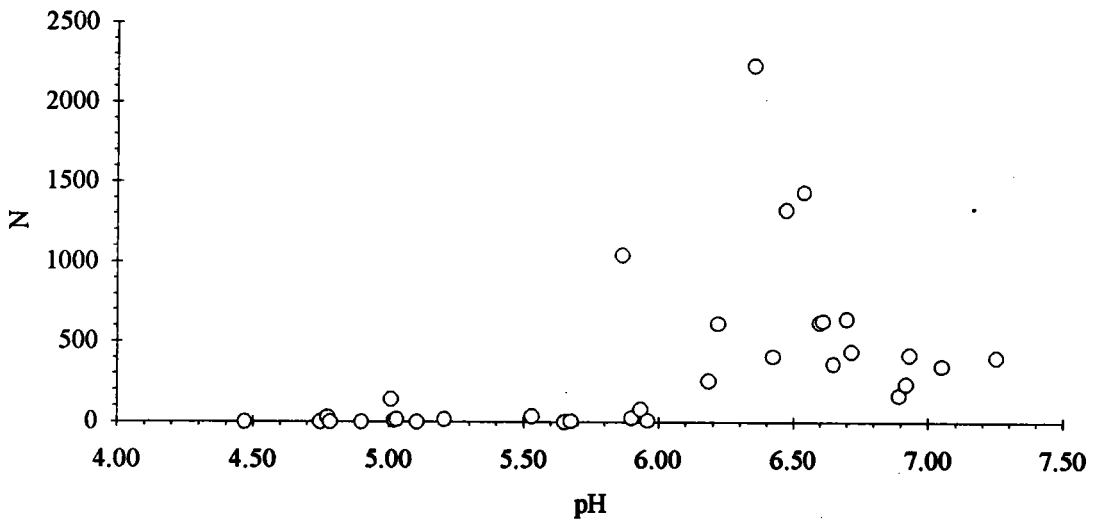


Figure 52: Evolution de l'abondance des Coléoptères en fonction du pH



particulier en raison des Chironomidae, Simuliidae et Limoniidae. A l'instar de tous les groupes précédents, la richesse stationnelle diminue avec le niveau d'acidification (figure 53) ($r = 0,83$; $p<0,001$). Quatre familles, les Chironomidae, Simuliidae, Empididae et Limoniidae sont régulièrement rencontrées quelque soit la station. Mais l'abondance de

chacun de ces taxa comme la densité globale des Diptères est significativement corrélée au pH ($r = 0,80$; $p<0,001$) tel qu'il apparaît sur la figure 54.

Parmi les taxa acido-sensibles, *Ibisa marginata* (Athericidae) représente l'espèce la plus représentée (11 stations) et n'apparaît que pour des valeurs de pH> 6,18. Les genres *Dixa* et *Liponeura* n'ont pas été recensés à pH<6,40 mais vu leur relativement faible occurrence (5 stations), une confirmation s'avère nécessaire. *Berdeniella sp* (Psychodidae) bien que récolté en un exemplaire à pH 5,85 (station 5) serait également sensible puisque les 6 autres stations où ce genre est identifié sont caractérisées par un pH>6,45.

Les Ceratopogonidae sont répartis régulièrement à partir de pH = 5,85 et affichent donc une sensibilité intermédiaire par rapport aux taxa précédemment cités.

On constate que ce dernier groupe important d'insectes, est également affecté par le phénomène d'acidification des eaux. Toutefois comme pour les Coléoptères, une détermination plus poussée et un échantillonnage plus large de cours d'eau seraient nécessaires pour préciser la sensibilité de certaines espèces.

1.5.7. Triclades, Oligochètes et divers

Remarque. Les Triclades échantillonnés au cours de cette étude appartiennent tous au genre *Polycelis*. L'espèce *P. felina* a été identifiée à toutes les stations, mais compte tenu de l'état du matériel formolé de nombreux individus, il n'a pas été possible d'aller plus loin que le genre, avec certitude. C'est pourquoi dans le doute nous n'avons retenu que le genre.

L'abondance de *Polycelis* et des Oligochètes apparaît clairement indépendante du pH (respectivement $r= -0.16$; $r=0.26$; n.s.). Toutefois les abondances relatives des Oligochètes en milieu acide en font un groupe très souvent dominant en compagnie des Plécoptères. Ce groupe mériterait également une étude systématique plus poussée afin de préciser son statut vis à vis de l'acidification.

Parmi les taxa que nous avons regroupés sous le terme de divers, les Hydracariens ont été récoltés aussi bien dans des cours d'eau acides que non acidifiés et toujours en faibles effectifs.

Figure53: Evolution de la richesse taxonomique des Diptères en fonction du pH

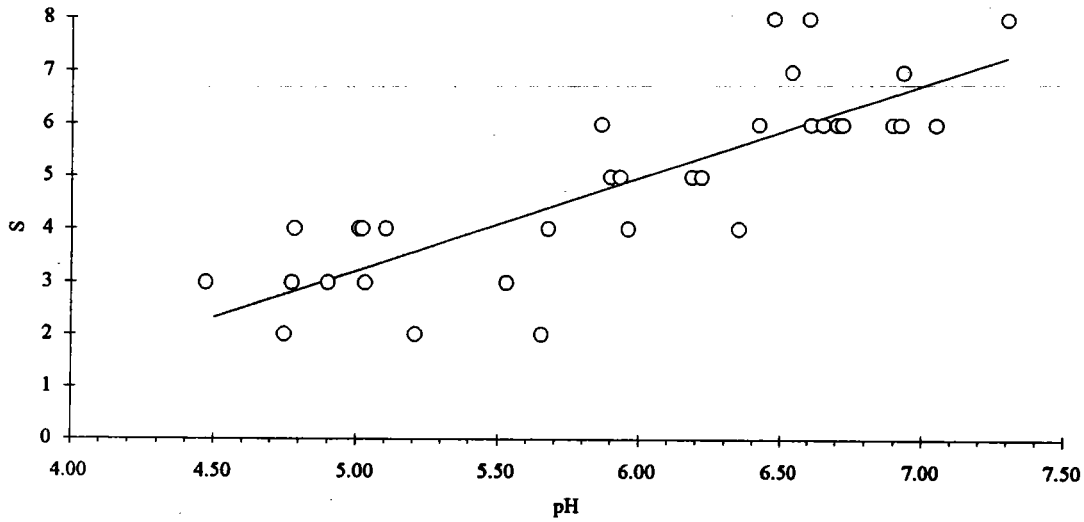
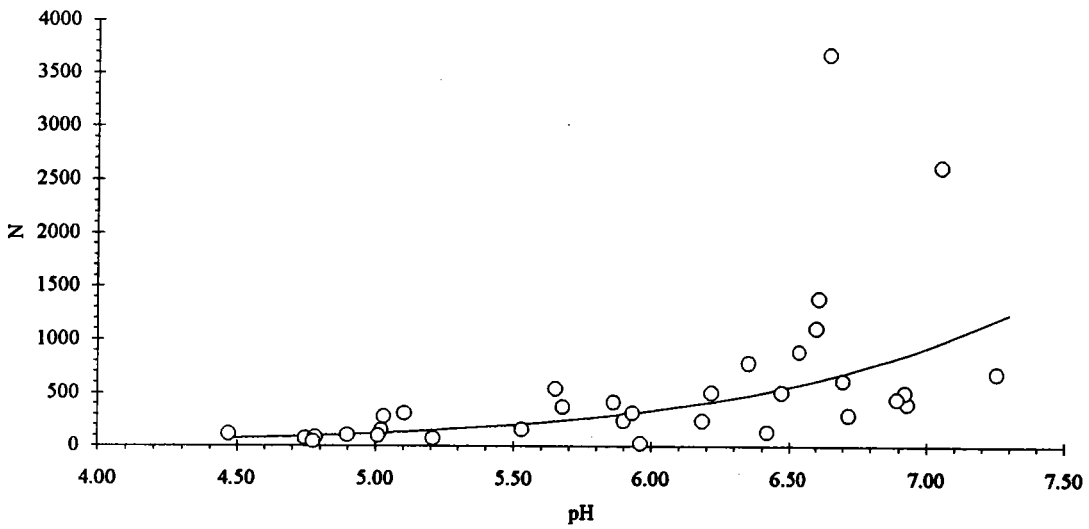


Figure 54: Evolution de l'abondance des Diptères en fonction du pH



Sialis lutaria et *Cordulegaster boltonii* n'ont été récoltés qu'en une occasion et un seul exemplaire chacun, ces deux espèces étant plutôt inféodés à des rivières caractérisées par un faciès lentique et un substrat sableux.

1.6. LE CAS PARTICULIER DE QUELQUES COURS D'EAU

1.6.1. Cours d'eau chaulé

Comme nous l'avons mentionné précédemment le cours d'eau N° 11, affluent du N° 10 a fait l'objet d'un important chaulage. Les caractéristiques physico-chimiques le classent parmi les ruisseaux typiques du massif vosgien (Probst et al. 1990). Pourtant l'examen de son peuplement d'invertébrés dénote une forte ressemblance avec les cours d'eau acidifiés. Abondance (713 ind/m²), richesse (18 taxa), diversité (2.5) et équitabilité (0,6) sont faibles. Les Mollusques, les Crustacés et les Ephémères sont totalement absents. Sur ces seuls critères, rien ne permet de distinguer cette station des ruisseaux acides.

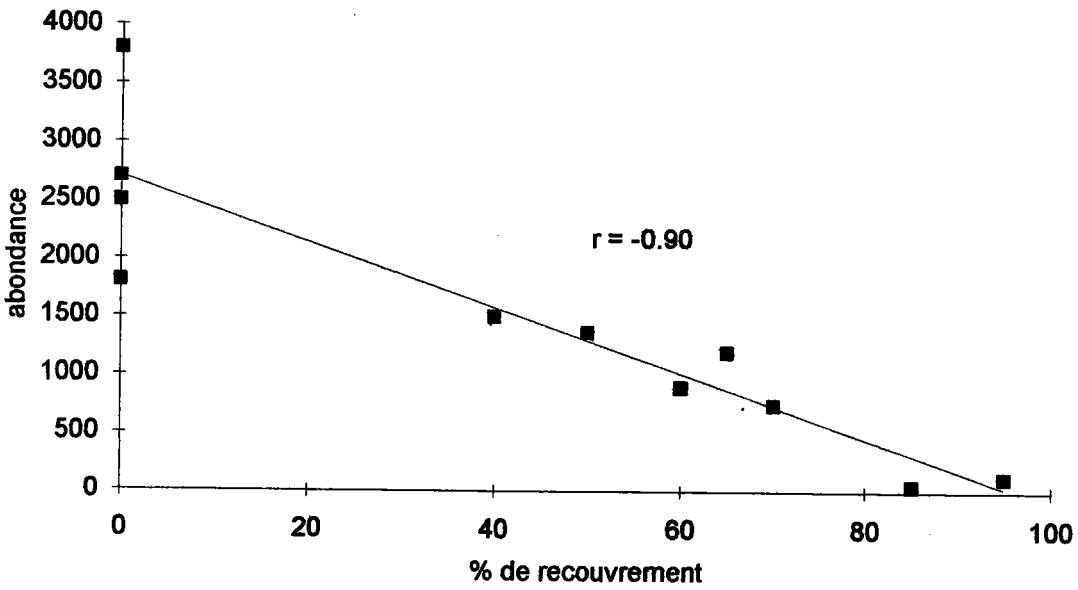
Ces observations tendent à démontrer la difficulté de recolonisation de ce mileu. Il faut toutefois signaler, que juste après sa confluence, le cours d'eau axial subit une succession de perturbations: scieries, industries textiles et pollution organique, ce qui rend difficile une recolonisation par l'aval.

1.6.2. Proliférations algales

En fin de printemps le lit de plusieurs ruisseaux montre un envahissement algal, recouvrement d'autant plus important que le pH se rapproche de 6.0. Le % de recouvrement a été aprécié de façon visuelle tel que cela est souvent pratiqué par les botanistes (Oury, communication personnelle).

Trois genres d'algues proliférantes ont été identifiés. Il s'agit de Cyanobactéries appartenant aux genres *Lyngbya* ou *Phormidium* et de Chlorophycées filamenteuses *Microspora lauterborii*. Les Cyanobactéries tendent à colmater le lit des cours d'eau en proliférant selon une couche épilithique glaireuse qui se nécrose progressivement. A l'inverse, *Microspora*, n'est pas fixée sur la totalité du lit, mais les longs filaments organisés en touffes très denses recouvrent, sous l'effet du courant, la quasi totalité du substrat.

Figure 55: Relation entre le % de recouvrement algal et l'abondance d'invertébrés



L'évolution de l'abondance en fonction du % de recouvrement est donnée par la figure 55. L'abondance globale apparaît significativement liée au recouvrement ($r = 0,90$, $p<0,001$).

Une corrélation significative entre richesse et recouvrement n'est apparente que pour le groupe des Trichoptères ($r = -0,64$; $p<0,05$). Par contre, l'abondance des Trichoptères ($r = -0,66$; $p<0,05$) , des Plécoptères ($r = -0,70$; $p<0,01$) et des Oligochètes ($r = -0,66$; $p<0,05$) est significativement plus faible dans les ruisseaux montrant un recouvrement du lit. Il est bien entendu très difficile de discerner l'effet de la prolifération de celui des conditions physico-chimiques. On remarquera toutefois que l'abondance des Plécoptères et des Oligochètes est indépendante du pH, mais liée au recouvrement.

L'origine des proliférations est encore indéterminée. Ce dont nous sommes sûrs, c'est que ce phénomène n'a pas été détecté en mileu très acide et en milieu tamponné, mais uniquement dans une gamme de pH entre 5,2 et 6,0. Il est probable que les proliférations observées induisent des modifications des peuplements qui s'ajoutent à celles résultant de l'acidification.

1.7. ANALYSES MULTIVARIEES

Différentes méthodes d'analyses multivariées ont été appliquées au traitement de l'information biologique afin de dégager d'une part la sensibilité des organismes aux facteurs du milieu et d'autre part, les similitudes entre stations. Les techniques suivantes ont été utilisées:

- répartition des organismes en fonction des paramètres physico-chimiques: AFC
- répartition des organismes en fonctions des stations: ACP
- regroupement des stations en fonction de la macrofaune: ACP et classification hiérarchique

1.7.1. Analyse factorielle des correspondances (A.F.C.)

5 variables: pH, alcalinité, aluminium, calcium et minéralisation ont été retenues en raison de l'importance qu'elles occupent dans les processus d'acidification et dans les domaines écotoxicologique et biologique. Pour l'analyse nous avons considéré quatre classes pour chaque paramètre. Les limites de classe ont été établies en tenant compte d'une cohérence sur le plan chimique et dans la mesure du possible, d'une répartition la moins inégale:

Variable	classe	limites de classe
pH	1	< 5.20
	2	5.21 - 6.0
	3	6.1 - 6.45
	4	> 6.45
Aluminium	1	> 250
	2	95 - 250
	3	50 - 94
	4	< 50
Alcalinité	1	< 5
	2	6 - 40
	3	41 - 90
	4	> 90
Conductivité	1	< 24
	2	25 - 34
	3	35 - 44
	4	> 44
Calcium	1	< 50
	2	51 - 80
	3	81 - 130
	4	> 130

Les individus sont répartis au sein de chaque classe après transformation logarithmique de l'abondance moyenne (log(1+N)) dans la classe considérée. Afin d'alléger la représentation seuls 34 taxa importants ont été retenus en fonction de leur occurence (> 3) ou de leur regroupement au sein d'un même genre (ex: *Rhyacophila*) ou d'une même famille quand les espèces présentent une répartition très proche (ex: Heptageniidae).

La figure 56 donne une représentation des points individus dans le plan des axes 1 et 2 qui explique 81,4 % de la variabilité totale (L'axe 1 tend à décrire une opposition entre les individus acido-sensibles (*Ephemerella,* Mollusques, Heptageniidae...) et les organismes acido-tolérants. On remarquera à l'extrême droite la position de *Plectrocnemia* et dans une moindre mesure de *Siphonoperla torrentium,* ayant un préférendum pour les milieux acides.

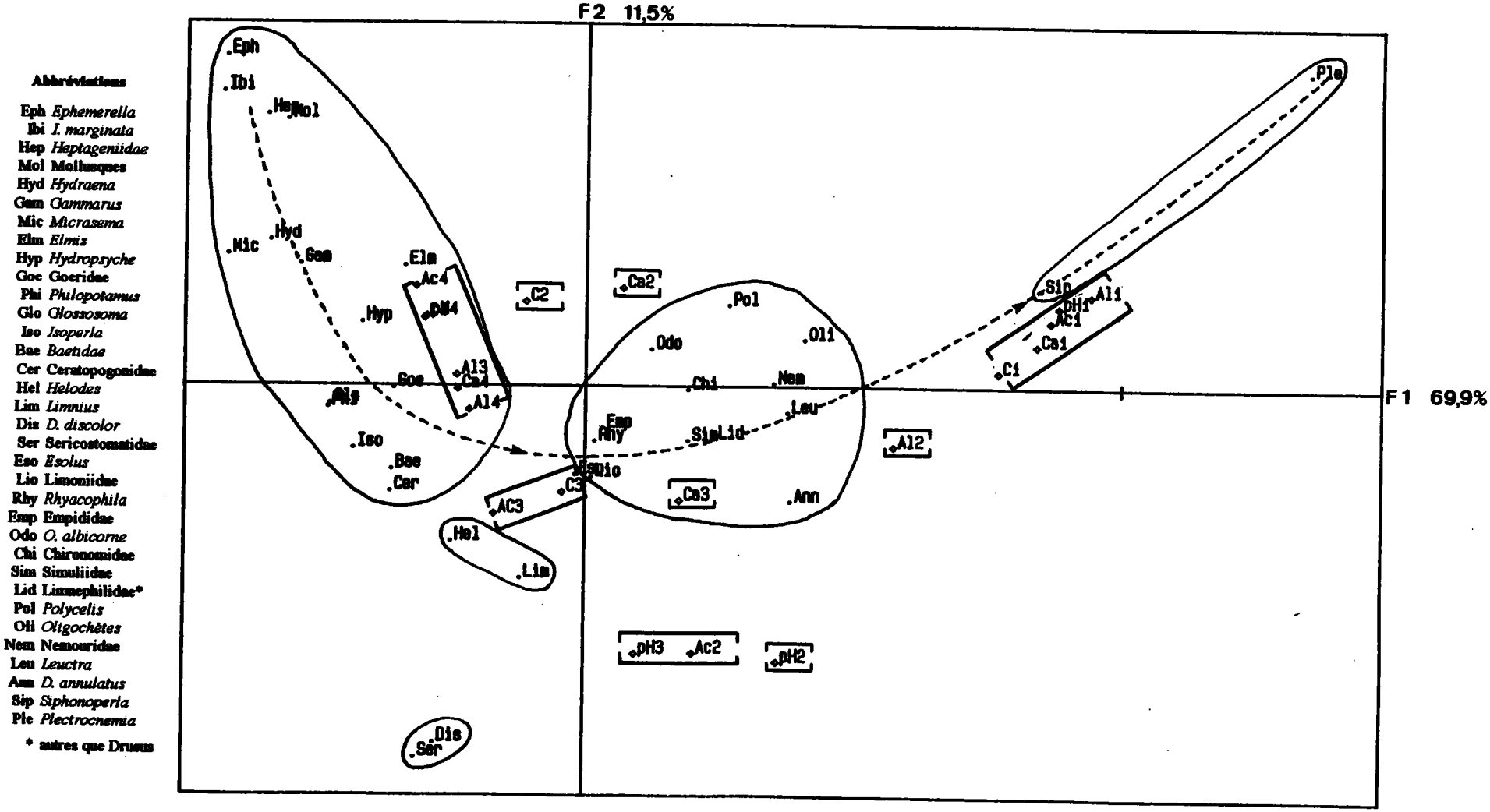


Figure 56: A.F.C. Représentation dans le plan des deux premiers axes des points variables taxa et des classes physico-chimiques (entre crochets): Al = Aluminium; AC= Alcalinité; C= conductivité; Ca= Calcium; pH. Le gradient d'aciditosensibilité des taxa est matérialisé par un trait discontinu.

On peut ainsi regrouper schématiquement les organismes en fonction de leurs exigences respectives vis à vis de l'environnement chimique:

- *Ephemerella, Hydraena, Micrasema, Elmis, Gammarus, Glossosoma, Hydropsyche, Philopotamus, Elmis, Baetis, Isoperla*, Heptageniidae, Goeridae et Mollusques nécessitent des eaux relativement bien à bien tamponnées, assez riches en calcium et présentant des concentrations en aluminium < 100 µg/L. Ce sont pour l'ensemble des taxa qualifiables de neutrophiles.

- *Odontocerum, Polycelis, Leuctra, Rhyacophila,* Simulidae, Limoniidae, Empididae, Limnephilidae (à l'exeption de *Drusus discolor*), Chironomidae et Nemouridae sont indifférents vis à vis des conditions du milieu et peuvent être qualifiés de taxa ubiquistes.

Toutefois la position de *Helodes, Sericostoma, Drusus discolor* et *Limnius* reste difficile à interpréter et leur appartenance à l'un des deux groupes est incertaine.

Cette analyse confirme généralement les observations mentionnées lors de l'étude groupe par groupe. En fait, une telle analyse, qui aurait très bien pu être réalisée avant toute approche faunistique, permet de donner une image globale et relative de la tolérance des taxa vis à vis du problème d'acidification.

1.7.2. Analyse en composantes principales (A.C.P.)

i) Répartition des variables individu

Dans cette analyse les paramères descriptifs sont les stations et les paramètres à expliquer les taxa. Les mêmes taxa que précédemment ont été retenus après transformation logarithmique des abondances.

La projection des taxa dans le plan des deux premières composantes est donnée par la figure 57. Les deux premiers axes expliquent 72,2% de la variabilité totale. (F1: 57,6%; F2: 14,66%; F3: 4,54%; F4%: 3,74%). Une structure de forme curvilinéaire presque fermée, matérialisée sur la figure par un trait discontinu, oppose clairement les individus sensibles aux organismes acido-tolérants. Le groupe peu dispersé que l'on observe à l'extrêmité gauche de la structure, fait apparaître les principaux taxa typiques des cours d'eau non acidifiés: Mollusques, Gammaridae, Heptageniidae, Goeridae, *Isoperla, Ephemerella, Glossosma, Hydropsyche, Micrasema, D. discolor, Hydraena, Ibisa marginata.*

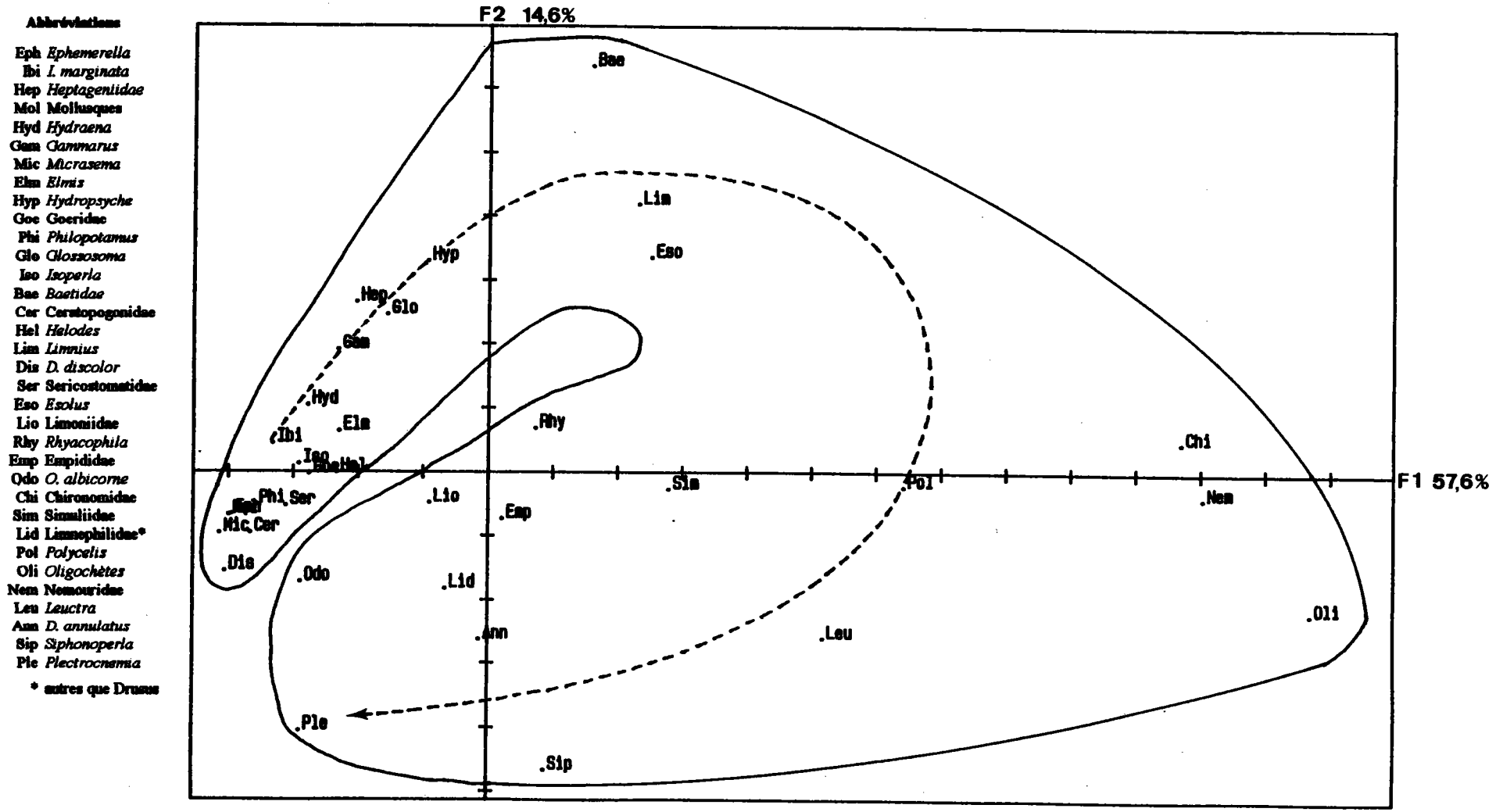


Figure 57: A.C.P. Représentation dans le plan des deux premiers axes des variables individus. La structure curvilinéaire matérialisée par un trait discontinu, est discutée dans le texte.

Contrairement à l'AFC, où les abondances étaient moyennées par classe, l'abondance prend ici un poids plus important. Ainsi *Limnius, Esolus* et *Baetis* se distinguent nettement tant du point de vue de leur abondance que de leur sensibilité intermédiaire. En effet on se rappellera que ces genres, bien que sensibles aux très faibles valeurs de pH et aux concentrations élevées en aluminium, sont les trois organismes qui présentent les abondances absolues les plus fortes (pouvant dépasser 1000 ind/m²) Par ailleurs ces mêmes taxa sont retrouvés en nombre à la station 5 caractérisée par un pH de 5,85. La position incertaine de *Micrasema* et de *Drusus discolor* évoquée précédemment en AFC, n'existe plus sur cette représentation et leur appartenance au groupe des taxa sensibles est nette.

La dispersion sur la droite de la figure, de certains taxa acido-tolérants est directement liée à leur occurence: Chironomidae, Oligochètes, *Polycelis, Leuctra* et Nemouridae sont les 5 taxa qui sont présents à toutes les stations. Leur position sur le graphique souligne leur caractère très ubiquiste.

L'ACP accorde un poids plus élevé à l'abondance absolue et intègre, par le biais des paramètres descriptifs (ici les stations) la totalité des conditions abiotiques et biotiques qui caractérisent les stations. Les résultats, somme toute, très similaires entre l'AFC basée sur des données physico-chimiques et l'ACP, indiquent que les stations étudiées sont homogènes du point de vue des facteurs mésologiques et que la distribution des organismes est avant tout déterminée par les facteurs chimiques liés à l'acidification.

ii) Distribution des stations en fonction des peuplements

L'analyse en composantes principales a été réalisée sur les mêmes données que précédemment mais après transposition de la matrice.

La représentation dans le plan des deux premiers axes est donnée par la figure 58. Ces deux premiers axes expliquent 49% de la variabilité (F1: 38,4%; F2: 10,5%, F3: 6,7; F4:6,5%). L'axe 1 oppose les stations acidifiées aux stations typiques selon un gradient d'acidification. 4 groupes de cours d'eau sont aisément identifiables et présentent des peuplements remarquablement similaires:

- stations 18, 22, 24, 25, 31, 33, 34, 41, 42, 43, 10, 28 et 7. Cours d'eau acides, caractérisés par des concentrations élevées en aluminium

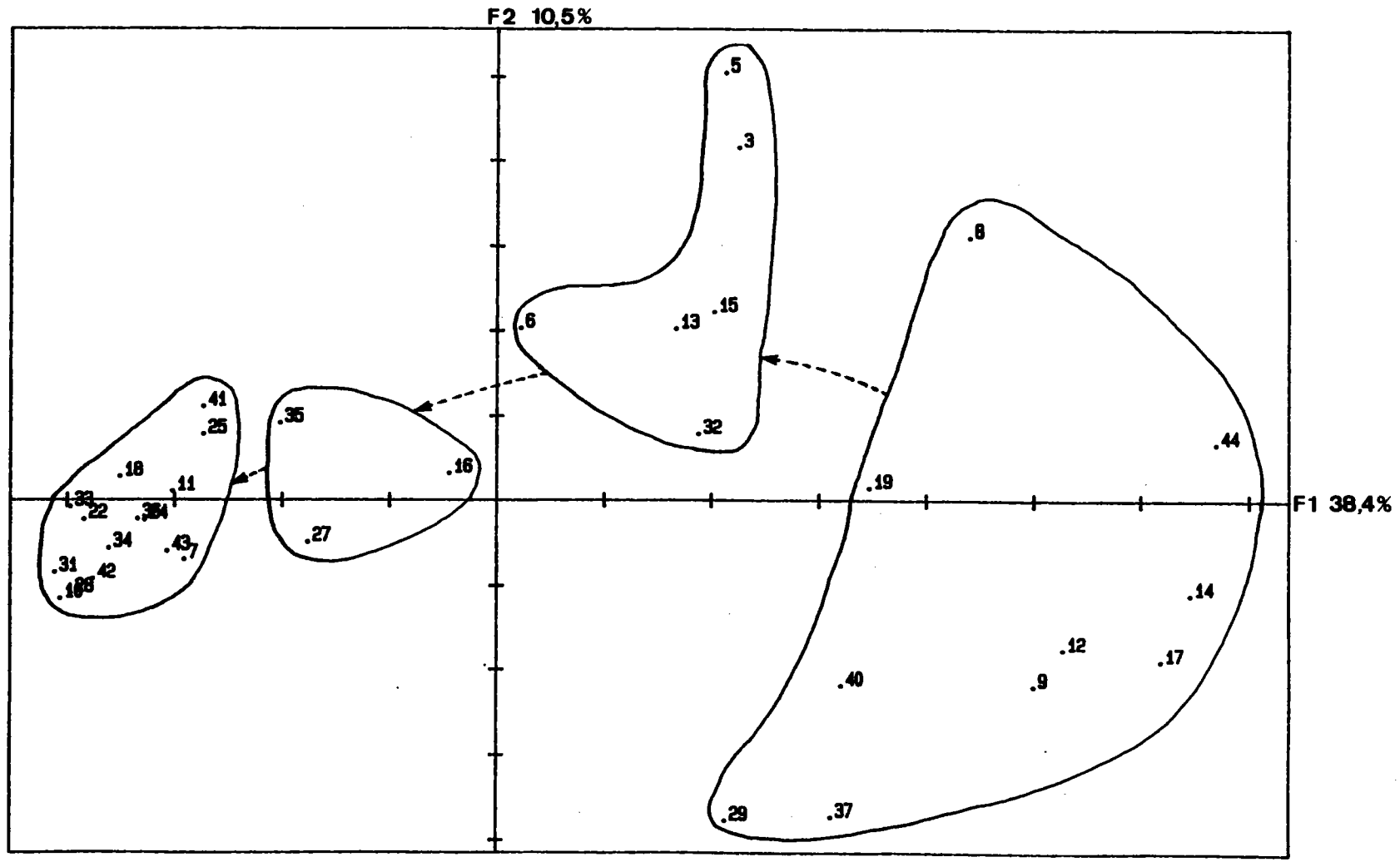


Figure 58: A.C.P. Représentation dans le plan des deux premiers axes des variables stations. Le gradient d'acidification est matérialisé par un trait discontinu.

- stations 27, 35, 16: cours d'eau très faiblement tamponnés, à la limite de l'acidité
- stations 3. 5. 6. 13. 15. 32 : cours d'eau faiblement tamponnés
- stations 8. 9. 12. 14. 17. 19. 29. 37. 40. 44. cours d'eau relativement bien tamponnés à typiques

On retrouve pratiquement les mêmes groupes de stations que ceux obtenus lors de l'ACP réalisée sur les paramètres physico-chimiques comme descripteurs de station (Partie 2). Seules 5 stations apparaissent au sein de groupements différents. Les stations 28 et 7 toutes deux caractérisées par un important développement algal, ne se distinguent pas des cours d'eau acidifiés, malgré une alcalinité résiduelle. La station 5, déjà mentionnée à plusieurs reprises et qui malgré un pH = 5,86, affiche une faune assez semblable à celles des cours d'eau faiblement tamponnés. On notera que cette station présente une conductivité (42,5µS/cm) et une concentration en aluminium (40 µg/L) voisines de celles observées dans les cours d'eau bien tamponnés. La station 15 relativement bien tamponnée apparaît groupée avec les cours d'eau faiblement tamponnés. Une forte dominance des Chironomidae et des abondances très faibles de nombreux organismes laissent supposer l'existance d'une certaine forme de pollution non déterminée. Enfin la station 17 montre un peuplement "normal", bien que présentant un chimisme fragile.

On remarquera par ailleurs la position de la station 11 parmi les cours d'eau acidifiés, montrant bien qu'un chaulage, n'a pas permis de restauration biologique.

1.7.3. Classification hiérarchique

La méthode de classification hiérarchique adoptée est basée sur le calcul des distances de la corde appliqué au logarithme (1 + N) des 34 principaux taxa.

2 grands ensembles de stations sont apparents (figure 59) et tendent à séparer les cours d'eau très faiblement tamponnés et acides des cours ruisseaux relativement bien tamponnés et typiques. Chacun de ces groupes est subdivisé en deux sous-groupes. La richesse taxonomique d'une part et l'abondance d'autre part semblent régir ces regroupements. En effet sur la base des 34 taxa sélectionnés, chaque cours d'eau au sein d'un groupe affiche une richesse relativement similaire. Par ailleurs, on remarque que les stations prises deux à deux sont assez distantes les unes des autres en raison semble t-il des différences d'abondances absolues entre individus. Il est vrai que deux

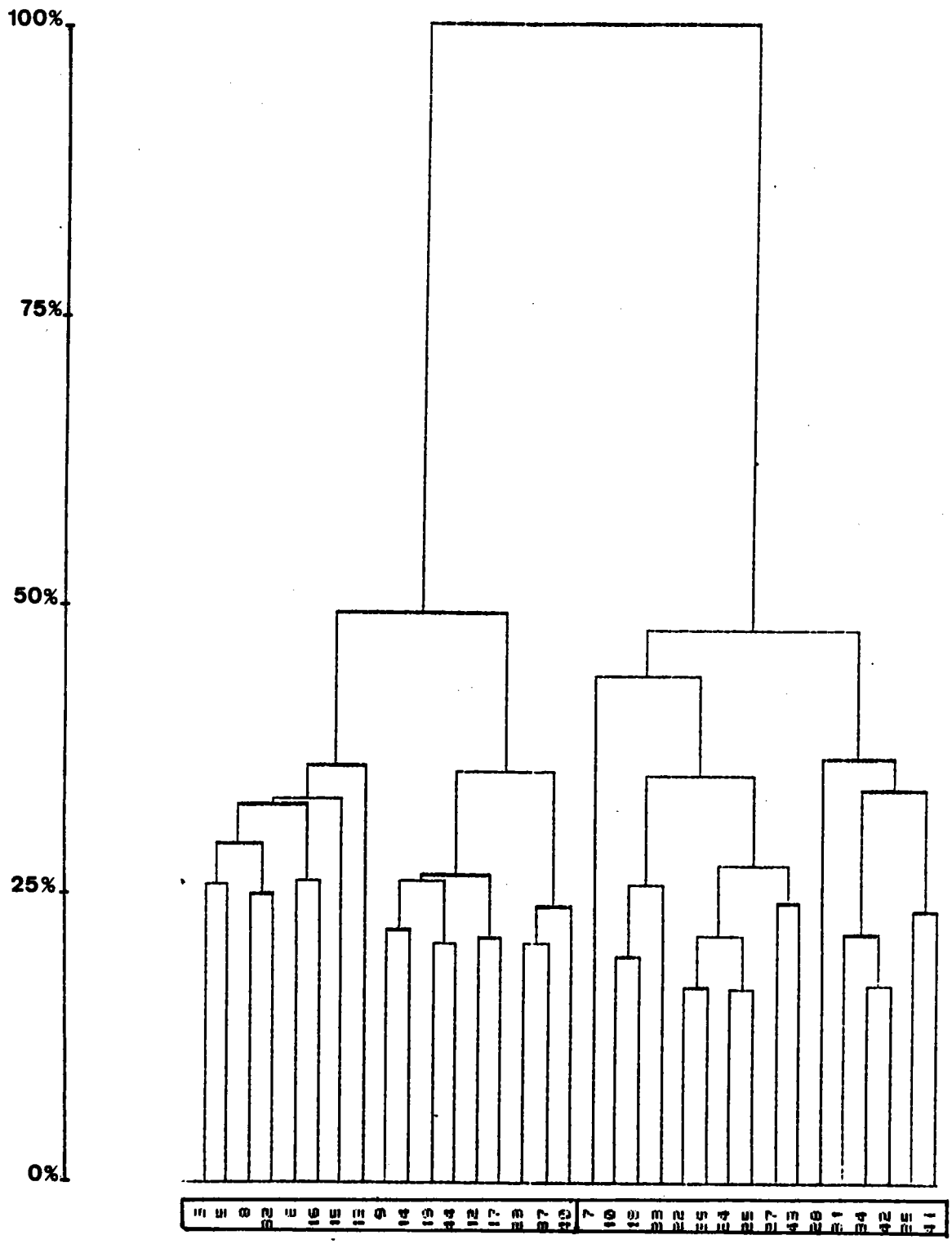


Figure 59: Ordination des 33 stations à partir des taxa par la méthode de classification hiérarchique.

peuplements très voisins d'un point de vue de l'abondance relative des différents taxa, peuvent différer considérablement en terme d'abondance absolue. La perte d'informations consécutive à la non prise en considération des taxa à faible occurence tend à induire un regroupement de stations qui à l'origine comportaient peu de taxa résidents avec des stations où ces derniers étaient bien représentés (ex: stations 8 et 6).

Toutefois la différence de regroupement, assez remarquable, observée entre ACP et classification, peut également résider dans le choix de la distance ainsi que du critère de regroupement.

1.8. COEFFICIENT D'AFFINITE COENOTIQUE DE JACQUART

A titre indicatif et de comparaison, nous avons déterminé les différentes valeurs du coefficient d'affinité coenotique de Jacquart:

$$Ca = 100 \times Sab / (Sa+Sb-Sab)$$

avec Sa = richesse taxonomique de la station a

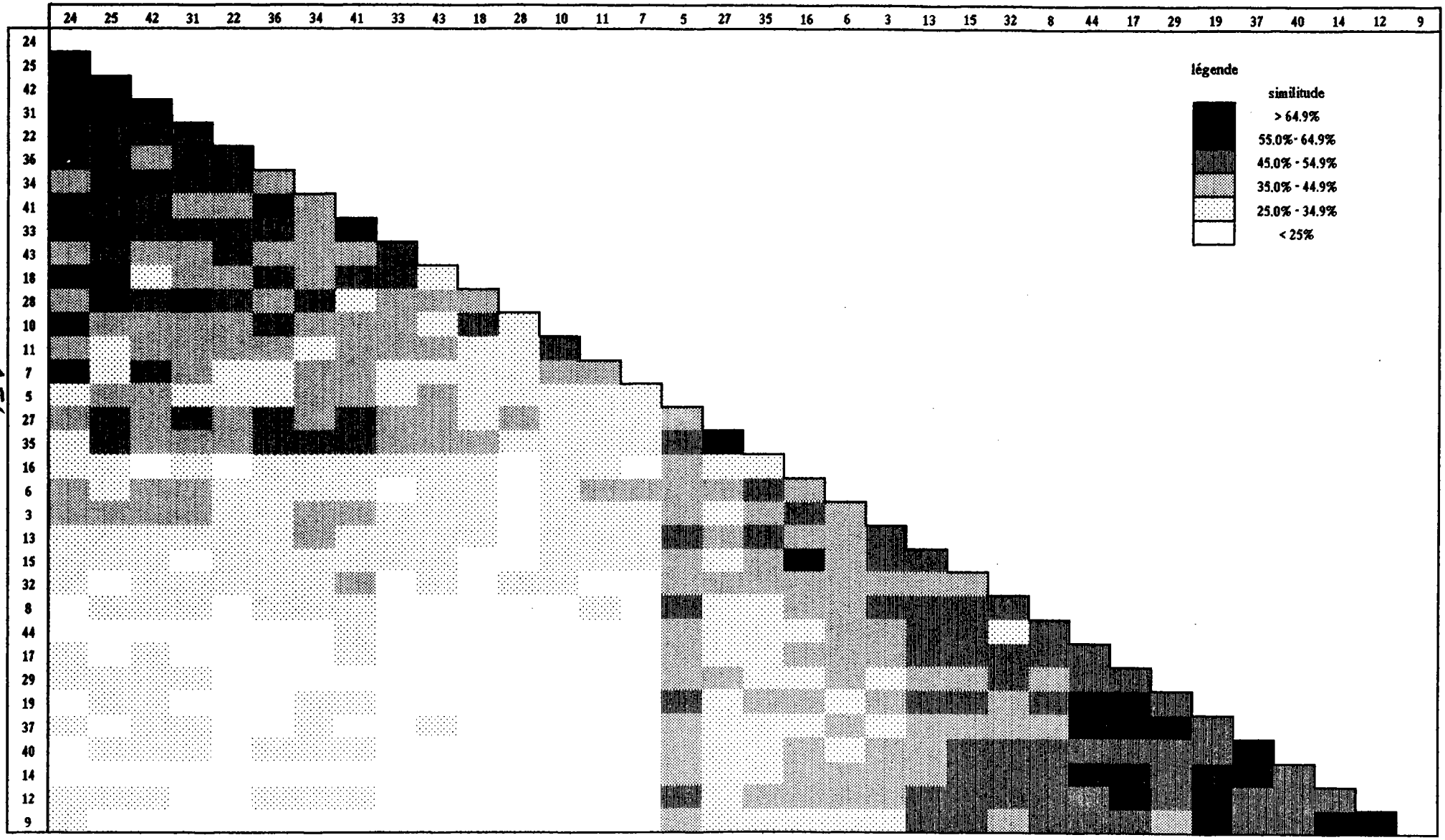
Sb = richesse taxonomique de la station b

Sab = nombre d'espèces communes aux stations a et b

Les résultats sont donnés par la matrice de similitude d'ordre 34 (figure 60). Deux regroupements évidents apparaissent: stations 10, 18, 22, 24, 25, 28, 27, 31, 33, 36, 41, 42, 43 c'est à dire les cours d'eau acides ou très faiblement tamponnés et des stations relativement bien tamponnées et typiques: 9, 12, 14, 17, 19, 29, 40, 44. Ces deux groupes montrent entre eux des valeurs de coefficient très faibles.

Les autres stations (27, 35, 3,16, 32, 13, 15) affichent des coefficients relativement élevés soit entre elles soit avec quelques stations appartenant aux deux groupes précédents. Les résultats dans leur ensemble diffèrent peu de ceux obtenus par classification hiérarchique.

Figure 60: Matrice de similitude d'ordre 34 établie à partir du calcul du coefficient de Jacquart



2. ETUDE TEMPORELLE DES PEUPLEMENTS BENTHIQUES: LE BASSIN DU ROUGE-RUPT

2.1. LES DESCRIPTEURS DE PEUPLEMENTS

Pour chaque cours d'eau et à chaque campagne de prélèvement, nous avons déterminé la richesse taxonomique (S), l'abondance (N), la diversité de Shannon (Ish), la diversité de Simpson modifiée selon Pielou (Is) et l'équitabilité (Eq). Le tableau 24 donne par station, la liste des taxa répertoriés au cours de l'étude, que ce soit en chasse à vue ou au filet surber et le tableau 25 donne les valeurs des différents descripteurs pour chaque campagne ainsi que les valeurs moyennes et les écart-types. Par ailleurs, la biomasse en poids frais d'organismes formolés puis fixés à l'alcool a été mesurée en plusieurs occasions.

2.1.1. Richesse taxonomique

Au total 128 taxa ont été identifiés à partir des prélèvements surber et des chasses à vue, dont 105 ayant été récoltés dans le bassin versant du Rouge-Rupt. Ce chiffre confère une bonne idée de la potentialité des différents cours d'eau drainant le bassin. Ainsi, 89.5 % de ces taxa ont été échantillonnés dans la seule goutte du Tihay (94 taxa), affluent non acidifié du Rouge-Rupt. La station de la goutte des Grand-Clos, ruisseau très faiblement tamponné, située à quelques dizaines de mètres seulement de la Goutte du Tihay, ne présente que 56 taxa.

Les autres stations, qu'elles soient placées sur le cours axial du Rouge-Rupt (Rouge-Rupt 645m et 845 m) ou sur des affluents (Echarges et Blancs Murgers) affichent respectivement des richesses de 42, 36, 44 et 47 taxa.

Entre les deux cours d'eau présentant les chimismes les plus contrastés (Tihay et Rouge-Rupt 845m) on observe donc une différence de **58 taxa.** ce qui correspond à une réduction drastique de **62 %** ! dans l'hypothèse où ces deux cours possèderaient potentiellement une faune similaire.

La Meurthe et la Vologne, cours d'eau bien tamponnés, montrent quant à eux des richesses respectivement de 86 et 89 taxa, donc très voisines de celle du Tihay.

Si l'on prend en considération la richesse moyenne et non plus la richesse totale, on remarque que les cours d'eau affichant un chimisme atypique, ont des richesses

Tableau 25: Valeurs des différents descripteurs de peuplements: S: richesse taxonomique; N: abondance; Ish: indice de Shannon; Is:indice de Simpson; Ishmax: diversité maximale; Eq: équitabilité

		Octobre	Novembre	Janvier	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septembre	Octobre	moyenne	ecart-type
Rouge-Rupt 845m	S		15	12	17	20	14	14	17	15	18	19	16.1	2.4
	N		686	716	1069	1893	1586	904	831	2042	1766	2525	1402	645
	Ish		2.95	3.13	3.20	2.58	2.12	2.35	2.35	2.87	2.71	3.06	2.73	0.35
	Is		0.83	0.88	0.85	0.73	0.61	0.67	0.68	0.82	0.77	0.83	0.77	0.08
	Ishmax		3.91	3.58	4.09	4.32	3.81	3.81	4.09	3.91	4.17	4.25	3.99	0.22
	Eq		0.75	0.87	0.78	0.60	0.56	0.62	0.58	0.73	0.65	0.72	0.69	0.10
Blancs Murgers	S	19	16			21	18	21	20	22	22	24	20.3	2.4
	N	2218	1981			1184	1000	1257	1655	1280	904	1057	1393	458
	Ish	2.81	2.87			3.23	2.69	2.87	2.61	3.08	3.28	3.07	2.95	0.23
	Is	0.79	0.83			0.84	0.73	0.73	0.70	0.84	0.86	0.79	0.79	0.06
	Ishmax	4.25	4.00			4.39	4.17	4.39	4.32	4.46	4.46	4.59	4.34	0.18
	Eq	0.66	0.68			0.76	0.63	0.68	0.61	0.73	0.77	0.72	0.69	0.06
Rouge-Rupt 675	S	14	11	14	11	15	14	16	8	17	11	16	13.4	2.8
	N	1130	261	774	816	1835	1061	1866	425	1192	636	1349	1031	521
	Ish	2.04	2.79	2.82	1.92	2.39	2.50	1.73	1.63	2.35	1.53	2.57	2.21	0.46
	Is	0.63	0.82	0.80	0.56	0.72	0.76	0.52	0.54	0.72	0.46	0.75	0.66	0.12
	Ishmax	3.81	3.46	3.81	3.46	3.91	3.81	4.00	3.00	4.09	3.46	4.00	3.71	0.33
	Eq	0.53	0.81	0.74	0.55	0.61	0.66	0.43	0.54	0.58	0.44	0.64	0.59	0.11
Echarges	S	18	20	12	13	15	15	17	18	22	18	18	16.9	2.9
	N	548	716	1356	778	766	498	1490	594	1437	728	2778	1063	675
	Ish	3.39	3.21	2.89	2.96	3.04	2.34	2.25	2.74	2.94	3.25	2.22	2.84	0.41
	Is	0.88	0.86	0.82	0.82	0.84	0.67	0.64	0.73	0.80	0.83	0.63	0.77	0.09
	Ishmax	4.17	4.32	3.58	3.70	3.91	3.91	4.09	4.17	4.46	4.17	4.17	4.06	0.26
	Eq	0.81	0.74	0.81	0.80	0.78	0.60	0.55	0.66	0.66	0.78	0.53	0.70	0.11
Grand-Clos	S	19	15	13	23	17	10	22	17	21	17	23	17.9	4.2
	N	1226	379	544	1977	1211	337	1295	429	1851	1625	1011	1080	595
	Ish	2.31	2.68	2.43	2.78	2.79	2.55	3.01	3.39	2.51	2.90	3.40	2.79	0.36
	Is	0.68	0.72	0.70	0.75	0.80	0.80	0.80	0.88	0.70	0.83	0.86	0.78	0.07
	Ishmax	4.25	3.91	3.70	4.52	4.09	3.32	4.46	4.09	4.39	4.09	4.52	4.12	0.37
	Eq	0.54	0.69	0.66	0.61	0.68	0.77	0.67	0.83	0.57	0.71	0.75	0.68	0.08
Tihay	S	35	41	34	42	29	41	44	36	49	42	41	39.5	5.5
	N	1195	1885	2023	3563	1655	3939	2567	1517	3130	2552	4697	2611	1108
	Ish	3.81	4.53	3.58	4.04	3.62	4.27	4.34	4.15	4.06	4.10	4.18	4.06	0.29
	Is	0.85	0.94	0.84	0.89	0.88	0.93	0.93	0.90	0.90	0.91	0.92	0.90	0.03
	Ishmax	5.13	5.36	5.09	5.39	4.86	5.36	5.46	5.17	5.61	5.39	5.36	5.29	0.21
	Eq	0.74	0.85	0.70	0.75	0.75	0.80	0.79	0.80	0.72	0.76	0.78	0.77	0.04
Meurthe	S	43	40	46	46	52	47	53	44	42	50	46	46.3	4.1
	N	3349	2498	5456	4161	10165	5755	6088	4395	4276	3134	4981	4932	2065
	Ish	4.49	4.32	3.96	4.23	4.16	4.69	3.95	3.80	4.52	4.65	4.38	4.29	0.30
	Is	0.94	0.93	0.90	0.92	0.91	0.95	0.85	0.84	0.94	0.94	0.92	0.91	0.04
	Ishmax	5.43	5.32	5.52	5.52	5.70	5.55	5.73	5.46	5.39	5.64	5.52	5.53	0.13
	Eq	0.83	0.81	0.72	0.77	0.73	0.84	0.69	0.70	0.84	0.82	0.79	0.78	0.06
Meurthe	S	41	36	43	39	28	33	47	45	37	34	41	38.5	5.6
	N	1571	1264	2034	1916	1506	490	3057	3625	1425	812	1701	1764	907
	Ish	4.28	4.04	3.89	3.72	3.30	4.52	4.20	3.74	4.11	4.46	4.77	4.09	0.42
	Is	0.92	0.90	0.86	0.87	0.86	0.95	0.92	0.87	0.92	0.94	0.96	0.91	0.04
	Ishmax	5.36	5.17	5.43	5.29	4.81	5.04	5.55	5.49	5.21	5.09	5.36	5.25	0.22
	Eq	0.80	0.78	0.72	0.70	0.69	0.90	0.76	0.68	0.79	0.88	0.89	0.78	0.08

moyennes assez voisines et très faibles (de 13,4 à 20,3 taxa) malgré des différences de pH notables. Il existe donc une différence marquée selon que l'on compare les ruisseaux en fonction de leurs richesses moyennes ou de leurs richesses totales. Le meilleur exemple nous est fourni par la goutte des Grand-Clos qui possède une richesse moyenne de 17,9 et une richesse totale de 56 taxa. Ainsi sur la base de la richesse totale le Grand-Clos est intermédiaire entre les cours non acidifiés et acidifiés (comme son chimisme), mais sa richesse moyenne ne le distingue en rien de ces derniers. Ceci laisse supposer la présence d'un certain nombre d'espèces à très faible effectif et/ou temporairement présentes, rarement échantillonnées.

Comme nous l'avions déjà constaté lors de l'étude spatiale, la richesse est hautement corrélée au pH ($p<0.001$), qu'il s'agisse de la richesse totale, moyenne ou par campagne. (figures 61 a,b, c). On distingue sur la figure 61a, qui tient compte de tous les prélèvements, deux groupes de points pour le couple richesse:pH, groupes qui ne sont que la traduction de la richesse moyenne. En raison du faible nombre de données pour des valeurs de pH comprises entre 6,0 et 6,6 la forme de la relation est imprécise. Nous avons donc indiqué sur le graphique, les deux relations très voisines exponentielle (pointillé) et linéaire (trait continu). Dans les deux cas, elle est hautement significative (respectivement $r = 0.79$ et $r = 0.80$; $p<0.001$). En fait, entre pH 4,5 et 6,4, on n'observe pas d'augmentation du nombre de taxa. Cela semble démontrer que les invertébrés intègrent les variations de chimisme en général et de pH en particulier, qui peuvent être importantes dans un intervalle de temps relativement court. En effet, les valeurs de pH sont ponctuelles et ne renseignent guère sur la situation des jours précédents la mesure. A l'inverse, un peuplement échantillonné un jour donné diffère en général peu d'un peuplement échantillonné quelques jours auparavant. Pourtant entre ces deux échantillonnages, le pH a pu subir d'importantes variations. Aussi, une mesure ponctuelle unique doit-elle être prise avec circonspection.

L'évolution temporelle des richesses par cours d'eau est illustrée par la figure 62. Les cours d'eau ont été regroupés en 2 catégories en fonction de leur pH moyen ($pH< 5.95$ et $pH> 6.65$). Plusieurs observations se dégagent de l'examen des figures:

- les richesses sont variables dans le temps et les fluctuations entre cours d'eau sont asynchrones. On n'observe pas de maxima ou de minima pour les mêmes mois
- la richesse semble moins régulière dans les cours d'eau présentant des problèmes d'acidification, d'où l'aspect des courbes en dent de scie. Parmi ceux-ci la goutte des Blancs Murgers, montre les richesses mensuelles les plus élevées et les moins fluctuantes.

Figure 61: Evolution de la richesse (S) en fonction du pH. a) tous les prélèvements
b) richesse totale, c) richesse moyenne par station

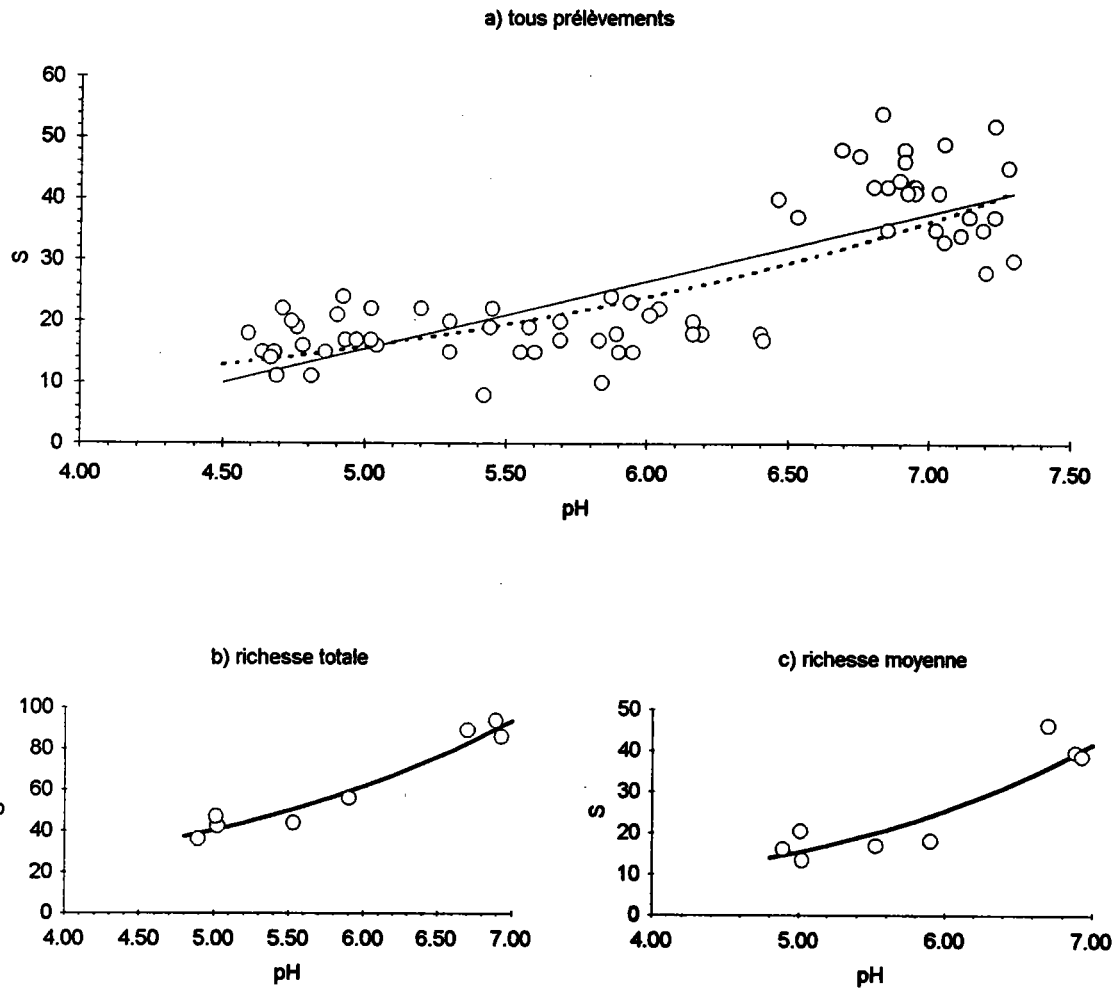
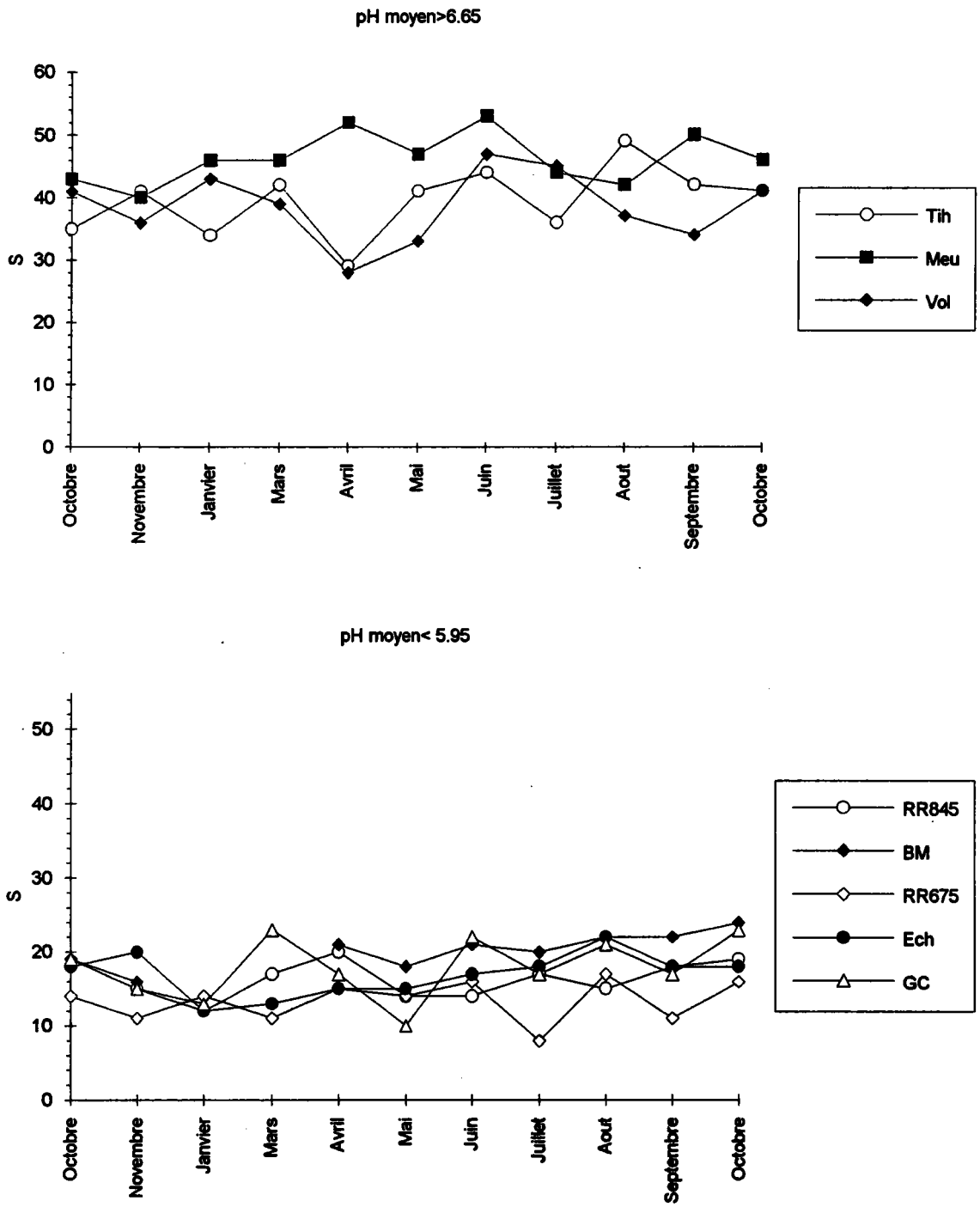


Figure 62: Evolution temporelle de la richesse (S). RR845: Rouge-Rupt 845m, RR676: Rouge-Rupt 675m, BM: Blancs Murgers, Ech: Echarges, GC: Grand-Clos, Tih: Tihay, Meu: Meurthe et Vol: Vologne



On pourrait être étonné de ne pas trouver une période marquée où la richesse est maximale. Cela est essentiellement lié d'une part, à la multitude de cycles de développement des espèces et de leurs périodes d'émergence qui se succèdent, et d'autre part au fait que de nombreux taxa ne sont pas identifiables jusqu'à l'espèce à l'état larvaire, exception faite des derniers stades. Ainsi, dans notre étude, ces considérations introduisent un biais dans l'estimation de la richesse. Par exemple, au mois d'octobre, les espèces appartenant aux genres *Protonemura* et *Leuctra* n'étant pas identifiables, seuls les genres seront retenus dans l'inventaire, soit 2 taxa. Par contre en avril, plusieurs espèces se trouvant au stade nymphal seront identifiables, et la richesse estimée concernant les Plécoptères sera plus élevée, bien qu'il n'y ait en fait, pas de différence entre ces deux mois. Pour pallier à ces biais, on peut être tenter de ne considérer que le genre (par exemple) comme unité de détermination, mais cela entraine, de fait, une perte d'information.

2.1.2. Abondances

La relation entre l'abondance et la richesse, établie à partir de la totalité des prélèvements (figure 63), est hautement significative ($r = 0,72$; $p<0,001$), ce qui dans un premier temps, semble montrer qu'il n'y a pas dans les ruisseaux sensibles à l'acidification, une très forte abondance absolue de quelques taxa. Dans ces ruisseaux, les abondances moyennes sont remarquablement homogènes (de 1031 à 1402 ind/m²) A l'inverse, la Meurthe se distingue du Tihay et de la Vologne (2611 individus/m² et 1764 ind/m²) par un effectif moyen nettement plus élevé (4932 ind/m²). On notera la valeur relativement basse obtenue pour la Vologne, montrant ainsi qu'un ruisseau non acide, peut présenter une faible abondance. Toutefois l'évolution de ce paramètre en fonction du pH, reste significative que l'on considére l'abondance moyenne ($r = 0,74$; $p<0,05$) ou la totalité des prélèvements. Dans ce dernier cas, nous avons indiqué, comme pour la richesse, les deux ajustements très proches (figure 64a), linéaire ($r = 0,44$; $p<0,001$) et exponentiel ($r = 0,40$; $p<0,001$).

L'évolution temporelle du nombre total d'individus est illustrée par les figures 65a et b. Les variations apparaissent très similaires à celles de la richesse, ce qui semble logique compte tenu de la relation abondance/ richesse. Il n'existe pas non plus de synchronisme concernant les valeurs minimales et maximales. On remarquera que la Meurthe présente tout au long de l'année, des abondances toujours supérieures à celles

Figure 63: Evolution de l'abondance (N) en fonction de la richesse (S)

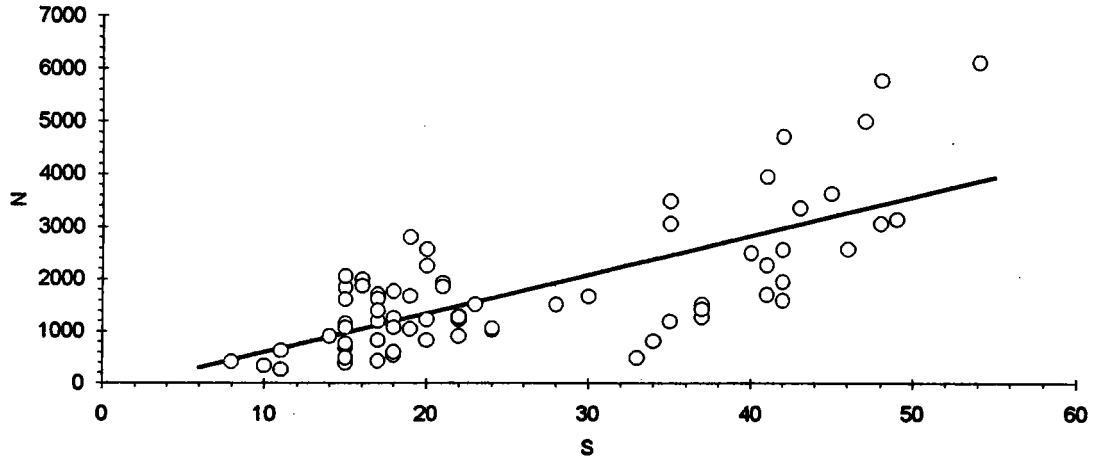
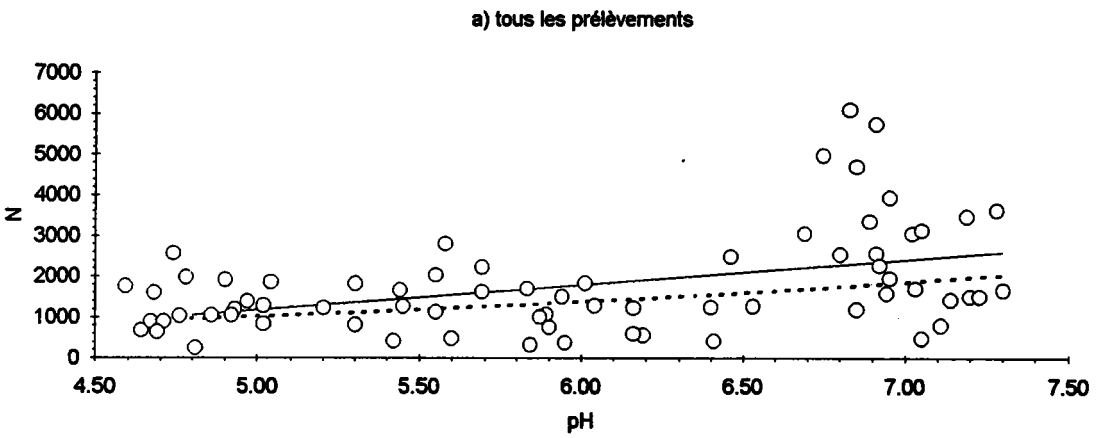


Figure 64: Evolution de l'abondance (N) en fonction du pH. a) tous les prélèvements, b) abondance moyenne par station



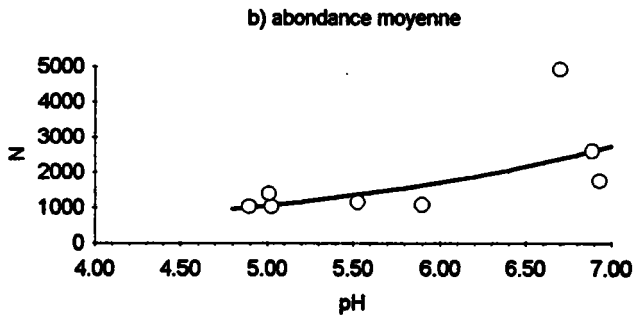
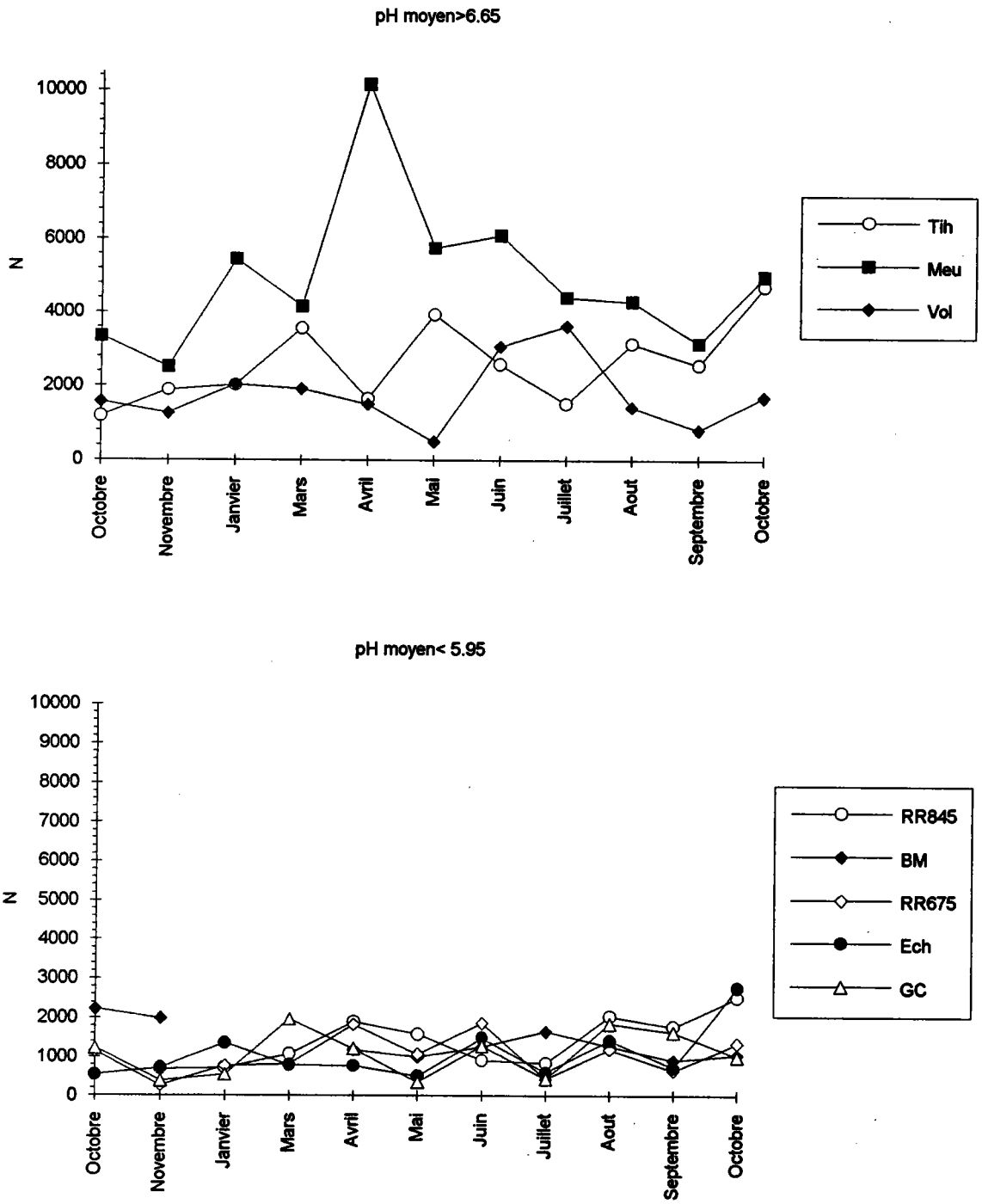


Figure 65: Evolution temporelle de l'abondance (N). RR845: Rouge-Rupt 845m, RR676: Rouge-Rupt 675m, BM: Blancs Murgers, Ech: Echarges, GC: Grand-Clos, Tih: Tihay, Meu: Meurthe et Vol: Vologne



notées dans la Vologne et le Tihay, avec notamment une valeur maximum de plus de 10000 ind/m² en Avril. Par ailleurs, la Vologne affiche une abondance extrêmement faible en mai (490 ind/m²), proche de celles enregistrées à la même période, dans les Echarges et le Grand-Clos et nettement inférieure à celles des trois autres ruisseaux acidifiés. Il semble difficile de donner une quelconque explication, d'autant plus qu'en septembre une situation du même genre est reproduite. On pourrait à la rigueur évoquer un impact d'un apport en NaCl mentionné lors de l'étude chimique, mais la Meurthe qui subit le même type d'anthropisme, ne montre pas d'anomalie durant ces périodes.

2.1.3. Diversité et équitabilité

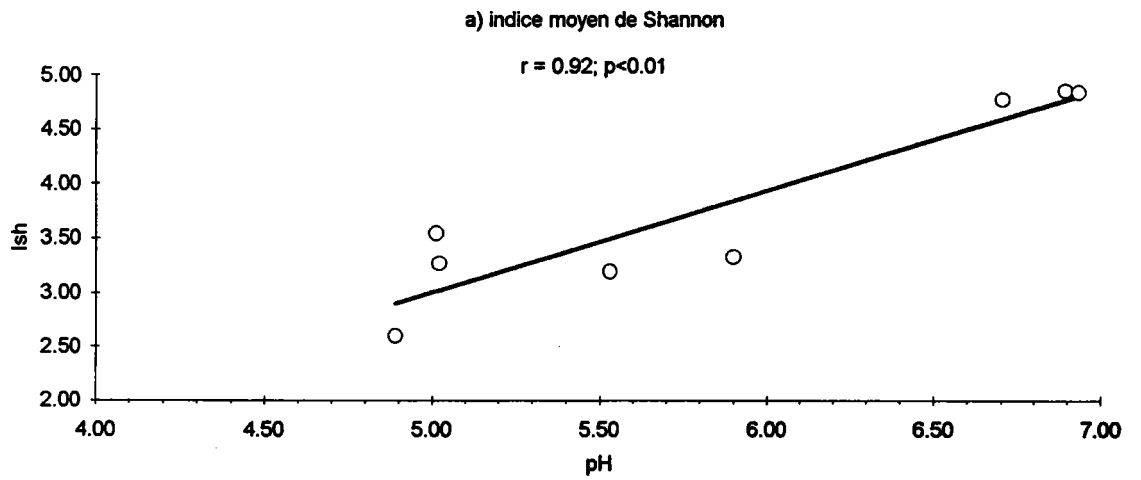
Les valeurs moyennes des diversités de Shannon et de Simpson sont élevées et remarquablement homogènes dans les cours d'eau non acidifiés (Tihay: 4,06 et 0,90; Vologne: 4,09 et 0,91; Meurthe: 4,29 et 0,91) et s'opposent aux faibles diversités observées dans les 5 autres ruisseaux (Ish<3,0 et Is<0,8). Les équitabilités sont quasi identiques dans la Meurthe (0.78), la Vologne (0.78) et le Tihay (0,77) et bien que supérieures à celles notées généralement en milieu acidifié (0,68 à 0,70), l'écart n'est pas très important, excepté avec le Rouge-Rupt (675m) qui présente la plus faible valeur (0,59). Ces trois paramètres sont significativement corrélés au pH (figures 66a,b,c).

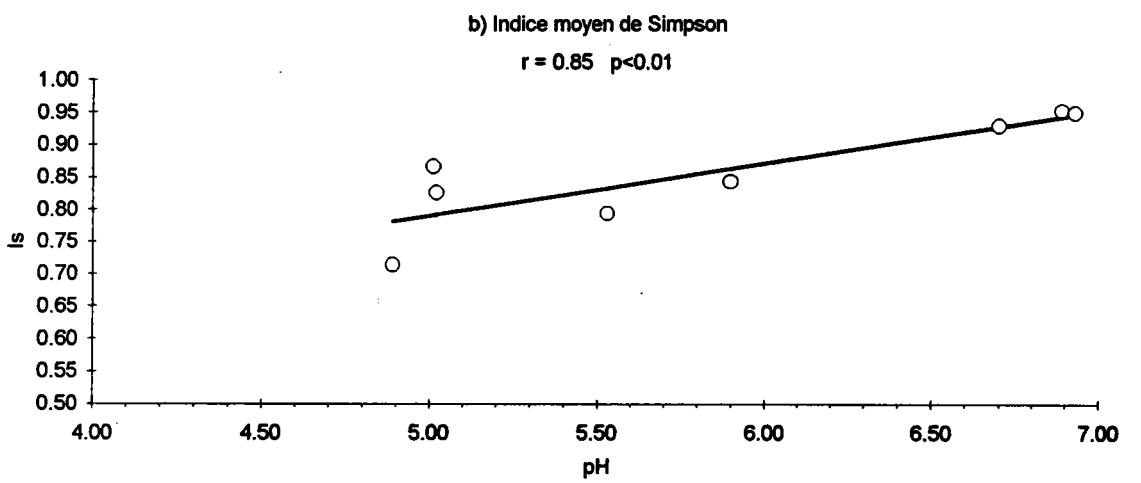
L'évolution temporelle des trois indices est donnée par la figure 67. Pour un cours d'eau donné, les variations des trois indices sont synchrones.

On remarquera la similarité entre la Vologne et la Meurthe, qui diffèrent sensiblement de la goutte du Tihay. Toutefois les variations concernant ces trois ruisseaux restent moins accusées que celles relatives aux 5 autres. Parmi ces derniers, seule la goutte des Grand-Clos, ne montre pas une dépression printanière des indices en mai et/ ou juin.

On retiendra, que les peuplements échantillonnés dans les cours d'eau non acidifiés, affichent une bonne diversité et sont équilibrés tout au long de l'année, à l'inverse des peuplements des cours d'eau sensibles à l'acidification. La seule étude de ces paramètres ne permet pas de faire de distinction entre les ruisseaux franchement acides (Rouge-Rupt, Blancs Murgers) et ceux présentant une très faible alcalinité (Echarges, Grand-Clos).

Figure 66: Evolution des indices moyens en fonction du pH. a) Shannon (Ish), b) Simpson modifié (Is), c) équitabilité (Eq)





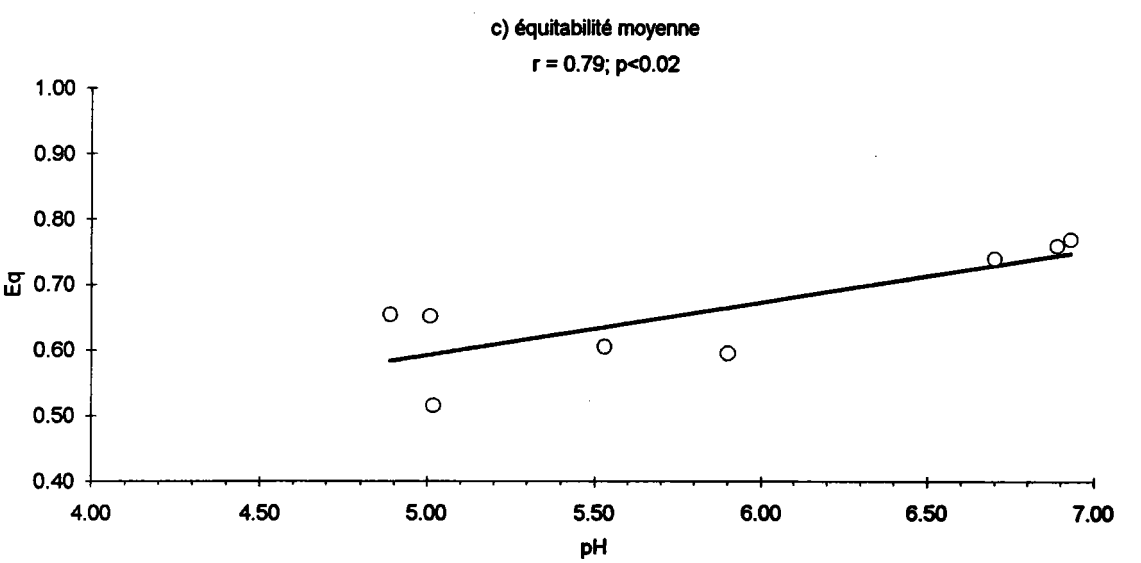
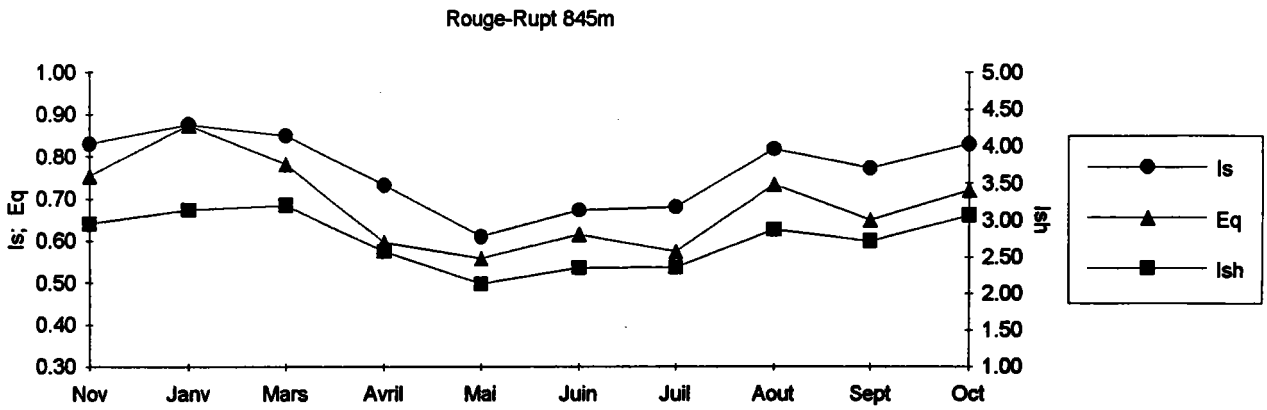
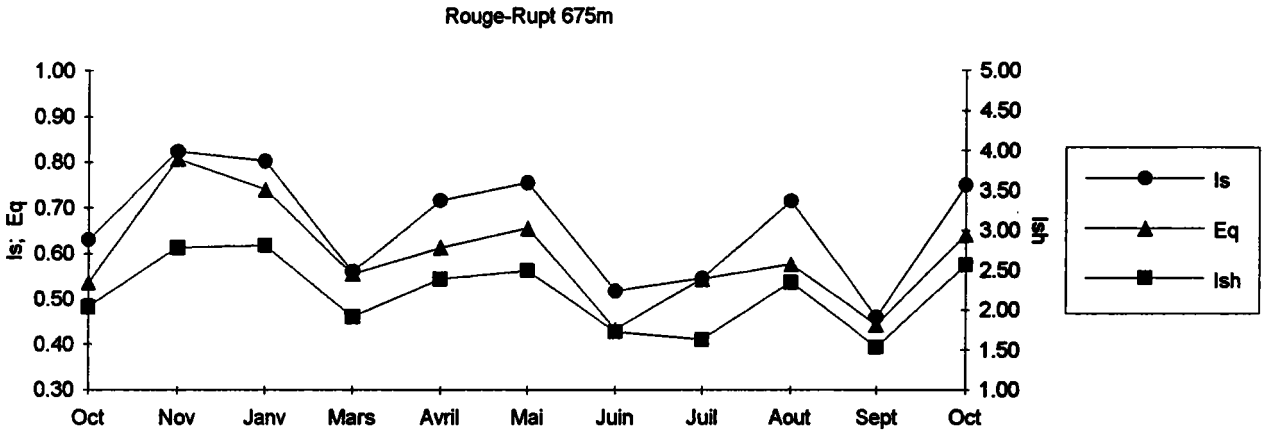
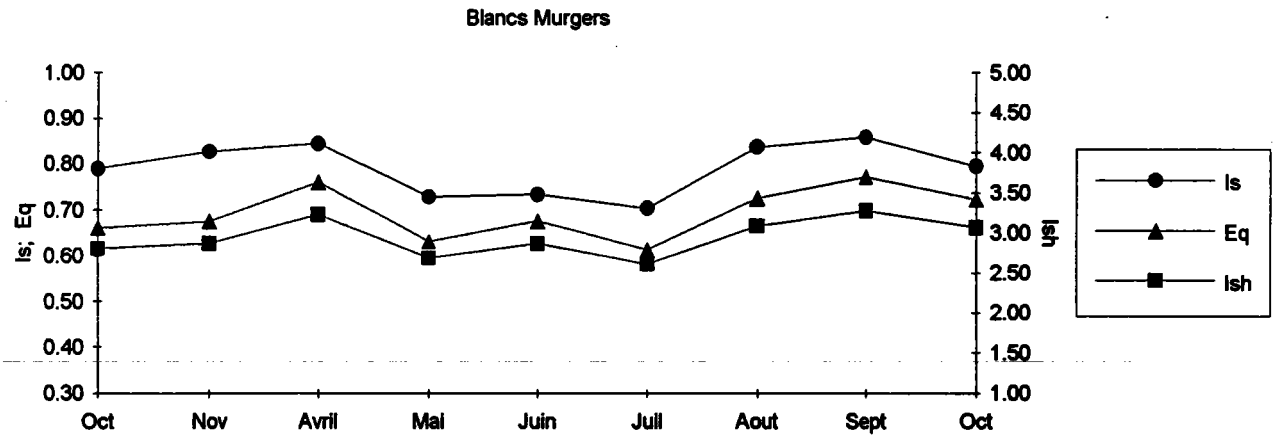


Figure 67: Variations temporelles de l'indice de shannon (Ish), de l'indice modifié de Simpson (Is) et de l'équitabilité (Eq)







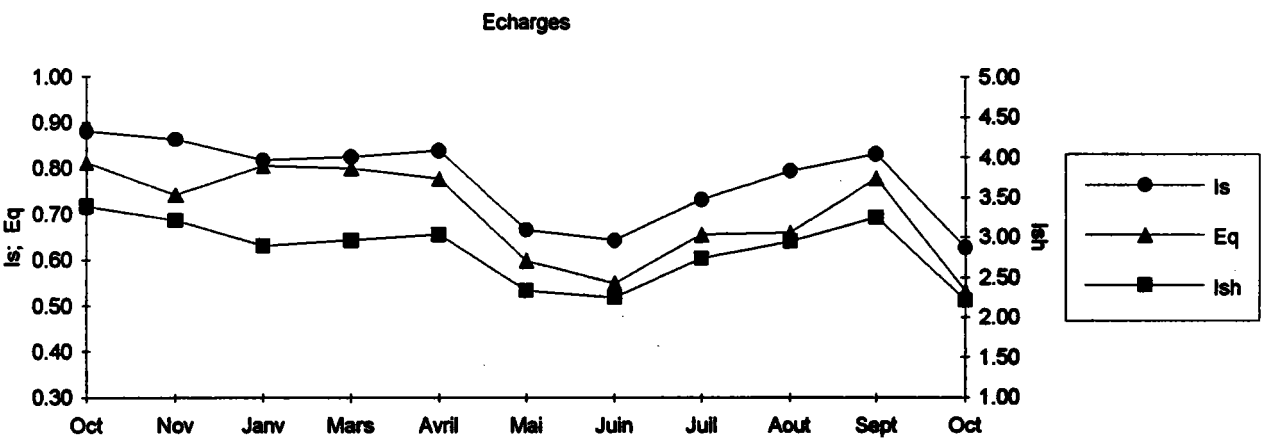
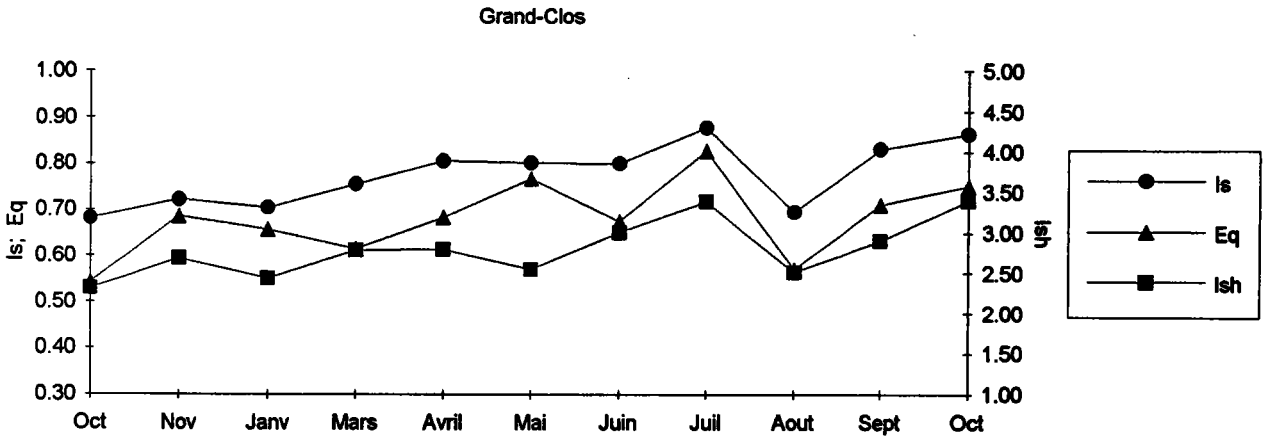
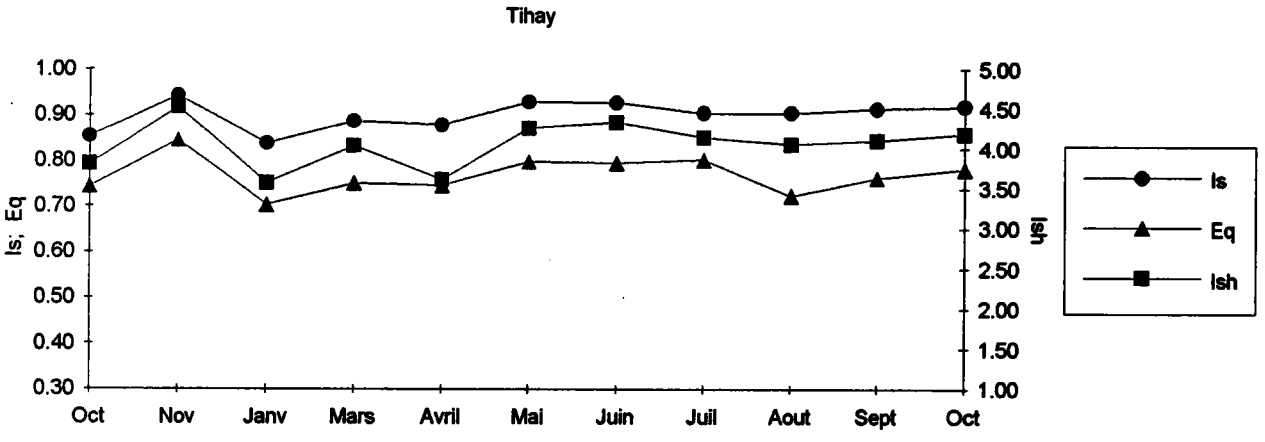
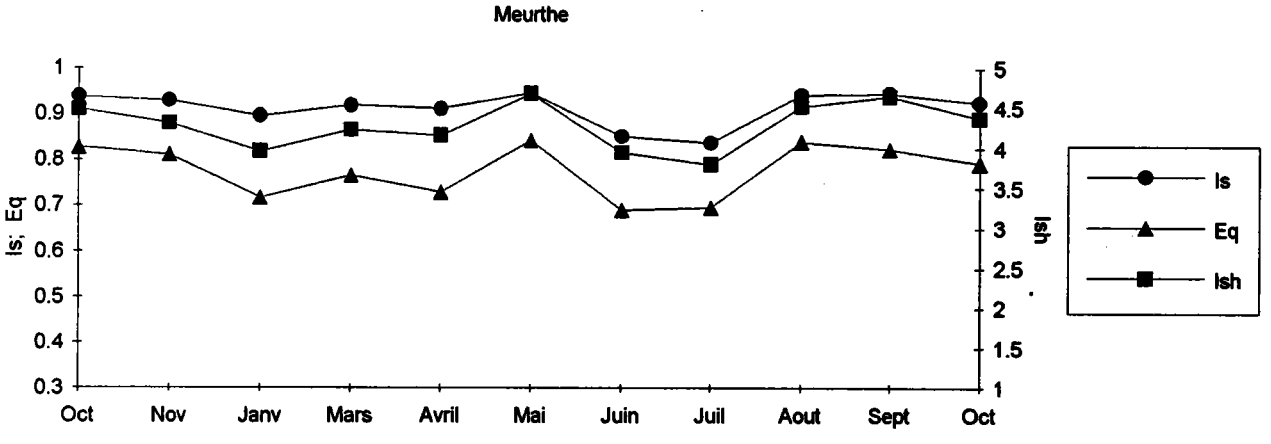
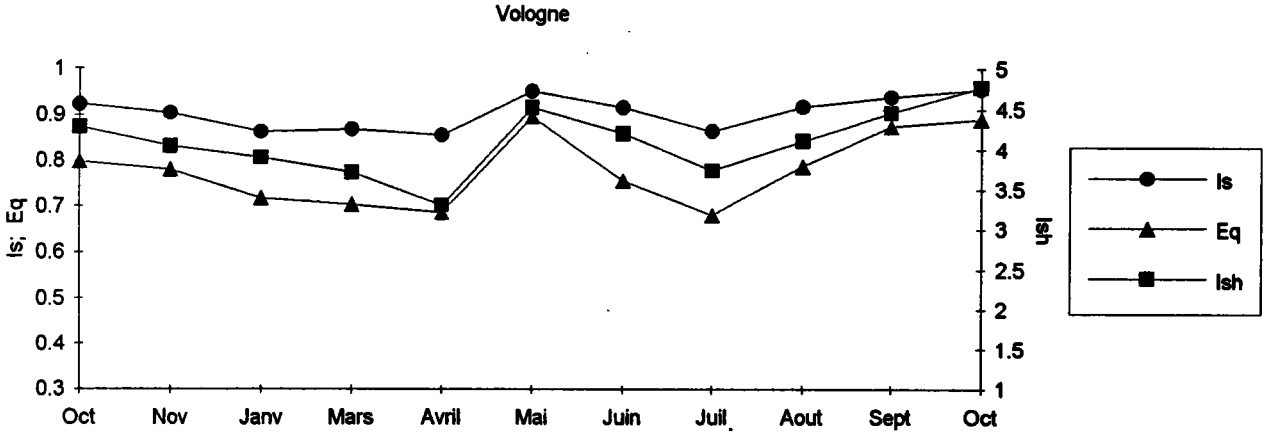


Figure 67 (suite): Variations temporelles de l'indice de shannon (Ish), de l'indice modifié de Simpson (Is) et de l'équitabilité (Eq)









2.1.4. Biomasse

Dans un souci de conserver les organismes dans un état permettant, d'une part une détermination plus poussée de certains groupes et d'autre part d'établir certains cycles biologiques, les biomasses ont été déterminées sur le matériel frais formolé puis alcoolisé et seulement sur quelques campagnes de prélèvements. Ceci explique le caractère un peu succinct de cette étude. Par ailleurs, nous avions essayé d'estimer le biovolume, mais les organismes ayant trempés dans des solutions conservatrices de densités différentes, ne décantent pas tous, rendant ainsi très aléatoire la lecture du volume déplacé, ces résultats ne seront donc pas exposés.

Les valeurs par campagne, ainsi que les valeurs moyennes figurent dans le tableau 26. Les biomasses moyennes enregistrées dans les 5 cours d'eau présentant des problèmes d'acidification, sont très faibles et varient de 2.7 mg/m² (Rouge-Rupt 675m) à 5,2 mg/m² (Blancs Murgers). Les valeurs sont plus élevées en milieu non acide, le maximum étant enregistré pour la Meurthe (15,4 mg/m²) et le minimum dans la Vologne (7,7 mg/m²). Ces résultats étaient attendus compte tenu des valeurs d'abondances annoncées précédemment et de la relation entre la biomasse et le nombre d'individu ($r = 0,82$; $p<0,001$) illustrée par la figure 68. Par ailleurs l'évolution en fonction du pH est également significative ($r = 0,75$; $p<0,05$, figure 69).

L'étude des différents descripteurs met en évidence dans des cours d'eau situés en milieu naturel, la présence de peuplements atypiques, tant du point de vue de la richesse et de l'abondance que de la diversité et de la biomasse. Ces descripteurs de peuplements apparaissent étroitement liés à l'acidification. Toutefois parmi les ruisseaux sensibles, seule la richesse totale permet de distinguer les cours d'eau en fonction de leur niveau d'acidification.

On notera que la goutte des Blancs Murgers présente à plusieurs égards, des différences sensibles avec les autres ruisseaux acidifiés. En effet, les différents descripteurs apparaissent légèrement plus élevés. Ceci est à rapprocher du fait que, bien que présentant un chimisme minéral très proche des autres cours d'eau acides, il en diffère toutefois par ses valeurs plus élevées en carbone organique total.

Tableau 26: Valeurs des biomasses mesurées pour quelques campagnes de prélèvements en mg de poids frais/m²

	Rouge-Rupt 845	Rouge-Rupt 675	Blancs Murgers	Echarges	Grand-Clos	Tihay	Meurthe	Vologne
Oct-90		4.8	4.2	4.4	4.4	4.5	13.1	6.6
Nov-90	3.0	1.3	4.6	3.5	3.1			
Jun-91	5.4		7.7	7.7				
Jul-91	3.6	1.8	8.2	1.9	1.6	17.6	18.8	8.9
Aout 91	4.6	2.6	4.3	3.3	3.6	5.2	16.3	4.2
Sep-91	4.6	2.2	2.2	2.9	3.8	10.1	10.5	7.3
Oct-91	7.4	3.7	5.3	9.3	3.7	21.4	18.2	11.5
moyenne	5.0	2.7	5.2	4.7	3.3	11.8	15.4	7.7

Figure 68: Relation entre le nombre d'individus/m² et la biomasse exprimée en mg de poids frais/m²

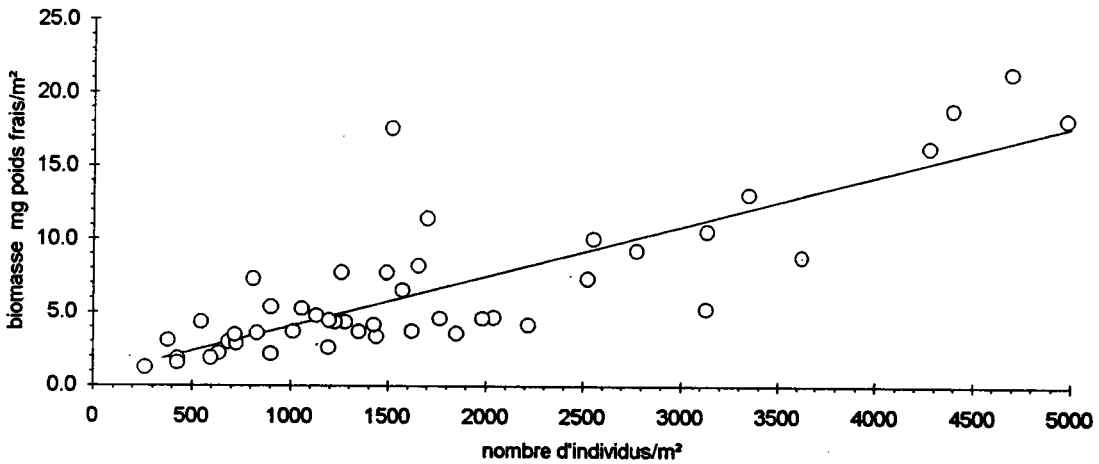
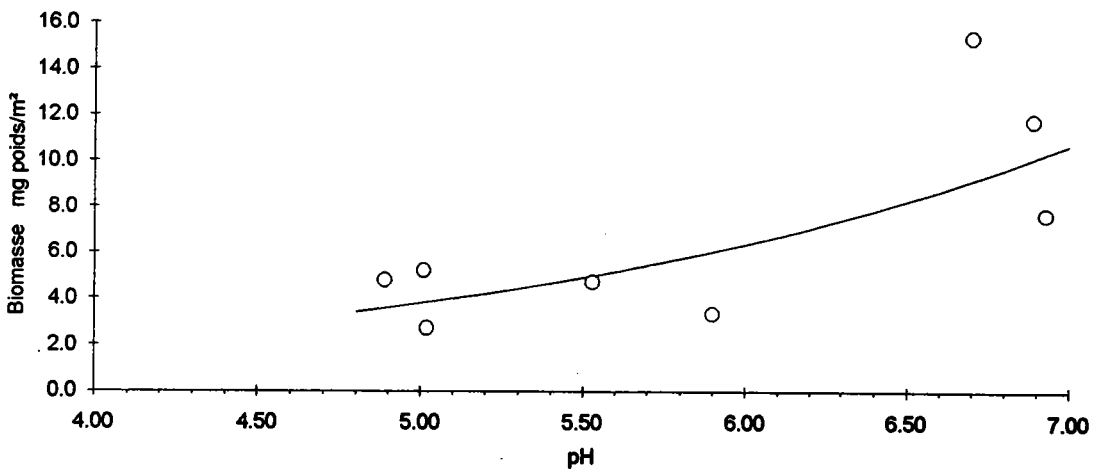


Figure 69: Relation entre le pH et la biomasse moyenne exprimée en mg de poids frais/m²



2.2. COMPOSITION DES PEUPLEMENTS

2.2.1 Contribution relative des différents groupes

Sur la base des différentes campagnes, nous avons établi la structure moyenne de chaque peuplement. La représentation graphique en est donnée par la figure 70.

Dans les cinq cours d'eau sensibles à l'acidification Plécoptères et Trichoptères sont les groupes les plus représentés. Ils dominent nettement l'édifice biologique au deux stations du Rouge-Rupt. Dans les Echarges, les Blancs Murgers et le Grand-Clos, les Diptères et/ ou les Trichoptères apportent également une contribution notable. Dans tous ces ruisseaux, Mollusques et Crustacés n'ont jamais été échantillonnés et les Coléoptères sont peu abondants. Par contre, on note la présence en très faibles effectifs d'Ephémèroptères, excepté dans le Rouge-Rupt amont.

Dans les trois ruisseaux non acidifiés, les organismes sont répartis de façon plus équitable entre les principaux groupes faunistiques. Les peuplements sont alors caractérisés par une domination de l'entomofaune. Les Mollusques sont présents, mais leur abondance relative est très faible. Seules la Vologne et la Meurthe possèdent des Crustacés. En effet nous n'avons jamais récolté de Crustacés dans le bassin versant du Rouge-Rupt et leur absence, dans ce cas, n'est donc pas synonyme d'acidification. On remarquera également que dans le Tihay, les Plécoptères représentent plus de 25% des organismes.

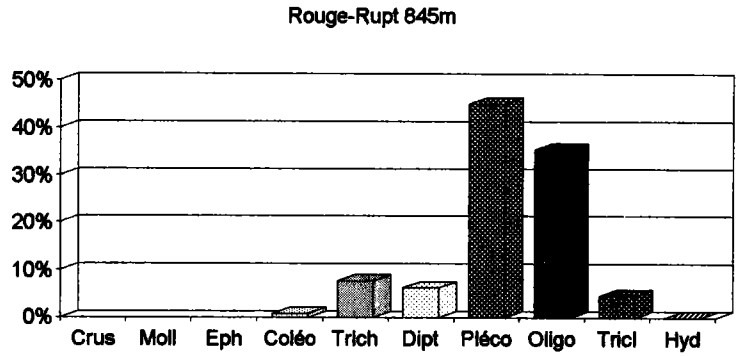
Nous avons également établi la contribution relative de chaque ordre d'insectes à la richesse de l'entomofaune (figure 71).

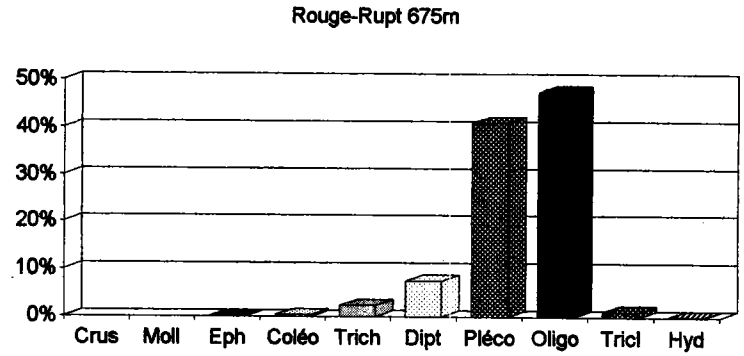
Un même groupe apparaît dans des proportions relativement équivalentes au sein de chaque peuplement, à l'exception toutefois des Ephémèroptères. Dans tous les cours d'eau, les Plécoptères puis les Trichoptères sont les groupes les plus diversifiés et représentent respectivement de 32% à 45 % et de 23% à 34% des taxa. La proportion de Diptères est sensiblement égale pour chaque ruisseau. Cependant, il est évident que le nombre de taxa appartenant aux Diptères est largement sous-estimé, en raison des limites de détermination adoptées. On peut raisonnablement penser que ce groupe est mieux représenté, en terme d'espèce, que les Coléoptères et les Ephémèroptères.

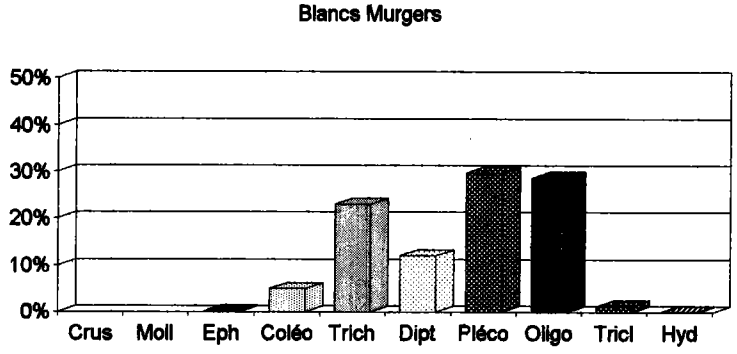
2.2.2. Mollusques et Crustacés

Les Crustacés sont représentés uniquement par le genre *Gammarus*. L'espèce *gammarus pulex* semble la seule présente, mais une confirmation est nécessaire. Les

Figure70: Structure moyenne des peuplements. Crus: Crustacés, Moll: Mollusques, Eph: Ephémères, Coléo: Coléoptères, Trich: Trichoptères, Dipt: Diptères, Pléco: Plécoptères, Oligo: Oligochètes, Tricl: Triclades, Hyd: Hydracariens







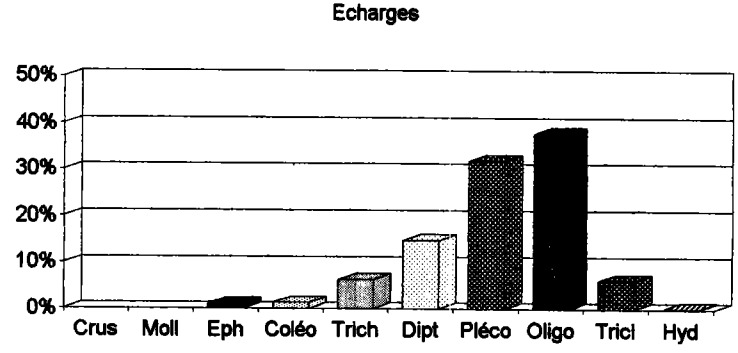


Figure70 (suite): Structure moyenne des peuplements. Crus: Crustacés, Moll: Mollusques, Eph: Ephémères, Coléo: Coléoptères, Trich: Trichoptères, Dipt: Diptères, Pléco: Plécoptères, Oligo: Oligochètes, Tricl: Triclades, Hyd: Hydracariens

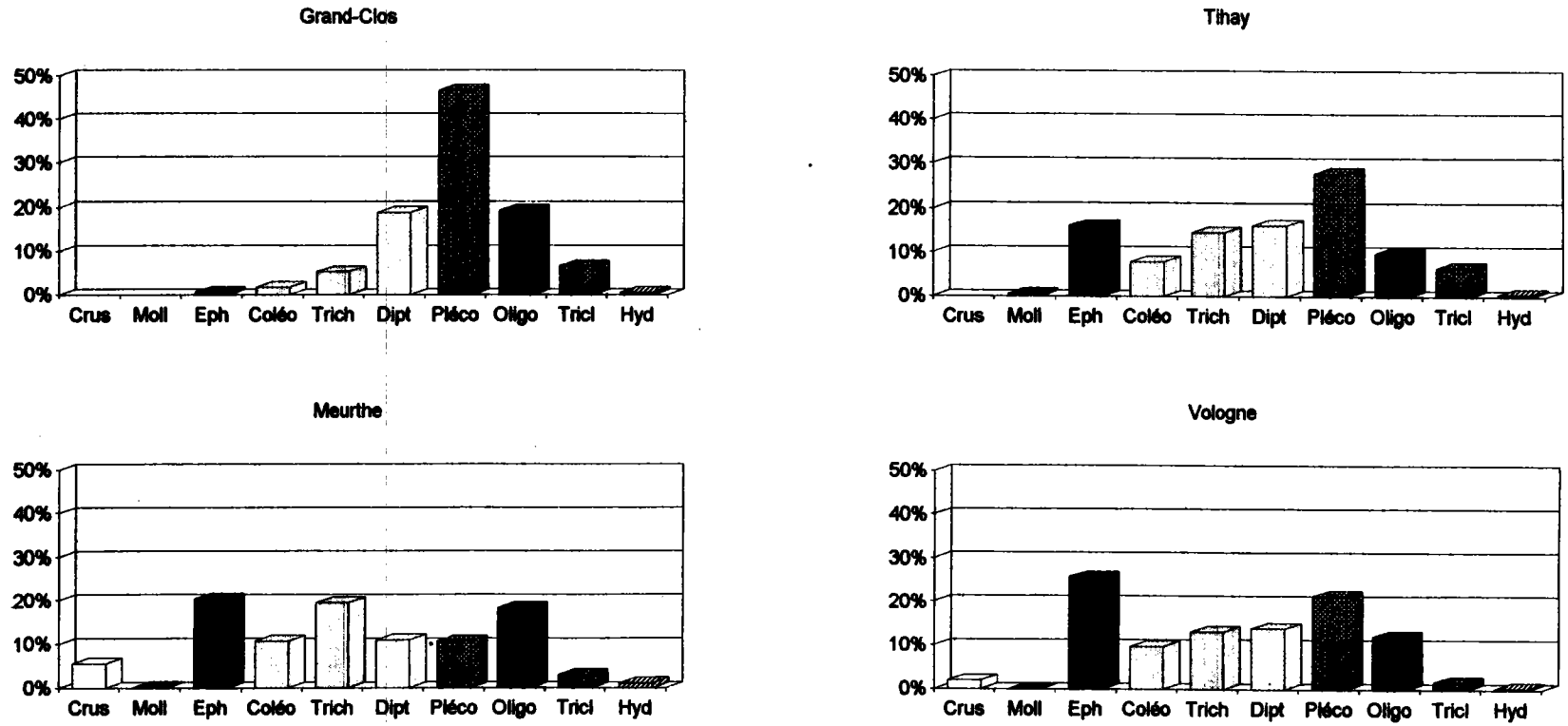
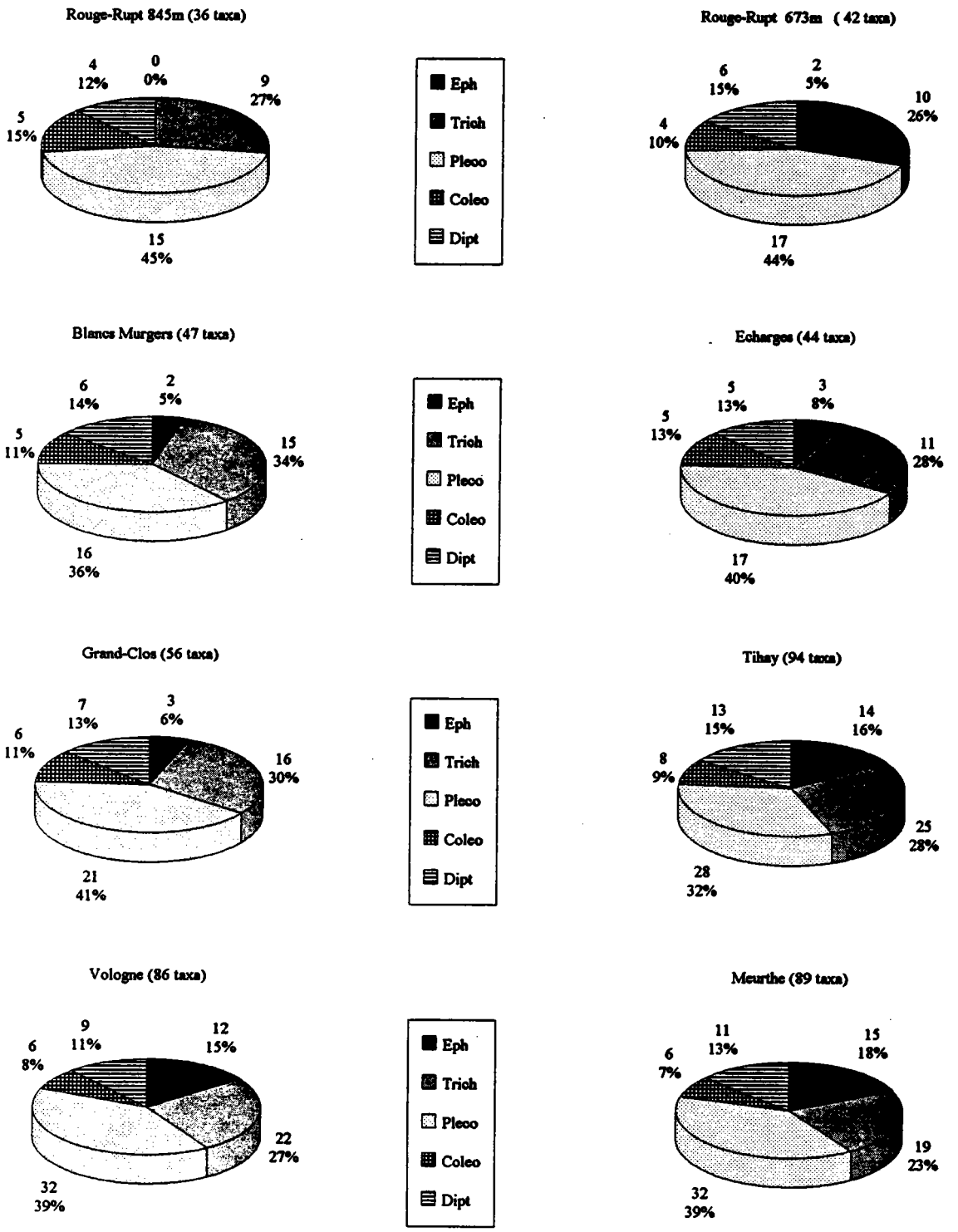


Figure 71: Structure des peuplements en terme d'entomofaune. (entre parenthèses est donnée la richesse totale). Pour chaque ordre apparaît: le nombre de taxa et le pourcentage de la richesse de l'entomofaune qu'il représente



Mollusques sont peu abondants mais régulièrement échantillonnés en milieu non acidifié. Deux espèces, *Bythinella viridis* et *Ancylus fluviatilis* ont été identifiées. *A. fluviatilis* peut éventuellement échapper au prélèvement surber en raison de sa distribution sur les roches de fortes tailles difficilement échantillonnables, mais ne peut passer inaperçu lors d'une prospection manuelle du milieu, lorsqu'il est présent. Nous avons fréquemment remarqué lors du tri, la fragilité des coquilles, phénomène jamais observé dans des cours d'eau situés plus en aval. Il semble que cette espèce trouve là sa répartition limite, probablement à cause des faibles concentrations en calcium.

2.2.3. Ephémèroptères

19 espèces d'Ephémèroptères ont été identifiées au cours de cette étude. Toutes sont des espèces d'eau courante et la plupart sont rhéophiles à l'exception des Leptophlebidae et Siphlonuridae, qui ont une préférence marquée pour les faciès lentiques. 14 espèces ont été récoltées dans le bassin versant du Rouge-Rupt, 12 dans la Vologne et 15 dans la Meurthe.

10 espèces sont communes à la Meurthe, à la Vologne et au Tihay: *Epeorus sylvicola, Ecdyonurus venosus, Rhithrogena sp* cf. *semicolorata, Baetis rhodani, B. vernus, B. melanonyx, B. alpinus, B. muticus, Ephemerella ignita* et *Habroleptoides confusa.* Ce sont des espèces caractéristiques du rhithron vosgien qui ont été régulièrement échantillonnées dans d'autres cours d'eau du massif (Guérold *et al.* 1991).

Par contre, *Paraleptophlebia submarginata, Habrophlebia lauta, Electrogena lateralis*, n'ont été identifiées que dans le Tihay et en de rares occasions. A noter que dans ce ruisseau *Rhithrogena* du groupe *semicolorata* est représentée par deux espèces, non encore identifiées pour l'instant. *Ameletus inopinatus* est présent dans la Vologne et la Meurthe en faible abondance et *Baetis niger, Siphlonurus lacustris* et *Rhithrogena sp* cf *hercynia* ne sont représentées que dans la Meurthe. La plupart de ces espèces a été récoltée presque exclusivement en chasse à vue manuelle dans les cours d'eau, ce qui souligne l'intérêt d'une telle prospection.

Les Ephémères sont très faiblement représentées en milieu acidifié. Toutefois, 5 espèces ont été récoltées dans le Rouge-Rupt et ces différents affluents présentant des problèmes d'acidification. Le tableau 27 donne pour chaque espèce, le nombre d'individus capturés, la période et la station.

Une seule larve d'un très jeune stade d'*Eporus sylvicola* a été récoltée en Août 1991 et dans un seul cours d'eau (Blancs Murgers). On pourrait penser que cette

Tableau 27: Espèces d'Ephémèroptères et nombre d'individus capturés en milieu acide dans le bassin du Rouge-Rupt

	Rouge-Rupt 675m	Blancs Murgers	Echarges	Grand-Clos
Baetis vernus période	2 VIII 91	6 VI, VII, IX 91	10 VII, VIII 91	
Baetis rhodani période	1 VIII 91		29 VIII, IX, X 91	18 X 90, VIII, IX,, X 91
Baetis alpinus période			1 VIII 91	1 X 90
Baetis melanonyx période				1 X 90
Epeorus sylvicola période		1 VIII		

organisme provient d'un artéfact de prélèvement, si les milieux acides n'avaient pas été échantillonnés en premier. Il est évidemment difficile d'attribuer une quelconque signification à la présence d'un seul individu. Les 4 autres espèces appartiennent uniquement au genre *Baetis: B. vernus, B. rhodani, B. melanonyx, B. alpinus.*

De ces 4 espèces, *B.alpinus* n'a été trouvé qu'en 1 seul exemplaire dans les Echarges et le Grand-Clos et *B. melanonyx* uniquement dans le Grand-clos et également en un seul exemplaire. Seuls *B. vernus* et *B. rhodani* apparaissent dans trois ruisseaux en effectifs significatifs. La présence de *Baetis vernus* est d'autant plus étonnante que cette espèce n'a jamais été échantillonnée par prélèvements surber dans la Goutte du Tihay, mais uniquement en chasse à vue.

Ces cinq espèces n'ont été récoltées que de juin à octobre et jamais le reste de l'année. Cette période caractérisée par un étiage, coïncide avec les valeurs maximales de pH et d'alcalinité et les valeurs minimales d'aluminium enregistrées dans les différents cours d'eau. La présence de larves durant cette période montre qu'il existe une possibilité, au moins partielle, de recolonisation du milieu par certaines espèces. D'autres observations de terrain viennent d'ailleurs étayer cette hypothèse. En effet, nous avons régulièrement observés de nombreux subimagos et imagos de différentes espèces survolant vers l'amont soit les cours d'eau soit la route forestière longeant le cours axial du Rouge-Rupt, parfois en nuées assez denses. Nous avons ainsi pu capturer outre des éphémères du genre *Baetis*, des individus d'*Ephemerella ignita*, de *Siphlonurus lacustris* et de *Rhithrogena sp* cf *semicolorata*. Ces trois dernières espèces n'ont jamais été échantillonnées à l'état larvaire dans le Rouge-Rupt et ses affluents acidifiés, bien que l'oviposition par *Rhithrogena sp* cf *semicolorata* y ait été observée. On signalera, d'une part que les imagos d' *E. ignita* capturés ne sont pas originaires de la goutte du Tihay, les larves dans ce cours d'eau n'étant pas encore en fin de développement, et que d'autre part, *S. lacustris* n'a jamais été recensé dans ce ruisseau. Les migrations de ces deux espèces semblent donc provenir de cours d'eau plus chauds situés en aval de Cornimont.

L'absence de larves durant l'hiver et le printemps dans les différents cours d'eau, montre que les stades normalement présents à cette époque ne supportent pas les conditions du milieu. A ce titre, l'exemple du cycle biologique de *B. rhodani,* apparaît fort intéressant.

Comme cela est classiquement le cas (Elliott *et al.*, 1988), l'espèce est bivoltine dans la goutte du Tihay. Les subimagos de première génération émergent en mai et juin et les premières éclosions commencent en juillet, la croissance des larvules est alors très rapide durant les mois d'été et dès la fin septembre les individus de deuxième génération

prennent leur envol. Les éclosions commencent à partir de fin octobre. *B. rhodani* présente donc une génération d'été, dont le développement est très court. Quelques individus de la génération d'été au dernier stade, ont été capturés dans les Echarges fin septembre, ce qui indique la possibilité pour cette espèce de réaliser un cycle de développement complet en milieu acidifié. Par contre les larves qui sont appelées à passer l'hiver n'ont jamais été récoltées. Il y a donc dans le cas de cette espèce une superposition entre le cycle estival et une amélioration de la qualité des eaux. Cependant, nous ne savons pas si les larves de deuxième génération sont issues de pontes déposées par des imagos eux-mêmes originaires du cours d'eau ou par des individus migrant de l'aval.

En raison du faible nombre d'individus de *B. vernus*, nous n'avons pas pu établir son cycle. Toutefois, la littérature indique que cette espèce est généralement bivoltine voire polyvoltine (Andersen *et al.*, 1978, Schmidt, 1951). *B. alpinus* et *B. melanonyx* sont, en revanche, univoltines dans le Tihay, cette dernière espèce semblant d'ailleurs se développer extrêmement rapidement pendant le mois de juin.

Il nous semble opportun de préciser que dans la goutte du Grand Ventron, affluent au chimisme proche de celui des Blancs Murgers et qui n'a pas fait l'objet d'un suivi biologique régulier, différents spécimens de *B. rhodani* et *B.vernus* ont également été capturés en été (Jacquemin, communication personnelle).

Des 4 espèces de Baetidae, *B. vernus* et *B. rhodani* sont les deux espèces retrouvées en majorité dans les ruisseaux acidifiés et sont également les deux espèces bivoltines. On notera que *B. muticus*, espèce également bivoltine dans le Tihay n'a jamais été capturée ailleurs dans le bassin du Rouge-Rupt, mais la période d'émergence est précoce et les premières larvules sont trouvées dés le mois de juin.

Nous avions vu lors de l'étude spatiale, que les Ephémères constituent un groupe sensible. La présente étude montre qu'en fait la réponse de ces organismes est plus nuancée et qu'une possibilité de recolonisation existe à cours terme dans le cas d'une éventuelle restauration du milieu. Toutefois en l'état, les peuplements d'Ephémères en milieu acide restent précaires et peuvent être qualifiés de relictuels.

2.2.4. Trichoptères

Au total 39 Trichoptères ont été identifiés.Seulement 3 espèces sont communes aux 8 cours d'eau: *Ryhacophila evoluta, Drusus annulatus et Odontocerum albicorne*. Au minimun, 28 espèces sont présentes dans le bassin versant du Rouge-Rupt. Parmi

celles-ci, 7 sont communes dans tous les ruisseaux acidifiés et concernent trois familles, Rhyacophilidae, Polycentropodidae et Odontoceridae. Il s'agit de *Rhyacophila philopotamoides centralis, R. Evoluta, R. obliterata, Plectrocnemia geniculata, P. conspersa, D. annulatus.*

7 autres espèces, réparties dans 5 familles ne sont retrouvées que dans la Meurthe, la Vologne ou le Tihay: *Rhyacophila aquitanica, R. tristis* (Rhyacophilidae), *Drusus discolor, Anomalopteryx chauviniana* (Limnephilidae), *Silo palipes* (Goeridae), *Micrasema longulum* (Brachycentridae), *Philopotamus ludificatus* (Polycentropodidae).

4 espèces n'ont été échantillonnées que dans un seul de ces trois ruisseaux: *Limnephilus sp* (Vologne), *Tinodes sp* (Tihay), *Ecclisopteryx sp* et *Halesus digitatus* (Meurthe).

Toutefois, en tout 20 taxa ont été récoltés au moins une fois en milieu acide, mais plusieurs d'entre eux uniquement en un ou deux exemplaires et dans un ou deux ruisseaux comme *Chaetopterygopsis macachlani* (1 larve, Blancs Murgers), *Chaetopteryx villosa* (1 larve Blancs Murgers, 1 larve Rouge-Rupt 675), *Apatania sp* (1 larve, Rouge-Rupt), *Agapetus sp* (1 larve Grand-Clos), *Potamophilax sp* (2 larves: Blancs Murgers, 2 larves: Echarges). La présence de ces espèces est difficile à interpréter d'autant plus que certaines d'entre elles sont absentes ou très faiblement représentées dans le ruisseau du Tihay. On notera la présence assez régulière de *Lithax niger*, uniquement dans les Blancs Murgers et le Tihay.

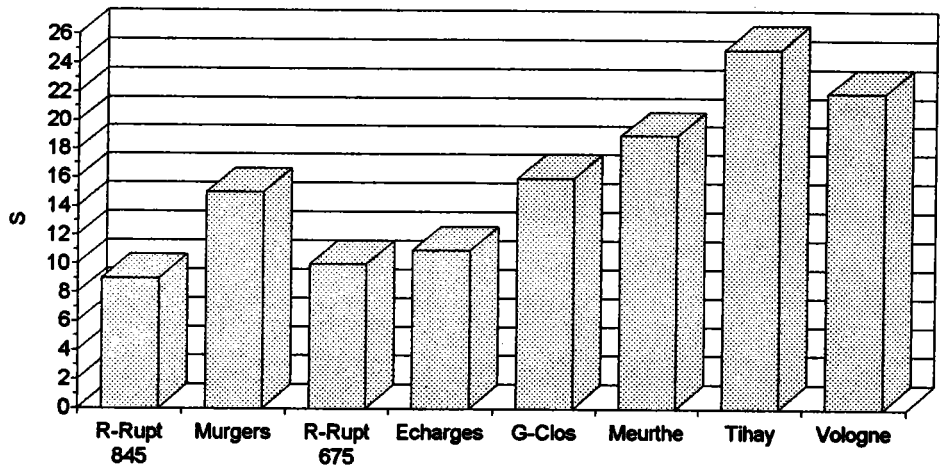
La figure 72 donne respectivement, la richesse totale, l'abondance moyenne et la diversité moyenne pour chaque cours d'eau, classés par ordre croissant de pH. La richesse et la diversité suivent globalement le pH. Par contre l'abondance apparaît très variable, la Meurthe se distinguant nettement en raison des abondances très élevées de *Micrasema minimum, Glossosoma conforma* et *Silo palipes*. On remarquera, l'abondance moyenne enregistrée pour les Blancs Murgers, et qui dépasse celle de la Vologne. Les effectifs élevés sont uniquement dus au nombre d'individus appartenant à l'espèce *D. annulatus.*

Deux faits majeurs ressortent de ces figures:

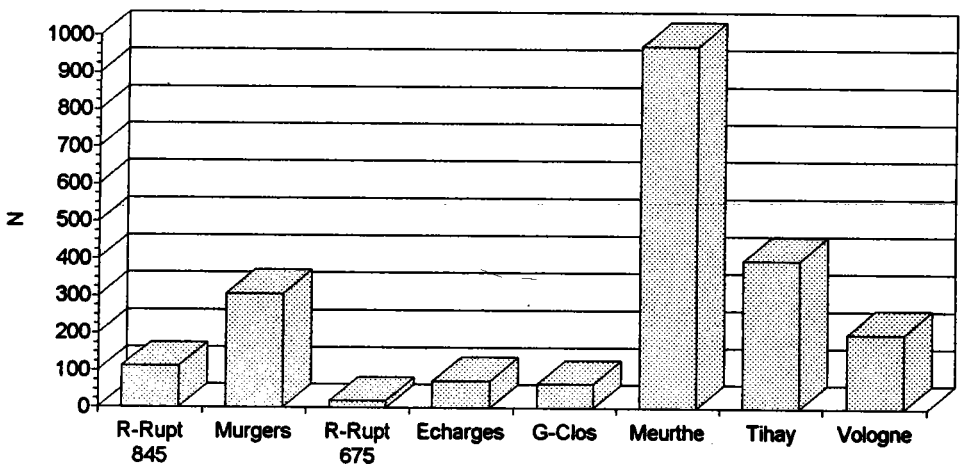
- La goutte des Blancs Murgers, présente un peuplement de Trichoptères, plus riche, plus diversifié et plus abondant que dans les ruisseaux très proches d'un point de vue chimie à l'exception, rappelons-le, des concentrations en carbone organique dissous.
- Le Grand-Clos caractérisé globalement par un chimisme moins acide, affiche une richesse (16 taxa) et une diversité plus élevées que dans les autres cours d'eau franchement acides.

Figure 72: Richesse totale (a), abondance moyenne (b) et diversité moyenne (c) des Trichoptères pour les huit stations. Les stations sont classées par ordre croissant de pH. R-Rupt = Rouge-Rupt, Murgers = Blancs Murgers, G-Clos = Grand-Clos

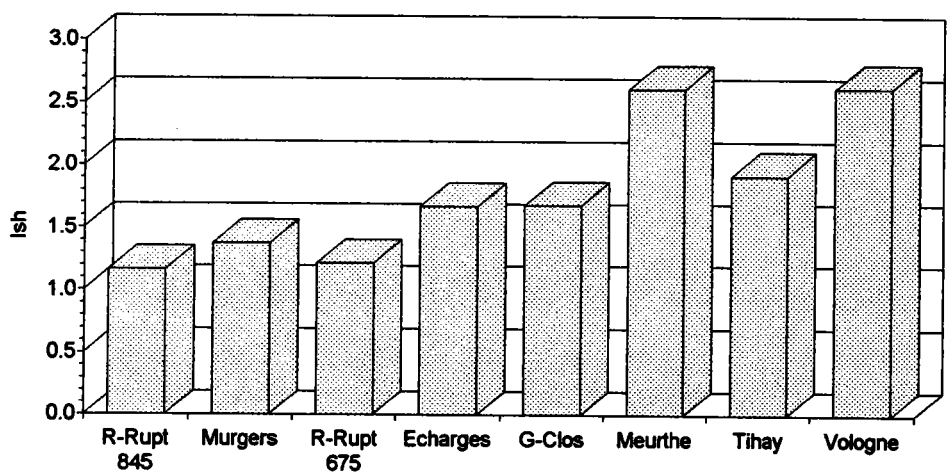
a) Richesse totale



b) Abondance moyenne



c) Diversité moyenne



La réponse des Trichoptères à l'acidification apparaît nettement plus nuancée que celle des Ephémèroptères. Plusieurs espèces sont particulièrement intéressantes dans le sens où quelques jeunes stades larvaires ont été récoltés dans différents cours d'eau sensibles. Ces quelques taxa et les stations sont recensés dans le tableau 28. Compte tenu des stades larvaires, la détermination à l'espèce d'*Hydropsyche* n'a pu être réalisée. L'espèce pourrait être *H. instabilis*, cette dernière étant la seule récoltée dans le Tihay où elle présente un cycle univoltin, comme la plupart des espèces appartenant à ce genre à des latitudes et altitude comparables (Edington et Hildrew, 1981). Les adultes émergent de fin juin à août et l'éclosion des oeufs est immédiate. Des larves ont été récoltées en faible nombre, dans le Rouge-Rupt 675 et dans les Blancs Murgers en août et septembre 91, et en nombre plus important dans le Grand-Clos en novembre 91 et d'août à Octobre 91. Dans la goutte du Tihay, l'espèce est rencontrée toute l'année généralement en effectifs importants.

5 larvules de *Glossosoma conformis* ont été échantillonnées dans le grand-Clos en Octobre 91. Cette espèce abondante dans le Tihay est également univoltine, et vole de juin à juillet. Les premières larves éclosent dès le mois d'août. A signaler, que quelques imagos remontant le grand-Clos et le cours axial du Rouge-Rupt ont été capturés en juillet, ce qui laisse supposer une recolonisation par l'aval, plutôt que des émergences sur les lieux de capture.

2 espèces appartenant au genre *Philopotamus* ont été identifiées: *P. montanus* dans le Grand-Clos et les Echarges et *P. Variegatus* dans le Grand-Clos. La capture de très peu d'adultes sur ces deux ruisseaux et l'absence de larves le reste de l'année, laissent également supposer une recolonisation du milieu par l'aval. Les deux espèces coexistent dans le Tihay, où elles montrent un cycle univoltin. Par ailleurs, *P. montanus* présente une période de vol très étendue du printemps à la fin de l'été. La période d'incubation des oeufs est très courte et la croissance rapide avant l'hiver.

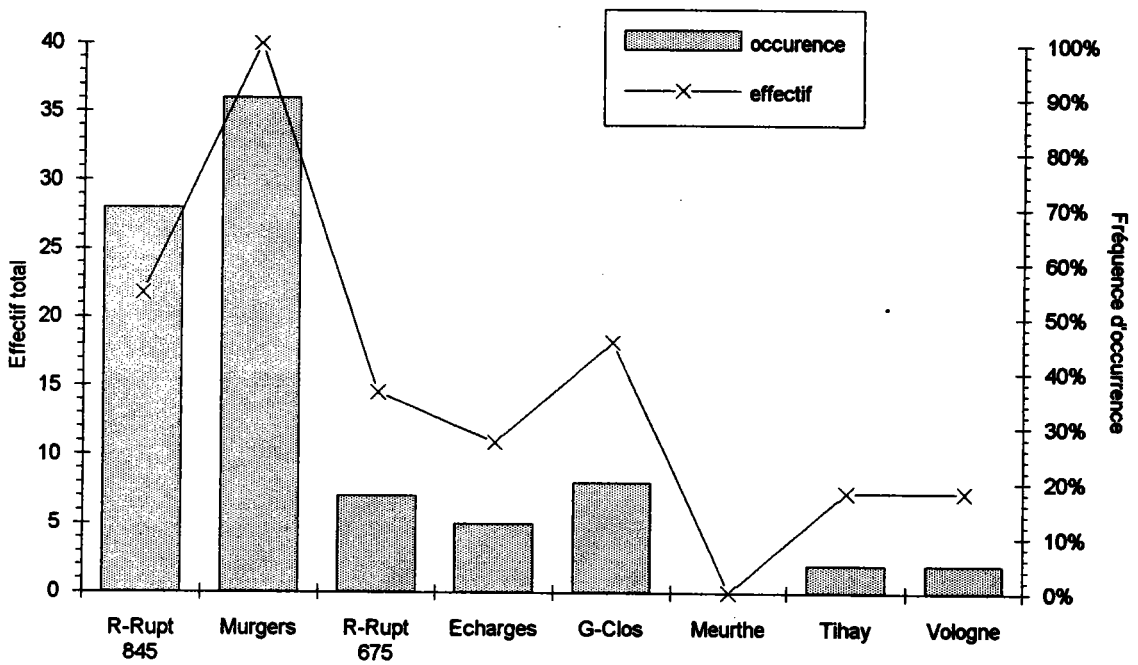
A l'instar des quelques Baetidae examinés précédemment, *Hydropsyche sp*, *G. conformis*, *P. montanus* et *P. variegatus*, ne sont récoltés qu'en période d'étiage qui correspond à la période de ponte, d'incubation et d'éclosion des oeufs. Par contre il n'existe pas de génération d'été et l'accomplissement d'un cycle complet ne semble pas réalisé.

L'absence de *Philopotamus* et *Glossosoma* du Rouge-Rupt (675m et 845m) et des Blancs Murgers n'est évidemment pas prouvée, mais elle pourrait correspondre à une sensibilité plus élevée que celle d'*Hydropsyche* aux conditions modérément acides de ces deux ruisseaux comparées aux Echarges et Grand-Clos qui en juillet et août récupèrent une alcalinité plus élevée.

Tableau 28: Effectifs de certainsTrichoptères et nombre d'individus capturés en milieu acide dans le bassin du Rouge-Rupt

	Rouge-Rupt 675m	Blancs Murgers	Echarges	Grand-Clos
Hydropsyche sp période	2 VIII 91	6 VIII, IX 91		21 XI 90, VIII, IX,, X 91
Philopotamus sp période			15 VIII, IX 91	7 X 90, VI, VII, VIII, 91
Glossosoma sp période				5 X, 91

Figure 73: Effectifs totaux et fréquences d'occurrence de P. conspersa à chaque station. Les stations sont arrangées par ordre croissant de pH. R-Rupt = Rouge-Rupt, Murgers = Blancs Murgers G-Clos = Grand-Clos



L'étude de 34 cours d'eau avait mis en évidence ce que nous avons appelé le caractère acidophile de *P. conspersa*. La figure 73 qui donne la distribution des effectifs et de la fréquence d'occurence de cette espèce aux différentes stations arrangées par ordre croissant de pH, confirme cette observation.

Une mention particulière concerne *O. albicorne*, fréquemment échantillonné en milieu acidifié mais jamais en effectifs importants. Dans ces cours d'eau, nous n'avons jamais récolté de nymphe ni d'imagos, à l'inverse des ruisseaux non acidifiés, mais compte tenu de la constance de l'espèce, il est difficile d'en donner une quelconque explication pour l'instant.

Au cours de cette étude, nous avons pu établir qu'environ 50% du nombre total de taxa recensés sont retrouvés dans des eaux présentant des problèmes d'acidification. Toutefois, nombreuses sont les espèces qui ne sont jamais abondantes. Il semble acquis que certaines d'entres elles présentent un statut précaire, et l'accomplissement complet de leur cycle est très incertain. Pour d'autres, en raison de leurs faibles effectifs même dans les cours d'eau non acidifés, il apparaît difficile de savoir si l'espèce est accidentelle, "normalement présente" ou présente seulement durant une partie de son cycle. Une faune typique des Trichoptères en milieu acidifé peut se résumer à *P. conspersa* (Polycentropodidae), *D. annulatus* (Limnephilidae), *R. evoluta* (Rhyacophilidae)

2.2.5. Plécoptères

Remarque: Les Plécoptères constituent un groupe un peu particulier car si la majorité des espèces est très difficilement identifiable à l'état larvaire, exception faite des larves-nymphes (mâle essentiellement), les imagos sont très faciles à attraper et leur détermination est généralement assez aisée. Nous avons pu ainsi capturer quelques milliers d'individus de janvier à novembre. Le nombre d'espèces identifiées au cours de cette étude est élevé avec en particulier, 20 espèces pour les seuls genres *Leuctra* et *Protonemura*. Pour ces différentes raisons, si les périodes d'émergence sont bien établies, les autres phases des cycles de développement ne sont pas, à quelques exceptions près, connues.

39 espèces ont été capturées dans les différents cours d'eau étudiés, dont 34 dans le bassin du Rouge-Rupt. Huit sont communes à tous les ruisseaux: *Brachyptera*

seticornis, Amphinemura sulcicollis, Protonemura lateralis, P. fumosa, Leuctra nigra, L. pseudosignifera, L. cingulata et *Siphonoperla torrentium*. Parmi les 39 espèces recensées, au total 24 apparaissent dans les ruisseaux sensibles à l'acidification, soit une réduction d'environ 40% des espèces.

P. nitida, Nemurella picteti, Nemoura marginata, Capnia vidua et *Leuctra inermis* sont régulièrement échantillonnées dans au moins 4 des 5 ruisseaux sensibles, mais ces espèces semblent ne jamais être abondantes même dans les cours d'eau non acides. 2 espèces *Leuctra albida* et *L. prima* n'ont été identifiées en milieu acide qu'en de rare occasion. Par ailleurs quelques imagos de *L. hyppopus*, *L. fusca* et *L. alpina* ont été capturés à proximité du moins acidifié des cours d'eau (Grand-Clos). D'autres espèces par contre apparaissent particulièrement abondantes si l'on se réfère aux collectes d'imagos. Ainsi, bien qu'il soit difficile de donner une signification quantitative à un effort de chasse à vue, la figure 74 représente le nombre d'adultes de *Leuctra pseudosignifera, L. nigra, Siphonoperla torrentium* et *L. cingulata* capturés en chasse à vue pendant un effort d'environ 10 minutes sur les rives de chaque cours d'eau, classés par ordre croissant de pH.. Ces 4 espèces sont dominantes parmi les imagos récoltés, respectivement en avril, mai, juin et août 1991. A l'exception de *L. nigra*, ces espèces sont toujours beaucoup moins abondantes aux abords des cours d'eau non acidifiés. Des observations similaires se rapportent aux larves d'*A. sulcicollis* et *S. torrentium* (figure 75).

La figure 76 résume la richesse totale en Plécoptères par station ainsi que le nombre d'espèces appartenant aux genres *Leuctra* et *Protonemura*. Ces deux genres constituent l'essentiel de la faune plécoptèrique en milieu acide. Toutefois 2 espèces de Leuctridae, *L. aurita* et *L. automnalis* et 2 de Nemouridae, *P. praecox* et *P. nimborum*, n'ont jamais été récoltées dans les cours d'eau présentant des problèmes d'acidification.

L. aurita n'a été échantillonnée qu'en peu d'exemplaires dans la Meurthe, la Vologne et le Tihay. C'est une espèce qui commence à voler un peu plus tard que *L. cingulata*, mais sa période de vol est plus courte et dure de fin août à fin septembre. *L. automnalis* est l'espèce qui présente la plus tardive des périodes de vol, cette dernière ayant lieu en novembre.

P. praecox est la plus précoce des *Protonemura* et vole essentiellement en mars, mais des individus isolés ont été capturés ponctuellement jusqu'en mai dans d'autres cours d'eau des Vosges. *P. nimborum* a été récoltée en mai et sa période de vol semble très courte par comparaison aux autres espèces de *Protonemura* et *Leuctra* printanières. En règle générale les espèces de Leuctridae et Nemouridae (à l'exception de *Nemoura*), sont rencontrés à l'état d'imagos durant des périodes assez longues. Ainsi

Figure 74: Nombre d'imago de L. pseudosignifera, L. nigra, S. torrentium, L. cingulata capturés durant un effort de 10 minutes de chasse à vue

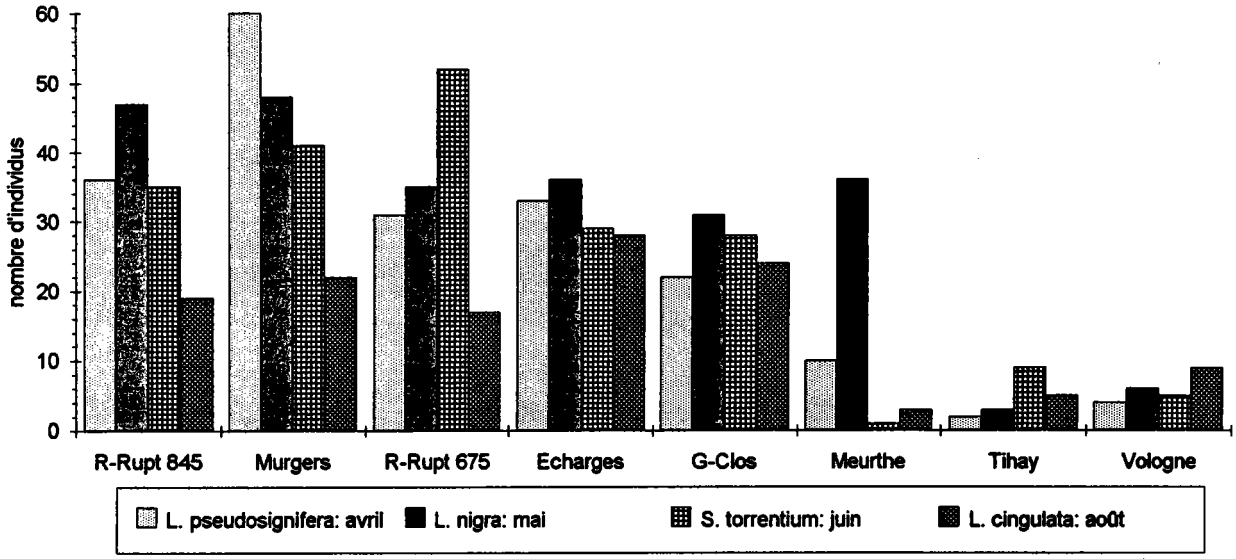


Figure 75: Nombre moyen de larves/m² appartenant aux espèces S. torrentium et A. sulcicollis

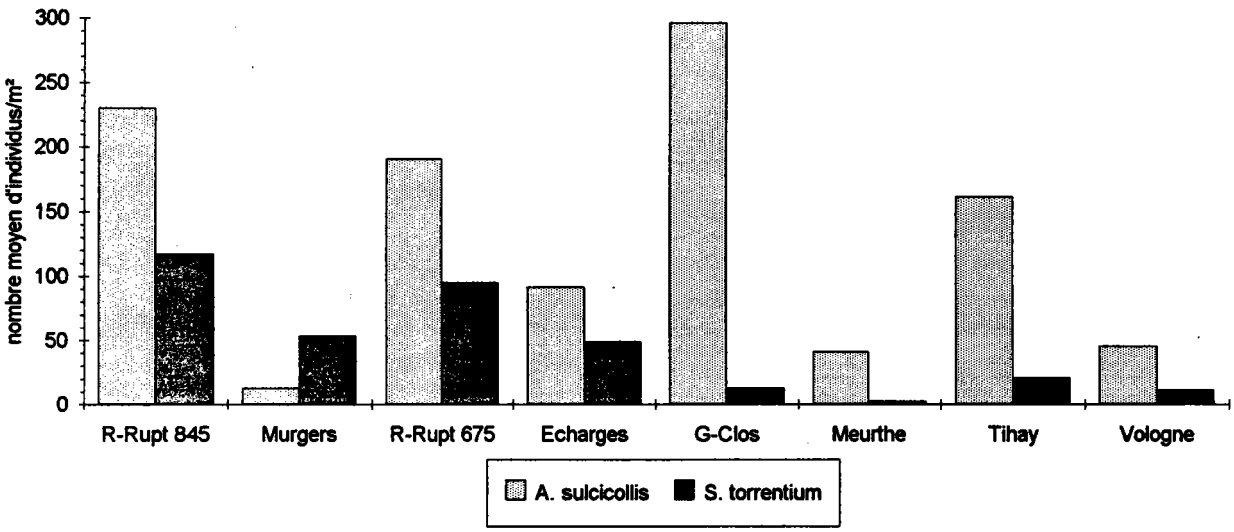
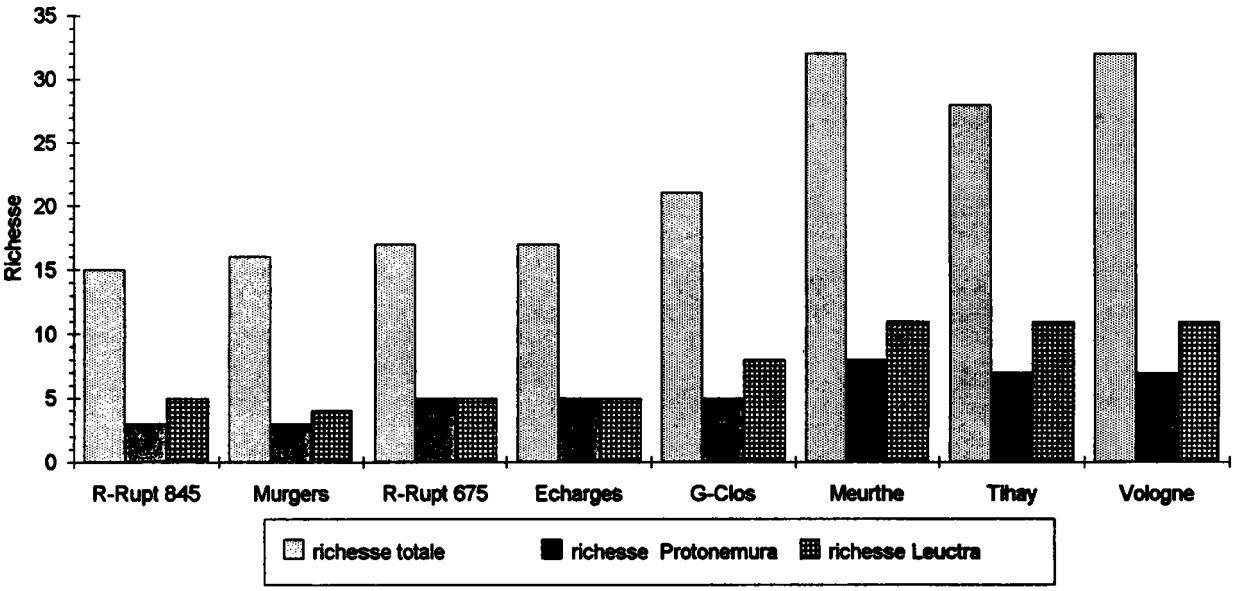


Figure 76: Richesse totale et nombre d'espèces appartenant aux genres Protonemura et Leuctra



par exemple, *L. nigra*, est régulièrement capturée de mi-avril à mi-juillet, *N. picteti* et *A. sulcicollis* de mai à août.

Il se pourrait donc que certaines espèces de Plécoptères filipalpes, à courte période de vol et à pontes précoces ou tardives, ne soient pas retrouvées en milieu acidifié, peut-être en raison d'une correspondance avec les stress acides de début de printemps et de fin d'automne. Toutefois en l'état de nos connaissances, une telle hypothèse reste à confirmer.

Les Plécoptères Sétipalpes, à l'exception de *S. torrentium,* sont très peu représentés dans les cours d'eau au chimisme atypique. Ainsi *Perla marginata*, qui se développe sur trois ans dans le Tihay et la Vologne, n'a jamais été récolté dans les autres affluents du Rouge-Rupt. Cette espèce a été rarement échantillonnée au filet surber, mais des chasses à vue ont montré que si elle n'est jamais abondante, elle est régulière dans de nombreux cours d'eau de la région de Cornimont (Guérold *et al.*, 1991). L'espèce semble remplacée dans la Meurthe par *Diura bicaudata*. Le genre *Isoperla* représenté par deux espèces *I. oxylepis* et *I. rivolurum*, est par contre relativement abondant dans la Meurthe (en moyenne 43 ind/m²), la Vologne (13 ind/m²) et le Tihay (18 ind/m²). Seules 5 larvules d'*Isoperla sp* ont été récoltées dans le Grand-Clos en octobre et 1 en juillet dans les Blancs Murgers. Ces deux espèces, après un cycle de deux années volent de juin à juillet et les premières larvules sont rencontrées dès juillet. *Isoperla* semble être l'un des Plécoptères volant le mieux, des individus ayant été capturés parfois assez loin de cours d'eau ainsi que remontant le Rouge-Rupt. Par ailleurs les larves, peuvent avant d'effectuer leur mue imaginale, se déplacer assez loin de l'eau, comme l'atteste des mues retrouvées en hauteur sur des troncs de sapins situés à plusieurs dizaines de mètres d'un cours d'eau. Autre représentant des Perlodidae, *Perlodes microcephala* a été récoltée en quelques exemplaires larvaires dans les Blancs Murgers et le Grand-Clos. La capture de mâles brachyptères à proximité des Blancs Murgers et des Echarges ne laisse pas de doute quant à la réalisation d'un cycle complet de cette espèce en milieu acidifié. Toutefois, très peu de larves ont été capturées.

Il est important de préciser que pour toutes les espèces communes aux ruisseaux acidifiés ou non, aucun décalage dans les émergences n'a été constaté.

Les Plécoptères apparaissent nettement moins sensibles aux conditions acides que ne le sont les autres groupes vus précédemment. Toutefois certaines espèces de Plécoptères Filipalpes et les Perlidae et Perlodidae semblent ne pas trouver là les conditions nécessaires à leur développement. La faune typique des Plécoptères des

milieux acides peut se résumer à: 4 genres monospécifiques dans le bassin versant du Rouge-Rupt: *Nemurella picteti, Capnia vidua, A. sulcicollis, S. torrentium* et à 2 genres abondants: *Protonemura et Leuctra.*

2.2.6. Coléoptères

11 taxa ont été récoltés au cours de cette étude. Les Elmidae constituent l'essentiel des effectifs avec les genres *Limnius*, *Esolus* et *Elmis*. Quelques espèces telles que *Yola bicarinata*, *Anacaena globosa* et *Helophorus* sp n'ont été rencontrés que en un ou deux exemplaires. Les figures 77 et 78 montrent les effectifs moyens d'Elmidae (adultes et larves) ainsi que d'*Oreodytes, Helodes* et *Hydreana* pour chaque station. La différence d'effectifs entre les 3 cours d'eau non acidifiés et les autres est extrêmement importante, sauf en ce qui concerne Helodes qui n'est abondant nulle part. Seul *Hydraeana* (*gracilis*?) ne vit qu'exclusivement en milieu non acidifié si l'on excepte l'unique individu capturé dans le Grand-Clos. Les Hydraenidae présentent une particularité dans ce sens où les larves ne sont pas aquatiques, alors que chez les Helodidae, seule la larve l'est. En ce qui concerne les Elmidae en milieu acide, la présence d'adultes de *Limnius sp* et *Esolus sp*, atteste de la réalisation complète des cycles biologiques. Il est toutefois évident que cette famille n'existe qu'à l'état relictuel.

On remarquera, encore une fois, que les Blancs Murgers se distingue des autres ruisseaux acidifiés par la présence d'un effectif relativement important d'*Esolus sp.*

Oreodytes sp semble la seule espèce assez fréquemment rencontrée dans le Rouge-Rupt et ses affluents, mais là encore les effectifs sont faibles. Une étude antérieure (Guérold et Pihan, 1989) a montré la présence de *Oreodytes sanmonkii, Limnius perrisi* et *Esolus angustatus,* comme espèces d'Elmidae présentes dans le Rouge-Rupt et le grand-Clos, mais des déterminations à l'espèce pour l'étude en cours, n'étant pas encore réalisées, il peut être incertain d'attribuer ces noms aux organismes récoltés.

2.2.7. Diptères

Cet ordre représente certainement dans notre étude, le groupe le plus sous estimé en terme de richesse, en raison des limites de détermination. 14 familles ont été identifiées, dont 3 en seulement une station (toujours non acide) et en un exemplaire: Dolichopodidae, Tabanidae, Stratiomyidae. Les richesses pour chaque cours d'eau sont

Figure 77: Nombre moyen d'individus/m² appartenant aux genres: Limnius, Esolus et Elmis

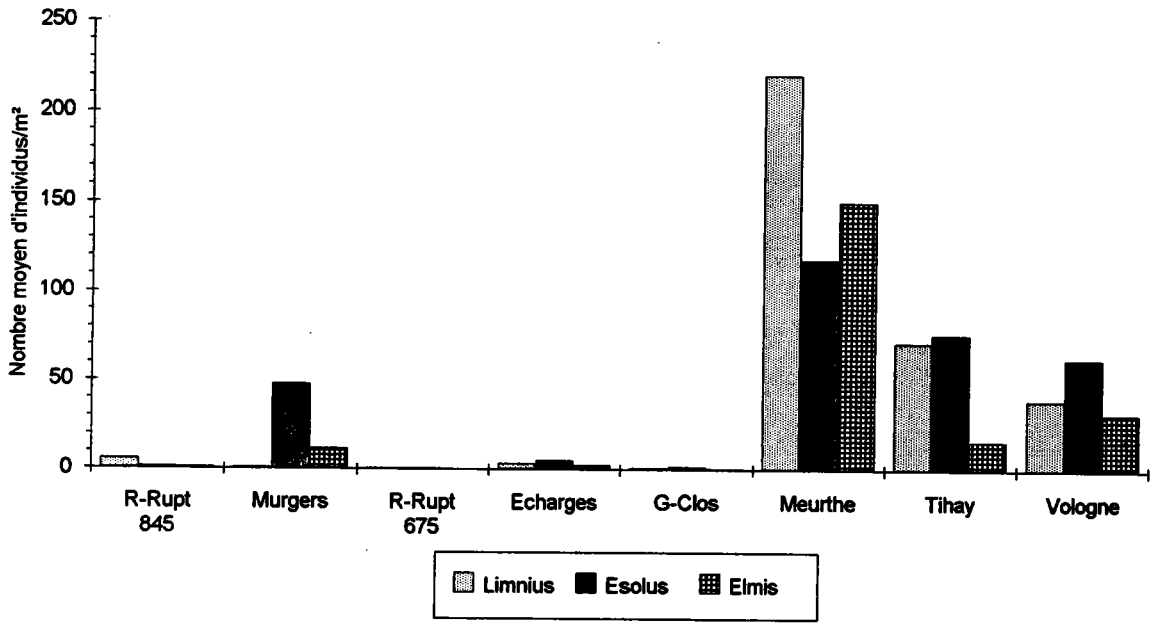
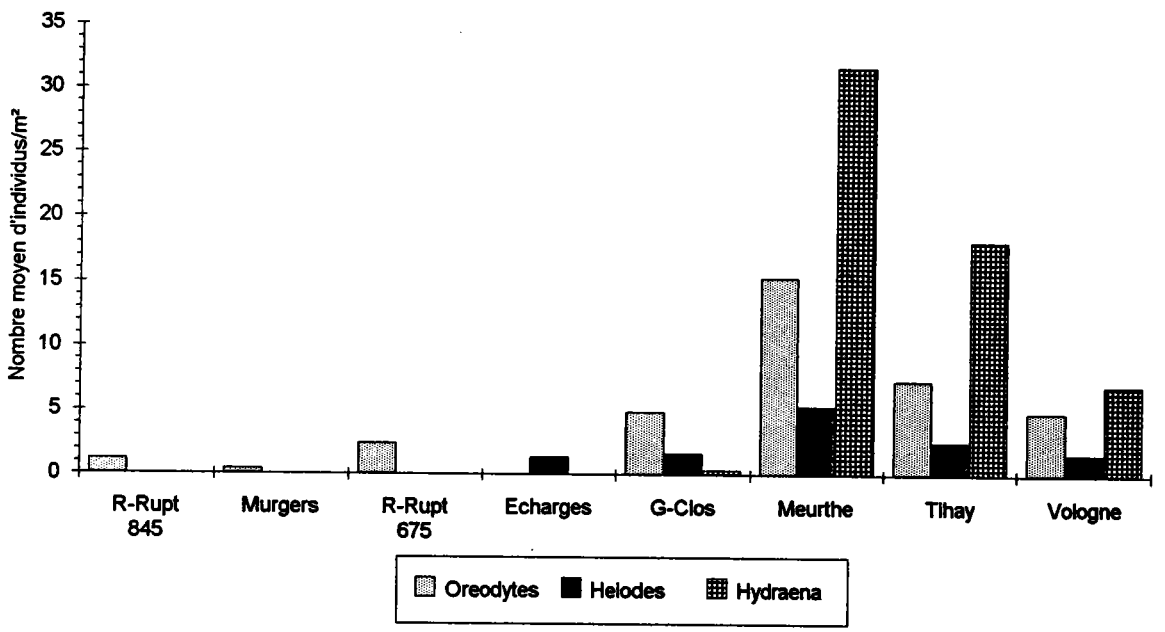


Figure 78: Nombre moyen d'individus/m² appartenant aux genres: Oreodytes, Helodes et Hydraena



données par la figure 79. Elle sont plus élevées dans les cours d'eau non acidifiés, le maximum de 13 étant atteint dans le Tihay.

3 familles peu abondantes mais relativement constantes, n'ont jamais été échantillonnées dans les ruisseaux sensibles à l'acidification. Il s'agit des Psychodidae représentés par le genre *Berdeniella*, les Dixidae représentés par *Dixa* et des Blephariceridae avec *Liponeura.* Une autre famille, celle des Athéricidae, dont la seule espèce récoltée est *Ibisia marginata* semble moins sensible et plusieurs individus ont été identifiés dans le Grand-Clos, mais aucun dans d'autres ruisseaux sensibles.

Les 3 familles les plus abondantes, Simuliidae, Limoniidae, Chironomidae sont typiquement présentes dans le Rouge-Rupt et ses affluents. Les abondances moyennes de trois d'entre elles apparaissent sur la figure 80. Les effectifs moyens de Chironomidae, Limoniidae et Simulidae sont toujours supérieurs dans les trois cours d'eau non acides à l'exception des Chironomidae dans la Vologne. On remarquera que pour les Similiidae l'abondance moyenne la plus élevée est notée dans les Blancs Murgers.

Empididae et Tipulidae, par contre sont présents en faibles effectifs, et aucune distinction n'apparaît entre les stations.

Quelques déterminations plus poussées en ce qui concerne les Limoniidae, ont montré la présence dans le Rouge-Rupt de *Phylidorea lineola, Pedicia rivosa, Dicranota sp* et *Eleophila sp.* Par ailleurs, 2 Tipulidae *Dolichopeza albipes* et *Tipula sp* groupe Cheethami, ainsi que 3 espèces de Simuliidae: *Simulium argyreatum*, *S. cryophillum*, *S. carpathicum* ont également été récoltées dans ce cours d'eau. Les Diptères méritent une attention particulière et dans ce sens, d'autres déterminations concernant tous ces ruisseaux sont sur le point d'être réalisées.

2.2.8. Oligochètes et Triclades

Les abondances moyennes de ces deux groupes sont données à la figure 81. Les oligochètes tendent à présenter une abondance moyenne supérieure dans les cours d'eau sensibles. Par contre, l'inverse apparaît en ce qui concerne les Triclades repésentés uniquement, semble t-il, par *Polycelis felina*. Toutefois les effectifs moyens observés dans la Meurthe dans le premier cas et dans la Vologne dans le second, ne permettent pas de conclure. Les Oligochètes constituent un groupe très fortement représenté dans les ruisseaux à problèmes d'acidification. Une détermination plus précise des organismes qui composent ce groupe, s'impose.

Figure 79: Nombre de familles de Diptères rencontrées à chaque station

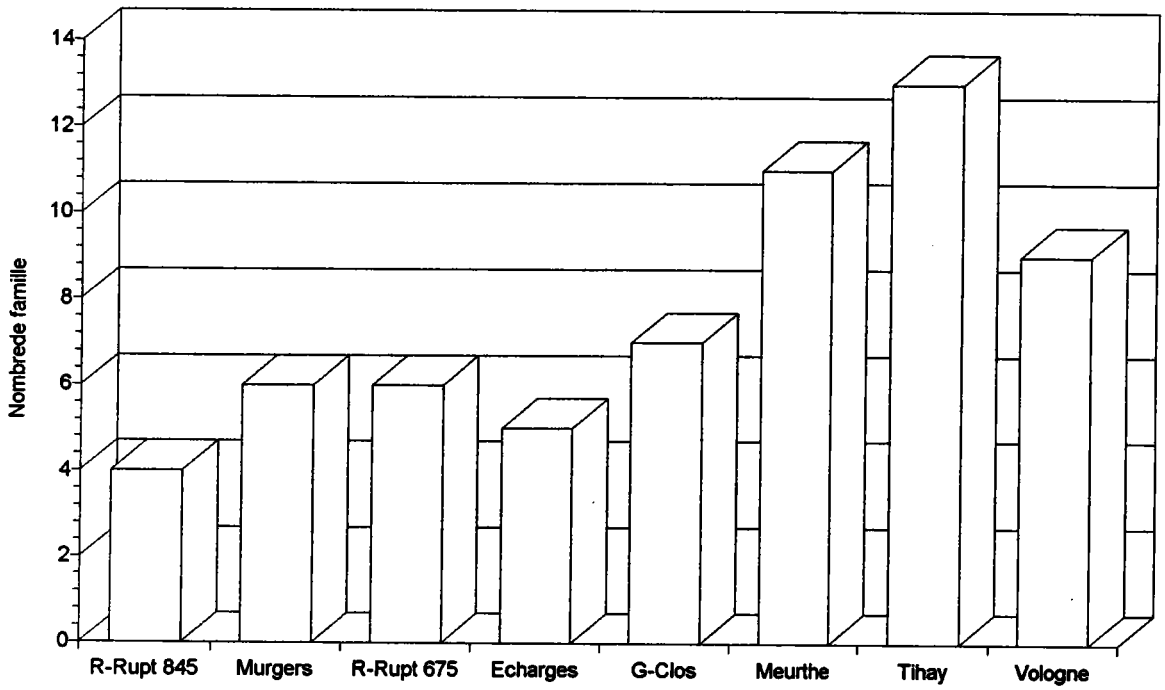
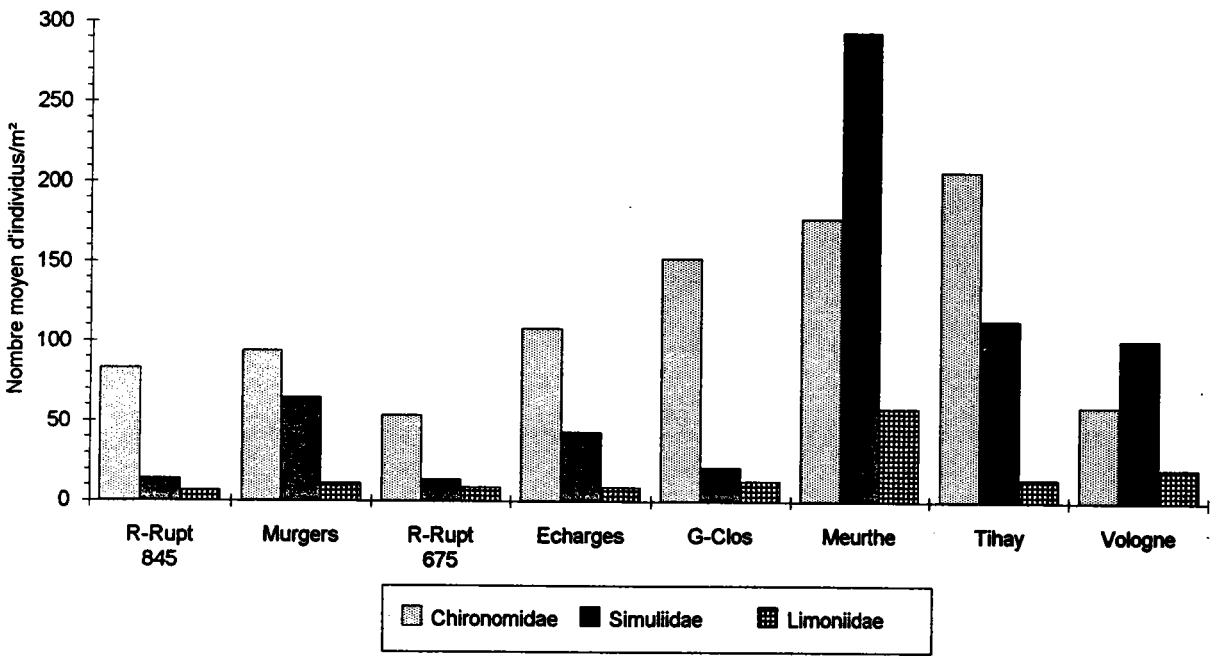


Figure 80: Nombre moyen de Simuliidae, Chironomidae et Limoniidae/m²



2.3. SYNTHESE

Les tableaux 29 et 30 récapitulent les richesses et les abondances moyennes des principaux groupes faunistiques dans les différents ruisseaux du bassin de Rouge-Rupt et la diminution observée par rapport à la goutte du Tihay, considérée comme référence. Cela donne une image de la potentialité de ces cours d'eau mais n'implique évidemment pas que tous les organismes présents dans le Tihay devraient systématiquement être retrouvés ailleurs.

Tous les groupes faunistiques majeurs à l'exception des Oligochètes et Triclades, apparaissent sensibles aux conditions rencontrées dans les eaux acides que ce soit en terme de richesses et/ou d'abondances. Les diminutions de richesse sont drastiques pour les Ephémères, Trichoptères et Diptères. et importantes pour les Coléoptères et Plécoptères. De même, les abondances moyennes de chacun de ces groupes sont très fortement diminuées.

Cependant, l'exemple de la Vologne, ruisseau typiquement forestier, montre que si la richesse dans un tel cours d'eau est élevée, des abondances généralement plus faibles que celles observées dans le Tihay ne sont pas forcément synonyme de déséquilibre. Il est vrai que la Vologne subit un anthropisme dû au salage des routes, mais il semble peu probable de lui attribuer les relativement faibles abondances observées, la Meurthe subissant elle même une perturbation saline du même ordre.

On retiendra par ailleurs le cas particulier du ruisseau des Blancs Murgers qui malgré un chimisme minéral très voisin de ceux du Rouge-Rupt (845m et 675m), présente une qualité biologique quelque peu supérieure que ce soit d'un point de vue richesse ou abondance. Cela peut être une résultante directe de la présence de substances organiques, seul paramètre permettant de faire une distinction significative avec le Rouge-Rupt. Le ruisseau des Blancs Murgers n'en héberge toutefois pas moins un peuplement de macroinvertébrés atypique.

Le Grand-Clos caractérisé par un pH proche de 6,0 et par une alcalinité très faible mais non nulle, s'il ne se distingue pas des autres ruisseaux par ses abondances, montre toutefois des richesses plus élevées pour les différents groupes.

Figure 81: Nombre moyen de Triclades et d'Oligochètes/m² pour chaque station

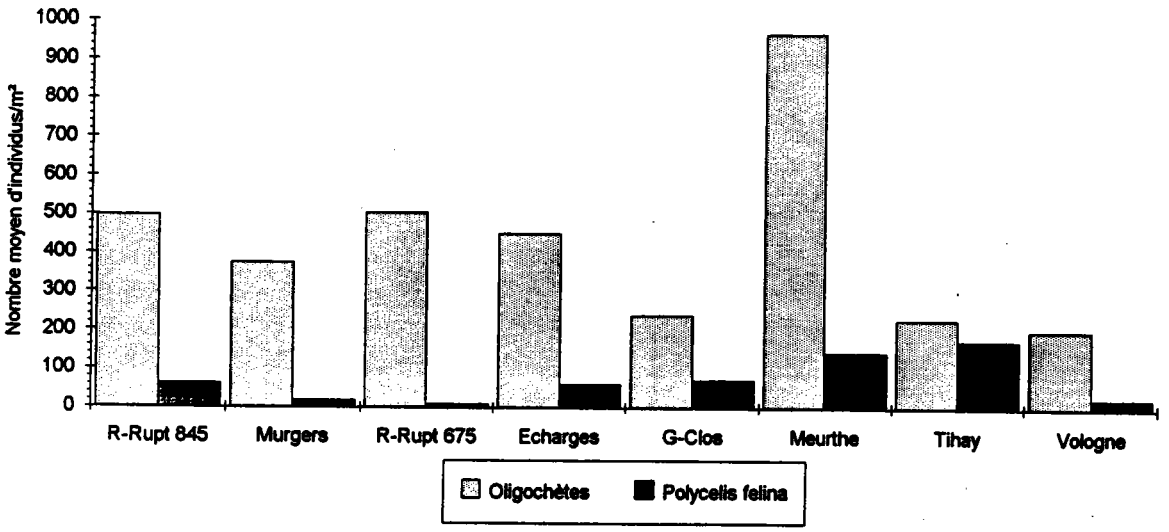


Tableau 29: Récapitulatif des richesses pour les principaux groupes (S) et de la diminution (D) que cela représente par rapport à la goutte du Tihay

	Tihay	Rouge-Rupt 845		Rouge-Rupt 675		Blancs Murgers		Echarges		Grand-Clos	
	S	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D
Mollusques	2	0	100%	0	100%	0	100%	0	100%	0	100%
Ephémèroptères	14	0	100%	2	86%	2	86%	3	79%	3	79%
Trichoptères	25	9	64%	10	60%	15	40%	11	56%	16	36%
Plécoptères	28	15	46%	17	39%	16	43%	17	39%	21	25%
Coléoptères	8	5	38%	4	50%	5	38%	5	38%	6	25%
Diptères	13	4	69%	6	54%	6	54%	5	62%	7	46%
TOTAL	90	33	63%	39	57%	44	51%	41	54%	53	41%

Tableau 30: Récapitulatif des abondances moyennes/m² pour les principaux groupes (S) et de la diminution (D) que cela représente par rapport à la goutte du Tihay

	Tihay	Rouge-Rupt 845		Rouge-Rupt 675		Blancs Murgers		Echarges		Grand-Clos	
	N	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D
Mollusques	13	0	100%	0	100%	0	100%	0	100%	0	100%
Ephémèroptères	449	0	100%	1	100%	2	100%	14	97%	8	98%
Trichoptères	398	111	72%	8	98%	307	23%	19	95%	66	83%
Plécoptères	772	609	21%	412	47%	455	41%	285	63%	480	38%
Coléoptères	199	9	95%	4	98%	61	69%	3	98%	14	93%
Diptères	366	105	71%	78	79%	175	52%	43	88%	196	46%
TOTAL	2197	834	62%	503	77%	1000	54%	364	83%	764	65%

3. DISCUSSION

L'impact de l'acidification des eaux de surface sur les macroinvertébrés benthiques a fait l'objet de nombreuses études à travers l'hémisphère nord que ce soit en milieu lacustre (Wiederholm et Ericksson, 1977; Harvey et McArdle, 1986; Bradt et Berg) que lotique (Sutcliffe et Carrick, 1973; Ziemann, 1975; Raddum et Fjeillheim, 1984). De plus des expérimentations d'acidification en conditions naturelles (Hall et Likens, 1984, Weatherley *et al*, 1988; Merret *et al*, 1991), semi-naturelles (Allard et Moreau (1987) et en laboratoire (Bell et Nebecker, 1969, Bell, 1971) ont été entreprises pour essayer de mieux cerner les facteurs impliqués dans les modifications de structure des peuplements.

Quelle que soit la situation des milieux étudiés - montagne, piedmont, Europe du Nord, de l'Ouest, Canada ou Etats-Unis - toutes les études s'accordent à reconnaître que les peuplements sont peu diversifiés en terme d'espèces (Sutcliffe et Carrick, 1973; Engblom et Lingbell, 1984; Townsend et Hildrew, 1984; Simpson *et al*, 1985; Wade *et al*, 1989; Guérold et Pihan, 1989).

L'une des toutes premières études relatant l'impact de l'acidité des eaux sur les peuplements de macroinvertébrés date de 1973 et concerne le haut bassin de la rivière Duddon en Angleterre (Sutcliffe et carrick, 1973). Les auteurs mentionnent alors l'appauvrissement de la faune dans les ruisseaux acides drainant la tête de bassin par rapport aux affluents situés plus en aval. En fait ce bassin versant avait déjà fait l'objet d'une étude en 1965 (Minshall et Kuehne, 1969), mais on ne parlait pas encore, à l'époque, d'acidification. Quelques années auparavant en 1960, deux autres études réalisées sur de nombreux ruisseaux écossais (Morgan et Egglishaw, 1965 et Egglishaw et Morgan, 1965) mettaient déjà en évidence la pauvreté des peuplements de certains cours d'eau s'écoulant sur schiste et granite. Les auteurs parlaient alors de ruisseaux pauvres et de ruisseaux plus riches sur granites et schistes, les premiers correspondant en fait à des eaux présentant de faibles concentrations en Ca^{2+} et HCO_3^-.

Toutefois, si la majorité des études réalisées *in situ* et portant sur les peuplements dans leur globalité, apporte des éléments très intéressants sur le plan qualitatif, très peu d'entres elles évoquent l'impact de l'acidification en terme de biodiversité. Nous citerons toutefois une étude de Towsend *et al* (1983) portant sur 34 cours d'eau du Sussex, dont les pH moyens varient de 4,8 à 6,9. Les auteurs trouvent une corrélation (linéaire) significative entre le pH et les paramètres descripteurs: richesse, abondance, diversité (Simpson) et équitabilité. Les valeurs des coefficients et leur significativité sont toutefois nettement plus faibles que dans notre étude. Cette différence semble relativement aisée

à expliquer si l'on considère la liste faunistique globale établie lors de cette étude. On remarque alors la présence conjointe de certains taxa tels que Hirudinae (5 espèces), *Asellus*, *Lymnaea* (3 espèces), *Planorbis* (2 espèces), Heptageniidae (3 espèces), Plécoptères (13 espèces) qui dénotent une hétérogénéité des sites échantillonnés, certains pouvant même subir une pollution de type organique. Malheureusement les auteurs ne donnent pas de liste par station.

La plupart des études se heurtent au fait qu'il n'y a pour ainsi dire pas d'inventaire faunistique ayant été établi avant les premiers symptômes d'acidification et pouvant servir de référence. Pour pallier cet état de fait, différentes expérimentations d'acidification en milieu naturel et en conditions semi-naturelles ont été réalisées. Ainsi Hall *et al*, (1980) ont maintenu le pH d'un cours d'eau à 4.0 durant 6 mois par addition d'acide sulfurique. Par rapport à un site de référence situé juste en amont du point d'acidification, les auteurs observent une diminution significative des émergences d'éphémères et de Chironomidae durant les quelques jours qui suivent l'acidification. Parallèlement, le nombre d'organismes dérivant a augmenté d'un facteur de 13 le deuxième jour, puis aucune différence n'est apparue les jours suivants. *Epeorus, Ephemerella, Nemoura, Prosimulium* et Chironomidae sont les principaux taxa dérivant durant les deux jours après acidification. Une diminution de la faune benthique est également notée dans les prélèvements. Les auteurs attribuent ces différentes observations à une augmentation de l'acidité et/ou des concentrations en métaux telle qu'elle peut se produire en période de fonte des neiges. Cette étude est très souvent citée comme référence, toutefois nous pensons que le drift observé, peut également représenter un simple réponse à un changement brutal de chimisme et non pas forcement une réponse à l'augmentation de l'acidité *per se*, les auteurs rapportant d'ailleurs, une augmentation significative de l'aluminium et des cations en général. Il semble également logique que si la dérive augmente, les émergences et la faune benthique, diminuent de fait. Une autre étude de même nature a été menée au Royaume-Uni (Weatherley *et al*, 1988; Merret *et al*, 1991) durant 24h avec en plus un ajout d'aluminium. Le seul organisme dérivant significativement plus, a été *B. rhodani.*

Des expérimentations, cette fois en milieu semi-naturel, consistant en l'acidification et l'ajout d'aluminium, après colonisation par la macrofaune, de canaux alimentés par des ruisseaux, ont été réalisées par Allard et Moreau, (1987a). Une diminution significative du nombre de taxa, et en particulier des Ephémères a été constatée.

Il apparaît difficile d'attribuer un sens précis à ces différents types d'expérimentation, et en tirer des conclusions avec certitude semble hasardeux. Quoique cela soit souvent mentionné, l'addition d'acide avec ou sans aluminium, ne reproduit pas

les conditions physico-chimiques rencontrées lors d'épisodes acides tels que la fonte des neiges, ne serait-ce que par l'augmentation non négligeable de la minéralisation découlant soit directement des produits ajoutés soit d'une mobilisation consécutive des cations dans le milieu. Par ailleurs, ces acidifications ne s'accompagnent pas de l'effet de dilution observé classiquement lors de stress "naturels". Un exemple assez éloquant de la difficulté à valider ces travaux, nous est donné par Burton *et al* (1986) qui lors d'une expérimentation similaire en milieu semi-naturel, rapporte une mortalité de 100% chez *Nemoura sp*, ce genre étant pourtant reconnu comme non sensible à l'acidification par de nombreuses études de terrain (Sutcliffe et Carrick, 1973; Raddum et Fjellheim, 1984; Guérold et Pihan, 1989).

La confrontation de nos résultats avec des travaux publiés est rendue peu aisée d'un point de vue quantitatif en raison du manque d'informations disponibles dans les écrits. Il n'est jamais fait mention (à notre connaissance) à la fois des caractéristiques chimiques, des listes faunistiques par cours d'eau concernant tous les groupes, des abondances et des différents indices.

Les figures 82a,b,c,d résument les spectres de répartition des différents taxa les plus caractéristiques rencontrés dans les Vosges, en fonction des pH moyens des cours d'eau. En hachuré, figurent les limites inférieures de pH pour lesquelles certaines espèces ont été récoltées mais dont il nous semble presque certain que la réalisation d'un cycle complet n'existe pas. Les taxa dont la fréquence d'occurence est trop faible non pas été considérés. Nous attirons l'attention sur le fait qu'il est difficile de donner une limite stricte de pH en-dessous de laquelle une espèce n'est plus rencontrée. En effet le pH fluctue tout au long de l'année et considérer ce paramètre comme seul responsable de la distribution des espèces serait une erreur. De telles figures mettent plutôt en évidence le caractère bioindicateur de certains taxa vis à vis de l'acidification.

Mollusques et Crustacés apparaissent extrêmement sensibles aux conditions rencontrées dans les milieux acides. Les Mollusques et les Crustacés ne représentent généralement pas une composante importante en terme de nombre d'espèces et d'effectifs dans les cours d'eau susceptibles d'être affectés par l'acidification. Ainsi, *Ancylus fluviatilis* est commun mais peu abondant. Par ailleurs nous n'avons jamais récoltés de *Gammarus sp* dans la goutte du Tihay et son absence n'est pas, dans ce cas précis, liée à l'acidification. Par contre, l'étude réalisée au niveau du massif vosgien montre bien l'absence de Crustacés et de Mollusques dans les cours d'eau dont le pH est < 6,45. Dans tous les ruisseaux relativement bien et bien tamponnés du massif vosgien, soit des Mollusques soit des Crustacés Amphipodes soit les deux, ont été identifiés.

Figure82 Sprectre de répartition des principaux taxa en fonction du pH. En hachuré figurent les limites de pH pour lesquelles il semble que le taxon ne réalise pas un cycle complet. Le grisé signifie que le taxon a été récolté en milieu acide uniquement chargé en COD
Un astérisque indique de très faibles effectifs en milieu acidifié

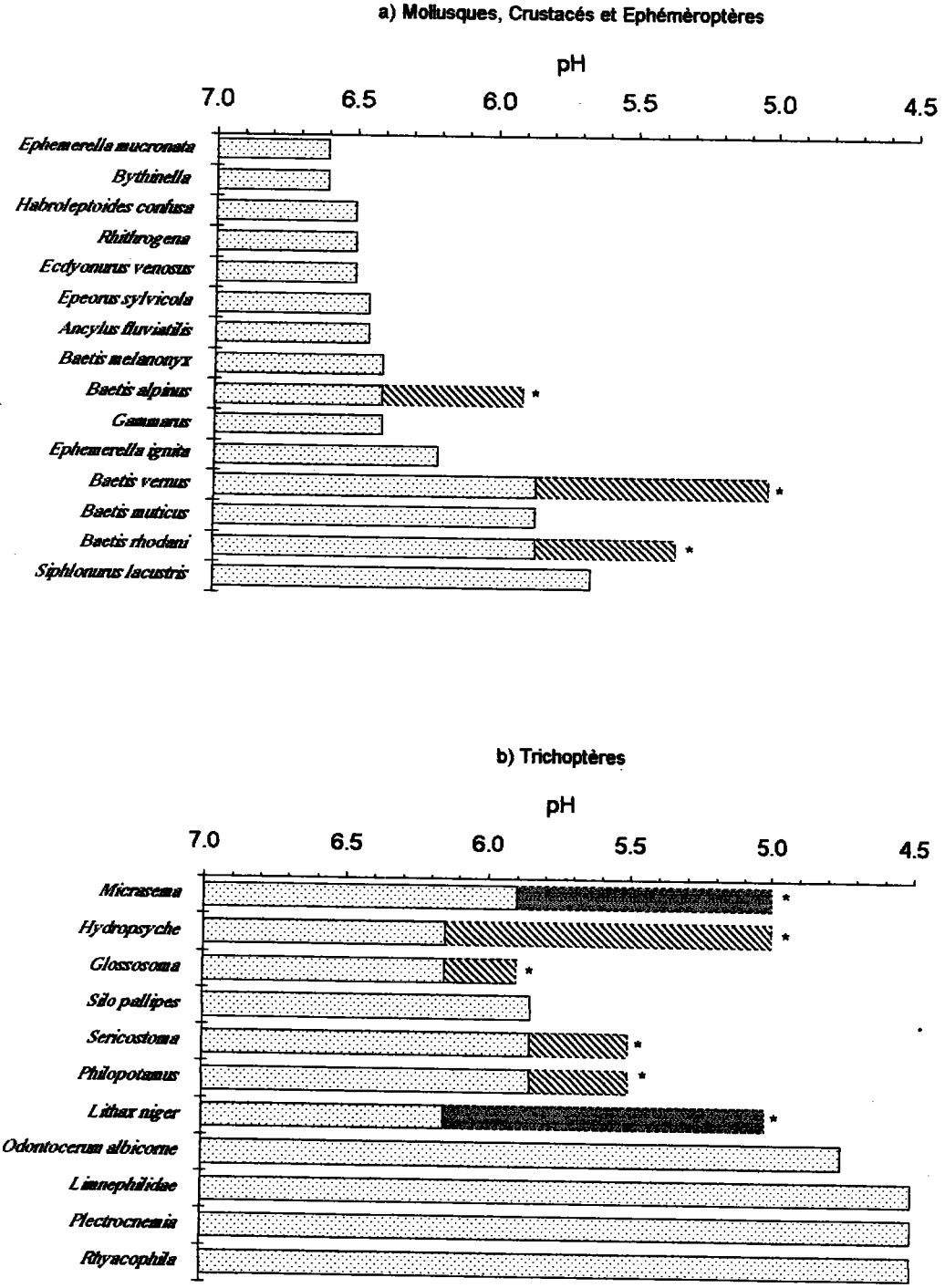
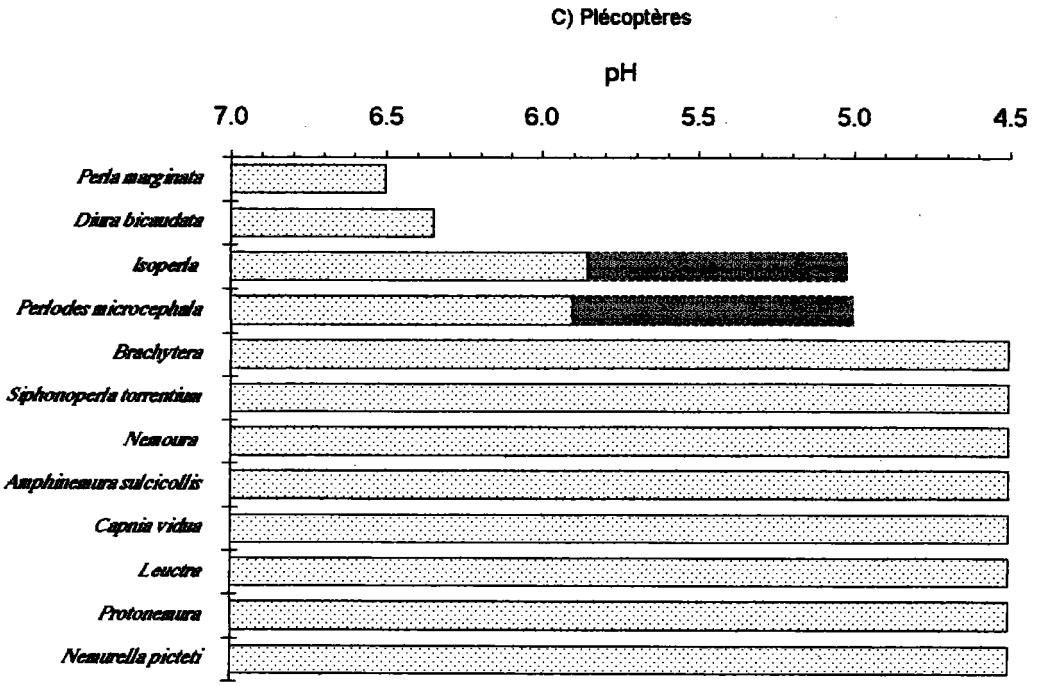
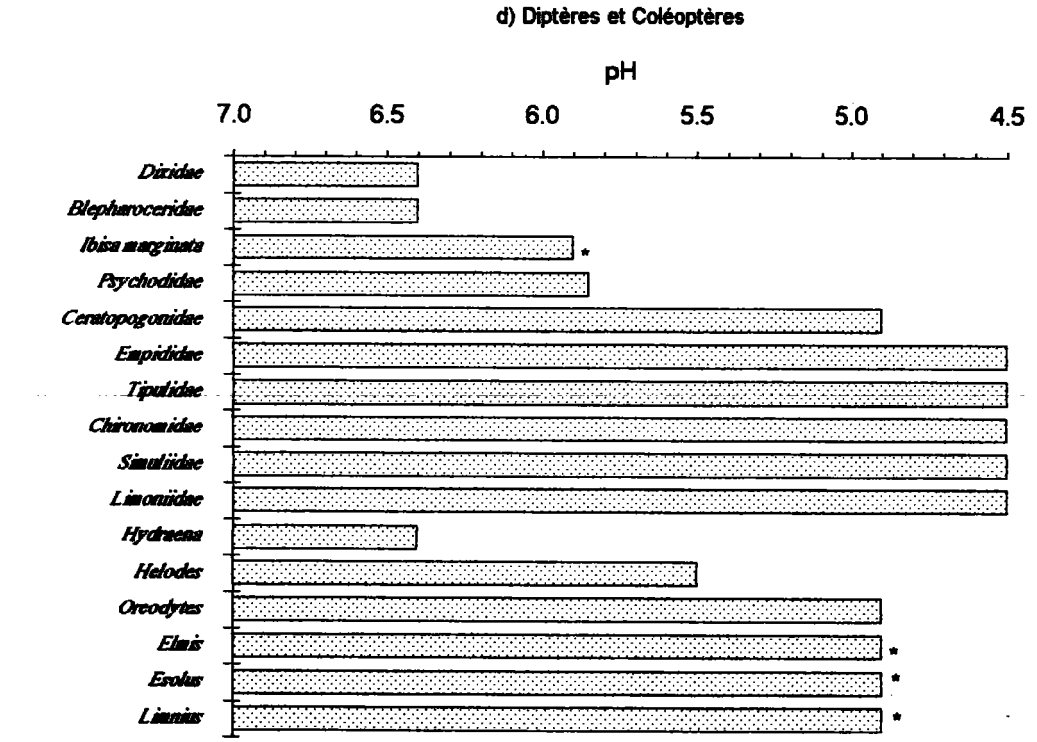


Figure 82 (suite): Sprectre de répartition des principaux taxa en fonction du pH. En hachuré figurent les les limites de pH pour lesquelles il semble que le taxon ne réalise pas un cycle complet. Le grisé signifie que le taxon a été récolté en milieu acide uniquement chargé en COD Un astérisque indique de très faibles effectifs en milieu acidifié





L'une des premières études qui mentionne la disparition de *Gammarus pulex* et *Ancylus fluviatilis*, deux organismes caractéristiques des zones de rhithron touchées par l'acidification, a été réalisée en Angleterre par Sutcliffe et Carrick en 1973. Les auteurs relatent alors l'absence de ces deux organismes du haut bassin de la rivière Duddon. Depuis l'absence de Mollusques et macrocrustacés a été régulièrement signalée que ce soit en rivière (Raddum et Fjellheim, 1984) ou en lac (Kerekes et Freedman, 1989). Dans notre étude, la présence de Mollusques et Crustacés n'a jamais été notée pour des valeurs de pH < 6.4. Au dessus de cette valeur, aucun paramètre chimique ne semble expliquer les différences d'abondances observées. Un exemple précis nous est fourni par le ruisseau Surcenord (N°14) qui affiche un pH moyen de 6.60 et une assez faible concentration en Ca^{2+} de 79 µeq/L, et qui présente poutant la plus forte abondance de Mollusques (61 ind/m²) et la deuxième en Gammares (847 ind/m²), alors que plusieurs cours d'eau non acides caractérisés par des concentrations en Ca^{2+}, 3 à 4 fois supérieures et une charge cationique nettement plus élevée, sont très pauvres en Mollusques et Crustacés.

Ne serait-ce que pour l'édification de la coquille et de l'exosquelette, il est sûr que le calcium joue un rôle fondamental. Hunter (1988), a montré que des Planorbes (*Planorbella trivolvis*), exposées à différents pH mais pour une même concentration en Ca^{2+}, présentaient une diminution significative du calcium dans la coquille, chez les individus exposés à pH 4.9 et 5.9. L'auteur par ailleurs n'observe pas de diminution de la fécondité, mais un taux anormal de malformations embryonaires et une forte mortalité des jeunes larves. Nous avons nous-mêmes remarqué la fragilité des coquilles de Mollusques dans certains ruisseaux.

Il est donc difficile de discerner l'effet du pH *per se* et des autres facteurs qui lui sont étroitement associés. Meijering (1991) met l'accent sur le fait qu'une multiplicité de facteurs peut limiter la présence de *gammarus* et qu'une sur-simplification (oversimplification) à un seul facteur est dangereuse. On notera également que certains travaux réalisés en milieu lacustre et lotique acidifiés (Kimmel *et al*, 1985, Harvey *et al*, 1986), ont montré que des Crustacés Isopodes du genre *Asellus* peuvent être très abondants. Tous les Crustacés ne sont donc pas sensibles, si l'on considére également les espèces planctoniques fréquemment rencontrées dans les lacs acides (Brett, 1989).

Les Ephémèroptères représentent un autre groupe très sensible à l'acidification et aux divers facteurs qui lui sont associés, et il s'agit sans aucun doute, de celui qui a suscité le plus d'intérêt parmi les études de terrain. Cet ordre d'insectes constitue un élément caractéristique et important de l'entomofaune des cours amont et non pollués

des ruisseaux. La sensibilité globale de l'ordre est constatée aussi bien en Amérique du Nord (Mackay et Kersey, 1978; Simpson *et al*, 1985) qu'en Scandinavie (Raddum et Fjellheim, 1984; Engblom et Lingbell, 1984), en Allemagne (Matthias, 1983), au Royaume Unis (Harriman et Morrison, 1982; Willougby 1988) et en France (Guérold *et al*, 1991). Cependant certaines espèces semblent supporter de faibles valeurs de pH. C'est le cas en Europe, des Leptophlebiidae: *Lephtophlebia marginata* et *L. vespertina*, des Siphonuridae: *Siphlonurus aestivalis* et de *S. linneaena*, *S. lacustris, Ameletus innopinatus* (Hermanen, 1980; Harriman et Morrison, 1982; Engblom et Lingbell, 1984) et en Amérique du Nord des Heptageniidae: *Stenonema luteum*, *S. modestum*, des Leptophlebiidae: *L. cupida*, *L. nebulosa* et des Ephemerellidae: *Eurylophella* (*Ephemerella*) *funeralis.* (Peterson *et al*, 1985; Hall et Ide, 1985). Ces espèces ne sont toutefois jamais abondantes dans les milieux acidifiés.

Nous avons remarqué que certaines espèces pouvaient présenter un début de développement en période d'étiage, voire dans le cas de *B. rhodani,* réaliser un cycle complet en été. Ceci laisse donc supposer que certains stades de développement sont plus ou moins sensibles que d'autres. Rowe *et al* (1988a) ont récolté des femelles de 4 espèces prêtes à pondre et présentant une acido-sensibilité différente. Les oeufs ont été recueillis et mis à incuber dans différents milieux acides de composition chimique proche de celle de ruisseaux acidifiés, sans aluminium toutefois. Le taux d'éclosion des oeufs est apparu totalement indépendant du pH. Par contre à l'éclosion, les larves de *Baetis flavistriga*, l'espèce la plus sensible, ont subi une très forte mortalité à pH 4.0 et 4.5. Une autre espèce, *Habrophlebia vibrans* a montré un retard significatif de l'éclosion à pH 4.0, 4.5 et 5.0. Les auteurs rapportent également, qu'une faible proportion de larves de *B. flavistriga* et *Stenonema femoratum*, n'a pas réussi à se libérer totalement de l'oeuf à l'éclosion. Une autre étude réalisée par Giberson *et al* (1991) sur les cycles larvaires de quelques espèces d'Ephémères du Canada, montre que les espèces les moins sensibles à l'acidification sont présentes, lors des stress printaniers, à un stade de développement avancé ou alors en dormance (non développement). A l'inverse, les jeunes larves de ces espèces se développent au cours de périodes où le pH est maximum. Rowe *et al* (1988b) ont par ailleurs montré, lors d'exposition en laboratoire de *S. femoratum* à des conditions acides, que cette espèce était moins sensible durant la période hivernale de non développement, qui correspond logiquement à une période de moindre activité métabolique. Il ressort de ces études que ces stades sont moins sensibles. Cela pose le problème de tests toxicologiques réalisés sur des organismes à des stades différents. Il est également difficile d'attribuer une valeur de pH supportée par une espèce. En effet, il est clair dans notre étude, que si certaines espèces sont rencontrées uniquement durant

l'étiage d'été dans quelques cours d'eau, le pH moyen de ces derniers ne peut être considéré comme valeur supportée par l'espèce.

Par ailleurs, le pH (c'est à dire la concentration en protons) n'est pas le seul facteur régulant la distribution des Ephémères (et des autres organismes). Nous avons fait remarquer que le ruisseau Chanson Combelle (N°5) présentait quelques espèces d'Ephémèroptères (*B. vernus, B. muticus, B. rhodani*) alors que le pH moyen (5,86) et l'alcalinité (21µeq/L) sont faibles. Ce cours d'eau diffère de ses congénères, qui affichent des valeurs très proches de pH et d'alcalinité, par une minéralisation plus élevée et une plus faible concentration moyenne en Al. La différence observée tant du point de vue du peuplement global que des Ephémères, semble résider dans les paramètres: concentration en aluminium, la minéralisation et les cations associés à cette dernière. Un autre exemple est illustré par le ruisseau des Blancs Murgers, qui bien qu'acide (pH moyen = 5,0) montre également une richesse globale plus élevée et la présence temporaire de quelques Ephémères. La seule différence notable d'un point de vue chimie entre ce ruisseau et le Rouge-Rupt par exemple, réside dans le fait que ce cours d'eau affiche une concentration en C.O.D bien plus élevée. L'effet "améliorateur" des substances organiques sur la survie des organismes est connu (Kulberg et Petersen, 1987; Petersen *et al*, 1987). Cet effet résulte essentiellement des propriétés de complexation des matériaux organiques vis à vis des métaux, qui deviennent alors non biodisponibles. Un excellent exemple est illustré par les eaux dystrophes des tourbières acides, ces dernières abritant non seulement des Salmonidés mais également une macrofaune riche et diversifiée. On pourra toutefois objecter que dans ces milieux, dont l'évolution est très lente, les organismes, ont pu subir une adaptation.

Les résultats concernant le groupe des Trichoptères, montrent que la réponse de cet ordre est plus nuancée que celle des trois groupes précedents. Seules des espèces appartenant aux trois familles: Limnephilidae, Rhyacophilidae et Polycentropodidae apparaissent non sensibles aux conditions acides. L'acido-tolérance des genres *Plectronemia* et *Rhyacophila* et des Limnephilidae est également rapportée par Sutcliffe et Carrick (1973), Harriman et Morrison (1982), Diamond *et al* (1987) et Towsend *et al* (1983) en Grande-Bretagne, par Raddum et Fjellheim (1984), Harmanen (1980), Eloranta (1986) en Scandinavie et par Ziemann (1975) en Allemagne. Des observations similaires relatives au genre *Rhyacophila*, aux Limnephilidae et Polycentropodidae, sont également rapportées par des études réalisées au Canada (Havas et Hutchinson, 1982; Mackay et Kersey) et au Etats-Unis (Simpson *et al*, 1985). Ces mêmes études montrent la sensibilité des Hydropsychidae, Philipotamidae et leur disparition des cours d'eau dont le

pH est < 6,0. La littérature est cependant peu prolixe en ce qui concerne les Trichoptères et l'accent est essentiellement mis sur les espèces tolérantes, ce qui est assez paradoxal quand on connait l'intérêt qu'il a soulevé dans les pays concernés par l'acidification.

La tolérance de nombreux Plécoptères, constatée tout au long de cette étude est en parfait accord avec les résultats exposés par Sutcliffe et Carrick (1973), Matthias (1982) et Raddum et Fjellheim (1984). Au premier abord, cela semble étonnant quand on connait la grande sensibilité de ces organismes aux pollutions de type organique. Leur utilisation comme indicateur de qualité des eaux par des méthodes, telles que I.B. et I.B.G. s'avére donc totalement inadéquate pour mettre en évidence une acidification des eaux.

L'abondance de certaines espèces en milieu acide, a incité Sucliffe et Carrick à qualifier les peuplements d'invertébrés des ruisseaux acides du bassin de la rivière Duddon, de "Plécoptera community". Parmi les espèces les plus abondantes, les auteurs citent *A. sulcicollis, P. meyeri, L. inermis, L. hyppopus, S. torrentium* . Les études de Diamond *et al*, (1987) et Raddum et Fjellheim (1984) effectuées respectivement sur 123 et 135 cours d'eau du Nord-Ouest de l'Angleterre et de Norvège, montrent la grande tolérance des espèces appartenant aux genres *Protonemura, Nemoura, Amphinemura, Leuctra, Brachyptera, Nemurella, Capnia* et *Siphonoperla*, c'est à dire de tous les Plécoptères Filipalpes et des Sétipalpes Chloroperlidae. Ces mêmes études s'accordent sur la haute sensibilité des Perlidae et la sensibilité plus relative des Perlodidae qui sont retrouvés jusqu'à pH 5,6. En cela, nos résultats sont tout à fait comparables.

La proportion de Plécoptères dans les peuplements des cours d'eau acides est très élevée, mais en effectifs absolus, on n'observe globalement pas de différences entre ruisseaux acides et non acidifiés. Si l'on considère le nombre total d'espèces que nous avons récolté dans les différents ruisseaux des Vosges, on constate que beaucoup d'entre elles sont capables de se développer en milieu acide. Pourtant pris individuellement, un ruisseau acide présente une richesse plus faible qu'un ruisseau normal. Ceci nous amène à penser que des espèces sont exclues pour des raisons autres que celles liées à une toxicité directe des eaux.

La littérature fait généralement peu mention des Diptères et Coléoptères et la discussion est délicate en raison du manque de détermination spécifique dans les études en générale. Chironomidae et Simuliidae sont fréquemment échantillonnés dans les cours d'eau acides mais quelques études expérimentales ont montré que les Chironomidae du genre *Corynoneura* et de la tribu desTanytarsini, semblent sensibles et ne colonisent pas les eaux acides (Zischke *et al*, 1983; Allard et Moreau, 1987b). Havas

et Hutchinson (1982) rapporte la résistance de *Chironomus riparius* à des pH naturels de 2,8 mais également de 8,2, et Mackay et Kersey (1985) notent l'abondance de Tanypodinae et la dominance de Chironomi dans des rivières acides d'Ontario.

Wade *et al* (1989) lors d'une étude de 104 rivières de Grande-Bretagne, ont récolté *Simulium ornatum, S. latipes, Prosimulium arvenense* et *P. inflatum* en milieu acide. Par contre *S. rheophilum* n'a pas été noté en dessous de pH: 5,8. Nous avons nous-mêmes échantillonné *S. cryophilum* dans un ruisseau dont le pH moyen est < 5.0 (Guérold, 1987). Il est certain que ce groupe mérite un intérêt plus grand. Plusieurs études mentionnent la grande tolérance de *Dicranota sp* (Tipulidae) (Mackay et Kersey, 1985; Diamond *et al* (1987). Nous n'avons par contre pas trouvé de références concernant les autres Diptères.

En ce qui concerne les Coléoptères, Wade *et al* (1989) proposent *Hydreana gracilis* comme indicateur de qualité. Dans les Vosges, *Hydraena sp* (*gracilis ?*) est fréquent et strictement inféodé aux milieux tamponnés. Ces mêmes auteurs rapportent une diminution de l'abondance et de l'occurence d' *Elmis aena*, d'*Esolus parallelepipedus* et de *Limnius volckmari* dans les cours d'eau acidifiés. Des résultats allant dans ce sens son également donnés par Towsend *et al* (1983). Friberg *et al*, (1980) remarquent l'absence d'Elmidae de rivières suédoises acides et Simpson *et al* (1985) signalent leur faible présence sous des conditions modérement acides et leur disparition lors de l'intensification de l'acidification.

5ème PARTIE

APPROCHE DES MECANISMES IMPLIQUES DANS LA DISPARITION DES ESPECES

1. APPROCHE ECOPHYSIOLOGIQUE

1.1. GENERALITES

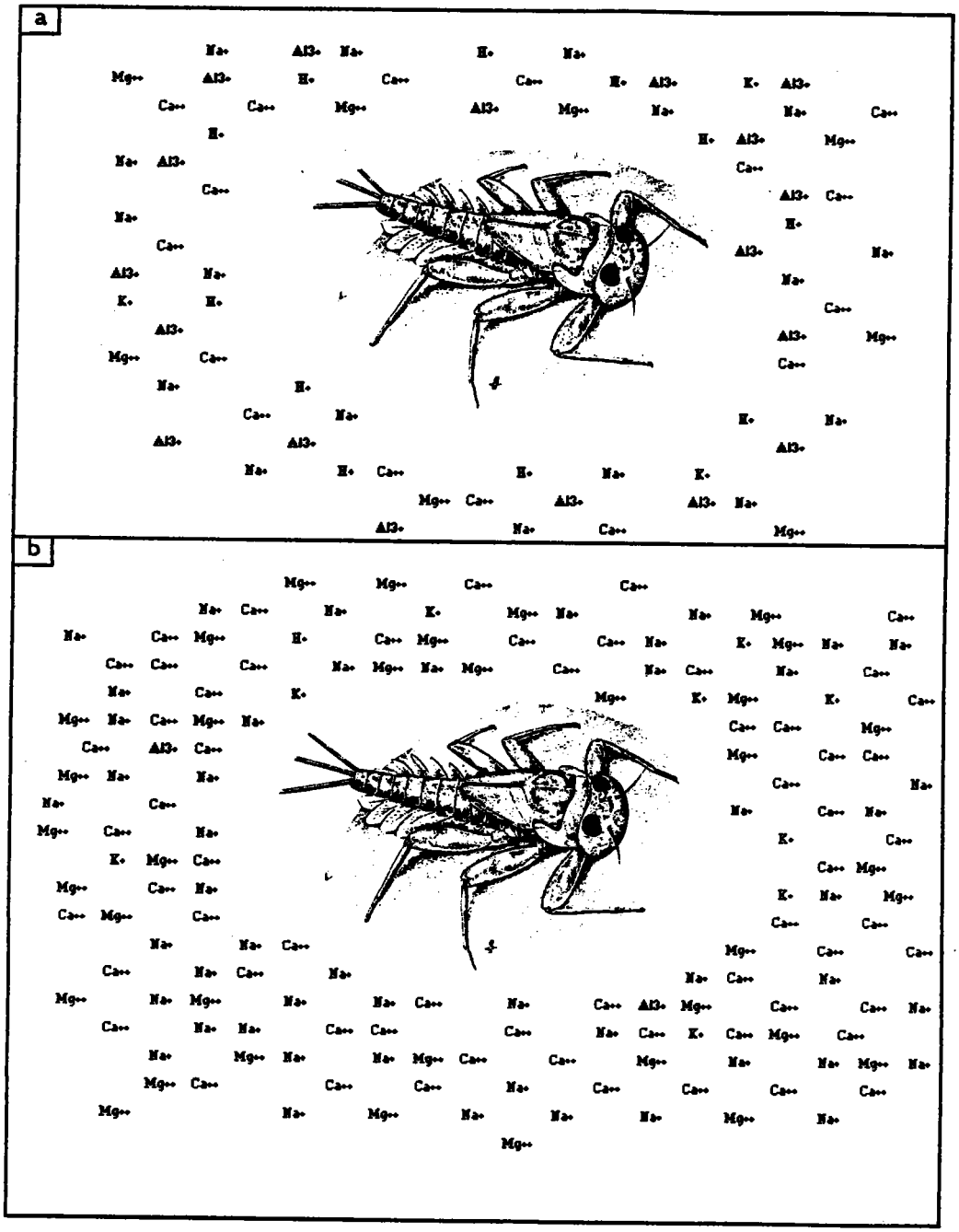
Il convient ici de faire un bref rappel des conditions physico-chimiques en milieu acide. Pour cela nous avons représenté par un schéma simplifié, l'environnement cationique (figure 83) d'un organisme en nous basant sur des résultats obtenus pour le Rouge-Rupt comme milieu acide et la goutte du Tihay comme cours d'eau typique des Vosges. Les proportions entre ions et milieu sont respectées. Nous avons fait l'approximation que Al se trouve exclusivement sous la forme Al^{3+}. Trois caractéristiques fondamentales décrivent un tel milieu:

- l'eau est déminéralisée et donc pauvre en cations Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}
- l'eau est acide, les concentrations en protons sont donc élevées
- l'eau est enrichie en aluminium

Il est évident qu'un organisme baignant dans un tel milieu sera potentiellement confronté à des problèmes de régulation ionique et de toxicité de l'aluminium et des ions H+. De plus les concentrations en cations Na2+, Ca2+, Mg2+ et K+ étant extrêmement faibles, peuvent être limitants, problème d'autant plus grave que les concentrations en protons sont élevées.

Tout organisme animal d'eau douce possède un milieu intérieur hypertonique par rapport au milieu ambiant. L'organisme doit donc faire face d'une part, aux entrées d'eau et d'autre part, aux fuites d'ions et maintenir son milieu intérieur constant en régulant les entrées et les sorties. Il est évident que plus le milieu est déminéralisé, plus il est difficile pour l'animal de réguler la balance ionique. Les organes excréteurs, comme les reins chez le poisson, ont pour fonction d'éliminer l'excédant d'eau, mais ils occasionnent en même temps une certaine perte de sels, lesquels doivent être remplacés. Chez le poisson les sites d'entrées sont bien connus. L'une des voies se fait par l'alimentation mais le site le plus important est dévolu à la branchie par le biais de cellules épithéliales spécialisées, les cellules à chlorures ou ionocytes.

Figure 83: Schéma simplifié de l'environnement cationique d'une larve d'insecte aquatique.
a) en mileu acide, b) en milieu typique des Vosges



Dans un milieu acide avec ou sans aluminium, les poissons présentent diverses perturbations physiologiques. En dessous de pH 4.2, les problèmes de régulation de l'état acide-base apparaissent et deviennent importants, tandis qu'à partir de pH 3.8, se produit une anoxie des tissus, provoquée par une insuffisance de l'efficacité respiratoire. Des détails concernant les conditions expérimentales et les déficiences observées sont donnés notamment dans l'étude de Ultsch et al. (1981) et les mécanismes mis en jeu sont rappelés par Massabuau (1985), Wood (1989) et McDonald *et al.* (1989). Cependant les faibles valeurs de pH mentionnées ci-dessus, ne sont que rarement rencontrées dans la nature. En fait, les premières perturbations sont observées au niveau de la régulation ionique pour des pH voisins de 5.5 et se traduisent par la perte d'ions, en particulier de Na^+ et Cl^-. La littérature s'accorde à reconnaître que les perturbations de cette fonction sont la cause principale de la disparition des poissons des eaux acides. (Leivestad et Muniz, 1976; McDonald et Rogano, 1986; MacDonald et Milligan, 1988; Booth *et al.*, 1988; Handly et Eddy, 1991).

Parmi les invertébrés, différentes espèces d'écrevisses ont fait l'objet de recherches sur les régulations ionique et du statut acide-base (Morgan et McMahon, 1982, McMahon et Stuart, 1989; Jensen et Malte, 1990). Ces différentes études ont montré que l'écrevisse présente, à l'instar des poissons, des perturbations des fonctions de régulations ionique et de l'état acide-base. Il apparaît toutefois que la sensibilité aux conditions acides varie d'une espèce à l'autre et que l'amplitude des perturbations dépend d'une part du stade de développement et d'autre part du cycle de mue (Appelberg, 1985; Berril et al., 1987; Jensen et Malte, 1990).

1.2. LE CAS DES INSECTES AQUATIQUES

Si la littérature concernant l'impact des eaux acides sur les poissons est abondante, il n'existe à notre connaissance que très peu de travaux relatifs aux insectes typiques des ruisseaux susceptibles d'être touchés par l'acidification. Plusieurs hypothèses ont été avancées notamment en transposant les problèmes et les mécanismes étudiés chez les poissons, aux invertébrés, mais très peu d'entre elles ont fait l'objet d'études et de vérifications. C'est ainsi que l'on peut lire que certains insectes secrètent du mucus au niveau des branchies! (Herrmann et Andersson, 1986). La connaissance des mécanismes et des structures impliquées dans les régulations quelles qu'elles soient, est encore très fragmentaire. Elle existe cependant pour des insectes

terrestres le plus souvent impliqués dans des dommages agricoles (ex: criquet) et des insectes aquatiques ou terrestres vecteurs de maladies (ex: divers moustiques)

Parmi les différentes hypothèses physiologiques avancées pour expliquer la disparition de nombreux insectes aquatiques des eaux acides, celle d'une déficience de l'ionorégulation semble la plus fondée. Chez les insectes aquatiques, les problèmes de régulation des sels et de l'eau sont différents de ceux rencontrés chez les insectes terrestres et s'apparentent dans leur schéma d'ensemble à ceux des poissons. L'hémolymphe est hypertonique par rapport à l'eau, qui a tendance à pénétrer dans l'insecte à travers la cuticule, la perméabilité de cette dernière dépendant des espèces. Par exemple *Sialis* (Mégaloptères) possède une cuticule peu perméable et l'entrée d'eau par osmose est relativement faible (Chapman, 1982). Toutefois une majorité de larves d'insectes ont une cuticule perméable, sans couche lipidique. Certains organes tels que branchies trachéennes et papilles annales sont plus perméables que le reste du corps. Ainsi chez *Aedes aegypti*, les papilles anales sont hautement perméables et l'entrée d'eau atteint 30% du poids par jour

L'entrée d'eau est compensée par la production d'une urine copieuse. Les insectes tendent donc à gagner de l'eau et à perdre des sels, résultats de l'excrétion et de la perméabilité du tégument. La quantité d'ions perdue est réduite dans un milieu normal par réabsorption au niveau des tubes de Malpighi et du rectum, notamment des ions Cl^-, Na^+ et K^+ (Stobbart et Shaw,1974). La résorption de sels mais pas de l'eau au niveau du système excréteur se traduit alors par la production d'une urine diluée.

Le rôle particulier, dans les processus de régulation de l'eau et de l'absorption de sels, joué par les papilles anales de différentes larves de Diptères aquatiques est bien documenté (Wigglesworth, 1938; Ramsay, 1950, 1953; Stobbart et Shaw 1974) et mérite de s'y arrêter. Les larves de certains moustiques (*Aedes* et *Culex*) présentent des papilles anales qui sont des sites de prélévements actifs de sodium, potassium et chlorure dans le milieu (in Chapman, 1982). Les larves de *Aedes aegyti* sont capables de maintenir un état ionique stable dans des milieux très dilués (6 µM/L de Na^+). La figure 84 représente l'évolution de la taille des papilles chez Culex pipiens, en fonction de la minéralisation de l'eau. La taille des papilles anales dépend alors de la minéralisation du milieu externe. Ainsi elle est plus grande dans les eaux déminéralisées et minimale en milieu salé, ce qui semble indiquer que l'augmentation de surface confère une plus grande efficacité et facilite la prise d'ions. Cet exemple montre qu'il existe des possibilités

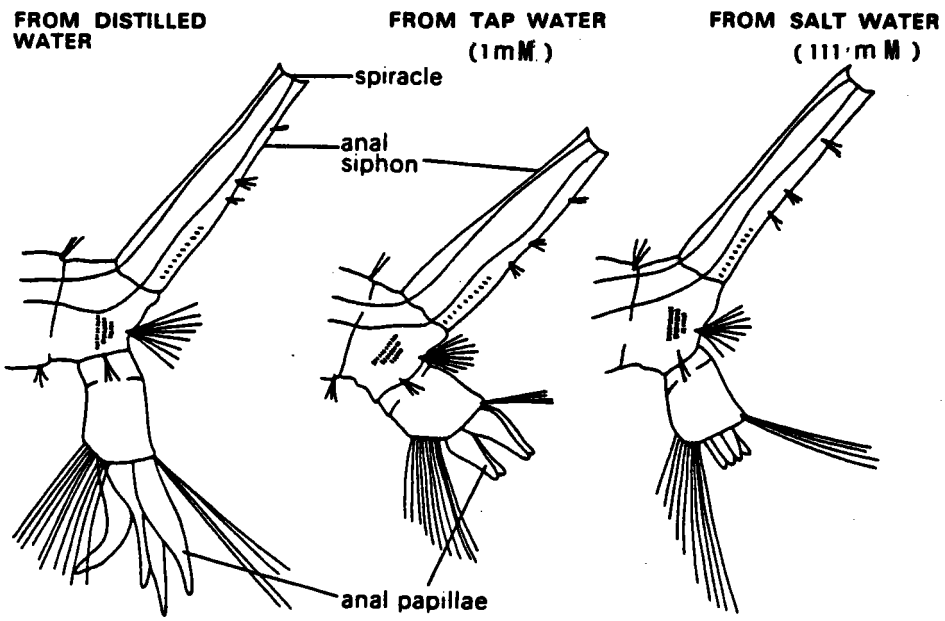


Figure 84: Evolution de la taille des papilles anales de *Culex pipiens* en fonction de la concentration en NaCl (in Chapman, 1982)

de réguler les entrées d'ions et que les sites, à défaut des mécanismes, sont connus chez quelques insectes.

1.3. HAEMOLYMPHE ET CONCENTRATION EN SODIUM

Les résultats concernant le dosage du sodium dans l'haemolymphe de *Perla marginata*, chez des organismes soumis à différents traitements sont donnés dans le tableau 31 et les principales caractéristiques des milieux d'exposition sont rappellées dans le tableau 32.

Tableau 31: Valeur des concentrations en Na^+ dans l'haemolymphe d'organismes témoins et intoxiqués (en mM/L) après 21 jours

	Témoin	Intoxiqués	
		Milieu 1	Milieu 2
1	73	43	14
2	100	29	19
3	93	47	44
4	84	32	36
5	96	41	26
moyenne	89.2	38.4	27.8
écart type	10.8	7.6	12.3

Tableau 32: Rappel des principales caractéristiques des différents milieux

	Milieu Témoin	Milieu d'intoxication	
		milieu 1	milieu 2
Ca^{2+} µM/L	80	20	20
Mg^{2+} µM/L	60	15	15
Na^+ µM/L	150	60	60
K^+ µM/L	20	10	10
H^+ µM/L	0,2 (pH=6,8)	4,0 (pH=5,4)	6,3 (pH=5.2)
Al µg/L	0	0	600

Dans les deux cas d'intoxication, les concentrations en Na^+ dans l'haemolymphe sont significativement plus faibles que dans l'haemolymphe des organismes témoins ($p<0,001$; test t). La valeur moyenne chez des individus témoins s'élève à 89,2 mM/L et passe à 38,4 mM/L et 27,8 mM/L chez des individus exposés respectivement à un milieu déminéralisé et acide et à un milieu déminéralisé, acide et riche en aluminium. On remarque également qu'en présence d'aluminium les concentrations en Na^+ sont plus faibles d'environ 10 mM/L, mais la différence n'est pas statistiquement significative.

La perte de Na^+ extracellulaire apparaît évidente chez les larves d'insectes confrontées à des conditions acides proches de celles rencontrées *in situ,* ce qui démontre qu'à l'instar des poissons et des écrevisses, il existe également un problème de régulation ionique chez les insectes. Toutefois, compte tenu du caractère préliminaire de cette étude, il conviendrait de réaliser une nouvelle expérience d'intoxication en considérant, cette fois, un nombre plus élevé d'individus. Par ailleurs, il serait nécessaire de suivre l'évolution temporelle des concentrations, non seulement en ce qui concerne le sodium mais également les ions chlorures.

De rares études ont mis en évidence, une perte d'ions chez les organismes exposés à de faibles pH et/ ou à des concentrations élevées en aluminium. Ainsi Hermann (1987) montre une perte de Na significative chez des Ephémères *Ephemera. danica* et *Heptagnia sulfurea* exposées à des pH de 4.0 et des concentrations en aluminium de 2.0 mg/L. Mais l'étude ne donne malheureusement aucun renseignement sur la minéralisation de l'eau et sa composition. D'autres auteurs rapportent une perturbation de la régulation ionique chez une Odonate, *Libellula julia,* accompagnée d'une acidose de l'hémolymphe (Rockwood et Coler, 1991). Mais les conditions expérimentales font mention de pH de 2.3 et de concentrations en aluminium atteignant 30 mg/L! Il semble évident que dans de telles conditions un organisme puisse présenter des problèmes physiologiques, les Odonates étant par ailleurs reconnues peu sensibles à l'acidification. Par contre une étude de Rowe *et al.* (1989), réalisée durant 96 et 192 heures dans des conditions expérimentales plus réalistes et en l'absence d'aluminium, a montré une perte de Na et Cl uniquement, chez des Ephémères exposées à une eau faiblement minéralisée et à pH 3.5. Dans les mêmes conditions mais à pH 4.5, aucune perte d'ions n'a été mesurée.

Une étude de Vangenechten *et al.*, (1989) réalisée sur des Hétéroptères (*Corix punctata*), a montré que des individus capturés dans des étangs non acidifiés et soumis à des conditions acides, présentaient plus de problèmes de régulation du sodium que des organismes de la même espèce vivant en milieu acide (pH < 3.9 et Al > 2.0 mg/L), ce qui semble montrer la possibilité d'une adaptation à ces milieux. L'auteur rapporte dans

ce dernier cas une activation significative des transporteurs de Na^+ dans le tégument, permettant ainsi de maintenir un influx relativement élevé de cet ion malgré une compétition sévère des ions H^+.

1.4. LES CELLULES A CHLORURES

Certains sites particuliers impliqués dans la régulation ionique ont été mis en évidence par Komnick *et al.* (1972), Wichard et Komnick (1973), et Komnick (1977) chez diverses espèces de larves de Plécoptères et Ephémèroptères. Ces auteurs ont décrit la présence de structures cellulaires spécialisées, appelées cellules à chlorures ("chloride cells"), localisées sur les parties du corps où la cuticule est de moindre épaisseur, essentiellement les branchies et les membranes intersegmentaires. Ces cellules ont la particularité d'être intracuticulaires et de communiquer par leur partie apicale avec le milieu ambiant, leur partie basale se situant dans l'épithélium sous-jacent. L'implication de ces cellules dans les mécanismes d'osmorégulation a été établie par plusieurs études réalisées notamment en utilisant des techniques de microanalyse par diffraction d'électrons et dispersion d'énergie de rayons X, d'autoradiographie et histochimie électrolytique (Wichard et Komnick, 1973; Wichard *et al.*, 1973; Leichleitner et al., 1985). L'appellation de cellules à chlorures dérive de l'analogie de fonction avec les ionocytes des poissons et non d'une ressemblance sur le plan structural. Afin d'en savoir plus sur le rôle éventuel de ces cellules dans la sensibilité des espèces aux conditions acides, nous avons, pour notre part, entrepris une étude préliminaire sur quelques Ephémères et Plécoptères sensibles ou non à l'acidification.

1.4.1. Mise en évidence

La mise en évidence a été réalisée in toto sur des organismes entiers, à l'aide d'une technique histochimique argentifine. La formation d'un précipité rouge sombre indique la présence de cellules à chlorures. 6 espèces d'Ephémèroptères et 7 de Plécoptères ont font l'objet d'une recherche de ces structures. Nous précisons que l'absence de réactions ne signifie pas systématiquement l'absence de structures osmorégulatrices spécialisées.

Le tableau 33 donne les résultats obtenus sur les 13 espèces testées.

Tableau 33: Espèces d'Ephémèroptères et de Plécoptères ayant fait l'objet d'une recherche des cellules à chlorures par la méthode au nitrate d'argent. (Eph: Ephémèroptères; Ple: Plécoptères; * = espèce possèdant des branchies)

	espèces	réaction positive
Eph	*Epeorus sylvicola**	oui
Eph	*Rhithrogena sp cf semicolorata**	oui
Eph	*Ecdyonurus venosus**	oui
Eph	*Habroleptoides confusa**	oui
Eph	*Ephemerella ignita**	oui
Eph	*Baetis sp**	oui
Ple	*Isoperla sp*	oui
Ple	*Perlodes microcephala*	oui
Ple	*Diura bicaudata*	oui
Ple	*Perla marginata**	oui
Ple	*Protonemura sp**	non
Ple	*Amphinemura sulcicollis**	non
Ple	*Leuctra*	non

Toutes les espèces d'Ephémèroptères testées et seuls les Plécoptères appartenant aux Perlodidae et Perlidae présentent des cellules osmorégulatrices, que ces espèces soient pourvues de branchies ou non. Le nombre de cellules est élevé, particulièrement chez les espèces à branchies.

Un premier constat montre que parmi les espèces testées, seules les espèces sensibles à l'acidification possèdent des cellules à chlorures. Cette observation nous permet de penser que les cellules à chlorures peuvent jouer un rôle dans les mécanismes impliqués dans la sensibilité des espèces.

Les planches 4 et 5 donnent quelques réactions positives au niveau, soit de la branchie soit de la membrane intersegmentaire bordant le pronotum.

Suite à cette première expérimentation, deux espèces sensibles, aisément identifiables et communes dans les cours d'eau vosgiens non acidifiés, ont été retenues et ont fait l'objet d'une recherche préliminaire en microscopie et microanalyse laser. Il s'agit d'*Epeorus sylvicola* (Ephémèroptères) et de *Perla marginata* (Plécoptères).

1.4.2. Histologie et structure des cellules à chlorures

Les Planches 6 et 7, donnent quelques représentations en microscopie photonique de coupes réalisées sur des filaments branchiaux de *P.marginata.* L'examen de ces coupes montre la présence d'un épithélium hautement trachéalisé qui confirme la fonction respiratoire de cet organe. Des cellules à chlorures, distinctes du reste de l'épithélium, sont localisées ponctuellement à sa surface. L'une des particularités de ces cellules réside en sa portion apicale qui communique avec l'extérieur. Quelques clichés réalisés en microscopie à balayage sont apparents sur la planche 8 et montrent la morphologie externe particulière de la portion apicale. Cette partie se présente sous la forme d'une coupe (cup-like), et est recouverte par la cuticule dont la couche interne, l'endocuticule, est absente (Komnick, 1977). Les planches 9 et 10 donnent également les premières photographies réalisées en microscopie à transmission. La cuticule qui recouvre l'intérieur de la "coupe" apparaît à ce niveau hautement différenciée et spécialisée. La striation apparente, interprétée comme une structure percée de pores ou de canaux lui a valu le nom de plateau poreux (porous plate) ou de disque strié (striated disc). Le détail de ces structures est décrit par Kapoor et Zachariah, (1973a, b) et Wichard et Komnick (1973), mais nous n'avons pas connaissance de travaux se rapportant à leur fonctionnalité structurale, si ce n'est selon Komnick (1977), qu'il s'agit d'un site de haute perméabilité cuticulaire en relation avec une fonction d'absorption d'ions. L'abondance des replis de la membrane associés à de nombreuses mitonchondries apparaît caractéristique des cellules impliquées dans des fonctions de transport actif.

1.4.3. Mise en évidence de l'aluminium

Cette technique a été utilisée au départ, dans un but bien précis, à savoir la recherche de métaux et plus particulièrement de l'aluminium au niveau de l'intestin antérieur, des tubes de Malpighi, des corps gras et des branchies d'Ephémères et de Plécoptères.

Les figures 85 a et b montrent des spectres obtenus par impact unique sur des cellules à chlorures de branchie d'éphémère *Epeorus sylvicola* témoin et intoxiquée *in situ.* Dans le cas d'organisme intoxiqué on remarque la présence du signal de l'aluminium (27) et ce qui est plus étonnant ceux du Plomb (207). Na (23), K (39), et Ca (40) sont

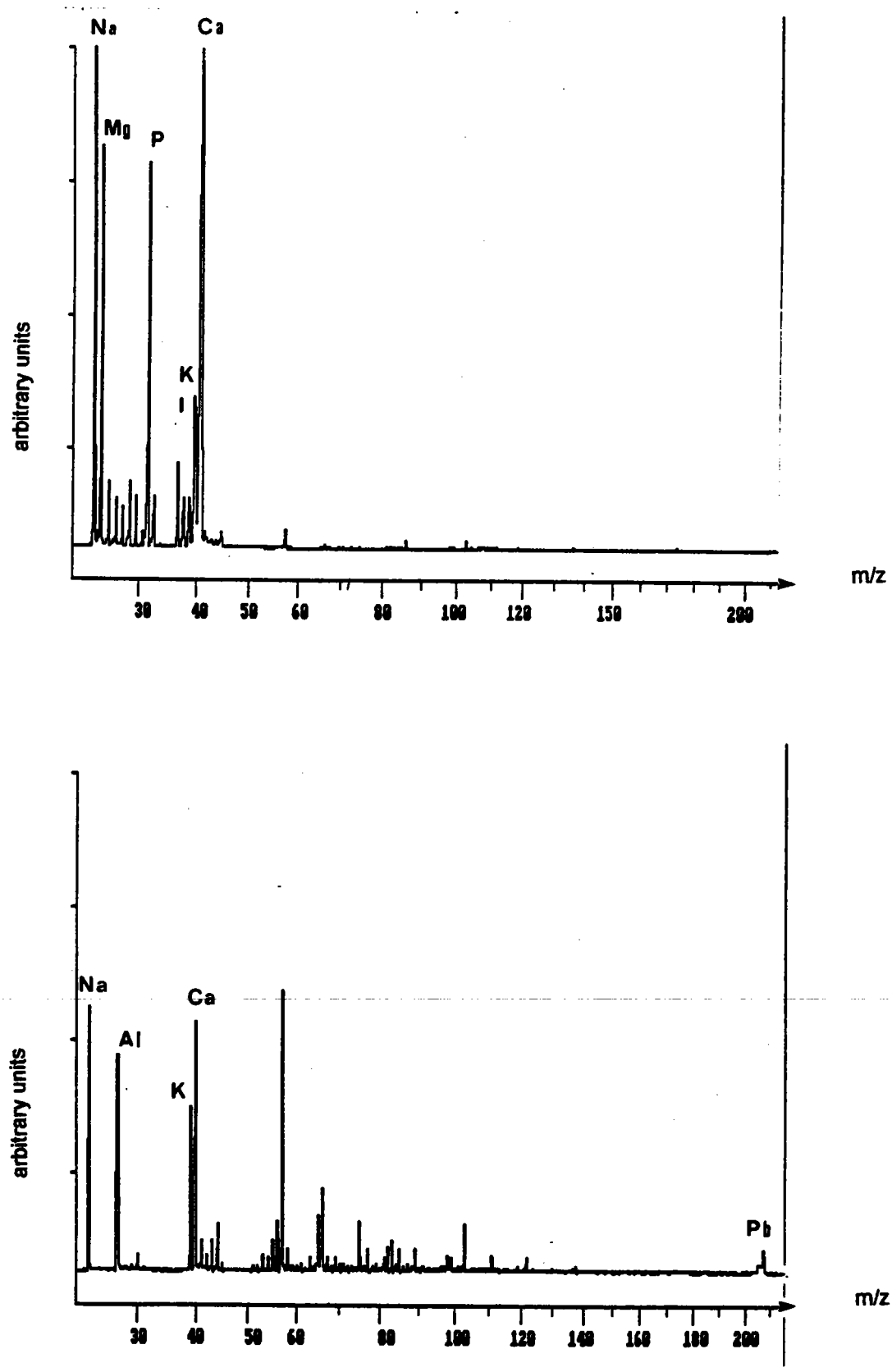


Figure 85: Spectres obtenus par microanalyse LAMMS de cellules à clorures d'Epeorus sylvicola a) témoin; b) intoxiquée

également notés. Ni Al ni Pb n'ont été identifiés chez le témoin. L'absence de signal de Mg (24) chez l'organisme intoxiqué ne peut être interprétée comme une absence de cet élément, ce signal n'étant pas apparu régulièrement sur l'Ephémère témoin. La technique n'étant pas quantitative et l'impact n'atteignant pas exactement les mêmes structures, il est difficile d'interpréter la différence de hauteur des signaux entre organismes intoxiqué et témoin en se basant sur un seul impact.

Nous avons donc entrepris une destruction systématique de l'épithélium branchial sur organismes témoin et intoxiqué en portant une attention particulière, au signal du sodium. Des spectres moyens concernant 50 analyses chacun, réalisés sur un seul organisme sont donnés par les figures 86 a et b. Bien que la technique soit non quantitative, la perte de sodium intracellulaire apparaît évidente chez l'organisme intoxiqué.

L'aluminium n'a pas été détecté dans les autres structures analysées y compris l'épithélium branchial adjacent aux cellules à chlorures. Toutefois de faibles signaux ont été enregistrés ponctuellement à la surface de la cuticule ainsi que dans la lumière du l'intestin antérieur. Il semble qu'il s'agisse dans le premier cas d'aluminium adsorbé à la surface du tégument et dans le second cas d'aluminium lié à des particules alimentaires. Le plomb, par contre a été régulièrement identifié dans l'épithélium branchial.

Les spectres présentés par les figures 87 a et b donnent les résultats d'analyses réalisées sur des cellules à chlorures et des cellules épithéliales de branchie de *P. marginata.* L'analyse de ces cellules est plus aisée que dans le cas d'Ephémères en raison de leur taille plus importante, aussi l'analyse a-t-elle été plus poussée. Malheureusement pour des raisons techniques nous n'avons pas pu disposer d'échantillons témoins. Nous avons donc successivement analysé la cellule à chlorure et les cellules épithéliales adjacentes. L'aluminium apparaît systématiquement dans la cellule à chlorure. Le spectre de la figure 87b montre que l'aluminium peut apparaître en compagnie du phosphore (31) du souffre (32) du chlore (35 et 37) du calcium (44) et d'un certain nombre de recombinaison du calcium. Par contre une analyse, des cellules sous jacentes ne fait jamais apparaître l'aluminium. Dans tous les cas, ont sera étonné de la quasi-absence de Na.

La planche 11 montre quelques photographies de réactions histochimiques positives. Une coloration rouge n'est visible qu'en surface des cellules à chlorures au niveau du plateau poreux. L'absence de réaction positive à l'intérieur de la cellule

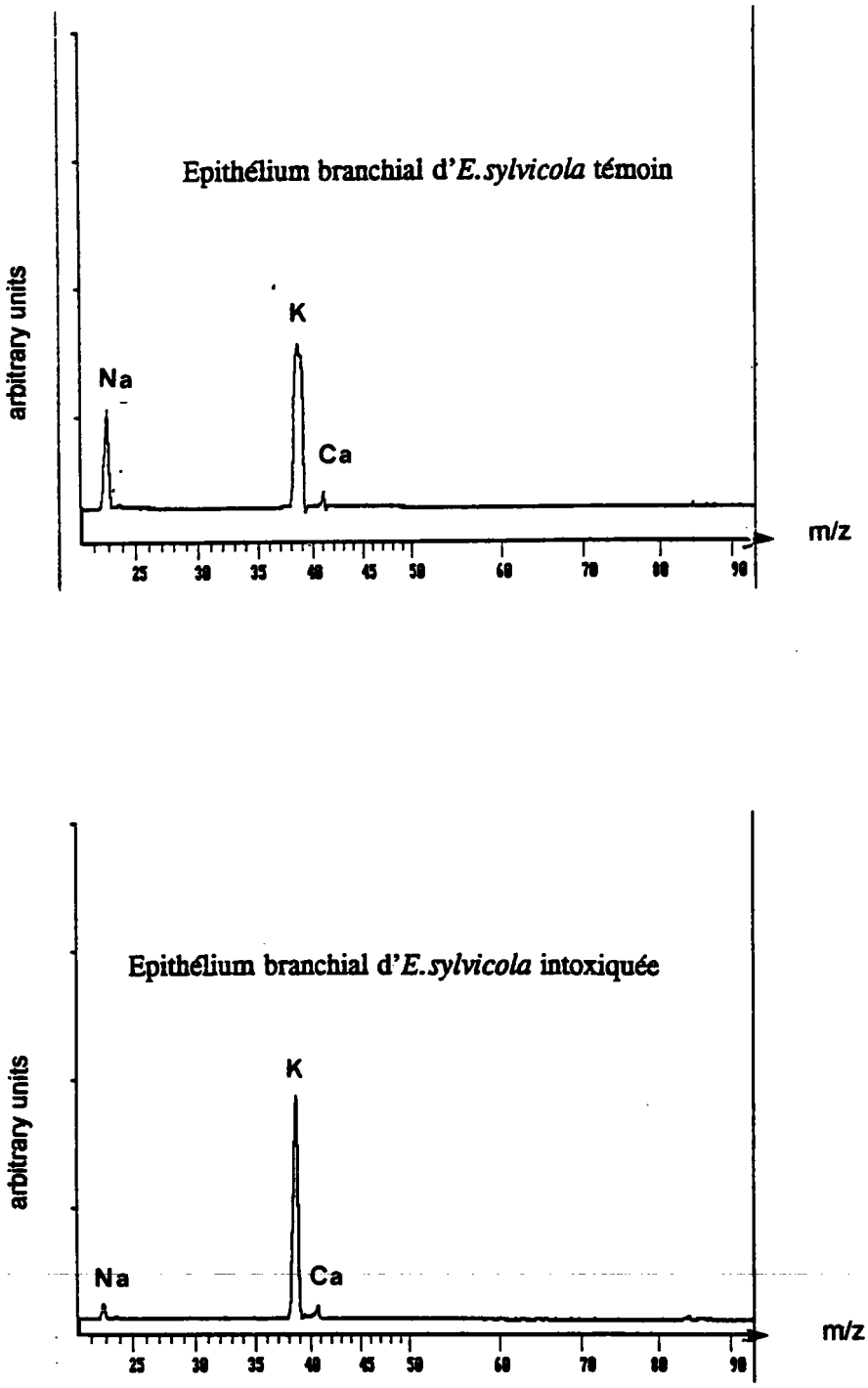


Figure 86: Spectres moyens obtenus par microanalyse LAMMS de l'épithélium branchial d' Epeorus sylvicola a) témoin; b) intoxiquée

n'implique pas l'absence d'aluminium. En effet l'aluminium peut être masqué au sens histolochimique du terme, et donc non réactif avec l'acide aurine tricarboxilique. Martoja et Martoja (1973), lors d'une étude de mise en évidence de l'aluminium dans des inclusions pigmentées de divers invertébrés, signalent l'absence de réaction positive dés lors que le métal est incorporé dans les cellules, alors que la microanalyse prouve la présence de ce métal. Les auteurs attribuent le changement de réactivité de l'aluminium à une modification de son état moléculaire et pense alors que le métal est vraisemblablement engagé dans une métalloprotéine.

Lechleitner *et al.* (1985) ont étudié la morphologie des cellules à chlorures de Plécoptères exposés à des intoxications chroniques à pH 2.5. Une intoxication de 9 heures conduit à l'apparition d'une distorsion du disque cuticulaire apical qui prend alors un aspect bombé, ainsi que l'apparition d'une grande vacuole sous le disque. Par contre après une exposition à pH 4.0 durant 96 heures, seule une augmentation du nombre de vacuoles est apparent. Les auteurs notent une diminution significative de Na^+ dans l'organisme après une exposition prolongée de 120 h à pH 3.0, Il apparaît toutefois difficile de tirer des conclusions compte tenu des valeurs expérimentales de pH (2,5 et 3,0).

Wichard *et al.*, (1973) et Komnick *et al.* (1973) ont montré que le nombre de cellules à chlorures varie en fonction de la salinité du milieu. Ainsi pour une même espèce, le nombre de cellules augmente quand l'organisme est placé en milieu déminéralisé et diminue en milieu fortement minéralisé. Mais cette augmentation du nombre de cellules ne peut se faire que si l'animal mue. Rowe *et al.* (1988) ont souligné qu'une exposition de *Stenonema femoratum* (Ephémèroptères) à pH 3.5 pendant 4 jours induisait la mue. Nous avons nous même remarqué que 100% des individus de *P. marginata* placés en milieu acide muaient dans les 48 heures. Cet effet, s'il est provoqué par les conditions de faible minéralisation et/ou du pH, nous autorise à supposer un impact au niveau du déclanchement de la mue qui s'opère sous contrôle hormonal. Par ailleurs, cette situation est quelque peu paradoxale, car si la mue permet d'augmenter le nombre de cellules à chlorures et donc (à priori) l'efficacité de la régulation, on sait que c'est en période de mue que le tégument est le plus perméable, ce qui favorise l'entrée d'eau.

Très peu d'études, à notre connaissance, ont mis en évidence la présence d'aluminium dans les macroinvertébrés sensibles à l'acidification. On notera toutefois les

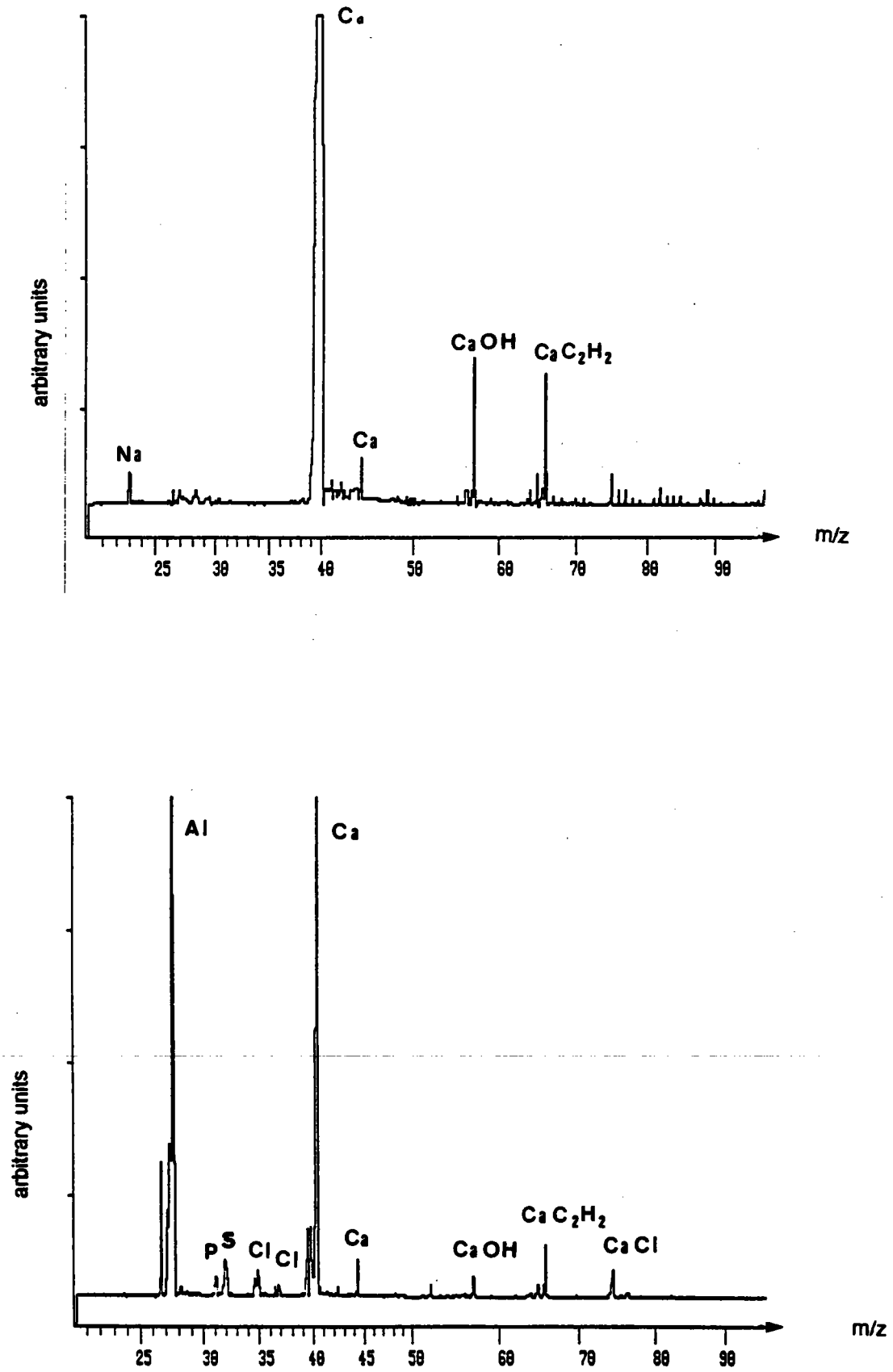


Figure 87: Spectres obtenus par microanalyse LAMMS a) de cellules à clorures de Perla marginata b) de cellules épithéliales sous-jacentes

études de Hall *et al.* (1988) et Frick *et al.*(1989) qui montrent que l'augmentation de concentrations corporelles en aluminum résulte avant tout de l'aluminium adsorbé à la surface du tégument et/ou associé au bol alimentaire. Comme nous l'avons exposé précédemment, nous n'avons pas détecté d'aluminium dans les différents organes analysés. Toutefois tous les organes n'ont pas encore fait l'objet d'analyse. Martoja et Martoja (1973) précisent que les seules cellules d'insectes connues à l'époque pour accumuler l'aluminium sont les cellules péricardiales, cellules que nous n'avons d'ailleurs pas analysées. Dans notre étude, nous montrons que l'aluminium existe, chez des organismes exposés à des conditions acides, dans des cellules impliquées dans les mécanismes de régulation ionique. Cependant le rôle de l'aluminium n'est pas établi.

Nos résultats montrent que les mécanismes de toxicité des eaux acides chez les insectes peuvent être les mêmes que ceux observés chez les poissons et les écrevisses, ce qui n'est pas étonnant compte tenu des caractéristiques communes quant à la différence de tonicité entre les milieux intérieurs des organismes aquatiques et le milieu ambiant. Cependant, de nombreuses espèces de macroinvertébrés s'accomodent des conditions rencontrées dans les milieux acidifiés, montrant ainsi qu'ils possédent un système régulateur efficace, qu'il serait intéressant d'étudier.

Toutefois, il est évident que des recherches supplémentaires sont nécessaires pour préciser les rôles respectifs de la faible minéralisation, des protons et de l'aluminium. Pour cela des expériences d'intoxication plus approfondies ainsi qu'une étude en microanalyse de rayons X couplée à une étude appronfondie des structures, devraient apporter des renseignements.

Légendes des planches photographiques:

Abbréviations: CC: cellule à chlorure; Cu; cuticule; T: trachée; PP: disque strié; V: vacuole; RPM: repli de la membrane plasmique; M: mitochondrie

Planche 4: Mise en évidence des cellules à chlorures par réaction au nitrate d'argent. a) Branchie d'E. sylvicola (x 40); b) Menbrane prothoracique de P. marginata (x400)

Planche 5: Mise en évidence des cellules à chlorures par réaction au nitrate d'argent. Branchie de P. marginata. (a) X 400 ; b) x100)

Planche 6: Coupe histologique. a) Pronotum d'Epeorus sylvicola (x 250); b) branchie de P. margina x 1000)

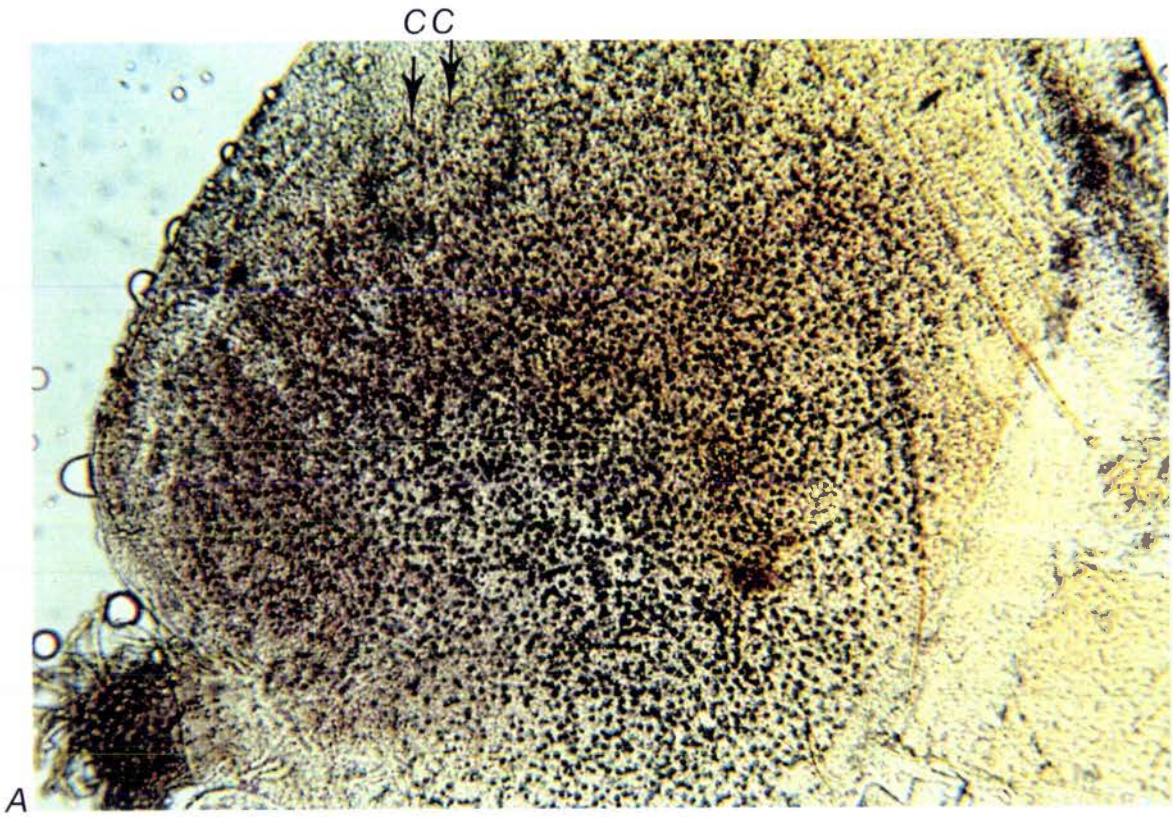
Planche 7: Coupe histologique de branchie de P. marginata. a) x 400; b) x1000

Planche 8: Morphologie externe de cellules à chlorures. a) pronotum de P. marginata (x3200); b) branchie (x 600)

Planche 9: Ulrastructure de cellule à chlorure de P. marginata. a) <10000; b) x 13000

Planche 10: Ulrastructure de cellule à chlorure de P. marginata. Détail du disque strié. a) x 20000; b) x 50000

Planche 11: Réaction positive à l'aluminon. a) x 250; b) x 1000 c) x 1000



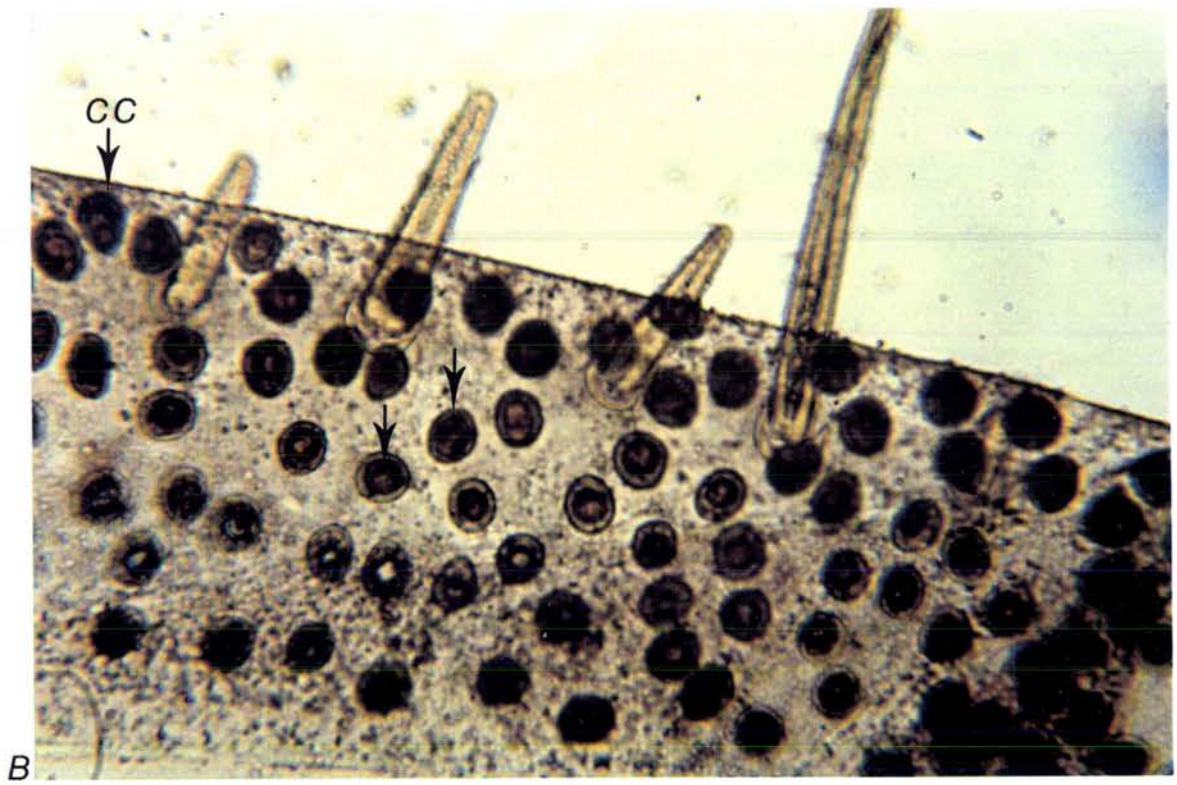
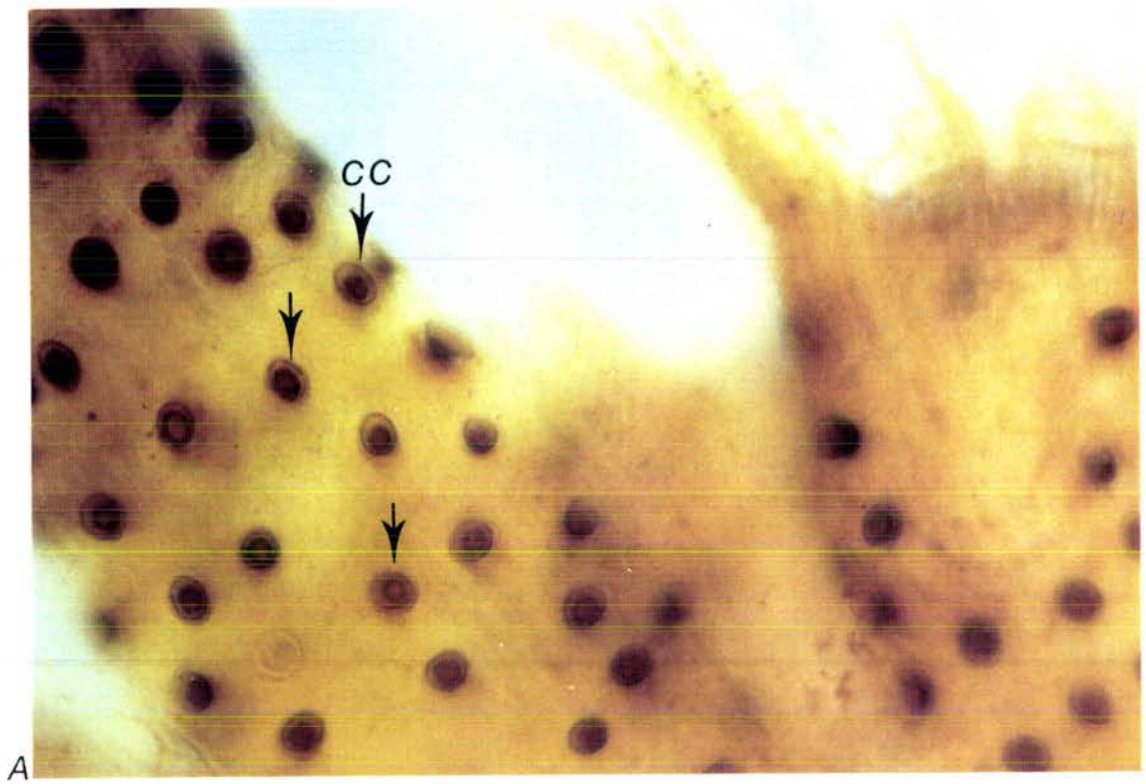


Planche 4



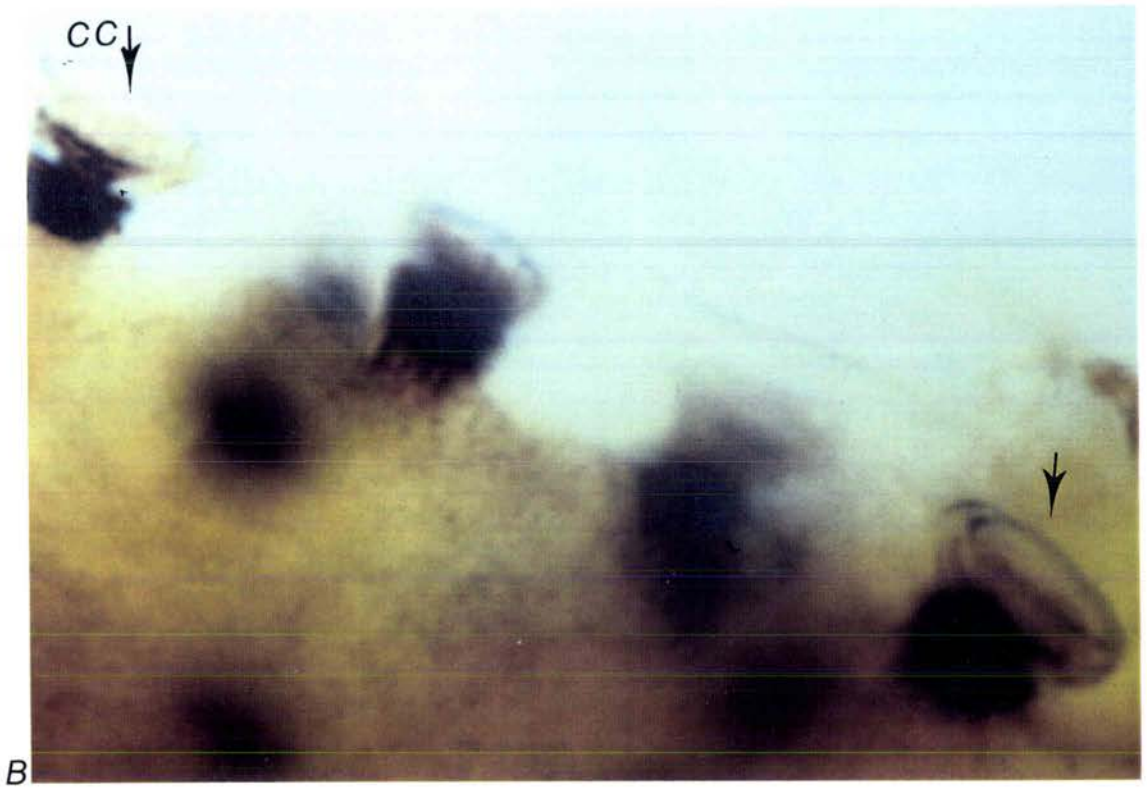
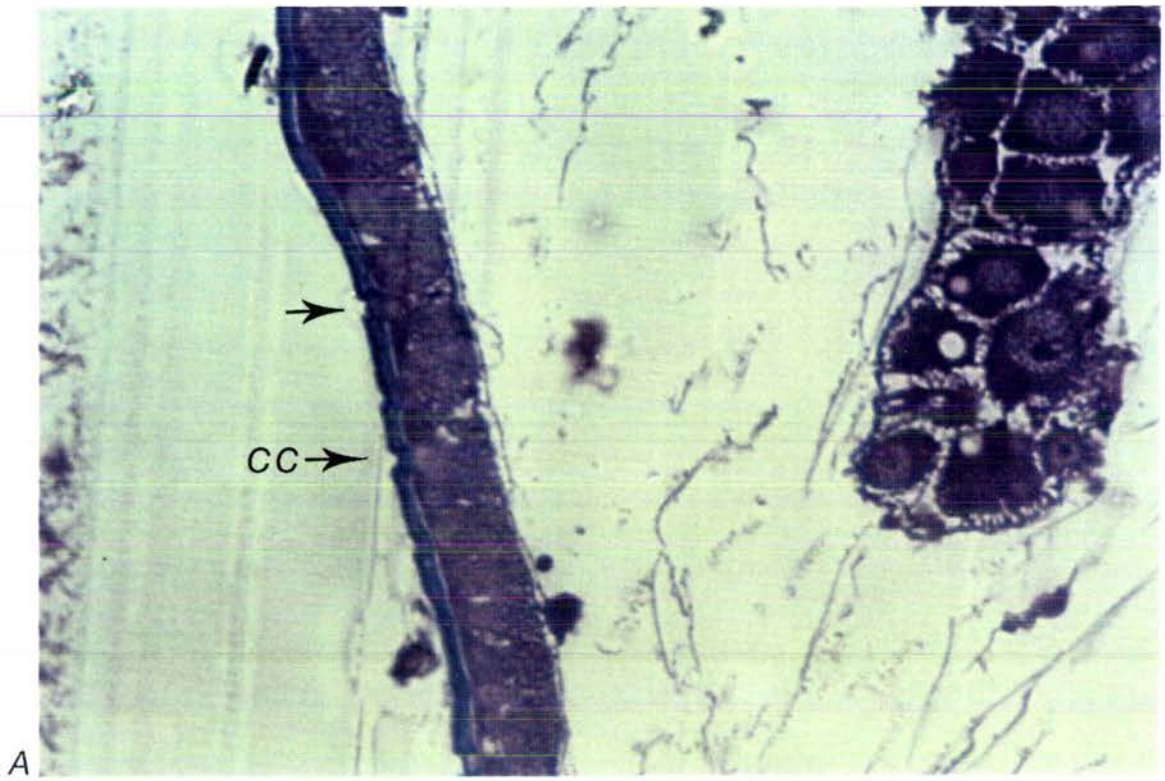


Planche 5



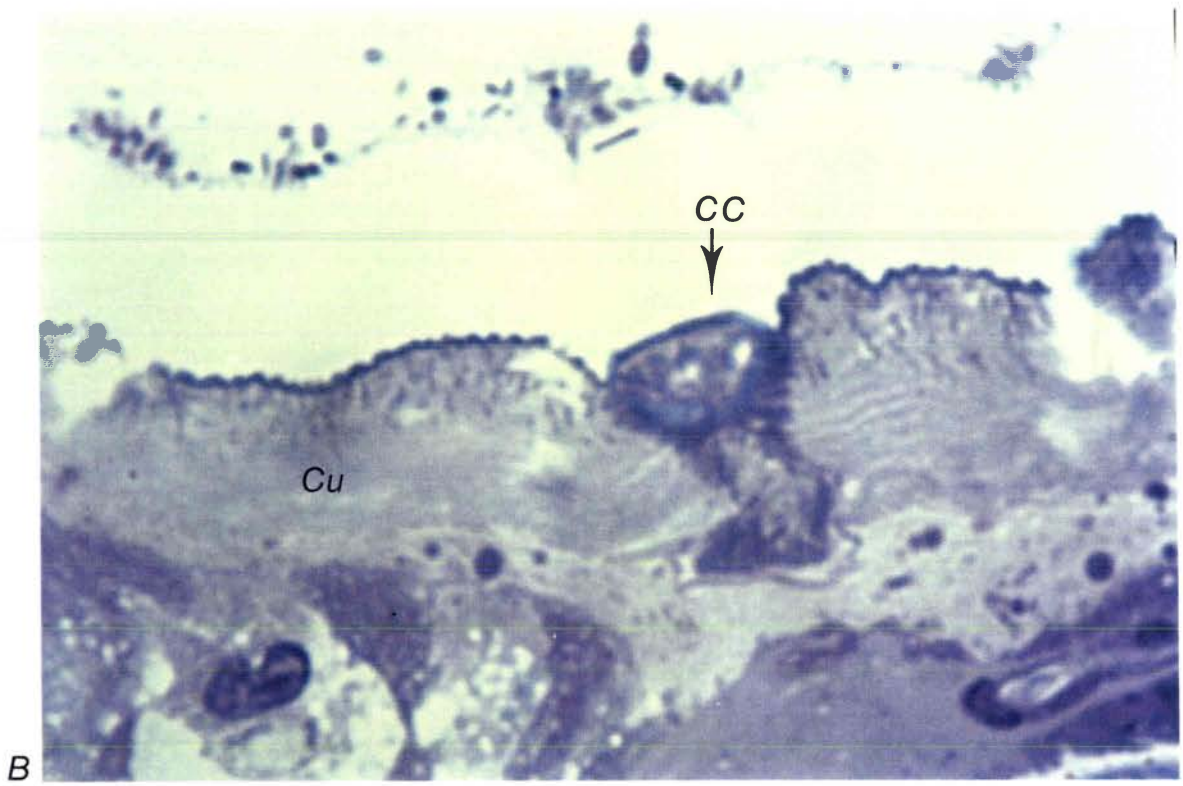
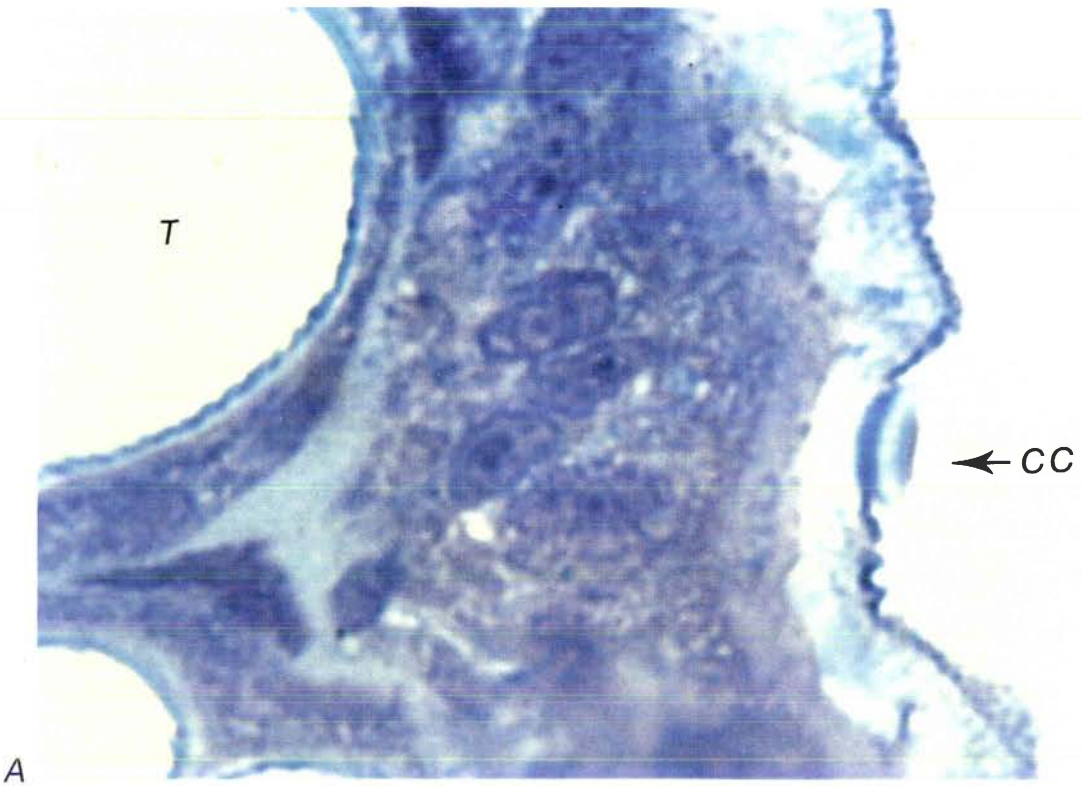


Planche 6



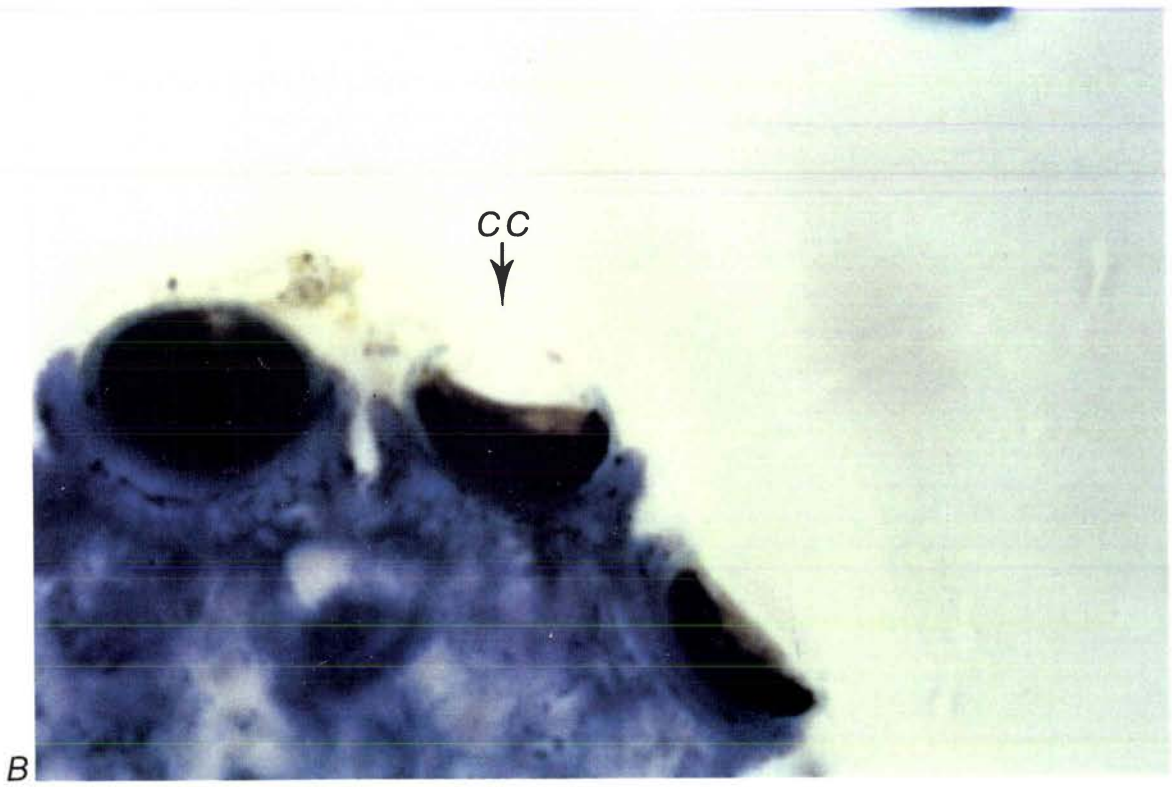
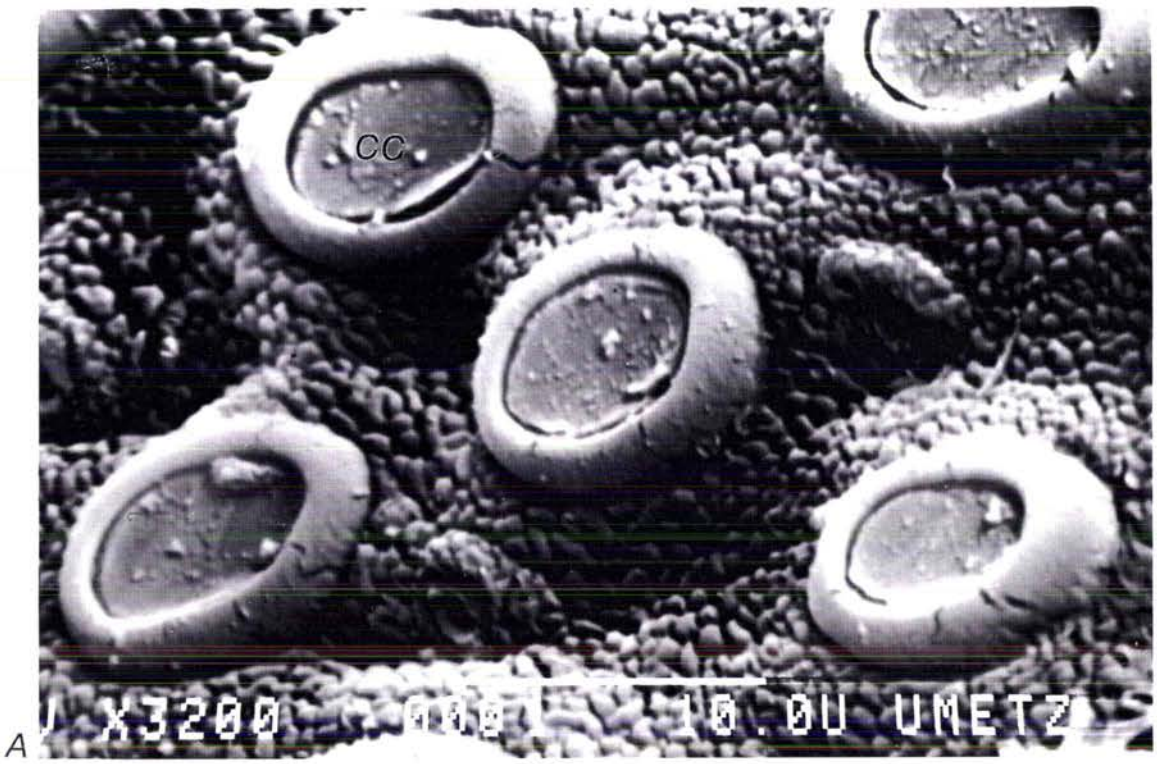
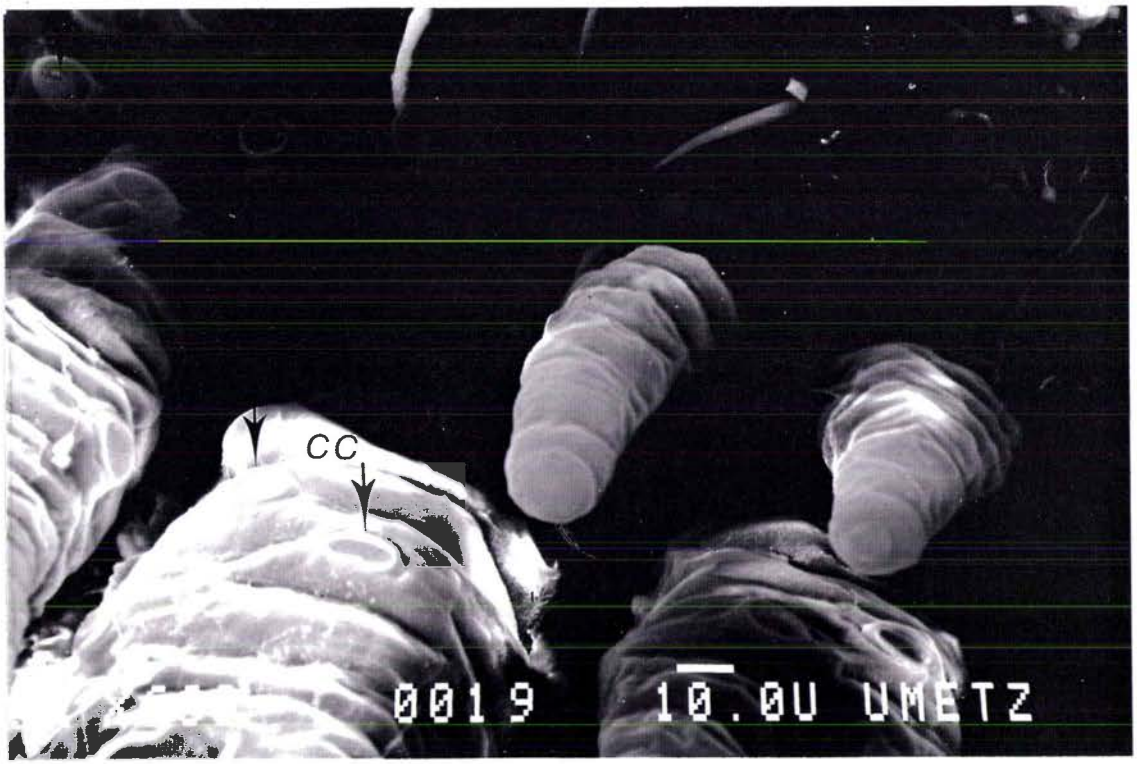


Planche 7

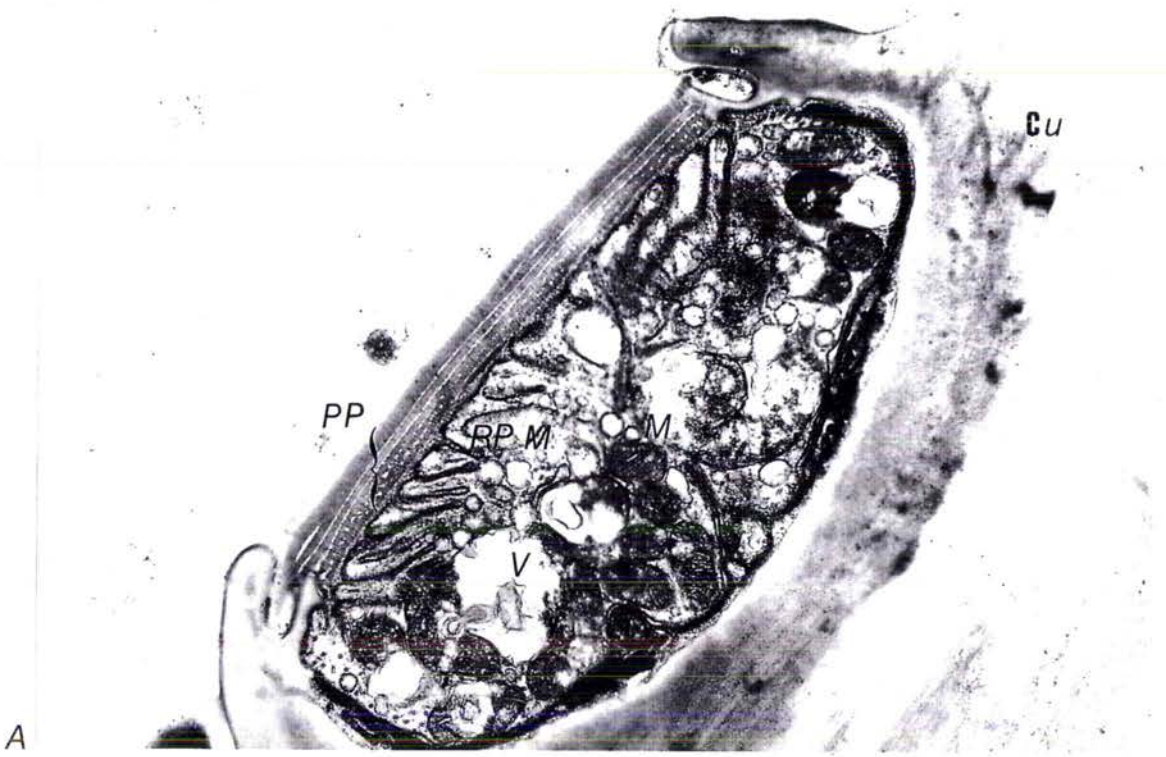


A



B

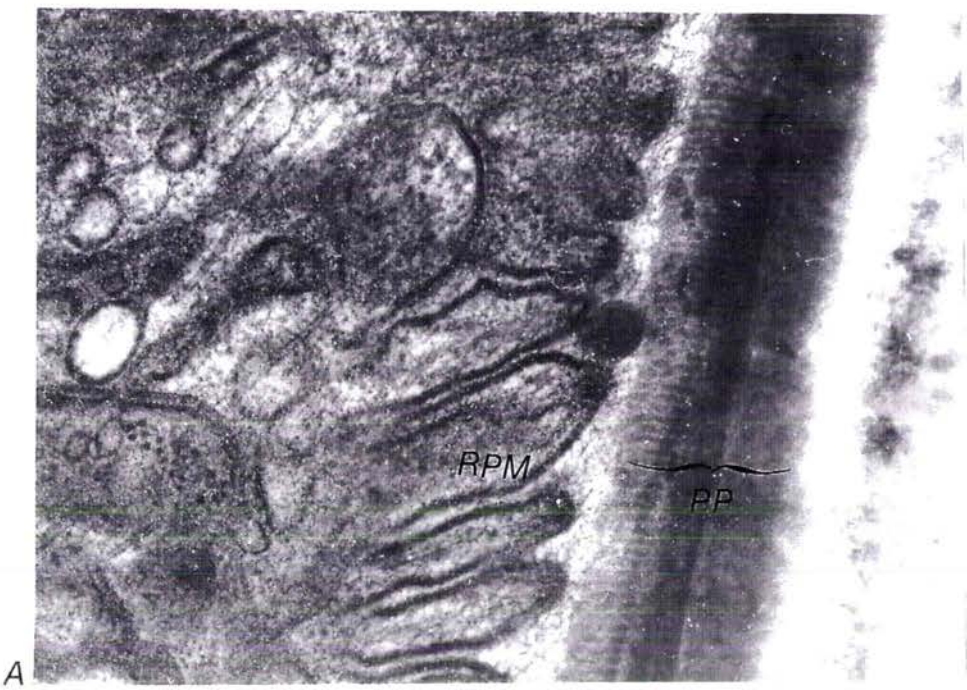
Planche 8



A

B

Planche 9



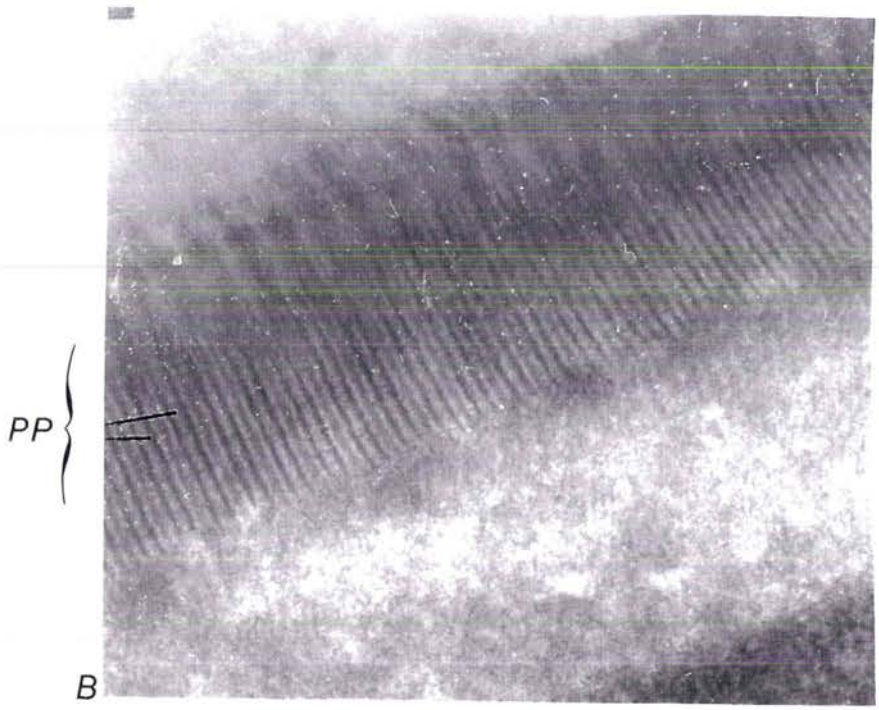
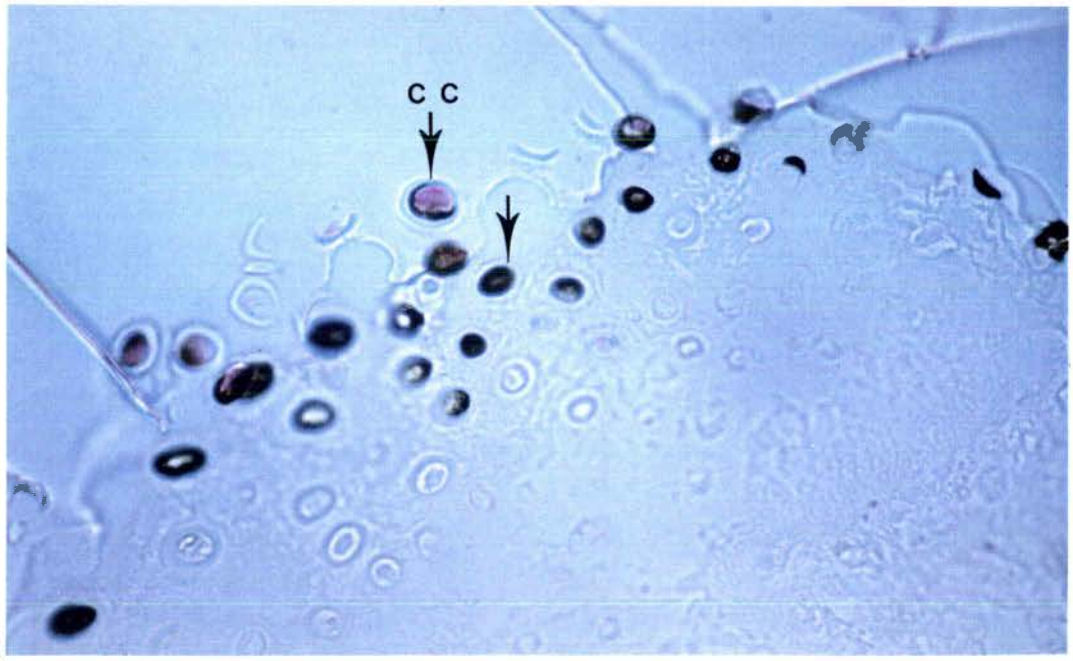
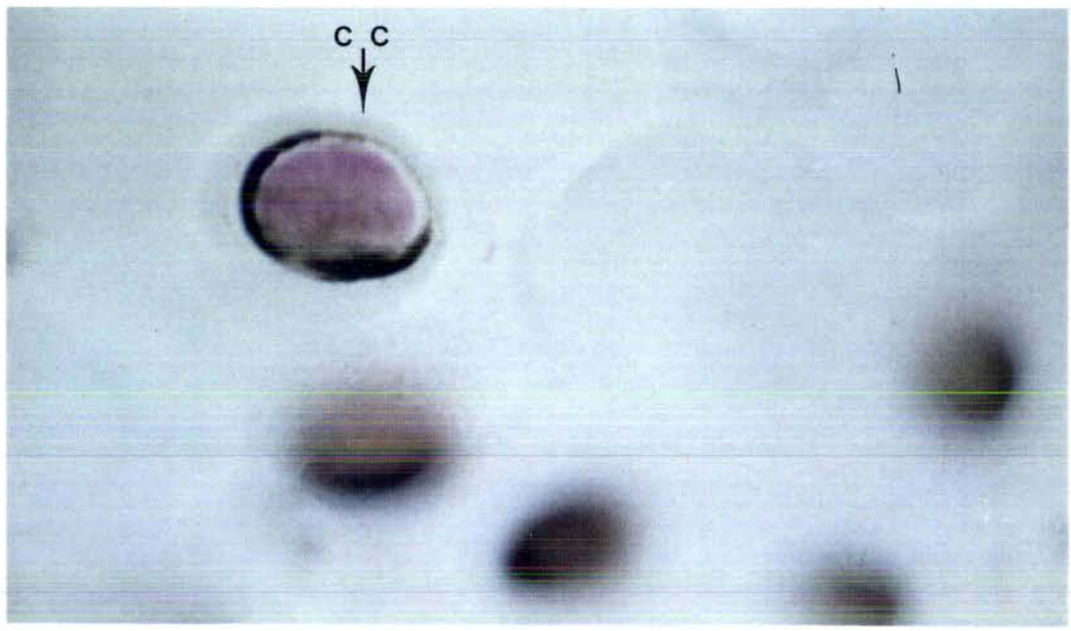


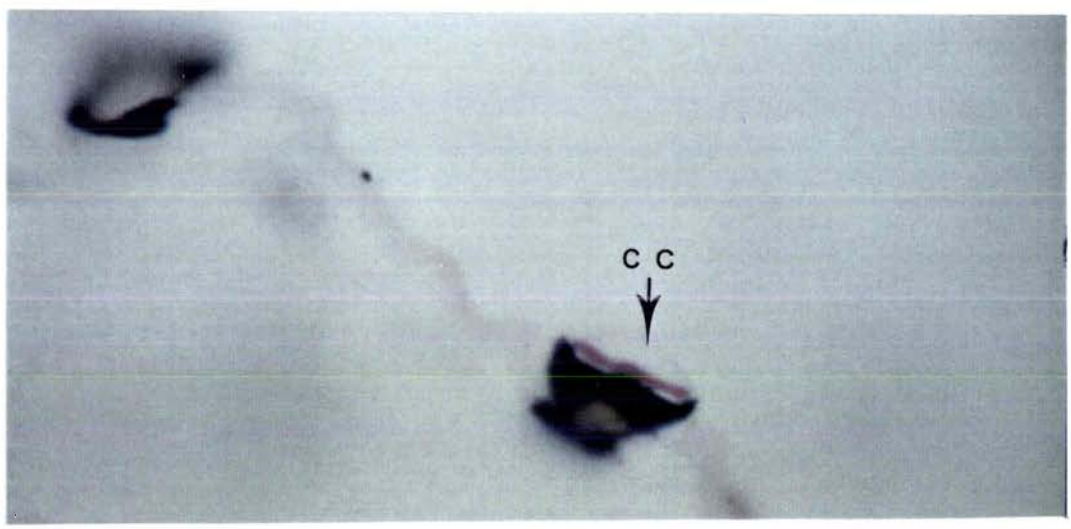
Planche 10



A



B



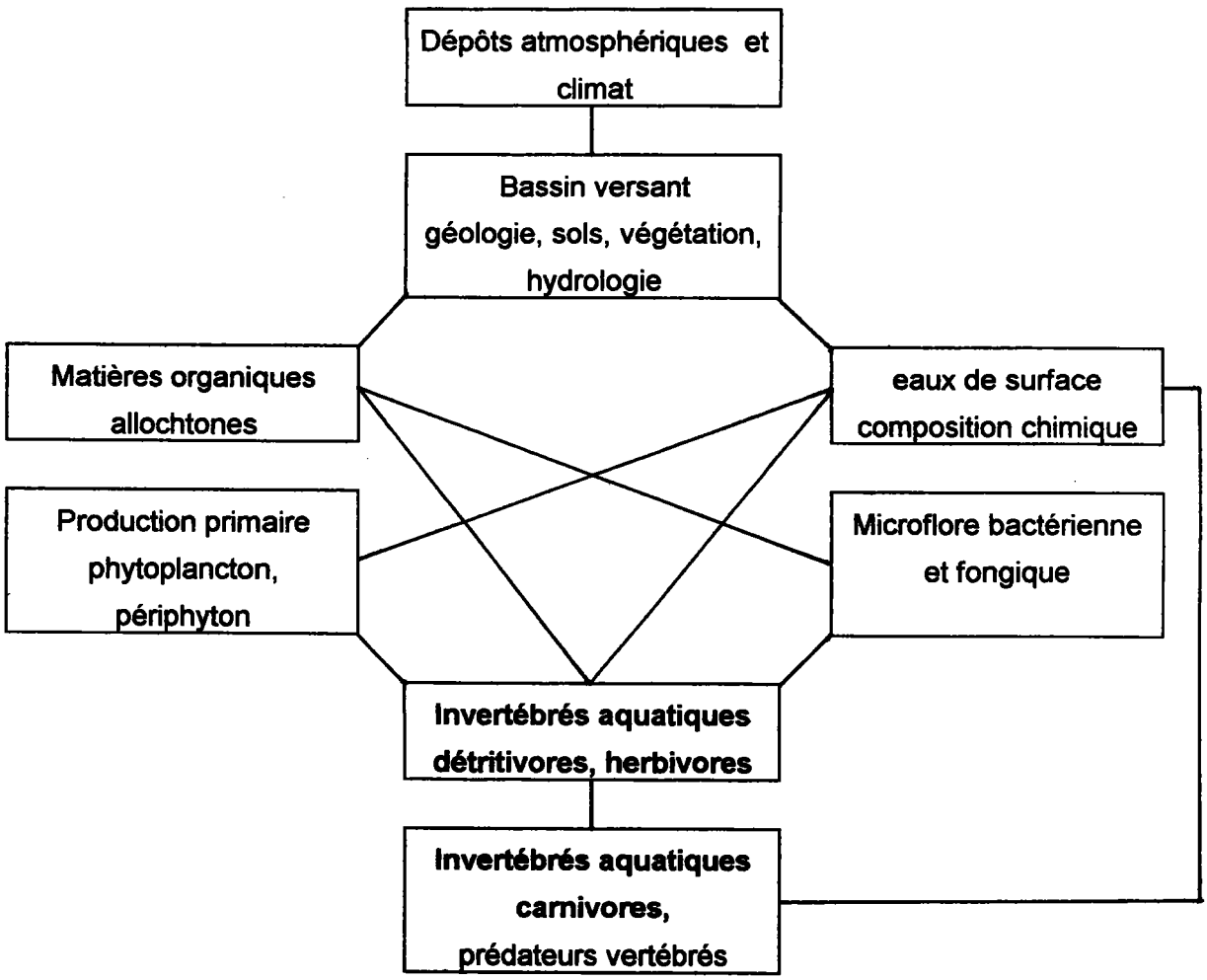
C

Planche 11

2. L'HYPOTHESE TROPHIQUE

Avant de discuter l'hypothèse trophique émise pour expliquer les modifications des peuplements, il convient de replacer les macroinvertébrés dans l'écosystème aquatique. Les macroinvertébrés benthiques occupent une place importante et fondamentale dans les écosystèmes aquatiques. La figure 88 résume de façon schématique, les inter-relations importantes existant entre les différents compartiments biotiques et abiotiques dans le contexte particulier de l'acidification des eaux courantes.

Figure 88: Schéma simplifié des relations entre les différents compartiments de l'écosystème aquatique



Un impact au niveau des macroinvertébrés se traduira essentiellement par deux types de conséquences:

- une modification de la structure des peuplements de macroinvertébrés
- une répercussion au niveau des relations prédateurs invertébrés - proies invertébrés et prédateurs vertébrés - proies invertébrés

Selon certains auteurs, on pourrait y ajouter une troisième conséquence, celle-ci concernant le compartiment des producteurs: une réduction du broutage des algues par certains invertébrés provoquerait une prolifération de ces dernières, en particulier des Chlorophycées filamenteuses (Planas *et al*, 1989).

Nous avons vu, au cours de la première partie de ce document, que tous les compartiments biologiques, dont les producteurs, sont affectés par l'acidification des eaux. Différentes recherches ont également mis en évidence une diminution de la vitesse de décomposition de la matière organique allochtonne, tendant à démontrer une réduction de l'activité microbienne et fongique (Danell et Andersson, 1982; Kimmel *et al*, 1985). L'importance de la matière organique (M.O.) vivante ou morte d'origine autochtone ou allochtone, dans la distribution des macroinvertébrés est connue et a été démontrée depuis longtemps (Needham, 1934; Egglishaw, 1968; Cummins et Lauff, 1969; Macan, 1974). Lorsque que l'on examine le lit d'un cours acidifié, on est étonné par l'absence apparente d'une couche organique (épilithon) à la surface des pierres, ce qui incite d'ailleurs un observateur extérieur, à employer l'expression "décaper".

Il vient donc logiquement à l'esprit, qu'une modification des ressources trophiques peut avoir un impact direct non négligeable, sur la structure des peuplements. Certains auteurs et en particulier Sutcliffe et Carrick (1973), pensent qu'une cause importante de la disparition de certaines espèces, résulte d'une modification des ressources alimentaires. D'autres (Towsend *et al*, 1983; Ward, 1992) constatent que si l'on résonne en terme de groupes fonctionels, la faune des cours d'eau acidifiés est caractérisée par une nette régression des racleurs de substrats et une augmentation des prédateurs et des "découpeurs" selon la classification de Cummins (1973), ce qui les incite à penser que la disparition d'espèces se fait par le biais d'une diminution des ressources trophiques et en particulier des producteurs. Dans notre étude, on observe effectivement une diminution globale des herbivores. Mais les herbivores racleurs de substrat sont représentés essentiellement par les Ephémèroptères et la disparition quasi-totale de ce groupe peut tout aussi bien résulter d'un problème de toxicité des eaux acides que d'un manque de nourriture. Il est également vrai que les Trichoptères rencontrés en milieu acidifié sont carnivores, mais l'absence de Perlidae par exemple, montre que les

carnivores sont également affectés. Des observations similaires peuvent être rapportées en ce qui concerne les filtreurs. Ainsi *Philopotamus* n'est pas récolté dans les ruisseaux acides, par contre les Simulidae ne sont pas rares. Nous avons mentionné le caractère acidophile de *P. conspersa*, qui représente l'une des rares espèces dont l'abondance est significativement plus élevée en milieu acide. Il semble que cette observation puisse être une conséquence directe de l'absence de prédation de la part des poissons, ces derniers faisant défaut dans les eaux acidifiés.

Les Nemouridae qui se nourrissent aux dépens de feuilles mortes et généralement de débris organiques grossiers, ne sont pas moins abondants en terme d'effectifs, dans les ruisseaux acidifiés, ou les apports de matières exogènes sont les mêmes qu'en milieu non acide.

Ces observations ont amené Winterbourn *et al.* (1985) à réaliser une étude de la composition et de la structure de la couverture biologique et organique recouvrant les pierres (épilithon) de ruisseaux acides et non acides. Ces auteurs trouvent une profonde modification tant qualitative que quantitative, et remarquent notamment un manque d'organismes vivants tels que algues benthiques(ex: diatomées) et bactéries. Ils sont alors tentés de conclure que les macroinvertébrés se nourrissant aux dépens de l'épilithon (en particulier les racleurs comme les Ephémères) dans les cours d'eau tamponnés, ne peuvent satisfaire leurs exigences alimentaires en milieu acidifié. Toutefois ces chercheurs se proposent alors de ne donner comme seule nourriture à différents insectes (*Leuctra nigra, Nemurella picteti, Sericostoma personatum, Ecdyonurus dispar* et *Baetis rhodani*) et à un amphipode, *Gammarus pulex,* que de l'épilithon provenant de cours d'eau acidifiés. L'expérience qui dura plus de 45 jours a montré que ces organismes sont capables, quelque soit leur appartenance à un groupe fonctionnel et leur sensibilité à l'acidification, de s'adapter à la nourriture offerte, même si celle-ci n'est pas dans leur habitude alimentaire.

Les régimes alimentaires des macroinvertébrés et les groupes fonctionels sont trop souvent considérés comme stricts et absolus. Or, le travail de Lavandier (1979) réalisé sur l'écologie d'un torrent pyrénéen de haute montagne, démontre que les faits sont plus complexes. Trois points importants se dégagent de ce travail en ce qui concerne les régimes alimentaires:

- le régime alimentaire d'un macroinvertébré varie avec le stade de développement
- le régime alimentaire varie dans le temps
- le régime alimentaire est varié

Ceci démontre qu'un organisme peut s'adapter à son environnement sur le plan alimentaire en fonction de son stade de développement et des ressources disponibles et accessibles à un moment donné, tout en respectant, bien entendu, son appartenance à un groupe fonctionnel (filtreur par exemple). L'étude de Lavandier montre également, d'une part que les organismes ne sont pas strictement inféodés à une seule source de nourriture, et d'autre part que très peu d'entre eux sont strictement carnivores ou herbivores par exemple. Une autre observation importante rapportée par Lavandier, concerne les Simuliidae. L'auteur mentionne que les Simuliidae, organismes filtreurs collecteurs de particules en suspension, peuvent se nourrir aux dépens de chironomes d'une part et d'algues benthiques d'autre part, ce qui tend à montrer que ces organismes peuvent être également racleurs de substrat. Les expériences de Winterbourn *et al* (1985) viennent confirmer que les invertébrés sont opportunistes et généralistes en matière d'alimentation. D'une certaine façon, l'adaptation d'un organisme aquatique à la nourriture disponible et accessible, est d'ailleurs bien connue des pêcheurs qui savent tout au long de l'année, adapter leurs appâts aux poissons recherchés, utilisant même des esches inconnues des poissons.

Il existe, à notre avis, une hypothèse intéressante, non mentionée par la littérature et qu'il conviendrait d'étudier. Elle concerne la qualité de la nourriture en terme de valeur énergétique. Différentes études ont montré que la matière organique en décomposition subit progressivement un enrichissement en protéines, résultant de l'activité fongique et à un moindre degré, de l'activité bactérienne (Kaushik et Hynes, 1971; Suberkropp et Klug, 1980). Barlocher (1985) parle alors de "conditionnement". Petersen et Cummins (1974) mentionnent que la colonisation par les invertébrés, dépend de la colonisation par les champignons. Iversen (1973) démontre ainsi, que les larves de *Sericostoma personatum* ne se nourrissent de feuilles mortes qu'à partir du moment où ces dernières ont subi un enrichissement par une activité microbienne.

Waters (1979) et Anderson et Cummins (1979) indiquent que la croissance et le développement des invertébrés, varient en fonction de la qualité de la nourriture. Rosillon (1987) a étudié les préférences alimentaires d'*Ephemerella ignita* et son influence sur le développement de cette espèce. Il apparaît que *E. ignita* se dirige préférentiellement vers une nourriture riche en diatomées et délaisse une nourriture constituée de détritus organiques. A température égale, lorsque l'espèce est confrontée uniquement à l'une ou l'autre des sources de nourriture, le taux de croissance, la fécondité des femelles (nombre d'oeufs) et l'effort de reproduction (nombre d'oeufs/ mg de poids frais) sont

significativement réduits chez les organismes se nourrissant au dépend de détritus tandis que très peu d'individus réalisent un cycle complet.

Un fait intéressant est à noter au sujet des Plécoptères. Nous avons signalé précédemment que ce groupe est, dans son ensemble, peu sensible à l'acidification mais que certaines espèces acido-tolérantes n'apparaissent pas ensemble. On est en droit de supposer que cette exclusion pourraît résulter d'une compétition entre espèces très voisines comme cela est le cas de nombreuses espèces appartenant au sous-ordre des Filipalpes. Dans ce cas précis, une modification des ressources trophiques affecterait la distribution d'espèces non-sensibles.

Compte tenu de ces différentes études, il est évident que les ressources trophiques occupent un rôle important sur la distribution des espèces dans les eaux acides. Toutefois, il nous semble qu'une modification de ces ressources ne se traduise pas tant par une disparition totale de certaines espèces, mais plutôt par une réduction de l'abondance de certaines d'entres elles. Par ailleurs, la qualité de la nourriture pourrait induire d'un point de vue énergétique, des conditions non favorables à un développement normal, ce qui placerait l'organisme dans des dispositions fragilisantes vis à vis des facteurs physico-chimiques du milieu.

Toutefois l'impact de l'acidification sur le réseau trophique n'est pas clairement défini. L'activité des microorganismes en milieu acidifié n'a pas, à notre connaissance, fait l'objet d'études très approfondies. D'autre part, seule une connaissance poussée des ressources trophiques, des cycles biologiques et des régimes alimentaires peut apporter les éléments nécessaires à la compréhension des relations trophiques et à leur importance dans la distribution des espèces dans les cours d'eau acidifiés.

CONCLUSION

Un certain nombre de cours d'eau du massif vosgien est actuellement soumis à une pollution acide. L'étude des paramètres chimiques montre que le pH, l'aluminium, la minéralisation et les paramètres qui lui sont associés, sont atypiques des eaux oligotrophes drainant des bassins sur grès ou granite. Il existe une variabilité spatiale du niveau d'acidification et tous les ruisseaux ne présentent pas les mêmes caractéristiques physico-chimiques. Par ailleurs un même cours d'eau subit une évolution temporelle des concentrations des différents éléments chimiques. Ainsi, la qualité peut évoluer vers un état moins acidifié en période d'étiage ou plus acidifié durant les stress acides printaniers ou ceux induits par certaines précipitations. Probst *et al.* (1990) ont montré que pour ces deux périodes opposées, un même ruisseau peut afficher des chimismes très constrastés présentant tantôt les caractéristiques acides et tantôt un statut plus conforme aux conditions édaphiques locales. Il existe donc une grande variabilité spatiale et temporelle du degré d'acidification, remarquablement illustrée par l'exemple des cours d'eau du bassin du Rouge-Rupt.

Les peuplements benthiques sont profondément affectés par l'acidification. Richesse, abondance, diversité et équitabilité, diminuent significativement quand le niveau d'acidification augmente. Les peuplements dans les cours d'eau acidifiés sont alors typiquement dominés par les Plécoptères et les Oligochètes. Tous les groupes faunistiques majeurs caractérisant les peuplements de macroinvertébrés des cours d'eau drainant l'amont des bassins, sont affectés à des degrés divers. Il est acquis que les Mollusques, Crustacés et Ephémèroptères sont quasiment exclus dans leur totalité des eaux acides. Les Trichoptères affichent une importante réduction du nombre de taxa et des effectifs, mais quelques espèces ne sont pas sensibles aux conditions du milieu. Bien que la richesse des Plécoptères augmente avec le pH, l'abondance n'est pas touchée et le nombre d'espèces évoluant en milieu acidifié reste élevé. Le sous-ordre des Sétipaples, qui comprend un nombre relativement restreint d'espèces dans les ruisseaux vosgiens, est toutefois affecté et les deux familles, Perlidae et Perlodidae, disparaissent avec l'acidification. La richesse et l'abondance des Diptères et des Coléoptères diminuent significativement avec le pH. Compte tenu des limites de détermination adoptées dans cette étude, la sensibilité de ces groupes est certainement sous-estimée. En l'absence de détermination, il est impossible de savoir si les

Oligochètes sont sensibles aux eaux acides. Toutefois, d'un point de vue abondance absolue, aucune différence n'est notée entre les divers cours d'eau étudiés. La sensibilité de nombreux taxa apparaît plus élevée que chez celle de la truite.

Il existe une recolonisation constante des milieux par certaines espèces sensibles qui s'opère par migration aérienne remontante. Il est certain que des oeufs de quelques espèces d'Ephémères, Trichoptères et Plécoptères peuvent réaliser un développement embryonaire complet en milieu acidifié en période d'étiages lorsque les conditions sont plus favorables. Toutefois compte tenu des effectifs récoltés dans de tels ruisseaux, le taux de réussite semble très faible. Il est acquis que chez *Baetis rhodani,* qui est une espèce bivoltine, la génération d'été peut accomplir un développement complet.

Un peuplement typique de milieu acide comprend:

Trichoptères: *Plectrocnemia conspersa, Rhyacophila evoluta*, Limnephilidae
Plécoptères: *Amphinemura sulcicollis, Siphonoperla torrentium,*
Protonemura sp, Leuctra sp
Diptères: Chironomidae, Simuliidae, Empididae et Limoniidae
Triclades: *Polycelis felina*
Oligochètes

Plusieurs taxa apparaissent être des indicateurs pertinents de bonne qualité:
Ephémèroptères: toutes les espèces d'Heptageniidae
Trichoptères: *Hydropsyche sp, Glossosoma sp*
Plécoptères: *Perla marginata*
Diptères: *Ibisa marginata, Liponeura sp, Berdeniella sp*
Coléoptères: *Hydraena*

Il semble possible d'évaluer le statut d'un cours d'eau vis à vis de l'acidification en se basant uniquement sur la richesse taxonomique et la présence ou l'absence de plusieurs taxa (Guérold et al., 1991).

La toxicité des eaux acides réside dans les concentrations élevées en protons et en aluminium et dans la faible minéralisation associée aux concentrations en ions biologiquement importants. D'autres métaux tels que le plomb peuvent éventuellement être impliqués. Ces différents paramètres considérés séparément possèdent leur propre toxicité. En milieu acide, il existe donc une toxicité cumulée résultant d'une synergie des

différents facteurs. La toxicité peut toutefois être modulée par la présence de carbone organique dissous et/ ou le calcium..

La toxicité des eaux acides semble s'exercer sur les macroinvertébrés benthiques selon deux mécanismes, non nécessairement distincts:

- en modifiant la qualité et la distribution des ressources alimentaires des organismes se nourrissant aux dépens des producteurs et de la matière organique. Selon nous, cette voie tendrait plutôt à réduire les effectifs.
- une perturbation des fonctions physiologiques de régulation et en particulier de l'ionorégulation. L'organisme ne pouvant maintenir son milieu intérieur constant, est confronté à une fuite des ions.

Ce deuxième point est certainement le plus important et conduit vraisemblablement à une disparition des espèces. En l'état de nos connaissances, on peut également émettre l'hypothèse, qu'une modification des ressources trophiques peut prédisposer l'organisme ou provoquer des perturbations physiologiques au niveau du développement, de la croissance et de la reproduction.

PERSPECTIVES

En raison des efforts accomplis depuis quelques années, en matière de réduction des émissions de polluants dans l'atmosphère, les problèmes d'acidification des eaux de surface sont peu à peu délaissés dans certains pays et en particulier en Amérique du Nord. Pourtant, si une réversibilité des processus semble possible à long terme, il n'en demeure pas moins qu'à l'heure actuelle, de nombreuses régions sont encore confrontées à ce problème. De plus, de nombreux faits sont encore inconnus ou mal définis.

En ce qui concerne les invertébrés, des études restent à réaliser et les points suivants mériteraient un intérêt particulier:

- approfondir les connaissances concernant les Diptères, Coléoptères et Oligochètes
- étudier la dérive en fin de période d'étiage
- établir les cycles de développement

- analyser les modifications des ressources trophiques: producteurs, activité des micro-organismes, qualité et valeur énergétique
- établir les régimes alimentaires des espèces
- évaluer la sensibilité des différents stades de développement
- étudier la régulation ionique chez des insectes sensibles et non sensibles
- étudier l'ultrastructure des sites impliqués dans la régulation

Par ailleurs, d'autres études peuvent être entreprises dans l'optique soit d'une restauration progressive et naturelle des milieux, soit d'une action curative. Cette dernière alternative est actuellement envisagée et fait l'objet d'un important projet de recherche pluridisciplinaire. Il est proposé d'évaluer, en grandeur réelle dans un site atelier, l'efficacité d'un traitement, par épandage de matériaux au niveau des sols, sur la restauration de ruisseaux acidifiés. Après établissement d'un bilan sur une année de l'état initial, il sera particulièrement intéressant de suivre l'évolution des peuplements d'invertébrés en relation avec la dynamique de recolonisation.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALABASTER J.S., LLOYD R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. In: *Food and agriculture organization (U.S.)* Butterworths Co. Publishers, London, 297p

ALIBONE M.R., FAIR P. 1981. The effects of low pH on the respiration of *Daphnia magna* Straus. *Hydrobiologia* 85: 185-188

ALLARD M., MOREAU G. 1984. Influence d'une acidification experimentale en milieu lotique sur la derive des invertébrés benthiques. Verh. Int. Verein. *Theor. angew. Limnol.*, 22: 1793-1800

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

ALLARD M., MOREAU G. 1987b. Influence d'une acidification experimentale sur les larves de Chironomidae (Diptera) d'un milieu lotique semi-naturel. *Nat. Can.*, 114: 307-313

ALMER B., DICKSON W., ELSTROM C., HORNSTROM E. 1978. Sulfur Pollution and the aquatic ecosystem. In: *Sulfur in the environment Part III, Ecological Impacts*. J.O. Nriagu (ed.), J. Wiley and Son, New York, p271-311

ALMER B., DICKSON W., ERSTRÖM C., HÖRNSTRÖM E., MILLER U. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3: 30-36

ANDERSEN T., FJELLHEIM A., LARSEN R., OTTO C. 1978. Relative abundance and flight periods of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in a regulated West Norwegian river. *Norwegian J. of Entomol.*, 25: 139-144

ANDERSON N.H., CUMMINS K.W. 1979. Inflences of diet on the life histories of aquatic insects. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 335-342

ANON. 1986. Acidity in U.K. freshwaters. *United Kingdom Acid Water Review Groups Interim Report.* April, 1986. 46p

APPELBERG M. 1985. Changes in haemolymph ion concentrations of *Astacus astacus* L. and *Pacifastacus leniusculus* (Dana) after exposure to low pH and aluminium. *Hydrobiologia,* 121: 19-25

AUBERT J. 1963. Les Plécoptères des Vosges. In le Honheck. Aspects physiques, biologiques et humains. *Association philomatique d'Alsace et de Lorraine*. Ed. Strasbourg, 187-291

BACKER L.A., HERLIHY A.T., KAUFMANN P.R., EILERS J.M.1991. Acidic lakes and streams in the United states: the role of acidic déposition. *Science* 252: 1151-1154

BAIRD S.F., BUSO D.C., J.W. HORNBECK. 1987. Acid pulses from snowmelt at acidic cone pond, new Hampshire. *Water Air Soil Pollution* 34: 325-338

BAKER J.P., SCHOFIELD C.L. 1985. Acidification impacts on fish populations. A review:. In: *Acid deposition. Env. Econom. and Policy Issues*, ADAMS D.D., PAGE W.P. (eds.), New york; Plenum Press, pp 183-221

BARLOCHER F. 1985. The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. *Bot. J. Linnean Soc.* 91: 83-94

BARR J.F. 1986. Population dynamics of the Common loon (Gavia immer) associated with mercury contaminated waters in nothwestern Ontario. *Can. Wildlife Conserv. Occasional paper* N°56, 23pp

BATTARBEE R.W. 1984. Diatom analysis and the acidification lakes. *Phil. Trans. R. Soc.* 305: 451-477

BEEBEE T.J.C., FLOWER R.J., STEVENSON A.C., PATRICK S.T., APPELHY P.G., FLETCHER C.I., MARSH C., NATANSKI J., RIPPEY B., BATTARBEE R.W. 1990. Decline of the natterjack toad, *Bufo calamita* in Britain. Paleoecological documentary and experimental evidence for breeding site acidification. *Biological Conservation* 53: 1-20

BELL H., NEBEKER A.V. 1969. Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to low pH. *J. Kansas Ent. Soc.* 42: 230-236

BELL H.L. 1971. Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Water Res.* 5: 313:319

BERG N. 1986. Snow chemistry in the central Sierra Nevada, California. *Water Air Soil Pollution.* 1015-1021

BERRIL M., ROWE L., HOLLE H.L., HUDSON J. 1987. Response of some aquatic benthic arthropods to low pH. Ann. *Soc. R. Zool. Bel.*, 117: 117-128

BEVANGER K., ALBU O. 1986. Decrease in a norwegian feral mink (Mustela vison) population- a response to acid population? *Biological Conservation* 38: 75-78

BIRKS H.J.B., LINE J.M., JUGGINS S., STEVENSON A.C., TER BRAAK C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 327:263-278

BONNEAU M. 1991. Effets de la pollution atmosphérique par l'intermediaire du sol. In: Les recherches en France sur le dépérissement des forêts. *2ème rapport DEFORPA.* ENGREFF (ed). 95-109

BOOTH C.E., MCDONALD D.G., SIMONS B.P., WOOD M. 1988. Effects of aluminium and low pH on net fluxes and ion balance in the brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1563-1574

BORG H. 1988. Trace metals in swedish forest lakes factors influencing the distribution and speciation in water. *Acta Univ. Upsaliensis* 145

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

BOWMAN J.J. 1987. The chemical and biological feature of poorly buffered Irish lakes. In: *Reversibility of acidification*. H. Barth (ed.) C.E.C., Brussels, Elsevier Applied Science, Barking UK

BRADT P.T., BERG M.B. 1987. Macrozoobenthos of three pennsylvania lakes: responses to acidification. *Hydrobiologia* 150: 63-74

BRETT M.T. 1989. Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water Air Soil Pollution* 44:387-414

BROWN D.J.A. 1982. The effects of pH and calcium on fish and fisheries. *Water Air and Soil Pollution* 18: 343-351

BROWN D.J.A. 1983. Effects of calcium and aluminium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 30: 582-587

BURTON T., ALLAN J.W. 1986. Influence of pH, aluminum and organic matter onstream invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1285-1289

C.I.R.N. Information. 1992. France: évolution de la pollution atmosphérique. *Pollut. Atmosph.*, 133: 130-131

CAINES L.A., WATT W., WELLS D.E. 1985. The uptake and release of some trace metals by the aquatic bryophytes in acidified waters in Scotland. *Environ. Pollut.* 10: 1-18

CARTER J.C.H., TAYLOR W.D., CHENGALATH R., SCRUTON D.A. 1986. Limnetic zooplankton assemblages in Atlantic Canada with special reference to acidification. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 444-456

CHAPMAN R.F. 1982. The insects. Structure and function. Third edition. Haward University Press, Cambridge Massachusetts

CLARK K.L., EULER D. 1982. The importance of pH and habitat disturbance in amphibian distributions in central Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources. *Lakeshore Capacity Study Technical Report*, Toronto

CLARK K.L., HALL R.J. 1985. Effects of elevated hydrogen ions and aluminum concentrations on the survival of amphibian embryos and larvae. *Can. J. Zool.*, 63: 116-123

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

COSBY B.J., RYAN P.F., WEBB J.R., HORNBERGER G.M., GALLOWAY J.N. 1991. Mountains of western virginia. In: *Acidic deposition and aquatic ecosystems. Regional case studies.* Charles D.f. (ed) Springer Verlag New-York, pp 297-318

CRETE M.C., POTVIN F., WALST P. 1987. Pattern of cadmium contamination in the liver and kidney of moose and white-tailed deer in Quebec. *Sci. Total Environ.*, 66: 45-53

DANELL K., ANDERSSON A. 1982. Dry weight loss and colonization of plant litter by macroinvertebrates: plant species and lake types compared. *Hydrobiologia,* 94: 91-96

DANSART-JACQUES B. 1986. Etude de la faune benthique de la Haute-Semois et de l'impact d'une station d'épuration sur sa restauration. *Thèse Doctorat.* Belgique. 191p.

DELISLE C.E., POY-ARCAND L., BOUCHARD M.A. 1985. *Effets des précipitations acides sur les divers ecosystèmes:* synthèse bibliographique. 307p.

DESGRANGES J.L., DARVEAU M. 1985. Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. *Holartic Ecol.* 8: 181-190

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, 321p

DIGNON J. 1992. NOX and Sox emissions from fossil fuels: a global distribution. *Atmos. Environ.* 6: 1157-1163

DILLON P.J., YAN N.D., SCHEIDER W.A., CONROY N. 1979. Acidic lakes in Ontario, Canada: characterization, extent and responses to base and nutrient additions. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 13: 317-336

DIXIT S.S., DIXIT A.S. EVANS R.D. 1987. Paleolimnological evidence of recent acidification in two sudbury (canada) lakes. *The Sci. Total Environ.*, 67: 53-67

DRENT P.J., WOLDENDORP J.W. 1989. Acid rain and eggs shells. *Nature,* 339: 441

DRISCOLL C.T., FULLER R.D., SCHERER W.D. 1989. The role of organic acids in the acidification of surface waters in the Eastern U.S. *Water Air Soil Pollution,* 43: 21-40

DRISCOLL C.T., NEWTON R.M, GUBALA C.P., BAKER J.P., CHRISTENSEN S.W. 1991. Adirondack Mountains. In: *Acidic Deposition and Aquatic Ecosystems. regional Case Studies.* CHARLES D.F. (Ed.), Springer Verlag, New York, 750p.

DUCHAUFOUR P. 1984. Pedologie. Collection abreges, Masson Ed. Paris, 220p

DUPONT J. 1991. Extent of acidification in southwestern Quebec lakes. *Env. Monitoring and Assesment* 17: 181-199

EDINGTON J.M., HILDREW A.G. 1981. Caseless caddis larvae of British Isles. Freshwat. Biological Assoc. *Scientific publication N°43*

EGGLISHAW H.J., MORGAN N.C. 1965. A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish Highlands. Part II. The relationship of the fauna to the chemical and geological conditions. *Hydrobiologia* 26: 173-183

ELLIOTT J.M., HUMPESH U.H., MACAN T.T. 1988. Larvae of the British Ephemeroptera. *Freshwater Biological Association.* Scientific Publication N° 49. 145p

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

ERIKSSON M.O.G. 1984. Acidification of lakes: Effects on waterbirds in Sweden. Ambio 13: 260-262

ERIKSSON M.O.G., HENRIKSON L., NILSSON B., OSCARSON, STENSON A. 1979. Predator prey relation important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9: 248-249

FIVELSTAD S.F., LEIVESTAD H. 1984. Aluminium toxicity to Atlantic Salmon (Samo salar L.): Mortality and physiological response. *Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 16:69-77

FONTAN J. 1984. Concentrations et temps de résidence. *In: Livre blanc sur les pluies acides. Première approche scientifiquedu problème en France.* Secrétariat à l'environnement et à la qualité de la vie. SRETIE/DPP. p: 57-66

FOTT J., STUCHLIK E., SUCHLIKOVA Z. 1987. Acidification of lakes in Czechoslovakia. In: *Extended abstracts from International Workshop on geochemistry and monitoring in representative basins. Geological Surveys.* Moldan B., Paces T. (eds.) Prague

FOWLER D. 1984. Transfer to terrestrial surfaces. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* B305: 281-297

FREDA J., MCDONALD D.G. 1990. Effects of aluminium on the Leopard Frog , *Rana pipiens* life stage. Comparisons and aluminium uptake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: - 210-216

FREDA J., SADINSKI W.J.,DUNSON W.A. 1991. Longterm monitoring of amphibian eggs and tadpoles. Can. J. Aquat. Sci., 42: 1544-1551

FRIBERG F., OTTO C., SVENSSON B. 1990. Efffects of acidification onthe dynamics of allochtonous leaf material and benthic invertebrate communities in running water. In: *Proc Inter. Conf. on the ecological impact of acid précipitation.* Drablos D., Tollan A. (eds) SNSF project, Oslo, Norway pp 304-305

FRICK G. HERMANN J. 1989. Aluminium accumulation in a lotic mayfly at low pH - A laboratory study. *Ecoyoxicol. Environ. Safety* 18

FRUG E.C., FRINK C.R. 1983. Acid rain on acid soil: A new perspective. *Science*, 221: 520-525

GALLOWAY J.N., HENDREY C.L., SCHOFIELD N.E., PETERS N.E., JOHANNES A.H. 1987. Processes and causes of lake acidification during spring snowmelt in the west-central Adirondack Mountains, New York. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1595-1602

GASCON C., PLANAS D. 1986. Spring pond water chemistry and the reproduction of the wood frog, *Rana sylvatica. Can.J. Zool.*, 64: 543-550

GIBERSON D.J., MACKAY R.J. 1991. Life history and distribution of mayflies (Ephemeroptera) in some acid streams in south central Ontario, Canada. *Can. J. Zool.*, 69: 899-910

GJESSING E.T., RIISE G., PETERSEN R.C., ANDRUCHOW E.1989. Bioavaillability of aluminium in the presence of humic substances at low and moderate pH. *Sci. Total Environ.* 81/82: 683-690

GLOOSCHENKO V., DOWNES C., FRANK R., BRAUN H.E., ADDISON E.M., HICKIE J. 1988. Cadmium levels in Ontarion Moose and deer in relation to soil sensitivity to acid precipitation. *Sci. Total Environ.*, 71: 173-186

GORHAM E. 1955. On the acidity and salinity of rains. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 7: 231-239

GRAHN O. 1986. Vegetationstructure and primary production in acidified lakes in Southwestern sweden. Experientia 42: 465-470

GRAHN O.H., HULTBERG H. 1974. Effect of acidification on the ecosystem of oligotrophic lakes-integrated changes in species composition and dynamics. *Institute for Water and Air Research,* Gottenburg, Meddellande N°2, 12p

GRANDE M., ANDERSEN S. 1979. Toxicity of acid snowmelt water to brown trout (*Salmo trutta* L.). *Vatten* 35: 27-32

GUEROLD F. 1987. Influence de l'acidification des eaux sur les macroinvertébrés benthiques. (versant lorrain des Vosges). *Mém. D.E.A.* ENSAIA Nancy, 101p + annexes

GUEROLD F., PIHAN J.C. 1989. Acidification des torrents vosgiens. Mise en évidence. Impact sur les populations de macroinvertébrés. *Rev. Sci. de l'eau*, 2: 621-640

GUEROLD f., vein d., jacquemin g. 1991. Les peuplements d'Ephémèroptères, de Plécoptères et de Trichoptères des ruisseaux vosgiens: première approche. *Rev. Sci. de l'eau*, 4: 299-314

HAGSTRÖM T. 1977. The disappearance of the Frogs from an acidified lake. *Sveriges Natur* 11/17: 367-369

HALL J.L., 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., LIKENS G.E. 1984. Effect of discharge rate on biotic and abiotic chemical flux in an acidified stream. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1132-1138

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

HANDLY R.D., EDDY F.B. 1991. Effects of inorganic cations on Na^+ adsorption to the gill and body surface of rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss*; in dilute solutions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1829-1837

HARMANEN M. 1980. Der Einfluss sauer Gewässer auf den Bestand der Ephemeriden und Plecopter fauna. *Gewässer und Abwässer.* 66/67: 130-136

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

HARVEY H.H. 1980. Widespread and diverse changes in the biota of North America lakes and rivers coincident with acidification. In: *Proc. Internat. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation.* Norway, SNSF Project, Drabblos D., Tollan A. (Eds)

HARVEY H.H., MCARDLE J.M. 1986. Composition of the benthos in relation to pH in the lacloche lake. *Water, Air, Soil Pollution* 30: 529-536

HARVEY H.H., PIERCE R.C., DILLON P.J., KRAMER J.R., WHELPDALE (D.M.). 1981. Acidification in the Canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. *National Research Council of Canada*, NRCC n° 18475, 369p

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

HAVENS K.E., DECOSTA J. 1987. The role of aluminium contaminationin determining phytoplankton and zooplankton responses to acidification. *Water Air Soil Pollution* 33: 277-293

HENDREY G.R. 1982. Effects of acidification on aquatic primary producters and decomposers. In: *Acid Rain Fisheries. Proc. Internat. Symp. on acidic deposition and Fishery impacts in North Eastern North America,* Johnson (ed) pp 125-134

HENDREY G.R., BAALSRUD K., TRAAEN T., LAAKE M., RADDUM G.G. 1976. Acid deposition: some hydrobiological changes. *Ambio* 5: 224-227

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

HENRIKSEN A. 1980. Acidification of freshwaters - a large scale titration. In: *Proc. Internat. Conf. Ecol. Impact Acid Precipitation.* Drablos D., Tollan A. (Eds), Dandefjord, Norvège, 11-14 mars, pp 69-74

HENRIKSEN A., LIEN L., TRAAN T.S., SEALDRUD J.S., BRAKKE D.F. 1988. Lake acidification in Norway. Present and predicted chemical status. *Ambio* 17: 259-266

HENRIKSON L., OSCARSON H.G., STENSON J.A.E. 1980. Does the change of predator systemcontribute to the biotoc development in acidified lakes. In: *Proc. Internat. Conf.*

Ecological Impact of acid precipitation, Drablos D., Tollan A. (eds) SNSF Project, Oslo, Norway, pp 316

HERMANN J. 1987. Sodium levels of lotic mayfliy nymphs being exposed to aluminium at low pH. A preliminary report. *Ann. Soc. R. Zool. Belg.*, 117: 191-188

HERMANN J., ANDERSSON K. 1986. Aluminium impact on respiration of lotic mayflies at low pH. *Water, Air Soil Pollution*, 30: 703-709

HETTELING J.P., DOWNING R.J., SMET P.A.M. 1992. The critical loads concept for the control of acidification. In: *Acidification Research. Evaluation and policy Applications.* Schneider T., (Ed). Elsevier Science Publishers. B.V.

HICKS B.B. 1986. Measuring dry deposition: A re-assessment of the state of the art. *Water Air Soil Pollution.* 30: 75:90

HOBAEK A., RADDUM G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in south Norway. *SNSF report* 75/80, pp 1-132

HOWELLS G. 1990. *Acid Rain and Acid Waters.* Ellis Horwood (ed.) Chichester, England, 215p

HUANG P.M. 1988. Ionic factors affecting aluminium transformation and the impact on soil and environmental Sciences. *Advances in Soil Sci.*, 8:1-78

HUBAULT E 1927. Contribution à l'étude des invertébrés torrenticoles. *Bull. Biol. Fr. Bel.* 9: 129-135

HULBERG H., GRAHN O. 1975. Effects of acid precipitation on macrophytes in oligotrophic Swedish lakes. in: Proc. 1st Spec. Symp. on the atmospheric contribution to the chemistry of lakes waters. *Int. Assoc. Great Lakes Res.*, pp 208-221

HUNTER R.D. 1988. Effects of acid water on shells, embryos, and juvenile survival of *Planorbella trivolvis* (*Gasteropoa: Pulmonata*): a laboratory study. 1988. *J. Freshwat. Ecol.*, 4:315-328

HUSAR R.B., SULLIVAN T.J., CHARLES D.F. 1991. Historical trends in atmospheric sulfur deposition and methods for assessing long-term in surface water chemistry. In: *Acidic deposition and aquatic ecosystems. Regional case studies.* Charles D.f. (ed) Springer Verlag New-York, pp 65-82

IRWIN J.G. 1989. Acid rain: Emissions and deposition. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18:95-107

IRWING J.C., WILLIAMS M.L. 1988. Acid rain: chemistry and transport. *Environ. Pollut*: 50: 29-59

IVERSEN T.M. 1973. Life cycle and growth of Sericostoma personatum Spence (Trichoptera: Sericostomatidae) in a Danish spring. *Ent. Scand.* 4: 323-327

JACKS G., KNUTSSON G., MAXE L., FYLKNER A. 1984. Effect of acid rain on soil and groundwater in Sweden. In: *Pollutants in porous media. The unsatured zone between soilsurface and groundwater.* YARON B., DAGAN G., GOLDSHMID J. (Eds). Springer Verlag New York. pp 94-114.

JACKSON S.T., CHARLES D.R. 1988. Aquatic macrophytes in the Adirondack (New York) lakes: Patterns of species composition in relation to environment. *Can. J. Bot.* 66: 1449-1460

JENSEN F.B., MALTE H. 1990. Acid-base and electrolyte regulation, and haemolymph gas transport in crayfish, *Astacus astacus*, exposed to soft, acid water with and without aluminium. *J. Comp. Physiol.* B 160: 483-490

JENSEN K.W., SNEKVIK E. 1972. Low ph levels wipe out salmon and trout populations in southernmost Norway. *Ambio* 1: 223-225

JOHANNESSEN M., HENRIKSEN A. 1978. Chemistry in snowmelt: changes in concentrations during melting. *Water Resour. Res.*, 14:615-619

JOHANNESSEN M., SKARTVEIT A., WRIGHT R.F. 1980. Streamwater chemistry before, during and after snowmelt. 1980. *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid. Precip.* Norway, SNSF project. 224-225

JUSTE C. 1984. Effets des pluies acides sur les sols. In: *Livre blanc sur les pluies acides. Première approche scientifique en France.* Secrétariat d'état à l'environnement et la qualité de la vie. pp 199-207

KÄMÄRI J., FORSIUS M, KORTELAINEN P., MANNIO J., VERTA M. 1991. Finnish lakes survey: Present status of acidification. *Ambio* 20: 23-27

KAPOOR N.N., ZACHARIAH K. 1973a. A study of specialized cells of the tracheal gills of *Paragnetina media* (Plecoptera). *Can. J. Zol.* 51: 983-986

KAPOOR N.N., ZACHARIAH K. 1973b. Presence of specialized cellular complexes in the tracheal gills of stonefly nymph, *Paragnetinia media. Experientia*, 29/7: 848-850

KAUFMANN R. 1982. laser mass analysis (LAMMA): current state of the art with special emphasis on bio-medical applications. In: *Microbeam Analysis.* Heinrich K.F.J., Ed., San Francisco press. San Francisco. pp 341-358

KAUSHIK N.K., HYNES H.B.N. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiol.* 68: 465-515

KEREKES J., FREEDMAN B. 1986. Characteristics of three acidic lakes in Kejimkujik National park, Nova Scotia, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 183-200

KIMMEL W.G., MURPHEY D.J., SHARP W.E., DEWALLE D.R. 1985. Macroinvertebrate comunity structure and detritus processing rates in two southwestern Pennsylvania streams acidified by atmospheric deposition. *Hydrobiologia* 124: 97-102

KOMNICK H. 1977. Chloride cells and chloride epithelia of aquatic insects. *Int. Rev. Cytol.* 49: 285-329

KOMNICK H., RHEES R.W., ABEL J.H. 1972. The function of ephemerid chloride cells. Histochemical, autoradiographic and physiological studies with radioactive chloride on *Callibaetis. Cytobiol.* 1: 65-82

KORTELAINEN P., MANNIO J. 1988. Naturel and anthropogenic acidity sources for Finnish lakes. *Water Air Soil Pollution,* 42: 341-352

KRAMER J. 1982. Chimie de l'eau. *Eau Québec*, 11: 342-349

KRAMER J., TESSIER A. 1982. Acidification of aquatic systems: a critique of chemical approaches. *Environ. Sci. Technol.* 16: 606-615

KRUG E.C., FRINK C.R. 1983. Acid rain and acid soil/ a new perspective. *Science* 221: 520-525

KUFFERATH J. 1951. Représentation graphique et classification chimique rationnelle en type des eaux naturelles. *Bull. Inst. Roy. Sc. Nat. Belg.* 27: 1-8

KULLBERG A., PETERSEN R.C. 1987. Dissolved organic carbon, seston and macroinvertebrate drift in a acidified and limed humic stream. *Freshwat. Biol.* 17: 553-564

LACHANCE M. 1988. Elaboration d'une méthodologie d'évaluation de la qualité de l'eau: application au problème de l'acidification des eaux lacustres au Québec. *Thèse Doctorat*, ENS des mines de Paris. 263p

LAVANDIER P. 1979. Ecologie d'un torrent pyréneen de haute montagne: L'Estaragne. *Thèse Doctorat*, Toulouse. 532p.

LECHLEITNER R.A., CHERRY D.S., CAIRNS J., STETLER D.A. 1985. Ionoregulatory and toxicological responses of stonefly nymphs (Plecoptera) to acidic and alcaline pH. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 179-185

LEIVESTAD H., MUNIZ I.P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. *Nature*, 259: 391-392

LEIVESTAD H., MUNIZ I.P. 1976. Fish kill at low pH in a Norwegian river. *Nature* 259: 391-392

LESTAGE J.A. 1924. Larves aquatiques d'insectes récoltés par MM Cuenot et Remy aux environs de Nancy (meurthe et Moselle). *Bull. Biol. Fr. Belg.*, 9:391-392

LETHONEN J. 1989. Effects of acidification on the metal levels in aquatic macrophytes in Espoo, S. Finland. *Ann. Bot. Fennici* 26: 39-50

LODENIUS M., AUTIO S. 1989. Effects of acidification on the mobilization of cadmium and mercury from soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 261-267

LOGAN J.A. 1983. Nitrogen oxides in the troposphere: global and regional budgets. *J. Geophys. Res.*, 88:10785-10787

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

MACKERETH F.J.H., HERON J., TALLING J.F. 1978. Water analysis. *Freshwat. Biol. Assoc. Scientific publication* N° 36. 120p

MACMAHON, B.R., STUART S.A. 1989. The physiological problems of crayfish in acid waters. In: *Acid toxicity and aquatic animals*. Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 171-199

MANSUY D., GRAS F., GAGNY C. 1990. Le bassin du Rouge-Rupt: approche pedologique et hydrochimique. In: Acidification des eaux du massif vosgien. *Rapport de contrat SRETIE* N°89020. 166p

MARTOJA R., MARTOJA M. 1973. Sur des accumulations naturelles d'aluminium et de silicium chez quelques invertébrés. *C. R. Acad. Sc. Paris, t.*276 : 2951-2954

MASON C.F., MACDONALD S.M. 1989. Acidification an d otter (Lutra lutra) distribution in Scotland. *Water Air Soil Pollution* 43: 365-374

MASSABUAU J.C. 1985. Pluies acides et physiologie des animaux aquatiques. *Bull. Soc. Ecophysiol.* 10: 59-74

MASSABUAU J.C., FRITZ B., BURTIN B. 1987. Mise en évidence de ruisseaux acides (pH<5) dans les Vosges. *C.R. Acad. Sci. Paris,* t. 305, Série III: 121-124

MATTHIAS U. 1983. Der Einfluss des Versauerrung auf die zusammensetzungvon Bergbachbiolzönosen. Schlitzer Produktions biologische Studien. *Arch. Hydrobiol.*, 65:407-483

MATUZEK R., BEGGS G.L. 1988. Fish species richness inrelation to lake area , pH and other abiotic factors in Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1931-1941

MCDONALD D.G. 1983. The interaction of Ca and low pH on the physiology of the rainbow trout, *Salmo gairdneri*. I. Branchial and renal net ion and H+ fluxes. *J. Exp. Biol.* 102: 123-140

MCDONALD D.G., MILLIGAN C.L. 1988. Sodium transport in the brook trout *Salvelinus fontinalis*: effects of prolonged low pH exposure in the presence and absence of aluminum. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1606-1613

MCDONALD D.G., READER J.P., DALZIEL T.R.K. 1989. The combined effects of pH and trace metals on fish ionoregulation. In: *Acid toxicity and aquatic animals*. Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 221-242

MCDONALD D.G., ROGANO M.S. 1986. Ion regulation by the rainbow trout, *Salmo gairdneri* in ion poor water. *Physiol. Zool.* 59: 318-331.

MCDONALD D.G., TANG Y., BOUTILIER R.G. 1989. Acid and ion transfer across the gills of fish: mechanisms and regulation. *Can. J. Zool.*, 67: 3046-3054

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

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

MCMAHON B.R., STUART S.A. 1989. The physiological problems of crayfish in acid waters. In: Acid toxicity and aquatic animals. In: *Acid toxicity and aquatic animals.* Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 171-200

MCNICHOL D.K., BENDELLS B.E., MCAULEY D. 1987. Avian trophic relationships and wetland acidity. *Trans. N. Amer. Wildlife and Natural Res. Conf.* 52, 619p

MEIJERING M. 1991. Lack of oxygen and low pH as limiting factors for gammrus in Hessian brooks and rivers. *Hydrobiologia* 223: 159-169

MERRETT W.J., RUTT G.P., WEATHERLEY N.S., THOMAS S.P. OSMEROD S.J. 1991. The responses of invertebrates to low pH and increases aluminium concentrations in Welsh streams: multiple episodes and chronic exposure. *Arch. Hydrobiol.*, 121: 115-125

MINSHALL G.W., KUEHEN R.A. 1969. An ecological study of invertebrates of the Duddon, an English mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 66: 169:191

MISHALL G.W., MINSHALL J.N. 1978. Further evidence on the role of chemical factors in determining the distribution of benthic invertebrates in the river Duddon. *Arch. für Hydrobiol.*, 83: 324-355

MOHNEN V.A. 1988. The challenge of acid rain. *Scientific American.* 259: 30-38

MOLLER R.D. 1984. On the global natural sulphur emission. *Atmos. Environ.*, 18: 29-39

MONITOR. 1986. Sura och försurade vatten. Naturvardsverket informerar. Bernes, C. (ed.) Schmidts boktrykery AB, Helsingborg, 1986

MORGAN D.O., MACMAHON B.R. 1982. Acid tolerance and effects of sublethal acid exposure on ion-regulation and acid-base status in two crayfish *Procambarus clarki* and *Orconectes rusticus*. J. Exp. Biol., 97:241-252

MORGAN N.C., EGGLISHAW H.J. 1965. A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish Highlands. Part I. The composition of the fauna. *Hydrobiologia* 25: 181-211

MOSELLO R., MARCHETTO A., TARTARI G.A., BOVIO M., CASTELLO P. 1991. Chemistry of Alpine lakes in Aosta Valley (N. Italy) in relation to watershed characteristics and acid deposition. *Ambio* 20: 7-12

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

MOUVET C. 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologiques. *Rapport Agence de l'eau/laboratoire d'Ecologie*, 110p

MUNIZ I.P. 1991. Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. *Proc. R. Soc. Edinburgh* 97b: 227-254

MUNIZ I.P., WALLOE L. 1990. The influence of water quality and catchment characteristics on the survival of fish populations. In: *The surface waters acidification Programme*. Mason B.J. (ed.), Cambridge. Cambridge University Press, pp 327-339

MUNSON K., GHERINI S.A. 1991. Hydrochemeical Assessment Methods for Analysing the Effects of Acidic Deposition on Surface Waters. In: Acidic Deposition and Aquatic Ecosystems. Regional Case Studies. CHARLES D.F. (Ed.), Springer Verlag, New York, 750p

NAVAS L. 1931. Insectos Neuropteros y atines de la Lorena (Francia). *Brotria Zoologica* 27: 137:144

NELSON .W.O., CAMPBELL P.G.C. 1991. The effects of acidification on geochemeistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: a litterature review. *Envir. Pollut.* 71: 91-130

NEVILLE C.M. 1985. Physiological response of juvenil rainbow trout *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum - prediction of field responses from laboratory data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 2004-2019

NILSSON S.I., BERGKVIST B.O. 1983. Aluminium chemistry and acidification process in a shallow podzol on the Swedish Westcoast. *Water, Air, and Soil Pollution*, 20 : 311-329

ODEN S. 1976. The acidity problem: an outline of concepts. *Water, Air, Soil Pollution,* 6: 137:166

ORMEROD S.J., ALLISON N., HUDSON D., TYLER S.J. 1986. The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* L.; Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwat. Biol.*, 16: 501-507

ORMEROD S.J., O'HALLOVAN J., GRIBBIN S.D., TYLER S.J. 1991. The ecology of dippers Cinclus cinclus in relation to stream acidity in upland Wales. breeding performance, calcium physiology and resulting growth. *J. applied. Biology* 28

PAPINEAU I. 1989. Bilans ioniques et changements dans la qualité de l'eau du bassin calibré du lac Laflamme de 1981 à 1988. *Environnement Canda, Direction des eaux intérieures. Conservation et protection, Région du Québec.* 156p.

PARENT L., ALLARD M., PLANAS D., MOREAU G. 1986. The effects of short term and continuous experimental acidification on biomass and productivity of running water periphytic algae. In: Impact of acid rain and deposition on aquatic biological systems. ISOM B.G., S.D. MENNIS, BATES J.M. (eds). American Soc. for testing and materials, Philadelphia, 928: 827-835

PERTERSEN R.C., HARGEBY A., KULLBERG A. 1987. The biological importance of humic materials in acidified waters. A summery of the chemistry, biology and ecotoxicology of aquatic humus in acidified waters. *Swedish Environmental Proctection Board* 3388: 1-187

PERTERSEN R.C., HARGEBY A., KULLBERGE A. 1987. The biological importance of humic materials in acidified waters. A summery of the chemistry, biology and ecotoxicology of aquatic humus in acidified waters. *Swedish Environmental Proctection Board* 3388: 1-187

PETERSEN R.C., CUMMINS K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwat. biol.* 13: 185-191

PETERSEN R.C., HARGEBY A., KULLBERG A. 1987. The biological importance of humique material in acidified Waters. A summary of the chemistry, biology and ecotoxicology of aquatic humus in acidified waters. *National Swedish Environmental Protection Board.* Report 3388, 147p

PETERSON R.H., GORDON D.J., JOHNSTON D.J. 1985. Distribution of mayfly nymphs (Insecta Ephemeroptera) in some streams of Eastern Canada as related to stream pH. *Can. Field. Nat.*, 99: 490-493

PIELOU E.C. 1966. The Measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theret. Biol., 13: 131-144

PIHAN J.C., CROCHARD C., KRIER G., MULLER J.F., BEAUVAIS M.N., MAYER A. 1990. Acidification des eaux du massif vosgien. *Rapport de contrat SRETIE* N°89020. 166p

PLANAS D., LAPIERRE L., MOREAU G. ALLARD M. 1989. Structural organization and species composition of a lotic peryphyton community in response to experimental acidification. *Can. J. Fish. Aqaut. Sci.* 46: 827-835

PLANAS D., LAPIERRE L., MOREAU G., ALLARD M. 1989. Structural organization and species composition of a lotic priphyton community in response to experimental acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 827-835

POTTS W.T.W, MCWILLIAMS P.G. 1989. The effects of hydrogen and aluminium ions on fish gills. In: *Acid Toxicity and Aquatic Animals.* Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A , Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge. pp 171-200

POTTS W.T.W., FRYER G. 1979. The effects of pH and salt content on sodium balance in *Daphnia magna* and *Acantholeberis curvirostris* (crustacea: Cladocera). *J. Comp. Physiol.*, 129: 289-294

POTTS W.T.W., MCWILLIAMS P.G. 1989. The effects of hydrogen and aluminium on fish gills. In: *Acid toxicity and aquatic animals.* Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp.201-220

POUGH F.H. 1976. Acid precipitation and embryonic mortality of spotted salamanders, *Ambystoma maculatum. Science* 192: 68-70

POUGH F.H., WILSON R.E. 1977. Acid precipitation and reproductive success of Ambystoma salamanders. *Water Air Soil Pollution* 7: 307-316

PROBST A. DAMBRINE E. 1988. Fonctionnement et bilans hydrogeochimiques comparés des bassins versants d'Aubure (Vosges) et du Mont Lozère (massif central). *Rapport DEFORPA*, INRA (ed), Nancy. p6-25 à 6-63

PROBST A., MASSABUAU J.C., PROBST J.L., FRITZ B. 1990. Etat d'acidification des ruisseaux vosgiens. *Rapport Agence de l'eau Rhin-Meuse.* 30p + annexes

PSENNER R., ZAPF F., NICKUS U., ARZET K. 1985. Versauern Hochgebirgsseen in Kristallinen Einzugsgebieten Tirols? *Workshop: Immissionsmessung "Saure depositionen".* Salzburg, 6-17 sept 1985

RADDUM G.G., FJELLHEIM A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1973-1980

RADDUM G.G., HOLBAECK A., LOMSLAND E., JOHNSEN T. 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in South Norway. In: *Internat. Conf. Ecol. Acid Precipitation,* Norway, Drablos D., Tollan A. (eds) pp: 332-333

RAMSAY J.A. 1950. Osmotic regulation in mosquito larvae. *J. Exp. Biol.* 27: 145-157

RAMSAY J.A. 1953. Exchange of sodium and potassium in mosquito larvae. *J. Exp. Biol.* 30: 79-89

RASCHER C.M., DRISCOLL C.T., PETERS N.E. 1987. Concentrations and flux of solutes from snow and forest floor during snowmelt in the west central Adirondack region of new-York. *Biochemistry* 3: 209-224

READER J.R., DEMPSEY C. 1989. Episodic changes in water quality and their effects on fish. In: *Acid toxicity and aquatic animals.* Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 69-83

REBSDORF A. 1983. Are Dansh lakes threathened by acid rain? In: *Ecological effects of acid deposition.* National Swedish Environ. Protect. Board- Report PM1636 : 287-297

REUSS J.G., COSBY B.J., WRIGHT R.F. 1987. Chemical process governing soil and water acidification. *Nature*: 27-32

REUSS J.O., COSBY B.J., WRIGHT R.F. 1987. Chemical process governing soil and water acidification. *Nature*, 329: 27-32

RGAR. 1987. Acid deposition in the United Kingdom 1981-1985. *The United Kingdom Rewiew Group on Acid Rain, Warren Spring Laboratory, Stevenage, UK*

ROBERTS D.A. 1984. Macrophytes. In: *Biological field survey of Northeastern acidified lakes. U.S. Environ. Protection Agency.* Singer R., Boylen C. (eds), New York, pp 33-38

ROCKWOOD J.P. , COLER R.A. 1991. The effect of aluminium in soft water at low pH on water balance and hemolymph ionic and acid-base regulation in the dragonfly *Libellula julia* Uhler. *Hydrobiologia* 215: 243-250

ROELFSJ.G.M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophytes communities in soft waters in the Netherlands. II. Experimental studies. *Aquat. Bot.*, 18: 489-511

ROSILLON D. 1987. Food preference and relative influence of temperature and food quality on the life history characteristics of the grazing mayfly, *Ephemerella ignita.* (Poda). *Can. J. Zool.* 66: 1474-1481

ROSSET R. 1988. Transport, transformation et dépôts des polluants. *Rapport DEFORPA*, INRA (ed.), Nacy. p: 3-23 à 3-33

ROUND F.E. 1990. Diatom communities- their response to changes in acidity. *Phil. Trans. R. Soc. London* B327: 243-249

ROWE L., BERRIL M., HOLLET L. 1988. The influence of season and pH on mortality, molting and whole-body ion concentrations in nymphs of the mayfly *Stenonema femoratum. Comp. Biochem. Physiol.* 90A: 405-408

ROWE L., BERRIL M., HOLLET L., HALL R.J. 1989. The effects of short-term laboratory pH depressions on molting, mortality and major ion concentration in the mayflies *Stenonema femoratum* and *Leptophlebia cupida. Hydrobiologia* 184: 89-97

SABER P.M., DUNSON W.A. 1978. Toxicity of bogwater to embryonic and larval anuran amphibians. *Exp. Zool.*, 204: 33-42

SADLER K., LYMAN S. 1987. The effects on the growth of brown trout from exposure to aluminium at different pH levels. *J. Fish. Biol.* 31:209-219

SAH S.P, MEIWES K.J. 1989. Rates of acid deposition and their interaction with forest canopy and soil in two beech forest ecosystems on limestone and triassic sandstone soils in N. Germany. *Environ. Technol. Letters*, 10: 995-1002

SAH S.P., MEIVES K.J. 1989. Rates of acid deposition and their interaction with forest canopy and soil in two beech forest ecosystems on limestone and triassic sandstone soils in N. Germany. *Environ. Technol. Letters* 10: 998-1002

SATAKE K., NISHIKAWA M., SHIBATA K. 1989. Distribution of aquatic bryophytes in relation to water chemistry of the acid river Akagawa, Japan. *Arch. Hydrobiol.* 116:299-311

SCHEUHAMMER A.M. 1987. Reproductive effects of chronic, low level dietary metal exposure in birds. *Trans. N. A. Wildlife. Nat. Res. Conf.,* 52:658-664

SCHINDLER D.W., FROST T.M., MILLS K.H.,CHANG P.S.S., DAVIES I.J., FINDLAY L., MALLEY D.F., SHEARER J.M., TURNER M.A., GARRISSON R.J., WATRAS C.J., WEBSTER K., GUNN J.M., BREZONIK P.L., SWENSSON W.A. 1991. Comparisons between experimentally and atmospherically acidified lakes during stress and recovery. *Proc. R. Soc. Edinburgh* 97b: 193-226

SCHMIDT H. 1984. Einfluss der temperature auf die entwicklung von Baetis vemus Curtis. *Archiv für Hydrobiol.*, 69: 364-41

SCHOEN R., WRIGHT R.F., KRIETER M.1983. Regional survey of freshwater acidification in west Germany (FRG). *NIVA Report* 0-82074: 4-10

SCHWANTES P.A., SEIBOLD G. 1991. Ion-absoption by specialized epithelial regions in *Musca domestica* larvae. *J. Insect Physiol.* 37: 211-221

SHEARER J.A., FEE E.J., BEBRUYN E.R., DECLERCQ D.P. 1987. Phytoplankton primary production and light attenuation responses to the experimental acidification of a small Canadian Shield lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 83-90

SHEUHAMMER A.M. 1991. Acidification-related changes in the biogeochemistry and ecotoxicologie of mercury, cadmimium, lead and aluminium: overview. *Envir. Pollut.* 71: 87-90

SIEGFRIED C.A., BLOOMFIELD J.A., SUTHERLAND J.W. 1989. Acidity status and phytoplankton speciesi richness, standing crops and composition in Adirondack, N.Y. USA lakes. *Hydrobiologia* 175:13-32

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

SMITH A. 1872. Air and Rain. The beginnings of a chemical climatology. London, Longmans Green and Co.

SPRENGER M. MCINTOSH A.1989. Relation between concentrations of aluminium, cadmium, lead and zinc in water, sediments and aquatic macrophytes in six acidic lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 421-438

STEINNES E. 1990. Lead, cadmium, and others metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. *Env. Toxicol. and Chem.* 9:825-831

STENSON J.A.E., ERIKSSON M.O.G. 1989. Ecological mechanisms important for the biotic changes in acidified lakes in Scandinavia. *Arch. Env. Contam. Toxicol.*, 18: 201-206

STEVENSON A.C., BIRKS H.J.B., FLOWER R.J. BATTARBEE R.W. 1989. Diatom-based pH reconstruction of lake acidification using canonical correspondance analysis. Ambio 18:228-233

STOBBART R.H., SHAW J. 1974. Salt and water balance: excretion. In: *The physiology of insecta.* Rockstein M. (Ed) Vol 5. Academic Press, New York

STOKES P.M. 1981. Benthic algal communities in acidic lakes. In: Effects of acid precipitation on benthos. Proc. Symp. on acidic precipitation and benthos, 1980. Hamilton, New York. *North American Benthological Society*, pp 119-138

STOKES P.M. 1986. Ecological effects of acidification on primary producers in aquatique sysrems. *Water Air Soil Pollution* 30: 421-438

STROEBEL R. 1992. Etat comparatif des résultats de mesure issus de divers réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique en France, en Europe et en Amérique du Nord. Polluants majeurs (SO2, NO2, CO, O3/ Pb et particules). *Pollut. atmos.*, 133: 5-23

SUBERKROPP K., KLUG M.J. 1980. The maceration of decideous leaf litter aquatic hyphomycetes. *Can. J. Bot.* 58: 1025-1031

SULLIVAN T.J., CHRISTOPHERSON N., MUNIZ I.P., SEIP H.M., SULLIVAN P.D. 1986. Aquaeous aluminium chemistry response in episodic increases in discharge. *Nature* 331: 324-327

SULLIVAN T.J., EILERS J.M., CHURCH M.R., ESCHEMANN K.M., LANDERS D.H., DEHAAN M.S. 1988. Atmospheric wet sulphate deposition and lakewater chemistry. *Nature*, 331: 607-609

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

SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1991. Quality criteria for lakes and watercourses. A system for classification of water chemistry and sédiment and organism metal concentrations. (ISBN 91-620-1107-3). 171 85 Solna Sweden

TALBOT R.W., ELZERMAN A.W. 1986. Effects of an acid precipitation event on the near surface water chemistry of a ologotrophic lake. *Water Air Soil Pollution.*, 28: 249-264

TESSIER A.J., HOROWITZ R.J.. 1988. Analys and interpretation of zooplankton samples collected during phase II of the national lake survey. *Acad. of Nat. Sci. of Philadelphia.* Report 88-18, pp 1-313

TIPPING E. 1989. Acid sensitive waters of the English Lake District: a stready-state model of streamwater chemistry in the upper Duddon catchment. *Environ. Pollut.* 60:181-208

TOWNSEND C.R., HILDREW A.G., FRANCIS J. 1983. Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwat. Biol.* 13: 521-544

TOWSEND C.R., HILDREW A. 1984. Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: A consideration of alternative hypotheses. Verh. Internat. *Verein. Limnol.* 22: 1953-1958

TRANTER M., BRIMBLECOMBE P., VINCENT C.E., ABRAHAMS P.W., BLACKWOOD I. 1986. The composition of snow fall, snowpack and meltwater in the Scottish Highlands - evidence for preferential elution. *Atmos. Environ.* 20: 517-525

TRANTER M., DAVIES T.D., BRIMBLECOMBE P., VINCENT C.E. 1987. The composition of acidic meltwaters during snowmelt in the Scottish Highlands. *Water Air Soil Pollution* 36: 75-90

TSIOURIS S., VINCENT C.E., DAVIES T.D. , BRIMBLECOMBE P. 1985. The elution of ions through field and laboratory snowpacks. *Ann. Glaciol.* 7.

TURNER M.A.,JACKSON M.B., FINDLAY D.L., GRAHAM R.W., DEBRUYN E.R., VANDERMEER E.M. 1987. Early responses of periphyton of axperimental lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 135-149

U.N.E.C.E. 1985. Protocol to the 1979 Convention on long-range transboundary air pollution on the reduction of sulphur emissions or their transboundary fluxes by at least 30 per cent. U.N.E.C.E., Geneva

U.N.E.C.E. 1988. Protocol to the 1979 Convention on long-range transboundary air pollution concerning the control of emissions of the nitrogen oxides or their transboundary fluxes. U.N.E.C.E., Geneva

U.N.E.C.E. 1991. Mapping critical loads for Europe. Convention on long-range transboundary air pollution. *CCE technical report N°1.* Hettelingh J.P., Dowling R.J., P.A.M. Desmet (Eds). 86p.

ULTSCH G.R., OTT M.E., HEISLER N. 1981; Acid-base and electrolyte status in the carp (*Cyprinus carpio*) exposed to low environmental pH. *J. exp. Biol.*, 93: 65-80

VAN COILLIE R., BROUARD D., LACHANCE M., VIGNEAULT Y. 1984. Possibilités écotoxicologiques des précipitations acides pour les saumon dans 4 rivières à la côte nord du fleuve Saint-Laurent. *Annls Limno.* 20: 215-227

VAN DAM H. 1988. Acidification of three moorland pools in the Netherlands by acid precipitation and extrême drought periods over seven decades. *Freshwat. Biol.* 20:157-171

VANGENECHTEN J.H.D. 1983. Acidification in West Euroean lakes and physiological adaptation to acid stress in naturel inhabitants of acid lakes. *Water Quality Bull.* 8: 150-155

VANGENECHTEN J.H.D., WITTERS H., VANDERBORGHT O.L.J. 1989. laboratory study on invertebrate survival and physiology in acid waters. In: *Acid toxicity and aquatic animals.* Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 153-170

VARHELYI G. 1985. Continental and global sulfur budgets. -1. Anthropogenic SO2 emissions. *Atmos. Environ.* 19: 1029-1040

VERBUEKEN A.H., VAN DE VYVER F.L., VAN GRIEKEN R.E., DE BROE M.E. 1985. Microanalysis in biology and medicine: Ulstrastructural localisation of aluminium. *Clinical Nephrology,* 24: 58-77

WADE K.R., ORMEROD S.J., GEE A.S. 1989. Classification and ordination of macroinvertebrate assemblages to predict stream acidity in upland Wales. *Hydrobiologia* 171: 59-78

WARD J.V. 1992. *Aquatic insect ecology. 1. biology and habitat.* Wiley and sons, (eds). New York, 438p

WATERS T.F. 1979. Benthic lifes histories: summary and future needs. *J. Fish. res. Board Can.* 36: 342-345

WATT W.D., SCOTT C.D., WHITE W.J. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon, *Salmo salar. Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 462-473

WEATHERLEY N.S., ORMEROD S.J., THOMAS S.P. EDWARDS R.W. 1988. The responses of macroinvertebrates to experimental episodes of low pH with different forms of aluminium, during a natural spate. *Hydrobiologia* 169: 225-232

WHITEMORE T.J. 1989. Florida assemblages as indicators of trophic state and pH. *Limnol. Oceanogr.* 34: 882-895

WICHARD P.A., TSUI P.T.P., KOMNICK H. 1973. Effect of different salinities on the coniform chloride cells of mayfalay larvae. *J. Insect Physiol.*, 19: 1825-1835

WICHARD W., KOMNICK H. 1973. Feinsruktureller und histochemischer Nachweis von Chloridzellen bei Steinfliegenlarven. 1. Die coniformen Chloridzellen. *Cytobiol.* 7: 297-314

WIEDERHOLM T., ERIKSSON L. 1977. Benthos of an acid lakes. Oikos 29: 261-267

WIGGLESWORTH V.B. 1938. The regulation of osmotic pressure and chloride concentration in the haemolymph of mosquito larvae. *J. Exp. Biol.* 15: 235-247

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.*, 259-273

WINTERBOURN M.J., HILDREW A.G., BOX A. 1985. Structure and grazing of stone surface organic layers in some acid streams in southern England. *Freshwat. Biol.* 15: 363-374

WOOD C.M. 1989. The physiological problems of fish in acid waters. In: *Acid toxicity and aquatic animals.* Morris R., Taylor E.W., Brown D.J.A., Brown J.A. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 125-153

WREN C.D., STOKES P.M., FISHER K.L. 1986. Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. *Can. J. Zool.*, 64: 2854-2859

WREN C.H., MACCRIMMON R.F., FRANK R., SUDA P. 1980. Total and mercury levels in wild mammals from the precambrian shield area of South-Central Ontario, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxical.*, 25: 100-105

WRIGHT R., SNEKVIK E. 1977. Chemistry and fish populations in 700 lakes in Southermost Norway. *S.N.S.F. Project, Technical note* 37/77, pp 1-84

YAN N.D., MILLER G.E., WHILE I., HITCHIN G.G. 1985. Richness of aquatic macrophytes floras of sofwater lakes of different pH and metal content in Ontario, *Canada. J. Aquat. Bot.*, 23: 27-40

YAN N.D., STOCKES P.M. 1978. Phytoplankton of an acidic lake and its response to experimental alteration of pH. *Environ. Conserv.* 5: 93-100

ZEPHORIS M. 1984. Pluies acides en France. *Pollut. Atmos.* Juil-Sept. 159-165

ZIEMANN H. 1975. Uber den Einfluss der Wasserstoffionenkonzentration und des Hydrogenkarbonatgehaltes auf die Ausbildung von Berbachbiozönosen. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 60: 523-555*

ZISCHKE J.A., ARTHUR J.W., NORDLIE K.J., HERMANUTZ R.O, STANDEN D.A., HENRY T.P. 1983. Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in out-door esperimental channels. *War. Res.*, 17: 47-63

ZOBRIST J., SIGG L., SCHNOOR J.L., STUMM W. 1987. Buffering mechanisms in acidified Alpine lakes. In: *Reversibility of acidification*. Barth H. (ed.) C.E.C. Brussels. Elsevier applied science, Barking, U.K.

ZOTTER K., LICSKO I., SZAKAL F. 1987. Sensitivity of reservoir waters to acid deposition in north Hungary. In: *Acid rain: Scientific and technical advances*. Perry R., Harrisson R.M., Bell J.N.B., Lester J.N. (eds.) Publication Division, Londres, pp 323-331