



HAL
open science

Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments

M. Lafont

► **To cite this version:**

M. Lafont. Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. Sciences de l'environnement. Doctorat Sciences, Université Claude Bernard Lyon I, 1989. Français. NNT : . tel-02575096

HAL Id: tel-02575096

<https://hal.inrae.fr/tel-02575096v1>

Submitted on 14 May 2020

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.

N° d'ordre : 89-06

Année 1989

T H E S E

présentée devant

l'UNIVERSITE CLAUDE BERNARD - LYON I

pour obtenir le grade de
DOCTEUR D'ETAT ES SCIENCES

par

Michel LAFONT

Contribution à la gestion des eaux
continentales :

utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique
et du degré de pollution des eaux et des sédiments.

soutenue le 14 MARS 1989

JURY : M. G. BONOMI
M. M.B. BOUCHE
M. M. BOURNAUD
M. J. JUGET
M. A.L. ROUX
M. J.L. VERREL

AVANT - PROPOS.

Ce mémoire s'inscrit dans le contexte d'une recherche pluridisciplinaire sur les écosystèmes d'eau douce. Son propos est d'exposer les résultats concernant les peuplements d'oligochètes. Il ne constitue pas un aboutissement, mais une étape dans un travail de plus longue haleine visant, en utilisant les oligochètes comme outil, à parfaire notre connaissance sur les systèmes aquatiques continentaux.

Le travail a été conçu sous une forme "modulaire", chaque chapitre pouvant être lu séparément des autres, excepté les chapitres II, III et VIII (Matériel et méthodes, Systématique, Conclusions générales). En outre, les fiches individuelles concernant les espèces (annexe IV) sont considérées comme des documents de travail. A ce titre, elles peuvent être en permanence remaniées ou complétées.

Certains résultats ont déjà fait l'objet de publications dont la liste figure dans l'annexe I. Les principaux acquis de ces travaux sont évoqués tout au long de la thèse et en font partie intégrante. Dans ce but, les textes des publications (ou rapports) dont la lecture s'avère utile pour la compréhension du mémoire sont inclus dans l'annexe V.

Avant d'exposer les résultats de ce travail, je tiens à remercier tous ceux qui ont contribué à son élaboration.

Monsieur J. JUGET m'a toujours encouragé, prodigué des conseils judicieux et n'a jamais ménagé son temps pour me venir en aide. Sans son enthousiasme amical et discret, mais communicatif, je n'aurais sans doute jamais envisagé de rédiger cette thèse. Qu'il trouve ici le témoignage de ma reconnaissance la plus amicale.

Monsieur M.B. BOUCHE a accepté de faire partie du Jury. Sa grande expérience et ses conceptions en matière d'écologie appliquée ont eu une grande influence sur la conduite de ce travail ; je tiens à lui exprimer ici toute ma gratitude.

Monsieur G. BONOMI, organisateur et éditeur des travaux du 2^{ème} Symposium International sur les oligochètes aquatiques m'a également fait l'honneur de participer à ce jury ; qu'il en soit chaleureusement remercié.

Monsieur M. BOURNAUD a toujours témoigné de l'intérêt, bien avant cette thèse, pour mes travaux. Je le remercie de participer au Jury, en me faisant bénéficier de son expérience en écologie et de sa compréhension des problèmes rencontrés par les chercheurs confrontés à des travaux appliqués.

Monsieur J.L. VERREL s'est en permanence révélé, contre vents et marées, un avocat éloquent des hydrobiologistes. Sa présence dans le Jury est l'expression d'une largesse d'esprit qui l'a toujours conduit à ne jamais privilégier "l'administration" au détriment de "la recherche". Je le remercie sincèrement de faire partie de ce jury.

Monsieur A.L. ROUX m'a toujours accueilli au Laboratoire de Biologie Animale et d'Ecologie en collaborateur à part entière ; je lui témoigne également toute ma reconnaissance de prendre part au jury.

Je voudrais également remercier Monsieur F. TROCHERIE. Son aide en informatique et en analyse de données, malgré un emploi du temps surchargé, m'a souvent permis de surmonter certains obstacles. Son enthousiasme amical me fut d'un grand secours dans les moments difficiles. Qu'il trouve ici toute ma reconnaissance et mon amitié sincère.

Madame M. TAILLOLE, avec patience, a accepté de dactylographier le texte. Son esprit d'initiative et sa grande rapidité de travail ont facilité la frappe du mémoire. Qu'elle soit remerciée ici pour son dévouement et sa gentillesse.

Monsieur M. BOUCLIER s'est efforcé de mettre au point des outils informatiques accessibles aux "non-initiés" ; son aide me fut précieuse et je lui en suis reconnaissant.

Ce travail s'est appuyé sur des discussions avec de nombreux collègues, qui m'ont par ailleurs fait part de données non publiées : ils sont cités et remerciés dans les différents chapitres ; qu'ils trouvent ici une fois de plus l'expression de ma gratitude pour leur marque de confiance.

UNIVERSITE CLAUDE BERNARD - LYON I

=====

. Président de l'Université	M. le Professeur P. ZECH
. 1er Vice-Président Fédération Santé	M. le Professeur L.M. PATRICOT
. 1er Vice-Président Fédération Sciences	M. le Professeur R. UZAN
. Président du Comité de Coordination des Etudes Médicales	M. le Professeur P. ZECH
. Secrétaire Général	M. F. MARIANI

FEDERATION SANTE

=====

UFR de Médecine GRANGE-BLANCHE	Directeur : Mme le Pr. H. PELLET
UFR de Médecine ALEXIS-CARREL	Directeur : M. le Pr. EVREUX
UFR de Médecine LYON-NORD	Directeur : Mme le Pr. A. PINET
UFR de Médecine LYON-SUD	Directeur : M. le Pr. J. NORMAND
UFR de PHARMACIE	Directeur : M. le Pr. C.A. BIZOLLON
UFR d'ODONTOLOGIE	Directeur : M. le Pr. G. LABE
INSTITUT de TECHNIQUES DE READAPTATION	Directeur : M. le Pr. M. EYSSETTE
Département de BIOLOGIE HUMAINE	Directeur : M. le Pr. P.A. BRYON
Département d'INNOVATION et de COORDINATION PEDAGOGIQUE	Directeur : M. le Pr. G. LLORCA

FEDERATION SCIENCES

=====

Institut des SCIENCES de la MATIERE	Directeur : M. le Pr. E. ELBAZ
Institut des SCIENCES DE L'INGENIERIE ET DU DEVELOPPEMENT TECHNOLOGIQUES	Directeur : M. le Pr. G. FONTAINE
Institut DE CHIMIE ET BIOLOGIE MOLECULAIRE ET CELLULAIRE	Directeur : Mme VARAGNAT, Maître de Conf.
Institut d'ANALYSE DES SYSTEMES BIOLOGIQUES ET SOCIO-ECONOMIQUES	Directeur : M. le Pr. J.M. LEGAY
Institut DES SCIENCES DE LA TERRE, DE L'OCEAN, DE L'ATMOSPHERE, DE L'ESPACE ET DE L'ENVIRONNEMENT	Directeur : M. le Pr. S. ELMI
UFR des ACTIVITES PHYSIQUES ET SPORTIVES	Directeur : M. le Pr. CAMY
I.U.T. A	Directeur : M. le Pr. J. GIELLY
I.U.T. B	Directeur : M. le Pr. J. PIVOT
Département de 1er Cycle pluridisciplinaire Sciences	Directeur : M. P. PONCET, Maître de Conf.
Département de 2ème Cycle	
- Sciences de la Vie et de la Terre	Directeur : M. le Pr. J.P. BLANCHET
- Sciences pour l'Ingénieur	Directeur : M. le Pr. P. BETHOUX
- Sciences de l'Analyse et de la Matière	Directeur : M. le Pr. VIALLE J.L.

à mon épouse Eliane,
à mes enfants Christophe et Eric,
pour leur affection,
leur compréhension et leur patience,
à mes parents
à tous mes amis.

S O M M A I R E

	pages
AVANT PROPOS	1
Chapitre I - Introduction.	3
Chapitre II - Matériel et méthodes.	9
II.1 <u>Protocoles anciens</u> (cours d'eau).	11
II.1.1 Echantillonnage.	11
II.1.2 Extraction des oligochètes.	12
II.2 <u>Protocoles récents.</u>	13
II.2.1 Echantillonnage dans les zones peu profondes (<1 m).	13
II.2.2 Echantillonnage dans les zones profondes.	15
II.2.3 Protocole de fixation et d'extraction.	16
II.2.4 Montage des spécimens d'oligochètes.	19
II.2.4.1 Milieux de montage.	19
II.2.4.2 Montage des spécimens.	21
II.2.4.3 Dissections.	21
II.3 <u>Discussion - Conclusion.</u>	21
II.3.1 Prélèvements.	22
II.3.2 Tamisage des échantillons.	22
II.3.3 Extraction et tri des oligochètes.	23
II.3.4 Choix du nombre des individus à examiner.	24

Chapitre III - Mise au point de Systématique.	27
III.1 <u>Introduction.</u>	29
III.2 <u>Famille des Naididae.</u>	29
III.2.1 <u>Pseudochaetogaster longemeri</u> , LAFONT, 1981.	29
III.2.2 <u>Chaetogaster parvus</u> , POINTNER, 1914.	31
III.2.3 Remarques générales sur la sous-famille des Chaetogastrinae.	34
III.2.4 Cas des genres <u>Pristina</u> et <u>Pristinella</u> .	35
III.3 <u>Famille des Tubificidae.</u>	36
III.3.1 <u>Haber turquini</u> (JUGET et LAFONT, 1979), et <u>Quistadrilus multisetosus</u> (SMITH, 1900).	36
III.3.2 <u>Potamothrix heuscheri</u> (BRETSCHER, 1900).	38
III.3.3 <u>Psammoryctides moravicus</u> (HRABE, 1934).	38
III.3.4 Cas du genre <u>Limnodrilus</u> .	38
III.3.4.1 Premier cas.	40
III.3.4.2 Deuxième cas.	43
III.3.4.3 Troisième cas.	45
III.3.4.4 Conclusion sur le genre <u>Limnodrilus</u> .	45
III.4 <u>Famille des Lumbriculidae.</u>	46
III.5 <u>Conclusion.</u>	46
Chapitre IV - Faunistique, répartition.	51
IV.1 <u>Introduction.</u>	53
IV.2 <u>Liste des stations étudiées.</u>	54
IV.3 <u>Liste des formes recensées.</u>	54
IV.4 <u>Répartition des espèces en France.</u>	60
IV.4.1 Affinités faunistiques.	63
IV.4.1.1 Aperçu général.	63
IV.4.1.2 Conclusion.	69

IV.4.2 Répartition des oligochètes en France : Comparaison avec du matériel issu de relevés qualitatifs (tamisage >0,500 mm).	70
IV.5 <u>Comparaison avec la faune européenne.</u>	72
IV.6 <u>Discussion, conclusion.</u>	76
IV.7 <u>Distribution des oligochètes au sein des écosystèmes.</u>	79
IV.7.1 Cas des cours d'eau : répartition longitudinale.	79
IV.7.2 Répartition par grands types de substrats dans les cours d'eau.	84
IV.7.3 Cas des écosystèmes lacustres.	86
IV.8 <u>Discussion, conclusion.</u>	87
Chapitre V - Evaluation de l'impact de la pollution dans les cours d'eau : présentation des travaux.	93
V.1 <u>Introduction.</u>	95
V.1.1 Historique.	95
V.1.2 Problèmes conceptuels et méthodologiques posés dans les cours d'eau.	95
V.2 <u>Résultats préliminaires.</u>	97
V.3 <u>Discussion, conclusion.</u>	98
V.4 <u>Les oligochètes en tant que descripteurs de la pollution dans les écosystèmes d'eau courante.</u>	101
V.4.1 Méthodes proposées.	103
V.4.2 Conclusion.	104

Chapitre VI- Relations entre les oligochètes et les variables physico-chimiques des sédiments et de l'eau dans les cours d'eau.	107
--	-----

VI. 1 <u>Présentation des données.</u>	109
VI.1.1 Physico-chimie des eaux.	109
VI.1.2 Physico-chimie des sédiments.	110
VI.1.3 Métaux lourds des sédiments.	111
VI.1.4 Variables biologiques.	111
VI.2 <u>Résultats.</u>	114
VI.2.1 Relations entre fraction solide et liquide dans les sédiments fins : contribution à l'interprétation des variables biologiques.	114
VI.2.2 Relations entre les peuplements d'oligochètes et la concentration en métaux lourds des sédiments.	124
VI.2.3 Contribution des variables chimiques de l'eau libre à l'interprétation des peuplements d'oligochètes des sédiments fins : impact de la pollution.	139
VI.2.4 Comparaison de l'indice IOBS avec trois indices biologiques.	145
VI.2.5 Conclusion sur les communautés d'oligochètes peuplant les sédiments fins.	154
VI.2.6 Relations entre les composantes biologiques des sédiments grossiers et les variables chimiques de l'eau.	158
VI.2.6.1 Sédiments sableux.	158
VI.2.6.2 Sédiments grossiers en courant lent.	161
VI.2.6.3 Sédiments grossiers en courant rapide.	166
VI.2.6.4 Analyses complémentaires.	174
VI.2.6.5 Signification du pourcentage de Tubificidae (TUBP) ; comparaison avec trois indices de qualité biologique.	182
VI.2.6.6 Conclusion sur les sédiments grossiers	184

Chapitre VII - Les milieux lacustres.	189
VII.1 <u>Introduction.</u>	191
VII.2 <u>Utilisation des communautés d'oligochètes dans l'étude des lacs : problèmes posés.</u>	192
VII.3 <u>Proposition d'un indice d'état biologique des sédiments profonds.</u>	193
VII.4 <u>Analyses complémentaires.</u>	194
VII.4.1 Relations entre les variables physico-chimiques des eaux et des sédiments et la structure des peuplements d'oligochètes dans la zone profonde des lacs.	194
VII.4.1.1 Sites étudiés : dates des récoltes.	194
VII.4.1.2 Liste des variables étudiées.	196
VII.4.1.3 Résultats : listes des espèces récoltées.	200
VII.4.1.4 Analyse des données : résultats.	202
VII.4.1.5 Discussion et conclusion.	216
VII.4.1.6 Comparaison avec quelques données de la littérature.	224
VII.4.2 Cas de la retenue de Vouglans.	227
VII.4.3 Lac Léman et lac d'Annecy : sédiments profonds.	232
VII.4.3.1 Présentation des secteurs étudiés.	232
VII.4.3.2 Liste des espèces recensées.	234
VII.4.3.3 Comparaison des relevés effectués dans le lac Léman en 1959-1963 et en 1984.	237
VII.4.3.4 Conclusion.	239
VII.4.4 Cas des lacs montagnards.	240
VII.4.5 Cas de la zone sublittorale des lacs jurassiens et vosgiens.	242
VII.4.5.1 Liste des espèces récoltées.	242
VII.4.5.2 Conclusion.	246
VII.4.6 Cas de la zone littorale des lacs jurassiens.	246
VII.4.6.1 Substrats grossiers.	247
VII.4.6.2 Sédiments fins des lacs jurassiens.	250
VII.4.6.3 Conclusion.	252
VII.4.7 Cas de quelques milieux stagnants peu profonds.	253
VII.4.7.1 Retenue des Ullis (région parisienne).	253
VII.4.7.2 Cas de quelques lagunes réceptrices d'effluents domestiques.	253

VII.5 <u>Discussion, conclusion sur les systèmes lacustres.</u>	256
VII.5.1 Vers une diagnose lacustre simplifiée.	256
VII.5.2 Conclusion générale sur les systèmes stagnants.	267
Chapitre VIII. Conclusions générales.	277
Travaux cités.	287
ANNEXE I. Liste des travaux de M. LAFONT.	1 à 4
ANNEXE II. Cours d'eau.	5 à 22
ANNEXE III. Lacs.	23 à 28
ANNEXE IV. Fiches individuelles des espèces.	29 à 92
ANNEXE V. Travaux de M. LAFONT.	

- RESUME -

Les travaux concernant les peuplements d'oligochètes présentés ici sont le résultat d'une recherche pluridisciplinaire sur les écosystèmes aquatiques continentaux français (cours d'eau, lacs). L'accent a été mis sur l'impact écologique des rejets d'eaux usées.

Après un rappel de la problématique et des méthodes utilisées, une mise au point de systématique a été effectuée. Les trois chapitres correspondants font largement référence à des travaux déjà publiés (annexes I et V).

Les espèces d'oligochètes se caractérisent dans les eaux douces par une grande euryécie. Les affinités faunistiques entre les peuplements de différents bassins se révèlent très élevées, et dans la zone holarctique, on observe une banalisation des peuplements d'oligochètes. L'importance du milieu souterrain est soulignée comme voie de migration et en tant que réservoir d'espèces. Les formes d'eau douce actuelles trouveraient leur origine dans des espèces marines, qui auraient envahi les écosystèmes continentaux via les eaux souterraines (notamment les nappes phréatiques).

L'impact des activités humaines reste le principal facteur limitant l'extension des oligochètes. L'incidence écologique des rejets organiques ou toxiques a été étudiée au moyen d'analyses multivariées (ACPN, AFC régression multiple). Dans les cours d'eau (sédiments fins et grossiers), l'indice oligochètes IOBS et le pourcentage de Tubificidae sont confirmés en tant que descripteurs de l'impact du déversement d'eaux usées.

L'incidence de perturbations de nature hydraulique est mise en évidence dans les sédiments grossiers par la prise en considération d'espèces particulières.

Dans les lacs, il s'avère possible de définir un potentiel biologique ou métabolique de l'écosystème lacustre à partir d'un indice oligochètes. Cet indice, couplé avec l'examen des espèces peuplant la zone profonde, a permis de proposer une classification des lacs qui intègre également l'impact des rejets polluants d'origine humaine.

En conclusion, les rejets organiques et toxiques (facteurs défavorables), la présence d'une source de nourriture appropriée et le drainage des sédiments par un courant d'eau si minime soit-il (facteurs favorables) semblent prépondérants pour expliquer la distribution des oligochètes dans les écosystèmes d'eau douce (lacs, cours d'eau). En conséquence, les oligochètes constituent un groupe particulièrement intéressant pour apprécier l'impact des activités humaines sur les milieux continentaux.

L'ensemble des résultats est résumé sous la forme de fiches individuelles, établies pour chacune des espèces les plus fréquentes dans le présent jeu de données (annexe IV).

**Contribution to continental waters management : the use of
Oligochaeta as descriptors of the biological state and of
the pollution degree of waters and sediments.**

- **SUMMARY** : This work is the result of a multi-disciplinary research on French freshwater ecosystems (running and stagnant waters). A special emphasis is given to the taxonomy and the distribution of aquatic Oligochaeta, as well as to their use as descriptors of the biological state and of the pollution degree of freshwater ecosystems.

The aquatic oligochaete fauna shows high similarities between the investigated areas (Rhône, Saône, Seine and Dordogne basins, lakes, ponds). Moreover about 90% of the recorded species occur in Europe including the USSR. Subterranean waters are regarded as the major way of dissemination of species and the main reservoir of known and unknown taxa. Freshwater Oligochaeta occur in all sorts of sediments. The water temperature and hardness seem to have no real influence on the distribution of the majority of recorded species in the present data set.

Food availability and refreshment of the overlying water (removal of harmful substances and eventually renewal of oxygen content) seem particularly favourable to oligochaetes.

On the reverse the impact of human activities is the main limiting factor of species distribution and development. This impact was studied by means of multivariate analysis (principal component analysis, factorial correspondence analysis, regression), which enabled the comparison between physico-chemical and biological data. The results of these studies indicate that in running waters the fine sediments oligochaete index IOBS (10 x number of species / percentage of predominating group of Tubificidae either with or without hair setae) gives an accurate assessment of organic and/or toxic pollution (mainly heavy metals). The percentage of Tubificidae in coarse sediments of streams and rivers is positively related to the ammonium salts content of the water and to industrial inputs. The presence and abundance of species like amongst others P. volki or C. parvus seem to be in relation with hydraulic disturbances induced by dams or gravel operations in the river bed.

The lake oligochaete index EOLA (number of species + 3 x log₁₀ abundance / 0,1 m²) describes the biological state of lakes. This index is positively related to the mineral carbon contents of water and sediments and negatively to the organic matter contents. The calculation of this index, combined with the examination of species inhabiting the profundal zone, give an assessment of the biological capacity of the whole lake as well as of the impact of human activities.

Proposals are made for a classification of lakes taking into account the biological state of the system, its trophic status and the pollution impact.

The usefulness of oligochaetes as a tool for biomonitoring of running and stagnant waters is summarized in a diagram (tab. 92).

The ecology of oligochaete species is set up in single species cards (annexe IV). Each card contains information about distribution, preferences and tolerances of a given species achieved from multivariate analysis, and literature data.

In the profundal zone of lakes and in the fine sediments of rivers, the abundances of nearly all species, including pollution resistant ones, decrease in relation to an organic (and/or toxic) enrichment ("stagnation effect"). On the reverse, the abundance of pollution resistant species may be very high in the coarse sediments of polluted running waters ("refreshment effect").

KEY-WORDS : freshwater, benthos, pollution, Oligochaeta, taxonomy, ecology.

CHAPITRE I.

INTRODUCTION

CHAPITRE I - INTRODUCTION.

Les recherches de la Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture du CEMAGREF sur la qualité biologique des écosystèmes sont orientées vers la poursuite de 3 objectifs principaux :

- 1° répartition biogéographique et structure des biocénoses dulcicoles ; état initial des écosystèmes avant aménagement ;
- 2° appréciation de la qualité biologique d'un écosystème : impact des activités humaines (rejets organiques et toxiques, aménagements), mise au point de diagnostics écologiques et d'essais biologiques, recherche d'indicateurs de contaminations toxiques dans le milieu ;
- 3° étude de l'évolution des écosystèmes aquatiques : prévision de leur évolution à court, moyen et long terme, en vue de leur protection et de leur gestion.

La réalisation de ces trois objectifs s'appuie sur des outils faisant appel à la physico-chimie des eaux et des sédiments, et à la connaissance des biocénoses aquatiques. En particulier, les recherches en biologie sont orientées vers des études de terrain sur les diatomées benthiques, le phyto et le zooplancton, les larves d'insectes, les mollusques, les oligochètes, le poisson et ses relations avec les habitats et la faune benthique et sur des tests en laboratoire concernant le poisson et certains invertébrés (truites, Brachydanio, daphnies).

Les résultats présentés dans ce mémoire concernent l'étude des oligochètes.

I-1 Problèmes rencontrés.

Le CEMAGREF est un organisme de recherche appliquée. Les études qui lui sont confiées sont en conséquence nombreuses ; le choix des sites d'étude ne lui appartient généralement pas. La difficulté apparaît notamment au niveau de la mise au point d'outils de travail nouveaux, ce qui était le cas lors de la prise en considération des peuplements d'oligochètes, jusqu'ici négligés au CEMAGREF.

L'enjeu était de savoir si les populations de vers permettraient de constituer un outil de travail fiable, ne présentant pas d'obstacles insurmontables lors de sa mise en œuvre. Une approche trop fondamentale risquait de ne pas déboucher sur une application pratique réaliste. A l'inverse, une application pratique efficace se devait de reposer sur des acquis scientifiques sérieux, en évitant l'écueil d'une simplification abusive et d'une perte de fiabilité.

Par ailleurs, la mise au point d'un outil de travail basé sur l'utilisation des biocénoses d'oligochètes se trouvait facilitée par la possibilité de travailler au sein d'un **organisme pluridisciplinaire**, composé de **différents laboratoires** : chimie, sédimentologie, biologie. Ces laboratoires, de création relativement ancienne, étaient détenteurs d'un certain acquis scientifique, indispensable pour tester la validité et la précision d'un outil nouveau.

I-2 Motivation du choix des oligochètes.

Le choix des oligochètes a été motivé par des impératifs techniques bien précis :

- constat de certains défauts présentés par les méthodes biologiques utilisées jusqu'alors, notamment un manque de sensibilité pour évaluer l'impact des pollutions ;
- souci de disposer d'une palette complète de techniques différentes, pour répondre au plus grand nombre possible de problèmes ;
- grande abondance des oligochètes dans tous les milieux aquatiques.

La décision de prendre en considération les peuplements d'oligochètes apparaissait donc opportune dans le cadre de recherches appliquées, d'autant que la systématique de ces organismes avait fait de réels progrès en devenant tout à fait abordable. Ces progrès avaient pu être réalisés sous l'impulsion en France de TETRY (1938), JUGET (1958), et à l'étranger, par la parution de monographies proposant une systématique plus pratique qu'auparavant : SPERBER (1948, 1950), NIELSEN et CHRISTENSEN (1959, 1961, 1963), BRINKHURST (1963a, 1966a, 1971, 1982, 1986), HILTUNEN et KLEMM (1980), CEKANOVSKAYA (1962), HRABE (1981), KASPRZAK (1981), BRINKHURST et JAMIESON (1971), RODRIGUEZ (1984).

La monographie de BRINKHURST et JAMIESON (1971) présente l'avantage de faire le point sur l'utilisation des oligochètes pour apprécier l'impact des pollutions.

I-3 Déroulement de l'étude.

Après un travail réalisé dans le cadre d'une thèse de Doctorat de Spécialité sur le cycle biologique d'insectes aquatiques peuplant des torrents pyrénéens (LAFONT, 1974), j'ai été chargé d'une étude appliquée au CTGREF (devenu CEMAGREF en 1979) à partir de 1973.

Cette étude avait pour objet l'impact des rejets de stations de sports d'hiver sur des cours d'eau montagnards du bassin du Rhône (LAFONT et al., 1975). Elle m'a permis, tout en prolongeant le sujet de mon 3^e cycle, de me familiariser avec la problématique d'un travail appliqué au sein d'une équipe pluridisciplinaire déjà constituée.

Chapitre II - MATERIEL ET METHODES.

Sommaire.

II.1 Protocoles anciens (cours d'eau).

- II.1.1 Echantillonnage.
- II.1.2 Extraction des oligochètes.

II.2 Protocoles récents.

- II.2.1 Echantillonnage dans les zones peu profondes (<1 m).
- II.2.2 Echantillonnage dans les zones profondes.
- II.2.3 Protocole de fixation et d'extraction.
- II.2.4 Montage des spécimens d'oligochètes.
 - II.2.4.1 Milieux de montage.
 - II.2.4.2 Montage des spécimens.
 - II.2.4.3 Dissections.

II.3 Discussion - Conclusion.

- II.3.1 Prélèvements.
- II.3.2 Tamisage des échantillons.
- II.3.3 Extraction et tri des oligochètes.
- II.3.4 Choix du nombre des individus à examiner.

CHAPITRE II - MATERIEL ET METHODES

La définition de méthodes pratiques basées sur la prise en considération des peuplements d'oligochètes implique la mise au point d'un protocole standardisé d'échantillonnage, de tri et d'observation, qui permette d'obtenir, pour un effort compatible avec les contraintes des études demandées, le maximum d'information sur les peuplements d'oligochètes.

Le but recherché consistait à mettre au point un protocole d'échantillonnage et d'extraction des vers qui soit relativement simple et polyvalent. Ce protocole devait assurer la récolte d'échantillons pouvant servir à la fois pour des travaux de systématique et de faunistique, et pour des études écologiques (relevés quantitatifs).

Dans les cours d'eau, de 1973 à 1977, l'échantillonnage retenu s'est inspiré de celui qui était préconisé pour les Indices Biotiques (TUFFERY et VERNEAUX, 1968). Ce protocole visait à récolter tous les invertébrés, et permettait de bénéficier de relevés effectués par d'autres laboratoires du CEMAGREF.

A partir de 1978, le protocole d'échantillonnage a été établi en vue de la seule récolte des oligochètes. Il n'a subi depuis que des modifications mineures qui ont été exposées dans divers travaux ([12], WASSON et LAFONT, in CEMAGREF 1982a, [22]).

En milieu lacustre, la seule différence entre les relevés récents (1980 à 1985) et les relevés plus anciens a porté sur l'abandon de la benne Friedinger au profit de la benne Ekman-Lenz, et sur le nombre de bennes par échantillon (1 ou 2 puis 3 ou 4).

II-1 Protocoles anciens (cours d'eau).

II-1.1 Echantillonnage.

Appareils de prélèvements utilisés :

Filet de type Surber (maille 0,250 mm, surface prélevée : 0,1 m²) pour les substrats présentant une texture grossière dans les zones de courant (faciès lotique) : 3 surbers par prélèvement.

Pour les substrats meubles, plusieurs appareils ont été nécessaires :

- une drague à manche de 1,5 l de volume pour 0,03 m² d'ouverture et un enfoncement d'environ 0,1 m dans les sédiments fins. Chaque prélèvement se composait de 1 à 3 dragues selon l'épaisseur et la quantité de sédiment rencontrées ;
- un carottier ROFES et SAVARY (1981), présentant une ouverture de 25 cm² ;
- un filet de type Surber (maille de 0,250 mm, surface de 0,1 m²) pour prélever les substrats sableux que l'on fait pénétrer dans le filet à l'aide d'une pelle.

En milieu lacustre ou dans certaines fosses profondes existant dans les cours d'eau, une benne de type Friedinger (0,035 m² d'ouverture) permettait la récolte de sédiments fins. Une à deux bennes constituaient l'échantillon.

Dans le cas du lac Saint-Point (prélèvements de mai 1978), la vase profonde avait été prélevée par des plongeurs, à l'aide de bocaux de verre d'un litre (2 bocaux par échantillon).

II-1.2 Extraction des oligochètes.

Les échantillons étaient fixés au formaldéhyde sur le terrain, dans des récipients en verre.

Au laboratoire, la procédure de tamisage des échantillons était identique à celle qui sera exposée dans le § II-2.3. La maille minimale de tamisage était la plupart du temps de 0,160 mm, mais pour certaines études, notamment celles qui étaient destinées à récolter tous les invertébrés, une maille de 0,315 mm a été retenue.

L'extraction des oligochètes s'opérait selon deux procédés, en fonction de la quantité de résidu filtré sur le dernier tamis.

Premier procédé.

Le volume du refus du tamis de 0,160 (ou 0,315 mm) était évalué à l'oeil nu, versé dans un bocal de 0,5, 1 ou 2 litres, et ajusté à un volume de suspension de 0,5, 1 ou 2 litres par adjonction d'eau. Les suspensions ainsi réalisées étaient homogénéisées avec une canne de verre en vue d'un sous-échantillonnage.

Des fractions de 50 ml étaient observées à la loupe binoculaire (grossissement X 12) et les oligochètes extraits à la pince au cours de 2 passages. Cette procédure a parfois été conservée par la suite car elle s'avère très pratique.

Lorsque le refus du dernier tamis se révélait trop important pour permettre l'obtention d'une suspension, un deuxième procédé était utilisé.

Deuxième procédé.

Le refus du tamis était d'abord homogénéisé, à l'aide d'une douchette sous faible courant d'eau, de façon à répartir le sédiment en une couche d'égale épaisseur sur toute la toile du tamis. La couche de sédiment était laissée à égoutter pendant au moins une heure.

Il était ensuite procédé à des microcarottages dans le résidu à l'aide de petites boîtes carrées de 2 cm de côté (surface : 4 cm²). Le sédiment récupéré dans ces boîtes était versé dans une coupelle remplie d'eau, et les oligochètes extraits à la pince au cours de 2 passages à la loupe binoculaire (grossissement X 12).

Connaissant la surface totale des tamis utilisés (707 cm²), il était possible de calculer la fraction de l'échantillon observée. En général, un total de 30 carottages, soit environ 1/6 du prélèvement, suffisait pour obtenir un lot de 120-130 exemplaires d'oligochètes.

II-2 Protocoles récents.

II-2.1 Echantillonnage dans les zones peu profondes (< 1m).

On réalise un échantillonnage différencié par grands types d'habitats sur chaque secteur d'étude ([12], WASSON et LAFONT, in CEMAGREF 1982a, [22]).

Cours d'eau.

Les différents substrats d'une station sont échantillonnés (cf. tab. 1). Mais seuls les substrats dominants (habitats 1, 2, 4, 5) ont fait l'objet de relevés quantitatifs : blocs, galets, graviers en courant rapide et en courant lent, sables, sédiments fins. Les autres habitats ont été retenus pour les études faunistiques et pour connaître le spectre de répartition des espèces au sein d'une mosaïque d'habitats.

Lacs.

Les sédiments lacustres peu profonds, et accessibles depuis les rives, sont échantillonnés à l'aide de mêmes appareils que dans les cours d'eau selon la nature des sédiments (fins ou grossiers).

Dans le cas de vases tourbeuses, riches en débris végétaux grossiers, l'utilisation d'un troubleau est recommandée, avec un procédé de récolte analogue à celui du râclage d'un sédiment (n°6 du tab. 1).

En effet, les oligochètes s'avèrent très difficiles à extraire de ce type de dépôt très riche en débris. Un râclage a l'avantage de prélever préférentiellement la couche de surface plus biogène mais moins encombrée de détritus, et l'inconvénient de n'être pas quantitatif et de n'échantillonner que la faune superficielle.

Milieux lagunaires peu profonds.

Une benne Ekman-Lenz munie d'un manche télescopique permettant de travailler jusqu'à 1,5-2 m de profondeur a été utilisée. Trois prélèvements à la benne par échantillon ont été réalisés, en ne conservant que les 8-10 cm superficiels du contenu de chaque benne.

Tableau 1. Protocole d'échantillonnage dans les cours d'eau et les pièces d'eau peu profondes, modifié d'après JUGET et LAFONT, 1982 [12].

Habitat prospecté	matériel utilisé	Nombre de prélèvements	Mode de prélèvement	Remarques
1 blocs-galets-graviers en courant rapide	filet de type Surber pourvu d'un manche (facultatif pour des substrats peu profonds), surface unitaire de : 100 à 400 cm ² ; maille : 0,160 mm	≥ 3	Laver les blocs et les pierres devant le filet, les éliminer puis râcler le substrat jusqu'à 10 cm de profondeur (maximum) avec un râteau carré ou une petite bêche, dont la lame atteint 10 cm de longueur ; recueillir le produit du râclage dans le filet.	- la maille de 0,160 mm est fragile (réparer à la colle cellulosique ou au vernis à ongles) - les invertébrés sont parfois abimés par le râclage - le manche dont est pourvu le filet permet de travailler jusqu'à 1 m de profondeur
2 blocs-galets-graviers en courant lent	une brosse type brosse à ongles ou à dents	≥ 1	Les pierres sont râclées à l'aide de la brosse au-dessus d'une cuvette remplie d'eau ; filtrer l'excédent d'eau sur tamis de 0,160 mm.	les invertébrés sont souvent abimés mais détérminables ; on peut râcler les pierres suivant une surface donnée ou estimer le volume de matériel récupéré après filtration.
4 sables	troubleau muni d'une lame à l'avant ; (maille de 0,160 mm) ou filet de type Surber	≥ 3	râcler en creusant le sable sur 10 cm de profondeur avec un râteau ; recueillir le produit du râclage dans le filet.	la surface échantillonnée est approximative si l'on utilise le troubleau.
5 sédiments fins peu profonds	- carottier Rofes et Savary (1981) 25 cm ² d'ouverture. - tubes en altuglass de 15 cm ² obturés à la main	≥ 3	prélever l'équivalent de 75 à 100 cm ² de sédiment, sur 8-10 cm d'épaisseur.	les tubes en altuglass présentent l'avantage d'être légers et maniables.
6 surface des sédiments fins	troubleau, maille 0,160 mm	≥ 1	Le troubleau est posé à la surface du sédiment et agité, recueil du trouble.	Surface évaluée approximativement ; prendre le volume de vase recueilli.
7 végétaux	filet Surber (mousses) troubleau (macrophytes)	≥ 1	Le troubleau est agité dans les herbiers	Surface connue pour les mousses ; macrophytes : estimer le volume de prélèvement recueilli.

II-2.2 Echantillonnage dans les zones profondes.

Dans les cours d'eau étudiés ici, les prélèvements provenant de secteurs profonds (fosses et lônes) sont peu nombreux. En général, une benne Friedinger ou une benne Ekman-Lenz ont été utilisées (2 bennes par échantillon).

Pour les milieux lacustres, à partir de -2 mètres de profondeur, le protocole utilisé figure dans le tableau 2.

<p>Benne Ekman-Lenz de 225 cm² d'ouverture, dont seule la tranche de 0 à 8-10 cm est conservée.</p>	<p>- Extraire de chaque benne 3 carottes d'au moins 15 cm² de surface à l'aide de tubes en plexiglas obturés avec la paume de la main ou un bouchon. Le reste de la benne est tamisé à 0,500 mm ou mieux à 0,315 mm sur le terrain.</p> <p>- Ou bien prélever 3 bennes par échantillon, stratifiées à 8-10 cm et conservées séparément.</p>	<p>9 à 12 carottes extraites de 3 à 4 bennes = 135 à 180 cm². Prélever les carottes au centre de la benne pour minimiser les risques d'erreur dus aux fuites sur les bords de la benne.</p>
--	--	--

Tableau 2 : Protocole d'échantillonnage dans les sédiments lacustres profonds (> 1,5 m de profondeur).

L'utilisation d'une benne nécessite certaines précautions. L'emploi d'un treuil, même pour des profondeurs faibles, est recommandé. Celui-ci permet une descente et une remontée de l'engin régulières, pour éviter d'accentuer la vague de front au contact du sédiment, et permet aussi de minimiser les pertes de vase qui découleraient d'une remontée trop saccadée.

La procédure suivante a été utilisée pour la benne Ekman-Lenz :

- descente et remontée lentes et régulières ;
- sortir l'engin de l'eau en le tenant bien verticalement. Laisser égoutter lentement, ce qui a pour effet de tasser la vase ;
- stratifier le prélèvement à 8 ou 10 cm (cf. tab. 2) ;
- carotter le contenu de la benne, en se limitant à 3 carottes de 15 cm² pour une benne de 225 cm², au centre de la benne où les fuites sont les plus atténuées.

Le prélèvement est en fait constitué par les carottes, la benne ne servant qu'à ramener le sédiment du fond vers la surface. Cette procédure n'est pas toujours réalisable, en particulier si le sédiment est très compact. Les quantités de vase récoltées à la benne ne sont alors pas suffisantes pour assurer un carottage efficace. Dans ce cas, le contenu de la benne est conservé, et constitue le prélèvement.

II-2.3 Protocole de fixation et d'extraction.

Quelle que soit la nature des engins de prélèvement utilisés, le matériel prélevé est transporté dans des récipients présentant un volume suffisant (1 à 3l) tels que des bocaux en verre ou des boîtes en plastique.

La fixation s'effectue sur le terrain avec du formol à 30% pour obtenir une dilution finale de l'ordre de 5%. Il est nécessaire d'agiter le récipient contenant le prélèvement fixé pour assurer une bonne répartition du fixateur dans l'échantillon, en particulier si l'on a affaire à un sédiment très compact.

Coloration.

Une coloration peut être effectuée sur le prélèvement brut afin de faciliter ultérieurement le tri des oligochètes de petite taille.

La coloration est réalisée au laboratoire en ajoutant au prélèvement fixé une solution d'éosine aqueuse à 2% à raison de 100 ml par litre de matériel. La durée de la coloration peut être limitée à 15 mn; ce délai est suffisant pour colorer les oligochètes en rouge.

Cette technique n'est pas indispensable, mais elle peut s'avérer commode si elle est utilisée par des chercheurs encore peu familiarisés avec l'étude des oligochètes.

Tamissage.

Le tamissage des prélèvements s'effectue sur une colonne de 2 tamis. Le premier a une maille de 2 à 5 mm pour éliminer les grosses particules minérales et organiques. Il retient aussi des vers de grande taille, qu'il convient de retirer pour les joindre à la fraction finale de l'échantillon.

Le deuxième tamis sert à recueillir la fraction finale de l'échantillon contenant les oligochètes à extraire. Sa maille est préférentiellement de 0,16 mm, ou de 0,250 à 0,315 mm, maille maximale qu'il convient de ne pas dépasser.

Si l'utilisation d'une colonne de 2 tamis est indispensable dans tous les cas, le traitement des échantillons lors du tamissage diffère quelque peu selon leur nature.

1° Dans le cas des échantillons de texture grossière et sableuse ou hétérogène (limons mêlés de sables, de graviers et de pierres) : après s'être débarrassé de l'excès de liquide surnageant, coloré ou non et chargé de formaldéhyde, en le versant sur la colonne de 2 tamis, le prélèvement résiduel est transvasé dans une cuvette à bec, le substrat est agité modérément sous le jet d'une douchette pas trop puissante.

Lorsque la cuvette est pleine, l'eau surnageante est versée sur la colonne de tamis. Cette opération est répétée au moins une dizaine de fois. L'efficacité de cette technique est supérieure à 99% pour le nombre des individus recueillis. On se débarrasse alors du résidu de la cuvette formé de sédiment presque pur.

2° Pour les sédiments fins (vase, sables fins, limons).

On effectue un tamisage en eau courante à faible débit en procédant ainsi : après s'être débarrassé, comme dans le cas précédent, de l'excès de liquide surnageant, le sédiment est versé sur la colonne des 2 tamis. Ce sédiment est lavé sous le jet modéré d'une douchette pour éliminer par tamisage les particules minérales.

Les particules fines s'accumulent quelquefois dans le dernier tamis, en particulier si la maille de 0,160 mm est requise. Il convient alors d'empêcher le colmatage des mailles en tapotant d'une manière répétée le dessous du tamis pour désagréger mécaniquement les agrégats.

L'utilisation, avant tamisage, d'un agent défloculant (hexamétaphosphate de sodium par exemple) est recommandé dans le cas de vases très limoneuses (J. JUGET, com. pers.).

Extraction des oligochètes.

La plupart du temps, la densité des oligochètes, même dans un échantillon de surface réduite, est telle que l'on a recours à des techniques de sous-échantillonnage pour extraire les spécimens de vers.

A ce titre, le matériel, éventuellement demeuré sur le tamis de 2 ou 5 mm est extrait à vue à la pince et joint au résidu contenu dans le 2ème tamis de 0,160 mm (ou 0,250-0,315 mm) de vide de maille, qui subira un sous-échantillonnage.

Technique de sous-échantillonnage.

On utilise des cuves de sous-échantillonnage, conçues spécialement à cet effet et réalisées en plexiglas. Elles ont un format carré ou rectangulaire, sont peu profondes, et leur fond est compartimenté en cases carrées de surface égale ; chaque boîte est munie d'un couvercle étanche.

Une série de 4 boîtes comportant 12, 25, 49 ou 100 cases permet d'avoir toujours une dimension compatible avec le volume de matériel à examiner (WASSON et LAFONT, in CEMAGREF, 1982a).

Les dimensions de ces boîtes sont résumées dans le tableau 3.

Nombre de cases	Dimensions intérieures Lxlxh (mm)	Dimensions des cases Lxlxh (mm)	Volume des cases cm ³
12 (4x3)	180x135x50	42x42x12	21
25 (5x5)	200x200x40	36x36x10	13
49 (7x7)	245x245x50	33x33x10	11
100(10x10)	25x25x30	20x20x5	2

Tableau 3 : Dimensions des cuves de sous-échantillonnage.

Le refus du dernier tamis est versé dans la cuve choisie et on ajoute un peu d'eau, de sorte que le niveau de l'eau ne dépasse le niveau du quadrillage des cuves que de 5 mm environ au maximum. La cuve est fermée par son couvercle et agitée vigoureusement environ 50 fois pour homogénéiser la suspension. On laisse alors le matériel décanter pendant quelques minutes. Le contenu des cases est prélevé par aspiration à l'aide d'une pipette de 8 mm de diamètre, comportant une ampoule d'une contenance de 50 ml.

L'emplacement des fractions à examiner doit être choisi au hasard ; le tableau 4, qui donne une permutation au hasard des nombres de 1 à 99, peut être utilisé à cet effet.

26	71	08	37	33	63	01	24	92	16
81	28	62	84	89	13	50	22	68	65
61	29	41	77	52	60	32	82	99	39
15	69	80	42	56	78	30	38	88	59
04	12	94	09	17	21	51	83	57	23
54	98	91	19	03	05	20	55	86	02
11	93	47	06	07	48	45	31	72	18
74	79	43	34	46	27	25	97	67	73
85	96	75	87	58	10	70	40	95	44
53	14	66	64	36	76	35	49	90	

Tableau 4 : Permutation au hasard des nombres de 1 à 99.
(d'après WASSON et LAFONT, in CEMAGREF, 1982a).

Chaque fraction prélevée à l'aide de la pipette est examinée sous une loupe binoculaire au cours de 2 passages au grossissement moyen (x 12). Les oligochètes sont extraits à l'aide d'une pince fine. On examine ainsi des fractions successives pour obtenir un total d'environ 130 exemplaires.

Il arrive que les spécimens d'oligochètes se soient brisés lors des opérations précédentes (fixation, tamisage). Seuls les fragments correspondant à la partie antérieure des vers (prostomium + 10-12 segments) sont conservés et montés entre lame et lamelle, comme le préconisent HILTUNEN (1967) et SIMPSON et al. (1986).

Dans le cas particulier des Naididae en cours de bourgeonnement, je n'ai systématiquement dénombré et monté que les individus souches, c'est-à-dire les individus possédant une partie antérieure complètement formée (6 premiers segments complètement formés avec leur assortiment de soies ventrales entièrement constitué).

Pour chaque prélèvement, on calcule à partir du total des fractions sous-échantillonnées l'estimation du nombre total N d'individus dans le prélèvement par simple règle de trois. A partir de ce nombre N, on estime la densité des vers pour 0,1 m² en fonction de la surface unitaire du prélèvement. En opérant avec soin, la technique de sous-échantillonnage retenue ici donne une erreur relative

maximale de 12% sur l'estimation des effectifs pour 0,1 m² (P = 0,05, [20]). A ce titre, ROSILLON (1987) obtient des résultats similaires en utilisant une procédure de sous-échantillonnage voisine (erreur moyenne = 11%) ; de plus l'erreur sur l'estimation des effectifs/échantillon s'avère < 10% lorsque les effectifs sont très élevés.

II-2.4 Montage des spécimens d'oligochètes.

II-2.4.1. Milieux de montage.

Les individus récoltés dans un échantillon doivent être préparés en vue d'un examen microscopique pour leur détermination. Les techniques de préparation ont été exposées en détail dans un précédent travail [13].

En principe, pour des examens de routine dans le cas de travaux appliqués, il est préférable d'utiliser des milieux de montage miscibles à l'eau, bon marché, non toxiques et faciles à préparer en grande quantité. Les oligochètes peuvent être montés entre lame et lamelle dans les milieux suivants :

- sirop d'Apathy :

composition : - gomme arabique 1 g
 - saccharose 1 g
 - eau distillée 1 ml

- 1 à 2% de formaldéhyde pur pour éviter les moisissures.

Ce milieu de montage a l'avantage de durcir, peut servir de lut, et éclaircit bien les Naididae ; cependant les préparations perdent en netteté lorsqu'elles vieillissent.

- Sirop de lévulose :

composition : - lévulose 1 volume
 - eau 1 volume

- laisser 24 heures à l'étuve à 50°C. Rajouter le cas échéant quelques gouttes d'acide lactique pur.

Le sirop de lévulose éclaircit mieux que la glycérine. Lutées, les préparations se conservent bien. Ce milieu de montage est en particulier excellent pour les formes fragiles comme les Naididae, dont il conserve correctement les traits anatomiques.

- Lactophénol d'Amman :

composition : - acide phénique pur 1 g
 - acide lactique pur 1 g
 - glycérine 2 g
 - eau distillée 1 ml.

Ce milieu, que l'on peut trouver dans le commerce déjà préparé, éclaircit très bien. Les montages, chauffés à 80°C et lutés, se conservent bien. Cependant les vapeurs nocives de phénol peuvent en limiter l'emploi.

- Glycérine :

Les préparations doivent être chauffées à 80°C et lutées pour la conservation. Le pouvoir éclaircissant de la glycérine est correct, en particulier pour les Naididae.

- Glycérine (ou sirop de lévulose) + acide lactique pur (ou acide acétique pur) :

composition : - glycérine (ou sirop de lévulose) ... 1 volume
 - acide lactique (ou acide acétique) .. 1 volume

Les montages sont à chauffer à 80°C sauf si le sirop de lévulose remplace la glycérine ; dans ce cas, l'opération n'est plus indispensable.

Avec l'acide lactique, des bulles d'air peuvent se former entre lame et lamelle, mais disparaissent après un second chauffage. Les préparations doivent être lutées si l'on désire constituer une collection.

- Milieu de Berlèse :

Ce milieu est excellent pour observer les soies et les gaines de pénis. Il présente l'avantage de durcir, d'où l'inutilité du lut, mais il a tendance à se rétracter en séchant et cristallise parfois. A cela, il faut ajouter des vapeurs d'acide chlorhydrique peu importantes mais toujours désagréables.

Un certain nombre de milieux miscibles à l'eau se trouvent dans le commerce :

- "Water Mounting Medium" de Gurr.

Il nécessite un chauffage à 80°C des préparations et il durcit sans cristalliser. L'éclaircissement des montages est bon, les soies sont faciles à observer, mais les parties molles (appareil efférent mâle en particulier) ne sont pas toujours apparentes.

- "Aquamount" de Gurr.

Mêmes observations que précédemment. Ce milieu, très gélatineux, a tendance à se rétracter en durcissant.

- Polyvinyl lactophénol (BRINKHURST, 1971).

Ce milieu de montage est bien connu des entomologistes. De préférence, préparer les pièces à monter comme suit pour les individus fixés au formol :

- lavage des pièces à l'eau distillée pendant 24 heures (5 ou 6 bains) ; après ce lavage, si on désire effectuer des coupes histologiques et des colorations, les spécimens de vers peuvent être fixés au liquide de Bouin (GELDER, com. pers.) ;
- passer à l'alcool à 75° ;
- montage dans le polyvinyl lactophénol. Ce milieu éclaircit correctement les parties dures (soies, gaines péniennes), mais les parties molles (appareil efférent ♂), sont difficiles à distinguer et des vapeurs de phénol se dégagent.

Tous les milieux de montage décrits ci-dessus sont d'un emploi aisé et peuvent servir aussi bien pour des déterminations de routine en série que pour constituer une collection durable.

Toutefois, pour disposer de collections d'excellente qualité, je conseille le protocole suivant qui peut être utilisé pour des exemplaires de référence (M. LODEN, com. pers.) :

- pièces fixées au formol : laver à l'eau distillée pendant 24 heures (5 ou 6 bains) ;
 - passer dans plusieurs bains d'alcool : 10% - 35% - 50% - 70% - 95% - 100% ;
 - passer dans le salicylate de méthyle (1 bain) ; le salicylate de méthyle éclaircit les exemplaires d'oligochètes, mais son inhalation est toxique (travailler sous une hotte) ;
 - montage au baume du Canada. Les préparations peuvent être reprises au toluène et incluses à la paraffine, si l'on veut effectuer des coupes histologiques. Le salicylate de méthyle peut être remplacé par du benzoate de méthyle ou de la créosote qui peut servir de milieu de montage non durcissant.
- Au baume du Canada peut être substitué de l'essence de clous de girofles, milieu très éclaircissant (PFANNKUCHE, 1980a) mais malheureusement non durcissant et très cher.
- Diverses colorations peuvent être utilisées pour mettre en évidence certains caractères morphologiques ou anatomiques :
- éosine aqueuse ;

- vert de méthyle ;
- carmin chlorhydrique alcoolique ;
- bleu alcyan ;
- hématoxyline ;
- orcéïne ...

En conclusion le milieu le plus couramment utilisé ici est le mélange à base de glycérine ou de sirop de lévulose et d'acide lactique. La procédure la plus simple consiste à ne pas préparer le mélange avant usage : on peut se contenter de déposer sur la lame une ou plusieurs gouttes de sirop ou de glycérine, puis le même volume d'acide lactique.

II-2.4.2 Montage des spécimens.

Les oligochètes doivent être déposés sur la lame dans le milieu de montage si possible en position latérale pour observer sur le même champ les faisceaux de soies dorsaux et ventraux. Les exemplaires sont regroupés en fonction de leur taille à raison de 8 à 25 spécimens par lame.

Il est préférable de prévoir des lames séparées pour les gros et les petits exemplaires.

Les préparations sont observées à l'aide d'un microscope, équipé si possible d'un contraste de phase, et permettant un grossissement de x600 à x1500. Ce dernier grossissement est facultatif pour les observations de routine.

II-2.4.3 Dissections.

Dans certains cas, un examen systématique approfondi a nécessité d'opérer une dissection des segments génitaux d'oligochètes sexuellement mûrs.

La procédure est la suivante : l'exemplaire est disposé ventralement dans un peu d'eau, sur une coupelle au fond tapissé de pâte à modeler. L'animal est épinglé avec des minuties. Une incision dorsale et médiane des segments génitaux est opérée sous une loupe binoculaire. Les deux moitiés de segments sont ensuite séparées du reste du corps, et l'appareil digestif est délicatement retiré au fort grossissement de la loupe, à l'aide de minuties.

On obtient en principe deux moitiés de segments ne renfermant que le tractus génital et les téguments. Ces moitiés sont montées soigneusement entre lame et lamelle, tégument face à la lame, dans une fine goutte de sirop de lévulose sans adjonction d'acide lactique.

II-3 Discussion - conclusion.

L'effort de standardisation des techniques de prélèvement du benthos se heurte aux nombreuses contraintes dues aussi bien à l'hétérogénéité des sédiments qu'à la diversité des objectifs de recherche. L'appareil universel n'existe pas et de surcroît les engins les plus sophistiqués se trouvent souvent réduits à l'état de prototypes. Les plus simples (type Surber) s'avèrent souvent les plus polyvalents [12].

II-3.1 Prélèvements.

Les avantages et les inconvénients inhérents à l'utilisation des engins de prélèvements ont été discutés dans un précédent travail [12].

On peut rappeler ici brièvement que les filets dérivés du type Surber sont limités aux eaux peu profondes (inférieures à 1 m). Le troubleau ne permet que la récolte d'échantillons semi-quantitatifs. L'utilisation d'un carottier peut provoquer le tassement et l'altération du sédiment au cours du carottage, en particulier avec l'emploi d'engins de faible section ($< 10 \text{ cm}^2$).

Mais les engins de loin les plus critiqués appartiennent à la famille des bennes. En effet, celles-ci sont sensibles à la compacité des sédiments, et l'échantillonnage est souvent biaisé par la vague de front provoquée par la descente de l'engin. De plus leur étanchéité est souvent imparfaite. Toutefois, s'il est vrai que les densités d'oligochètes sont probablement sous-estimées (GIANI, 1974), les deux types d'engins employés ici (benne Friedinger et Ekman-Lenz) se sont révélés tout à fait appropriés à la récolte de formes d'oligochètes de petite taille comme les Naididae [11].

Enfin, le choix de 3 prélèvements par échantillon dans un habitat donné répond à des impératifs de simplification des procédures de récolte sur le terrain. Il s'agit là apparemment d'un échantillonnage minimum suffisant pour obtenir une estimation sûre des effectifs (CANTON et CHADWICK, 1988) : l'inconvénient majeur réside dans un risque d'incertitude sur le nombre d'espèces. Toutefois, comparé aux données de la littérature, mes listes faunistiques n'apparaissent pas particulièrement appauvries (cf. § IV). De plus, lorsque deux habitats sont pris en considération sur la même station (sédiments fins et sédiments grossiers en courant lent par exemple), les listes faunistiques sont établies à partir de 6 prélèvements, nombre préconisé par CANTON et CHADWICK (1988).

II-3.2 Tamisage des échantillons.

Le problème du choix d'une maille de tamis adéquat est épineux, les solutions controversées. De nombreuses tailles de pores sont proposées dans la littérature (voir notamment NALEPA et ROBERTSON, 1981).

La maille de tamis doit être adaptée à l'objectif recherché. L'étude du macrobenthos nécessite l'utilisation d'une trame de 0,500 à 0,600 mm ; celle du méiobenthos, une trame de 0,080 mm au minimum ; celle du microbenthos, des mailles inférieures à 0,080 mm.

Mais les oligochètes peuvent, au cours de leur cycle vital, appartenir aussi bien au macro- au méio- qu'au microbenthos. De plus, des relevés faunistiques tamisés à 0,500 ou 0,630 mm et dont j'avais examiné les oligochètes (cf. § IV), m'avaient amené à la conclusion que le nombre d'espèces recensées apparaissait insuffisant pour les objectifs assignés.

En particulier, des indices de qualité biologique ne pouvaient s'appuyer que sur la prise en considération de 20-25 espèces. Les relevés faunistiques se trouvaient ainsi amputés de plus de 50% des espèces, comparativement à des prélèvements tamisés avec une maille plus faible.

J'ai en conséquence choisi une maille qui soit un compromis entre la récolte de formes de petite taille et l'obtention d'un résidu qui ne soit pas trop volumineux ou encombré de débris, et permette une extraction des individus à la loupe binoculaire sans trop de difficultés.

Dans un souci pratique, j'ai retenu la série de tamis AFNOR, dont la maille est en progression géométrique $\sqrt[10]{10}$. Au cours des premières étapes de cette étude, un tamis de 0,315 mm a été utilisé. Mais il s'est avéré qu'il laissait filtrer certains petits Naididae.

Une maille de 0,250 mm, identique à celle des filets de type Surber utilisés au CEMAGREF, a été envisagée. Seules des espèces telles que Chaetogaster diastrophus et Amphichaeta leydigii traversent une toile de 0,250 mm d'après ce qui est apparu lors du traitement d'échantillons de vase provenant du lac de Clairvaux (lac jurassien).

En fin de compte, j'ai opté pour une maille de 0,160 mm, qui me semblait réaliser un compromis acceptable entre la rétention des petites espèces et l'obtention d'un résidu relativement peu conséquent.

Un autre aspect du problème, pas toujours évoqué dans la littérature, provient des modalités de tamisage sous courant d'eau. Un tamisage trop énergique risque d'entraîner des pertes importantes de matériel. De même il convient de souligner, comme NALEPA et ROBERTSON (1981), que le tamisage de prélèvements fixés permet d'éviter la fuite active des oligochètes vivants à travers les mailles.

Pour cela, dans la mesure du possible, les tamisages sur le terrain ont été évités ou effectués délicatement avec une maille inférieure à celle utilisée au laboratoire.

La fixation au formaldéhyde, qui a pour effet d'entraîner une rétraction du corps dans le sens d'un accroissement du diamètre moyen des individus et une tendance à l'enroulement des oligochètes sur eux-mêmes, minimise les pertes par tamisage.

Il a d'ailleurs été démontré que pour certains organismes, comme les Cyclopoïdes (crustacés, Entomostracés), l'efficacité du tamisage était fonction de leur diamètre apparent et non de leur longueur (URIBE-ZAMORA, 1975).

II-3.3 Extraction et tri des oligochètes.

A l'instar des techniques de prélèvement, il n'existe pas de système efficace à 100%. Les méthodes les plus efficaces, et qui semblent obtenir le maximum de suffrages, font appel à des techniques complémentaires, coloration + lévigation + tamisage + sous-échantillonnage.

Des techniques de flottation dans un liquide dense ont été proposées par divers auteurs, dont KAJAK et al. (1968), LAPCHIN et INGOUF-LE-THIEC (1977), SCHWINGHAMER (1981), BARMUTA (1984)

J'ai envisagé d'utiliser de telles techniques. Mais, d'une part, divers utilisateurs sont très critiques sur la validité des méthodes de flottation (LAPCHIN et INGOUF-LE-THIEC, 1977). D'autre part, certains inconvénients apparaissaient à priori. Par exemple, la flottation au saccharose se révèle plus efficace sur matériel frais (KAJAK et al., 1968, CEMAGREF, 1987b), ce qui alourdit très sensiblement les manipulations sur le terrain.

Une flottation permet d'obtenir un résidu peu abondant, mais un tamisage peut apporter le même résultat sur des sédiments fins.

L'inconvénient majeur des techniques de flottation réside dans leur manque d'efficacité vis-à-vis des oligochètes (LAPCHIN et INGOUF-LE-THIEC, 1977 ; ROSILLON, 1987). Dans ces conditions, le tamisage et l'observation du sédiment non flotté sont obligatoires, ce qui a pour effet de doubler le travail d'extraction.

La flottation n'est en fait rien d'autre qu'une technique d'extraction et non de tri des organismes, équivalente à un tamisage efficace. C'est pour cela que j'ai surtout cherché à améliorer les techniques de tamisage pour obtenir un résidu peu abondant, en ajoutant par exemple un liquide défloculant, comme l'hexaméta-phosphate de sodium, qui facilite l'élimination des argiles et des limons.

II-3.4 Choix du nombre des individus à examiner.

Considérons un échantillon supposé représentatif des peuplements d'oligochètes extrait d'un habitat donné. Soit a (en %) la fréquence réelle d'une espèce A dans l'échantillon, n le nombre d'individus constituant un sous-échantillon tiré au hasard dans cet échantillon, et x le nombre d'individus de l'espèce A trouvés après examen dans le sous-échantillon.

Le tableau 5, calculé à partir de la loi de POISSON donne, en fonction des valeurs de n et a , la probabilité de $P(x = 0)$, c'est-à-dire la probabilité que le sous-échantillon contienne au moins un individu de l'espèce A .

BOURNAUD (1980) suggère d'employer pour les espèces des classes d'abondance-dominance en adoptant la nomenclature suivante :

$a > 5\%$	espèce dominante
$2\% < a < 5\%$	- subdominante
$1\% < a < 2\%$	- résidante
$a < 1\%$	- subrésidante.

D'après le tableau 5, on constate que pour un sous-échantillon de 150 à 200 individus, on a une probabilité $P > 0,95$ de trouver les espèces dominantes et subdominantes, et une probabilité comprise entre 0,78 et 0,86 pour les espèces résidentes ; c'est-à-dire qu'avec un tel sous-échantillon on trouvera au moins les $3/4$ des espèces représentant 1% du peuplement dans l'échantillon extrait d'un habitat.

n \ a	5 %	3 %	2 %	1 %	0,5 %	0,1 %
50	0,92	0,78	0,63	0,39	0,10	< 0,10
70	0,97	0,86	0,75	0,50	0,30	< 0,10
90	0,99	0,92	0,80	0,60	0,35	< 0,10
100	0,99	0,95	0,86	0,63	0,39	0,10
120	> 0,99	0,97	0,91	0,70	0,45	0,11
130		0,98	0,93	0,73	0,48	0,12
150		0,99	0,95	0,78	0,53	0,15
200		> 0,99	0,98	0,86	0,63	0,18
300			> 0,99	0,95	0,78	0,26
400				0,98	0,86	0,33
500				> 0,99	0,92	0,40
600					0,95	0,45

Tableau 5 : Probabilité ($P_x \neq 0$) de trouver dans un sous-échantillon de n individus au moins un individu d'une espèce A représentant $a\%$ du peuplement d'un échantillon (d'après la Loi de POISSON).

D'après WASSON et LAFONT, in CEMAGREF (1982a).

Un sous-échantillon de 100 individus permet de récolter les espèces dominantes avec une probabilité $> 0,95$. Seules les espèces subrésidentes risquent d'être absentes du sous-échantillon ($P < 0,39$).

L'observation de 100 individus semble un minimum si l'on veut assurer simultanément la récolte des formes dominantes pour apprécier la qualité biologique d'un milieu, et la récolte de quelques espèces présentant un intérêt faunistique.

L'observation de 50 individus serait suffisante pour garantir le recensement des espèces dominantes ($P = 0,92$), et un effectif de 150 à 200 individus serait incompatible avec une utilisation pratique.

J'ai opté pour un sous-échantillon de 120-130 vers qui me semblait réaliser un compromis acceptable (Tab. 5).

Chapitre III - MISE AU POINT DE SYSTEMATIQUE.

SOMMAIRE.

III.1 Introduction.

III.2 Famille des Naididae.

- III.2.1 Pseudochaetogaster longemeri, LAFONT, 1981.
- III.2.2 Chaetogaster parvus, POINTNER, 1914.
- III.2.3 Remarques générales sur la sous-famille des Chaetogastrinae.
- III.2.4 Cas des genres Pristina et Pristinella.

III.3 Famille des Tubificidae.

- III.3.1 Haber turquini (JUGET et LAFONT, 1979), et Quistadrilus multisetosus (SMITH, 1900).
- III.3.2 Potamothrix heuscheri (BRETSCHER, 1900).
- III.3.3 Psammoryctides moravicus (HRABE, 1934).
- III.3.4 Cas du genre Limnodrilus.
 - III.3.4.1 Premier cas.
 - III.3.4.2 Deuxième cas.
 - III.3.4.3 Troisième cas.
 - III.3.4.4 Conclusion sur le genre Limnodrilus.

III.4 Famille des Lumbriculidae.

III.5 Conclusion.

CHAPITRE III - MISES AU POINT DE SYSTEMATIQUE.

III-1 Introduction.

Je me suis principalement attaché à déterminer le matériel dont je disposais et à mettre au point des méthodes d'observation simples et utilisables en routine ([13] et § II).

Dans certains cas, du fait de l'absence de descriptions complètes dans la littérature, il a été nécessaire de décrire des formes nouvelles [6], [7], ou d'apporter des compléments d'information sur des taxons déjà décrits [6], [8], [10], [16].

Ces publications sont regroupées dans l'annexe V.

L'ensemble de ces études a débouché, dans un premier temps, sur la parution d'une clé d'initiation à la systématique des oligochètes aquatiques [13].

L'élaboration d'une clé des espèces de la faune de France est projetée à moyen terme, et sortirait du cadre de ce mémoire.

La nomenclature des genres et espèces se réfère à l'ouvrage *Nomenclatura Oligochaetologica* (REYNOLDS et COOK, 1976-1981).

III-2 Famille des Naididae.

III-2.1 Pseudochaetogaster longemeri, LAFONT, 1981.

Au cours d'une étude effectuée sur les lacs de Gérardmer et de Longemer (CEMAGREF, 1979, [11]), un petit Naididae vivant dans les sédiments sublittoraux (-5 m) a été découvert [7], et le nom de Pseudochaetogaster longemeri lui a été attribué. Les raisons qui ont justifié la création d'un genre nouveau sont exposées dans le travail cité (p. 31 et 32), cf. annexe V.

Discussion.

La création de ce genre nouveau n'a pas été reconnue par certains auteurs.

HILTUNEN et KLEMM (1980) découvrent, dans les Grands Lacs Nord-Américains, un petit Naididae pourvu de soies ventrales et dorsales, "few specimens that resemble C. diastrophus except that they bear not only the normal compliment of ventral chaetae, but also opposing dorsal chaetae ; the latter features being incongruous with the definition of the genus". Aucune illustration n'est jointe au texte.

En fait, les deux auteurs n'affirment pas formellement que C. diastrophus possède des soies dorsales.

BRINKHURST et KATHMAN (1983) découvrent des exemplaires semblables dans le lac Washington, et affirment que la découverte par HILTUNEN et KLEMM d'individus de C. diastrophus pourvus de crochets dorsaux ne justifie pas la création d'un genre nouveau sur la base de ce seul caractère.

Ces deux auteurs ne fournissent pas d'iconographie pour appuyer leur assertion. Mais dans le supplément du catalogue des espèces d'oligochètes du monde, BRINKHURST et WETZEL (1984) se contentent de signaler l'anomalie que représentent des soies dorsales chez le genre Chaetogaster, et de relever que cette anomalie est la raison même qui a poussé LAFONT (1981a) à créer un genre nouveau.

J'ai eu l'occasion d'examiner, grâce à l'obligeance du Dr R.O. BRINKHURST, des exemplaires de ce Naididae surprenant, provenant du lac de Washington.

La forme, l'implantation et la taille des soies somatiques correspondent tout à fait à celles de mes exemplaires vosgiens. Malheureusement, les préparations que j'avais reçues étaient en mauvais état, car le matériel était trop éclairci, voire dissous par le liquide de montage. Je n'ai donc pu observer l'anatomie interne des spécimens.

En fait, notre connaissance de la systématique et de la phylogénie des Naididae est entravée par le fait que les soies somatiques forment souvent le seul critère de détermination disponible, les individus sexués étant, la plupart du temps, très rares.

BOUCHE (1976) a raison de souligner que la morphologie ne peut être regardée comme seule source d'informations : "la signification biologique des entités appelées provisoirement espèces, les caractères physiologiques, génétiques, caryologiques, immunologiques, etc, et ... l'écologie et la chorologie, concourent à une meilleure interprétation".

Ce même auteur fait également remarquer que les critères morphologiques sont commodes pour classer les oligochètes, mais ils n'ont que rarement un sens phylogénique, biologique ou écologique.

Partant de ces observations, les principaux caractères anatomiques et biologiques correspondant à P. longemeri et C. diastrophus font l'objet du tableau 6, qui servira de base à la discussion. Les figures 1 et 2 constituent une illustration de ce tableau.

Pour C. diastrophus, la description de caractères anatomiques et écologiques provient de la littérature (MARCUS, 1943, SPERBER, 1948, 1950, BRINKHURST et JAMIESON, 1971), et de mes observations personnelles (fig. 1).

Un seul exemplaire de C. diastrophus à l'état de maturité sexuelle est recensé dans ma collection. Il provient de la rivière Dore (affluent de l'Allier, bassin de la Loire), de sables légèrement pollués (octobre 1985).

Les soies péniennes sont au nombre de 5 dans le faisceau gauche et de 4 dans le faisceau droit (fig. 1). Leur longueur varie de 30 à 35 μm , pour 2 μm d'épaisseur et elles sont disposées en éventail. Les soies sont rectilignes et, sur notre exemplaire, leur extrémité est légèrement bidentée (visible à l'objectif à immersion).

Les faisceaux de soies somatiques (segment VI) étaient encore présents ventralement, ce qui tendrait à démontrer que cet exemplaire venait juste d'atteindre sa maturité sexuelle.

En ce qui concerne P. longemeri, j'ai également ajouté quelques compléments de description. En particulier une coupe histologique longitudinale de cette espèce a été réalisée par M. A. PROPPER de l'Université de Besançon. Cette coupe visait principalement à observer le tube digestif (fig. 2). Elle a permis la mise en évidence des cellules pédonculées se projetant dans la lumière de l'estomac, structure déjà signalée dans la description originelle [7].

Un autre massif de cellules en forme de massues de 20-40 µm de longueur, à gros noyaux, se projetant dans la lumière de l'intestin, a été mis en évidence : masqué partiellement par le bol alimentaire, ce massif avait été également mentionné dans la description originale.

Celui-ci s'apparenterait aux "vilosidades cardiacas" de Nais pardalis, (MARCUS, 1943), et surtout aux cellules intestinales de C. diastrophus (SPERBER, 1948, p. 30).

La signification anatomique et le rôle physiologique de ces masses cellulaires ne sont pas connus avec certitude. STEPHENSON (1911, 1918, in SPERBER, 1948), reconnaît que certaines cellules du gésier ("crop") de C. langi et C. limnaei bengalensis sont plus grandes et se projettent dans la lumière du tube digestif d'une manière amoéboïde, suggérant une digestion intra-cellulaire, comme chez Hydra (in SPERBER, 1948, p. 29).

En conclusion, certains traits communs rapprochent C. diastrophus et P. longemeri (tab. 6) : taille des individus, forme générale du corps, morphologie et taille des crochets somatiques, nombre de métamères, épiderme pourvu de papilles, massif de cellules se projetant dans la lumière de l'intestin, forme des soies péniennes.

Certains caractères éloignent les deux genres, mais nécessitent des compléments sérieux d'information : absence de cils tactiles chez P. longemeri, nombre de crochets par faisceau (soies somatiques et génitales), taille des crochets péniens, massif de cellules se projetant dans la lumière de l'estomac (absent chez C. diastrophus), nombre de segments précédant la zone de bourgeonnement constant chez P. longemeri, régime alimentaire et répartition dans les eaux douces différents pour les 2 formes.

Un caractère éloigne fondamentalement les deux genres : l'absence de soies dorsales chez Chaetogaster.

Dans l'immédiat, il paraît donc plus logique de maintenir le genre Pseudochaetogaster par commodité de classification. Mais l'existence de ce curieux Naididae pose toutefois le problème de la phylogénie des Chaetogastrinae, ainsi que celui de la révision systématique de cette sous-famille.

III-2.2 Chaetogaster parvus, POINTNER, 1914.

Ce Naididae, décrit en 1914 par POINTNER dans le lac de Lünz, était jusqu'ici considéré comme synonyme de C. langi (SPERBER, 1948, 1950, BRINKHURST et JAMIESON, 1971).

Caractères anatomiques et biologiques	<i>Pseudochaetogaster longemeri</i>	<i>Chaetogaster diastrophus</i>
longueur en mm (matériel fixé)	0,28 - 1	2 mm
largeur en mm (matériel fixé)	0,08 - 0,25	0,10
nombre de métamères	9 - 15	10 - 16
prostomium cils tactiles	individualisé non observés	individualisé présents
épiderme	pourvu de papilles	pourvu de papilles
crochets ventraux (métamère II)	90 à 110 µm de long ; épaisseur : 2 µm 6 (rarement 5) par faisceau.	70 à 112 µm de long ; 4 à 8 par faisceau.
crochets ventraux (métamères III à V)	absents	absents
crochets ventraux (métamères VI à n)	40 à 70 µm de long ; 1,5 µm d'épaisseur ; 3(2) crochets par faisceau	42 à 81 µm de long ; 3 à 7 par faisceau
crochets dorsaux	présents à partir du métamère VI ; 40 à 70 µm de long pour 1,5 µm d'épaisseur ; 2(1) crochets par faisceau	toujours absents 40 - 50
soies péniennes	3 crochets bifides dans chaque faisceau ventral du segment VI ; 40 à 50 µm de long pour 2,5 µm d'épaisseur 1 exemplaire observé	4 et 5 crochets bifides dans chaque faisceau ventral du segment VI ; 30 à 35 µm de long pour 2 µm d'épaisseur. 1 exemplaire observé.
tube digestif :	cellules en "cannes de golf" se projetant dans la lumière de l'entrée de l'estomac (VI) ----- massif de cellules pédonculées de grande taille à l'entrée de l'intestin (fig. II).	non signalées. ----- signalées (SPERBER, 1948 ; p. 30)
paratomie : n = nombre de segments de l'individu mère.	n = 10, plus rarement 9 (9% des individus).	n = 8 à 10
contenus stomacaux	vase, débris organiques, frustules de Diatomées peu abondants.	Diatomées, algues filamenteuses.
Répartition	Espèce connue dans les lacs pour l'instant. France = lacs de Gérardmer et Longemer à 660-750 m d'altitude (Vosges), à -5 m de profondeur, lac Vert (Pyrénées) à 2100 m d'altitude, vers -3 m de profondeur. - Grands Lacs et lac Washington (U.S.A.), Seattle, mars 1982, Mercer Island.	Cosmopolite. Lacs, cours d'eau, étangs, répartition mondiale.

Tableau 6 : Description des principaux caractères anatomiques et biologiques de *P. longemeri* et *C. diastrophus*.

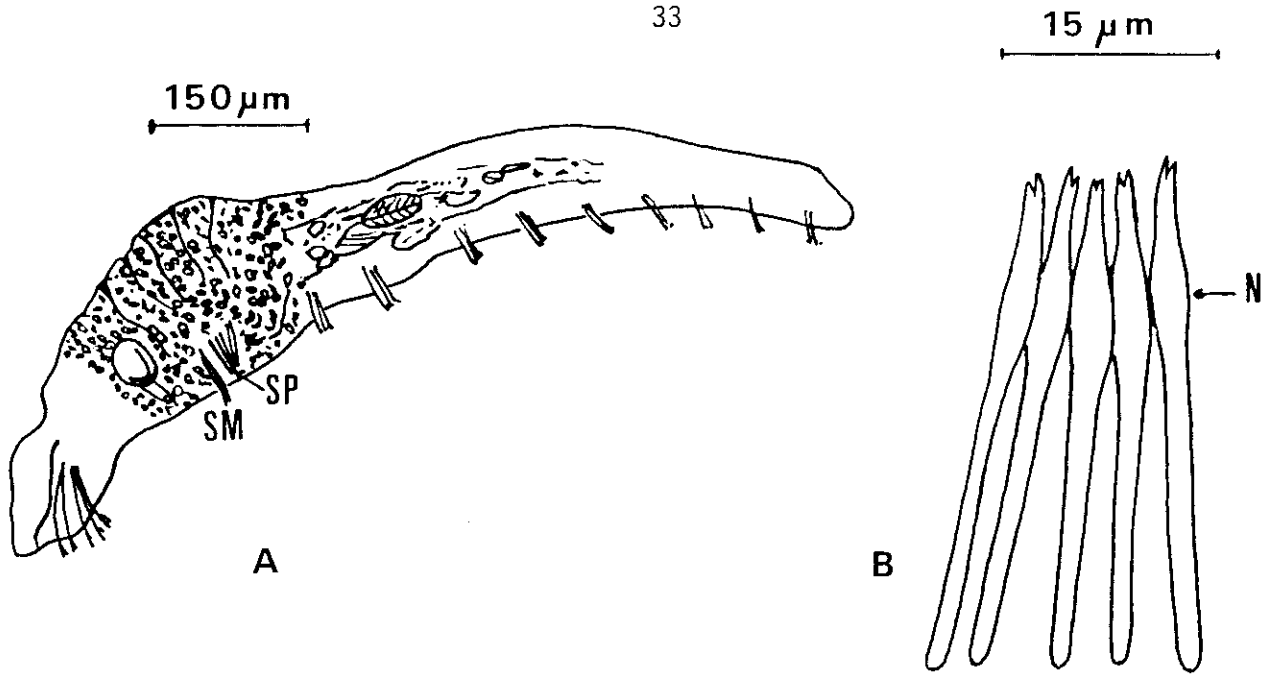


Figure 1 : Exemple sexuellement mûr de Chaetogaster diastrophus ;
 A : animal entier, SM : soies somatiques, SP : soies péniennes ;
 B : faisceau gauche de soies péniennes (segment VI), N : nodulus.

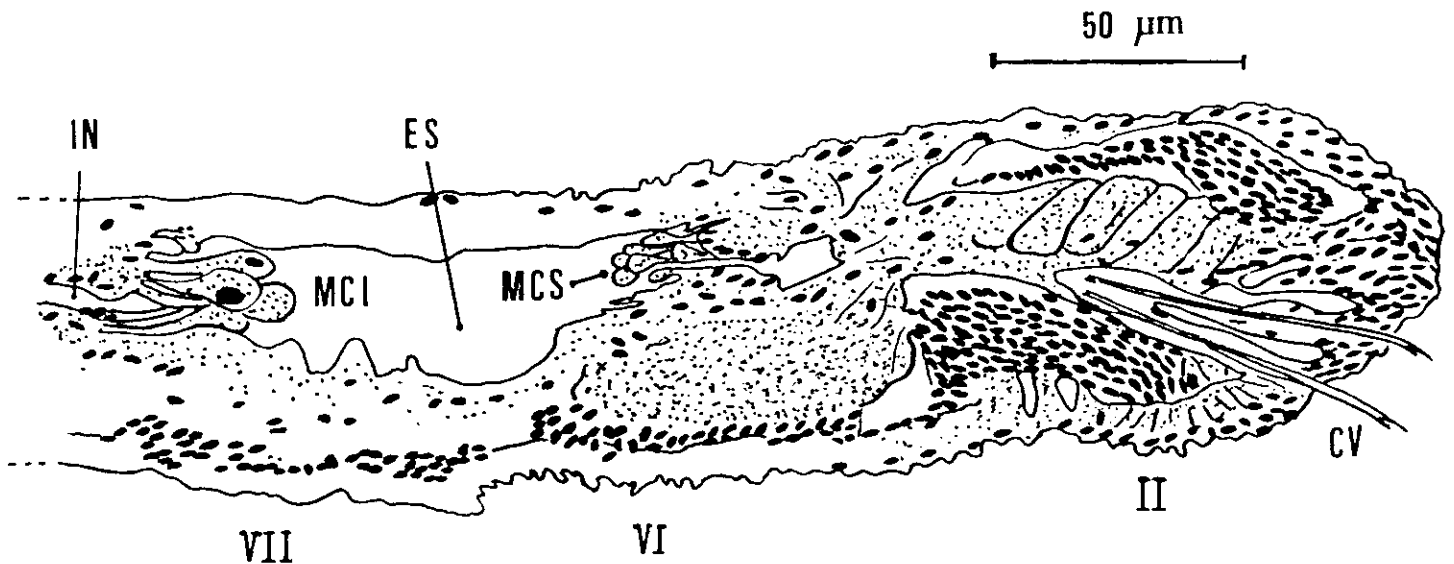


Figure 2 : Coupe longitudinale de Pseudochaetogaster longemeri ;
 CV : crochets ventraux (segment II) ; MCS : massif cellulaire stomacal ;
 ES : estomac ; MCI : massif cellulaire intestinal ; IN : intestin ;
 II, VI, VII : métamères antérieurs.

La découverte de spécimens de C. parvus dans la Seine, et la confrontation de leurs principales caractéristiques morphologiques et anatomiques à celles que décrivent plusieurs auteurs (POINTNER, 1914, MARCUS, 1943, JUGET, 1967a), m'ont conduit à considérer que C. parvus est une bonne espèce, la synonymie avec C. langi n'ayant plus de raison d'être [8]. RODRIGUEZ (1986) se range d'ailleurs à cette opinion compte-tenu de l'absence d'une révision du genre Chaetogaster.

La description de C. parvus est jointe dans l'annexe I.

III-2.3 Remarques générales sur la sous-famille des Chaetogastrinae.

La sous-famille des Chaetogastrinae, créée par SPERBER (1948) comprendrait actuellement les genres et espèces suivants (3 genres, 14 espèces) :

<u>Chaetogaster</u>	<u>crystallinus</u>	VEJDOVSKY, 1883 ;
	<u>diaphanus</u>	(GRUITHUISEN, 1828) ;
	<u>diastrophus</u>	(GRUITHUISEN, 1828) ;
	<u>diversisetosus</u>	SPORKA, 1983 ;
	<u>krasnopolskiae</u>	LASTOCKIN, 1937 ;
	<u>langi</u>	BRESTCHER, 1896 ;
	<u>limnaei</u>	VON BAER, 1827 ;
	<u>parvus</u>	POINTNER, 1914 ;
	<u>setosus</u>	SVETLOV, 1925 ;
	<u>Amphichaeta</u>	<u>americana</u>
<u>leydigii</u>		TAUBER, 1879 ;
<u>raptizae</u>		(CHAPMAN, 1981) ;
<u>Pseudochaetogaster</u>	<u>sannio</u>	KALLSTENIUS, 1892 ;
	<u>longemeri</u>	LAFONT, 1981.

La création du genre Pseudochaetogaster est critiquée par certains auteurs (BRINKHURST et KATHMAN, 1983) si elle est établie sur la base de la présence des soies dorsales.

A l'inverse, C. krasnopolskiae est une espèce bien acceptée, alors que sa description, donnée par LASTOCKIN (1937) sans aucune illustration, repose sur le dessin d'un seul crochet (KASPRZAK, 1978 ; STRAYER et BANNON-O'DONNELL, 1988).

De même, la diagnose de l'espèce C. diversisetosus (SPORKA, 1983) repose sur des critères fragiles de forme des soies (dents et nodulus).

La séparation des espèces du genre Amphichaeta (BRINKHURST et KATHMAN, 1983) fait appel principalement à la forme des crochets ; en particulier, il est difficile de distinguer A. leydigii de A. sannio (KASPRZAK, 1981).

HILTUNEN et KLEMM (1980) considèrent que C. diastrophus et C. langi sont synonymes ; mais FRENZEL (1981) sépare les 2 espèces sur la base de corrélations différentes existant entre la longueur des zoïdes et celle des crochets du segment II. De plus, si GRIMM (1987a) confirme qu'il est difficile de distinguer les deux taxons, ce même auteur observe que la séparation est possible chez des individus âgés (GRIMM, 1987b).

KASPRZAK (1972) affirme que C. diaphanus et C. crystallinus forment une seule et même espèce.

Comme on peut le constater, la sous-famille des Chaetogastrinae nécessite une révision systématique qui dépasserait toutefois le cadre de ce mémoire.

Dans le cadre des études écologiques, j'ai conservé la nomenclature de tous les genres et espèces décrits jusqu'alors : P. longemeri, C. diaphanus, C. diastrophus, C. limnaei, C. parvus, C. setosus, A. leydigii, sont considérées comme de bonnes espèces ; C. crystallinus et C. langi sont regardées comme des espèces jumelles, voire des écotypes, de C. diaphanus et C. diastrophus ; C. krasnopolskiae et C. diversisetosus n'ont pas été rencontrées, ainsi que A. americana et A. raptisae ; enfin A. sannio est considérée ici comme la forme saumâtre de A. leydigii.

III-2.4 Cas des genres Pristina et Pristinella.

◦ Pristina aquiseta BOURNE, 1891.

LODEN et HARMAN (1980) ont mis en synonymie Pristina foreli PIGUET avec P. aquiseta.

Je me range à cette opinion, bien que la présence de soies géantes soit un trait anatomique peu fréquent et une information écologique intéressante dans le matériel abondant que j'ai pu examiner, où la forme sans soies géantes (P. foreli) domine largement (> 99%).

◦ Pristinella jenkinsae (STEPHENSON, 1931).

KATHMAN (1985) place en synonymie avec Pristinella jenkinsae les espèces suivantes : Pristina idrensis (SPERBER 1948), Pristina taita STOUT, 1956 et Pristina nothofagi STOUT, 1956.

Cette action est justifiée par l'examen des soies somatiques, dont la taille et la forme apparaissent très proches chez les 4 espèces envisagées. J'ai déjà constaté qu'il est impossible de séparer Pristina idrensis de Pristinella jenkinsae.

Mon opinion a été confortée par la parution du travail de MARTINEZ-ANSEMIL et GIANI (1982), où bien que les deux espèces soient séparées, les critères de séparation me semblent peu fiables, si l'on considère la forme, la taille et le nombre de soies par faisceau, peu différents d'une espèce à l'autre.

Nous nous rangeons à l'opinion de KATHMAN et acceptons Pristinella jenkinsae (STEPHENSON, 1931) comme la seule espèce vraie. Toutefois, la création du genre Pristinella (BRINKHURST, 1985) ne repose principalement que sur l'absence de proboscis.

Les genres Pristina et Pristinella nécessitent l'examen de matériel supplémentaire, pour une révision urgente, rendue indispensable par l'essor des travaux d'écologie.

Par exemple, j'ai pu observer des exemplaires dont la partie antérieure correspondait à la description de Pristinella jenkiniae, mais la partie postérieure à celle de plusieurs autres espèces. La figure 3 représente des exemplaires typiques de formes que l'on trouve dans la Dordogne (affluent de la Garonne).

Sur les mêmes individus, on rencontre des aiguilles dorsales typiques de plusieurs espèces (P. osborni, P. amphibiotica, P. jenkiniae, P. idrensis, P. bilobata, P. notopora) et distribuées au hasard sur les vers examinés.

Il ne s'agit pas d'effectuer ici une révision des genres Pristina et Pristinella, mais d'arriver à classer le matériel dont je dispose.

En conséquence, j'ai adopté la ligne de conduite suivante :

1. les exemplaires dont **toutes les aiguilles dorsales** appartiennent au type représenté sur la figure 4A sont considérés comme étant des individus de Pristinella jenkiniae (STEPHENSON, 1931) ;

2. les exemplaires dont **toutes les aiguilles dorsales** appartiennent au type représenté sur la figure 4B sont considérés comme des individus de l'espèce Pristinella osborni (WALTON, 1906) ;

3. les exemplaires dont les aiguilles dorsales présentent un aspect intermédiaire (fig. 3), sont considérés, compte-tenu de leur récolte dans des sites très localisés, comme un écotype ou une variété de P. jenkiniae. Je propose Pristinella jenkiniae var. diversisetosa.

L'existence d'individus présentant des soies de plusieurs types a déjà été signalée par POP (1973), KASPRZAK SZCZESNY (1976), MARTINEZ-ANSEMIL (1981), MARTINEZ-ANSEMIL et GIANI (1982), RODRIGUEZ (1987).

POP (1973) proposait de considérer P. arcaliae, idrensis, jenkiniae et rosea comme des sous-espèces de cette dernière.

KATHMAN (1985) suggère que P. amphibiotica et P. rosea sont des synonymes potentiels de P. jenkiniae. L'examen des préparations dont je dispose ne me paraît pas contredire cette affirmation.

Mais il est important de souligner que les exemplaires appartenant à P. jenkiniae var. diversisetosa proviennent de stations localisées où P. jenkiniae peut être présente.

III-3 Famille des Tubificidae.

III-3.1 Haber turquini (JUGET et LAFONT, 1979), et Quistadrilus multisetosus (SMITH, 1900).

Nous avons décrit en 1979 une nouvelle espèce du genre Peloscolex (Peloscolex turquini JUGET et LAFONT, 1979), et redécrit une espèce créée par KASPRZAK, (KASPRZAK, 1971), Peloscolex moszynskii. Ces descriptions figurent dans l'annexe V.

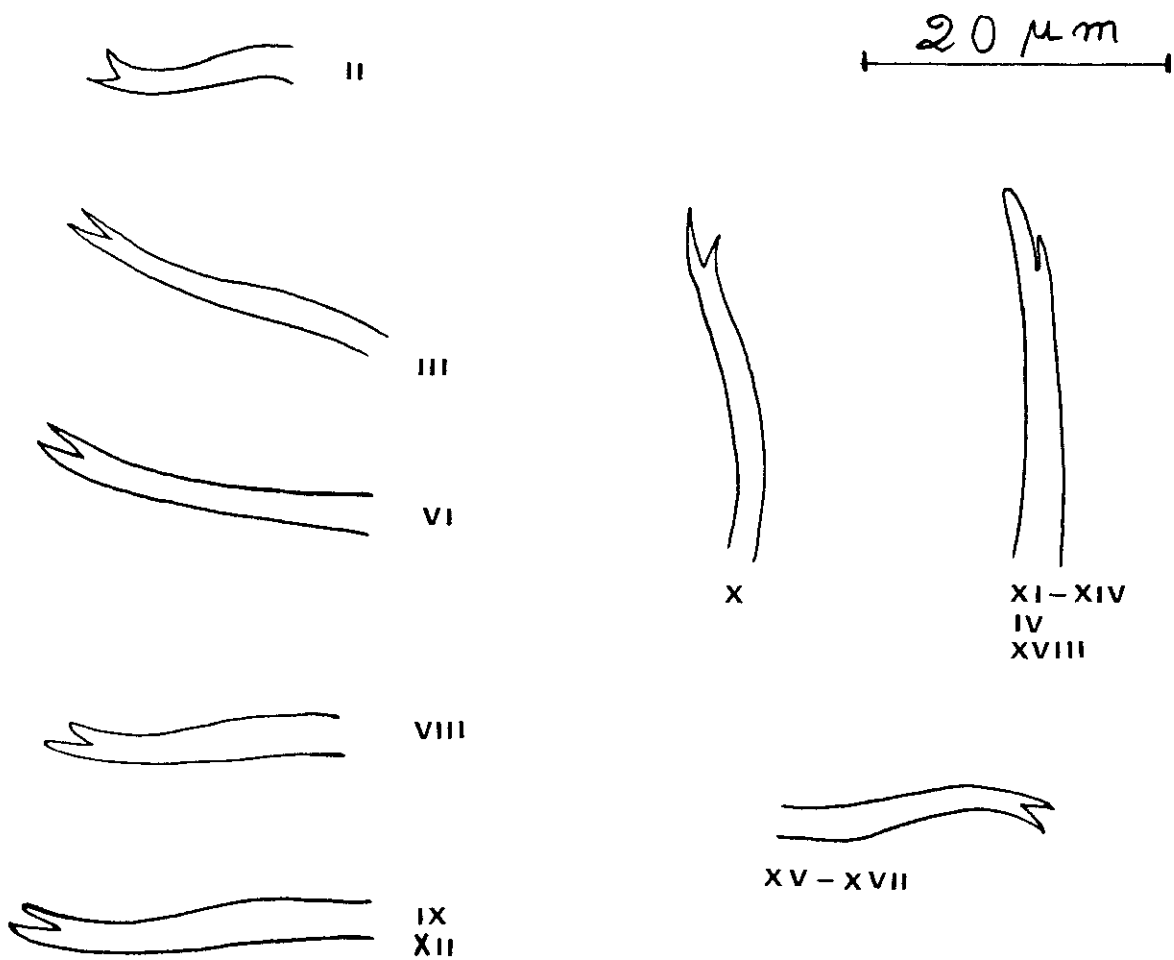


Figure 3 : aiguilles dorsales de Pristinella jenkiniae, var. diversisetosa ;
 les chiffres romains correspondent au numéro des métamères d'où
 proviennent les aiguilles.

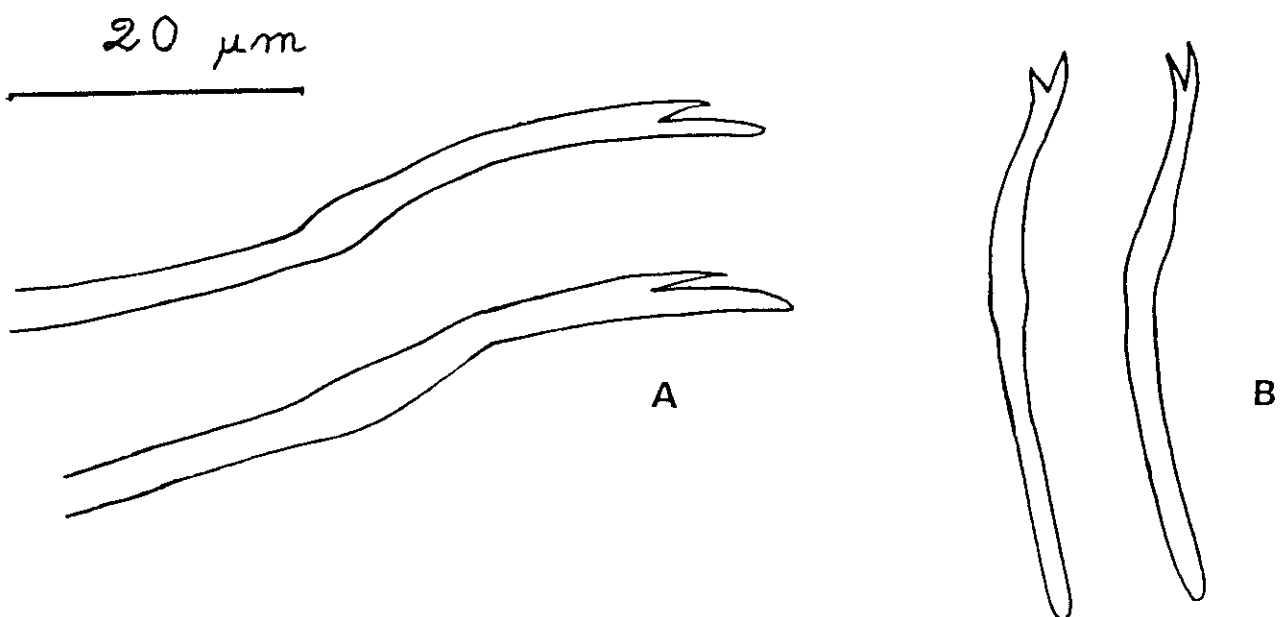


Figure 4 : aiguilles dorsales ;
 A : Pristinella jenkiniae ; B : Pristinella osborni.

Mais HOLMQUIST (1978-1979) et BRINKHURST (1981) ont entrepris la révision du genre Peloscolex, révision qui fait actuellement autorité.

Nous considérons donc que Peloscolex turquini = Haber turquini (JUGET et LAFONT, 1979). Les exemplaires attribués à P. moszynskyi appartiennent à P. multisetosus, espèce rangée sous le nom de Quistadrilus multisetosus (SMITH, 1900), selon l'opinion de BRINKHURST (1979a, 1981) et BRINKHURST et WETZEL, (1984).

A ce sujet, il est intéressant de remarquer que l'appareil efférent σ^7 , que nous avons décrit sur cette espèce à partir de dissections [6], est identique à celui que HOLMQUIST (1978) représentait à partir de coupes histologiques sagittales. Ceci démontre qu'une dissection peut, dans certains cas, se substituer à des coupes sagittales au microtome.

III-3.2 Potamothrix heuscheri (BRETSCHER, 1900).

L'examen d'exemplaires de cette espèce provenant du lac de Nemi (Italie) nous a conduit à redécrire l'appareil efférent σ^7 et les soies spermathecales [16]. Cette description est jointe dans l'annexe V.

L'appareil efférent σ^7 de ces exemplaires italiens ne s'écartait pas du type communément décrit, mais les soies copulatrices présentaient un certain nombre d'anomalies (taille et forme des dents). Nous pensons qu'il s'agit d'un écotype de l'espèce P. heuscheri. Il est à noter, et nous y reviendrons, que le lac de Nemi est pollué par des effluents urbains.

Cet écotype n'a pas été rencontré dans nos relevés, mais JUGET (comm. pers.) l'a récolté dans des sédiments d'annexes fluviales stagnantes du Haut-Rhône français, pollués organiquement.

III-3.3 Psammoryctides moravicus (HRABE, 1934).

La récolte d'exemplaires sexuellement murs de cette espèce dans la rivière Doubs, à l'aval de l'agglomération de Besançon, m'a permis d'apporter des compléments de description sur ce Tubificidae rare.

L'excellente description de HRABE (1934) ne comportait pas la représentation de la gaine pénienne, décrite comme fine et de forme conique.

Outre les soies somatiques ou copulatrices et l'appareil efférent σ^7 , j'ai pu observer la gaine du pénis intacte, ainsi que certaines des déformations qu'elle peut subir (fig. 5). Des déformations encore plus prononcées ont été également constatées chez Psammoryctides barbatus.

III-3.4 Cas du genre Limnodrilus.

La systématique de ce genre pose un certain nombre de problèmes. Les critères de séparation des dernières espèces décrites, L. bulbiphallus BLOCH et GOODNIGHT, 1972, L. psammophilus LODEN, 1977, L. rubripennis LODEN, 1977, L. variesetosus BRINKHURST, 1979b L. tortilipennis WETZEL, 1987, portent sur la forme des dents des soies et sur la taille et la forme de la gaine cuticularisée du pénis.

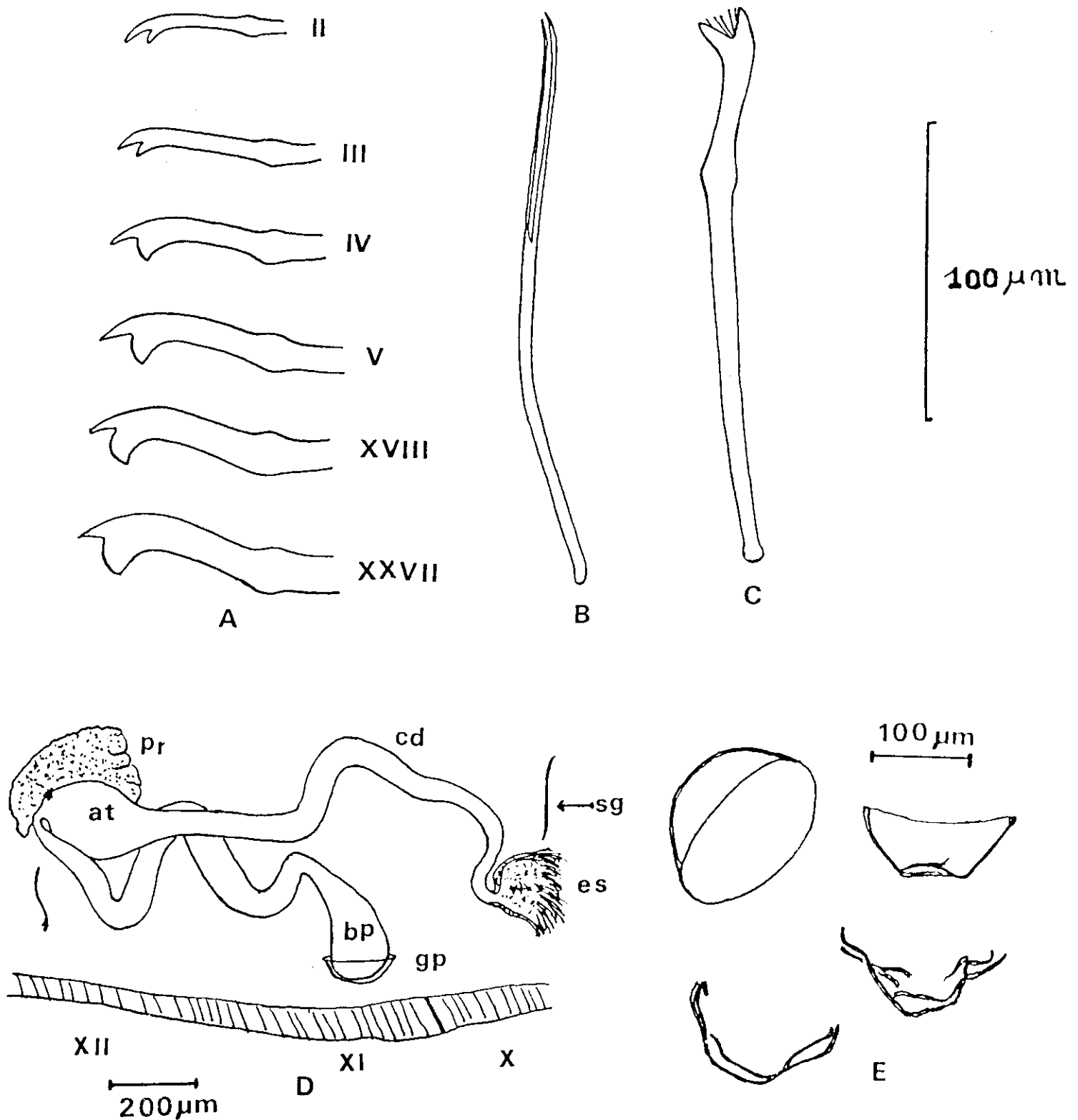


Figure 5 : Redescription de *Psammoryctides moravicus* ;

A : crochets ventraux, les chiffres romains correspondent au numéro des métamères ;

B : soie spermathecale ventrale (segment X) ;

C : crochets pectinés dorsaux (segments III à VII) ;

D : appareil efférent mâle ; gp : gaine cuticularisée du pénis ;

bp : bulbe pénien ; at : atrium génital ; pr : prostate ; cd : canal déférent ; es : entonnoir séminal ; sg : soie spermathecale ;

E : gaines péniennes intactes et déformées.

Si l'on suit la ligne de conduite générale des systématiseurs spécialistes d'oligochètes, ces critères ne constituent pas une certitude quant à la validité des espèces (et des genres).

BIRD et LADLE (1981) renoncent à donner le statut d'espèce à des exemplaires de L. hoffmeisteri, qui diffèrent de l'espèce type par la taille et la forme du pénis et des soies.

Dans notre collection, 3 formes appartenant au genre Limnodrilus, mais s'écartant à divers titres des espèces connues, ont été observées.

III-3.4.1 Premier cas.

Dans le bassin du Rhône (rivières Doubs, Loue et Saône, lacs de Clairvaux et d'Ilay), des exemplaires d'une forme appartenant au genre Limnodrilus ont été découverts.

Sa description fait l'objet de la figure 6 et du tableau 7. Les mesures et les croquis proviennent d'une cinquantaine d'individus récoltés dans tous les sites envisagés.

- les crochets dorsaux et ventraux des premiers segments ont la dent distale un peu plus longue que la proximale, comme chez L. rubripennis LODEN, 1977, et L. hoffmeisteri "variant" BIRD et LADLE, (1981) ;

- l'atrium mâle est identique à celui des spécimens L. hoffmeisteri de notre collection : les canaux déférents sont longs et contournés, le pavillon génital cilié est presque aussi large que l'animal ;

- la gaine cuticularisée du pénis mesure en moyenne 285 μm de long, avec une base de 38 μm de large ; le rapport longueur sur largeur à la base (L/b) atteint 7,5 en moyenne ; le rapport longueur/largeur minimale de la gaine atteint 11,4.

Ces mesures, la forme de la gaine pénienne, ainsi que celle des crochets, rapprochent nos exemplaires de ceux que décrivent BIRD et LADLE (1981).

Discussion.

La variabilité de la forme et des mensurations des gaines péniennes dans le genre Limnodrilus a été maintes fois soulignée (voir notamment DZWILLO, 1984). Mais cette variabilité est considérée comme une caractéristique des espèces.

Je ne pense pas que cela soit toujours le cas. Au contraire, on peut considérer que, lorsque l'on s'adresse à des structures cuticularisées fragiles, bien des variations morphologiques ne sont rien d'autre que des artéfacts de montage.

Ainsi, dans la figure 6, les gaines péniennes figurées présentent une grande variation de la forme de l'extrémité distale, mais la valeur des rapports calculés à partir des mesures effectuées sur les gaines reste identique (L, b, m, L/b, L/m ; cf. tabl. 7). Cette variabilité n'est due, à mon sens, qu'à des cassures de l'extrémité distale sous l'effet de l'écrasement consécutif à la fixation et au montage des exemplaires. Elle n'est donc pas attribuable à une plasticité morphologique de l'espèce.

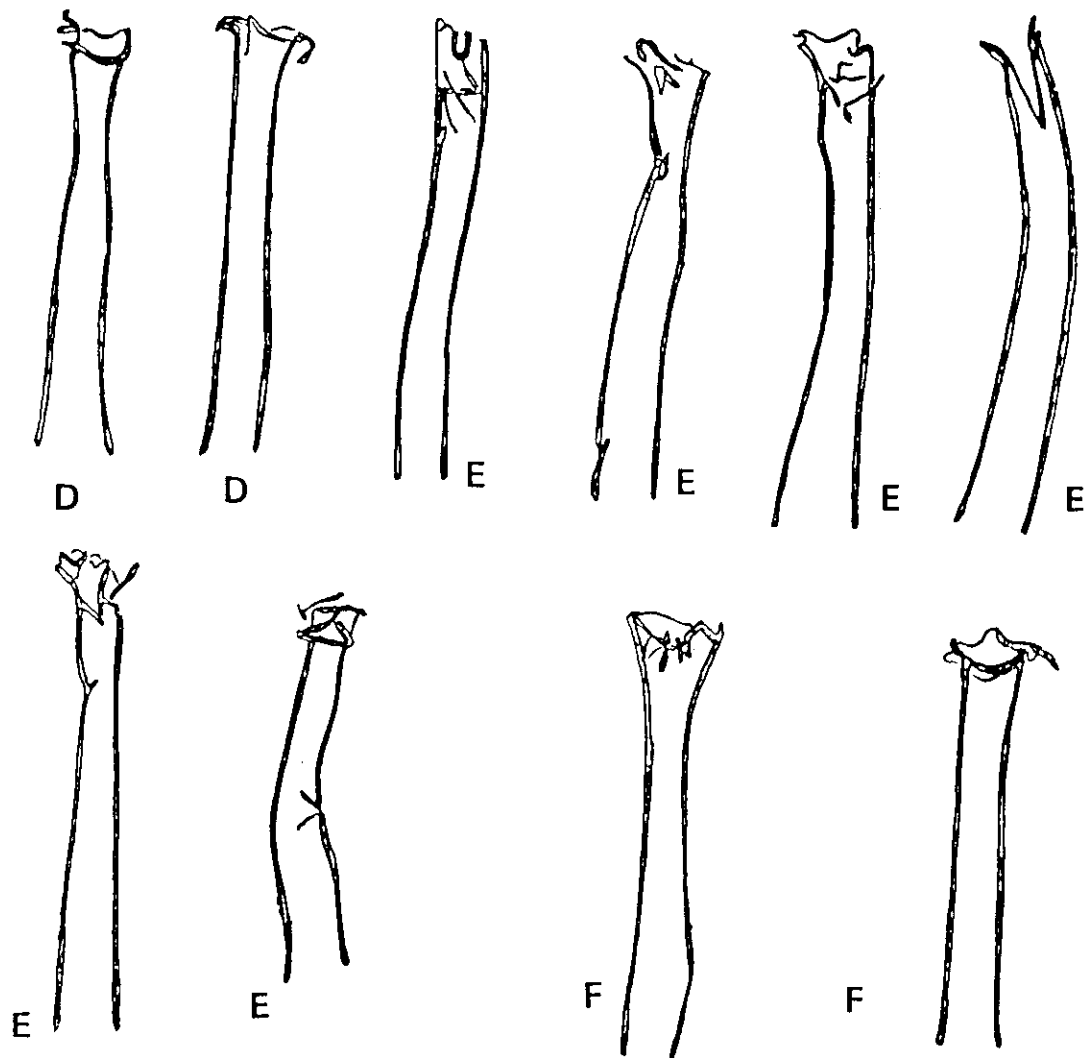
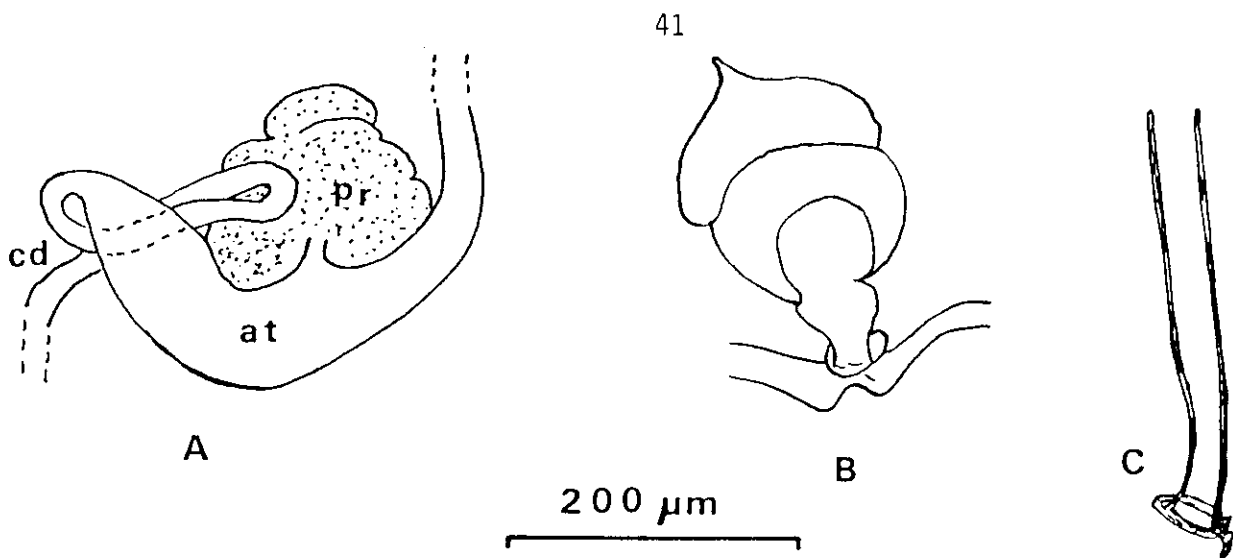


Figure 6 : Description de Limnodrilus sp. 5 "variant" ;

A : atrium génital σ^7 ; cd : canal déférent ; at : atrium ;
pr : prostate ;

B : spermathèque ; C : gaine cuticularisée du pénis ;

D à F : gaines péniennes altérées ; D : exemplaires du Doubs à
Saunières ; E : exemplaires du lac de Clairvaux (Jura) ;

F : exemplaires de la Saône à Tillenay s/Saône.

	<i>L. hoffmeisteri</i> "variant" (BIRD & LADLE, 1981)	<i>L. hoffmeisteri</i> "variant" du bassin du Rhône	<i>L. rubripenis</i> LODEN, 1977
Longueur de la gaine du tube pénien L (µm)	$\bar{x} = 327$ $\sigma = 13$	$\bar{x} = 285$ $\sigma = 25,5$	350-390
Largeur de la base du tube pénien b (µm)	$\bar{x} = 46$ $\sigma = 2,3$	$\bar{x} = 39$ $\sigma = 6,2$	65-95
Largeur minimale du tube pénien m (µm)	$\bar{x} = 27$ $\sigma = 1$	$\bar{x} = 25$ $\sigma = 3,3$	5,3
L/b	$\bar{x} = 6,8$ $\sigma = 0,3$	$\bar{x} = 7,5$ $\sigma = 1$	
L/m	$\bar{x} = 12,9$ $\sigma = 0,6$	$\bar{x} = 11,4$ $\sigma = 1,6$	
Atrium ♂, longueur (µm)		320 - 400	375
Nombre d'exemplaires examinés n	87	38	

Tableau 7 : Comparaison de quelques espèces du genre
Limnodrilus (Tubificidae).

Nous avons déjà signalé, dans un précédent article [16], l'importance de la variabilité artéfactuelle, inhérente au montage des individus, lors de l'observation des soies de P. heuscheri.

Par exemple, l'extrémité proximale d'une gaine pénienne peut être plus ou moins élargie, selon le degré d'écrasement de la préparation et entraîner un biais dans le calcul du rapport L/b ; la cassure d'une extrémité distale, pourvue de prolongements et de crochets (cf. fig. 6), va présenter des formes complexes ; de même, la longueur totale apparente de la gaine peut être fonction du plan sous lequel elle se présente dans la préparation, etc.

Les biais que représentent tous ces artéfacts sont rarement évoqués dans la littérature.

Pour ce qui est de mes exemplaires de Limnodrilus, je considère que la valeur des rapports L/b et L/m, ainsi que celle de la longueur totale de la gaine, correspondent, compte-tenu des réserves formulées plus haut, aux mesures effectuées par BIRD et LADLE (1981) sur des exemplaires récoltés en Angleterre.

Il s'agit donc vraisemblablement d'une espèce nouvelle dont la forme et la taille de la gaine pénienne sont différentes de L. hoffmeisteri. En particulier, la valeur maximale du rapport L/b (8,5) s'écarte très sensiblement de celle qui est calculée pour L. hoffmeisteri (L/b > 12, DZWILLO, 1984). J'ai utilisé comme référence la valeur maximale du rapport pour tenir compte des risques de surestimation de b par rapport à L, dans le cas d'un élargissement possible de la base de la gaine pénienne lors du montage des vers.

En revanche, l'atrium O^{\nearrow} de cette forme nouvelle n'est pas différent de celui de L. hoffmeisteri dans notre collection.

En l'absence de données complémentaires, nous nous bornerons, dans les relevés quantitatifs, à considérer que les exemplaires présentant les caractéristiques signalées dans la figure 6 et le tableau 7 appartiennent à un taxon nouveau, voisin mais différent de L. hoffmeisteri, taxon dont le statut n'est pas encore clair (espèce ? sous-espèce ?). Il sera noté Limnodrilus sp. 5 "variant" dans les listes.

Nous ne pouvons pas affirmer que ce Tubificidae soit voisin ou éloigné de L. hoffmeisteri variant décrit par BARBOUR et al. (1980). L'iconographie concernant cette forme est insuffisante (1 photographie de gaine pénienne) et la valeur de L, m, L/m, extrapolée à partir des graphiques des auteurs (p. 40), serait approximativement :

$$L = 300-575 \mu\text{m}, m (= D \text{ min.}) = 23-38,5 \mu\text{m}, L/m = 10-22.$$

Ces valeurs paraissent différentes des nôtres (tabl. 7) et relativement plus proches de L. hoffmeisteri.

III-3.4.2 Deuxième cas.

Dans la rivière Saône, à Tillenay, j'ai pu examiner des exemplaires aberrants de L. hoffmeisteri. Ceux-ci présentaient en effet une gaine pénienne typique de l'espèce, associée à des crochets de forme intermédiaire entre Limnodrilus sp. 5 "variant" et L. udekemianus (fig. 7B).

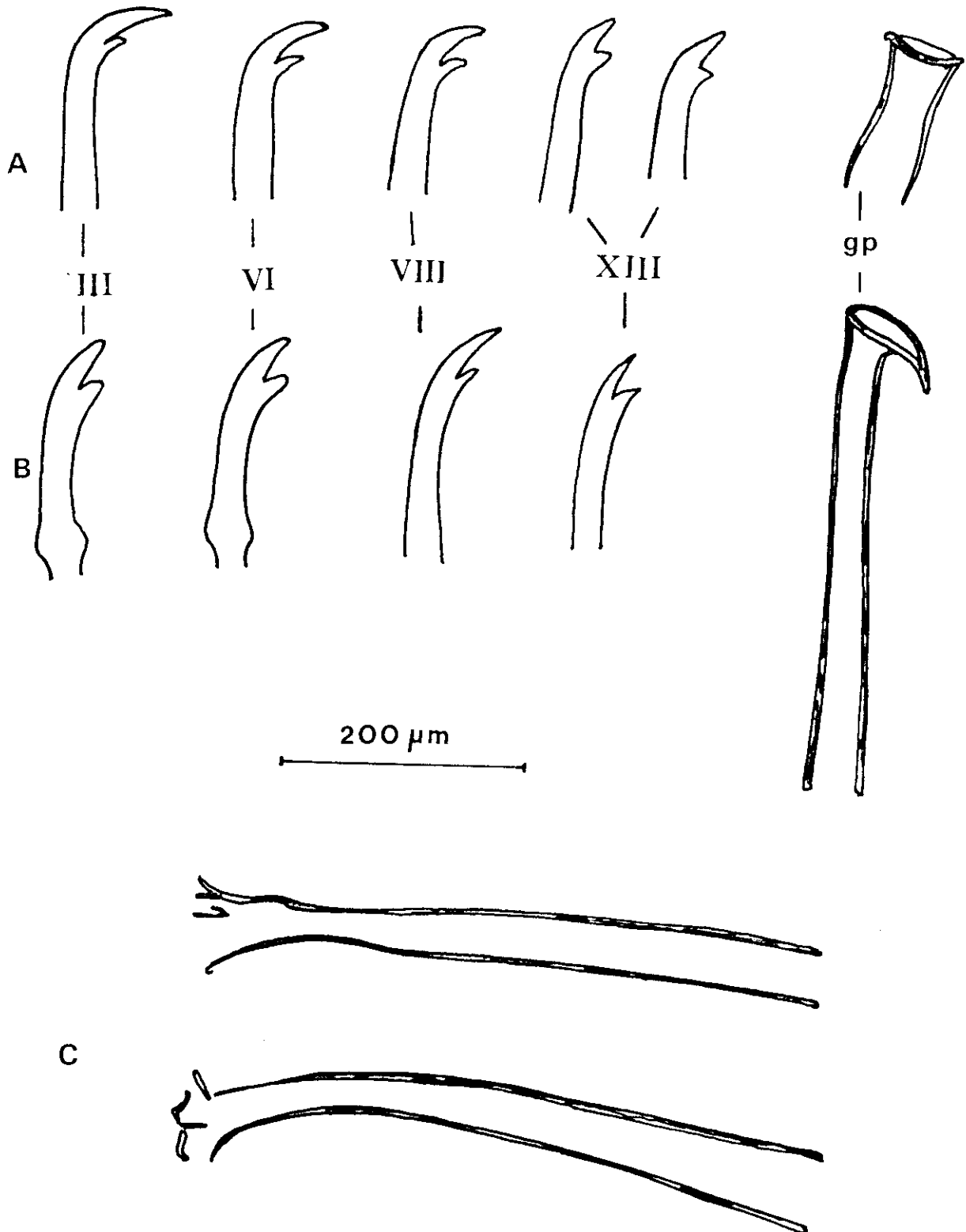


Figure 7 : Variations morphologiques dans le genre *Limnodrilus* ;
 A : *Limnodrilus udekemianus* ; B : *Limnodrilus hoffmeisteri* type
udekemianus ; III, VI, VIII, XIII : numéro des métamères corres-
 pondant aux crochets bifides ; gp : gaines péniennes ;
 C : gaines péniennes de *Limnodrilus hoffmeisteri* (capsule
 pénienne brisée).

Ce dernier caractère diffère très nettement de ce qui est considéré comme une variabilité habituelle chez L. hoffmeisteri (KENNEDY, 1969). Il n'est pas suffisant, à lui seul, pour justifier la création d'une espèce nouvelle.

Mais son importance écologique peut être grande, dans la mesure où des individus immatures de L. udekemianus et de L. hoffmeisteri risquent d'être confondus, en particulier dans le cas de sédiments pollués où L. hoffmeisteri prolifère. Cette remarque rend illusoire la détermination des immatures du genre Limnodrilus à partir de critères morphologiques, en particulier ceux que propose STEINLECHNER (1987). Dans l'immédiat, seule la station de Tilly-sur-Seine renferme de tels individus adultes.

Les exemplaires présentant les caractères décrits dans la figure 7B seront considérés comme des écotypes de l'espèce L. hoffmeisteri, L. hoffmeisteri type udekemianus, mais ne seront pas comptés comme une espèce supplémentaire dans la liste.

III-3.4.3 Troisième cas.

Dans divers bassins (Rhône, Dordogne), quelques exemplaires dont la gaine pénienne présente l'aspect de la figure 7C ont été reconnus. La valeur maximale du rapport L/b atteint 13, comme chez L. hoffmeisteri. La forme de la capsule pénienne n'est pas significative, dans la mesure où elle est brisée.

Tous les individus présentant une gaine pénienne identique à celle qui est figurée sur le croquis 7C, et des crochets identiques à ceux de L. hoffmeisteri, seront considérés comme appartenant à cette espèce.

III-3.4.4 Conclusion sur le genre Limnodrilus.

Les espèces suivantes du genre Limnodrilus sont recensées ici : Limnodrilus claparedeanus, Limnodrilus udekemianus, Limnodrilus hoffmeisteri, Limnodrilus profundicola, Limnodrilus sp. 5. Un écotype de l'espèce L. hoffmeisteri, L. hoffmeisteri type udekemianus, est reconnu.

Le genre Limnodrilus nécessite une révision, car sa plasticité morphologique (et génétique ?) n'est plus à démontrer.

Deux problèmes font obstacle à cette révision :

- 1) distinguer, dans la variabilité rencontrée au sein des soies et de la gaine pénienne, ce qui est d'origine phénotypique (ou génotypique) de ce qui est simplement d'origine artificielle ;
- 2) définir les critères assurant la validité des espèces.

Faut-il retenir la forme et les proportions de la gaine pénienne, ainsi que celles des crochets ? La longueur des soies, celle des gaines et des atriums O^{\rightarrow} forment-elles un bon critère de classification, sachant que le même individu se reproduit plusieurs années de suite, et peut ainsi être rencontré adulte ou immature, avec des tailles variables, qui se répercutent sur les autres caractères morphologiques ?

Les proportions de la gaine pénienne (L/m, L/b) sont probablement des critères de détermination valides, mais sensibles aux artéfacts de fixation et de montage des individus. C'est la raison pour laquelle la valeur maximale du rapport L/b, qui minimise la surestimation de la largeur b de la base de la gaine sous l'action de l'écrasement des préparations, est considérée ici comme une indication fiable.

A l'inverse, la forme du capuchon de la gaine du pénis n'est pas fiable, car celui-ci, notamment chez Limnodrilus sp. 5, est fragile. Il peut se briser facilement et donner en conséquence des structures en apparence complexes et sans aucune valeur taxinomique.

Toutes ces remarques ne sont valables que si l'on s'adresse à du matériel sexuellement mûr, c'est-à-dire avec des spermathèques individualisées (vides ou pleines), un atrium ♂ et des canaux déférents formés, des ovules visibles, murs ou en cours de maturité.

III-4 Famille des Lumbriculidae.

La dissection de la partie génitale d'exemplaires de Stylodrilus brachystylus HRABE, 1928 a permis d'isoler le tractus génital ♂.

En particulier, la position sub-apicale du point de départ des canaux déférents à partir de l'atrium a été mise en évidence (fig. 8).

Contrairement à ce qui est communément décrit (BRINKHURST et JAMIESON, 1971, KASPRZAK, 1981), les canaux déférents s'élargissent brusquement peu après leur sortie de l'atrium (lorsqu'ils sont remplis de spermatozoïdes). RODRIGUEZ (1984) a également observé ce trait anatomique.

III-5 Conclusion.

La systématique des oligochètes a fait de réels progrès, grâce notamment aux travaux de BRINKHURST et JAMIESON (1971). Mais, comme on a pu le constater, des problèmes demeurent. Ils ont été analysés d'une manière exhaustive par GIANI (1984a). Nous ne reviendrons pas en détail sur ce sujet, bien cerné par cet auteur. Nous nous contenterons simplement de souligner ici quelques points.

Les caractères anatomiques retenus pour déterminer les oligochètes (soies, gaines péniennes, atriums ♂), font l'objet de maintes discussions pour établir leur validité. La notion d'espèce est difficile à saisir : les auteurs ne s'accordent pas toujours pour définir quel ou quels caractères seront suffisants pour définir le genre et l'espèce.

Ces polémiques présentent d'ailleurs un caractère tout à fait constructif comme le fait justement remarquer HARMAN (1980).

Par exemple, l'adjonction de NaCl à une eau où vit Pristina foreli entraîne l'apparition en VI de soies géantes, typiques de Pristina aquiseta (LODÉN et HARMAN, 1980). La séparation de ces deux taxa n'a plus de raison d'être.

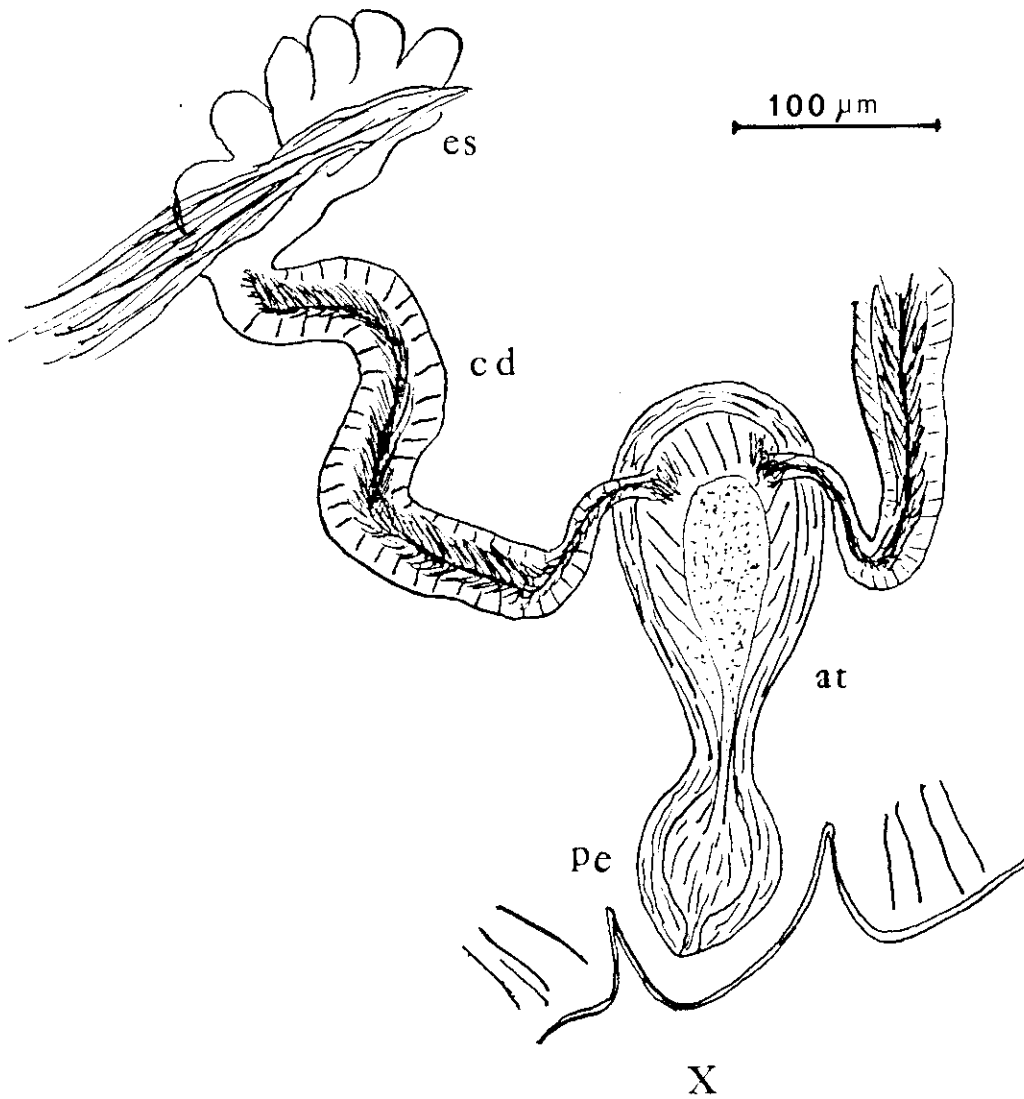


Figure 8 : tractus génital m le de *Stylo-drilus brachystylus* ;
 es : entonnoir séminal ; cd : canaux déférents ; at : atrium ;
 pe : pénis ; X : numéro du métamère.

Dans ces conditions, la présence de soies dorsales chez Pseudochaetogaster longemeri est-elle un critère suffisant pour séparer ce genre du genre Chaetogaster ? La présence d'une trompe est-elle également un caractère fiable pour séparer le genre Pristina de Pristinella ? Pour l'instant, la réponse n'existe pas en l'absence de données expérimentales, d'autant que la trompe chez P. aquiseta peut manquer sur certains exemplaires dont les aiguilles dorsales sont pourtant typiques (rétraction de la trompe ? espèce nouvelle ?).

Les exemples abondent : l'espèce Vejdovskyella intermedia peut exister avec ou sans soies géantes en VI, (BRINKHURST et JAMIESON, 1971). Piguetiella blanci peut perdre toutes ses soies capillaires dorsales (HRABE, 1981), de même que Ophidonais serpentina est souvent dépourvue d'aiguilles dorsales. L'exposition d'exemplaires de Tubifex tubifex à différentes valeurs de pH et de dureté des eaux provoque la production de Tubifex bergi et de Tubifex blanchardi (CHAPMAN et BRINKHURST, 1987).

La forme des soies est susceptible d'être affectée par des polluants tels que les métaux lourds (MILBRINK, 1980, 1983a). L'incidence des facteurs de l'environnement sur la morphologie des soies est un fait bien connu (GIANI, 1984a).

Ainsi, les soies aberrantes de spécimens de Limnodrilus hoffmeisteri trouvés dans la Saône, sont peut-être une conséquence de contaminations organiques. La forme particulière des soies spermathécales de Potamothrix heuscheri dans le lac de Nemi [16] est probablement en relation avec l'état de pollution du sédiment.

Qui plus est, des structures différentes des soies, telles que la gaine péniennne, se résorbent sous l'action de certaines substances, produites par l'oligochète lui-même.

Chez Tubifex tubifex, la disparition de la gaine péniennne, lors de la résorption de l'appareil génital, serait sous la dépendance d'une substance contenue dans le segment XI. Celle-ci pourrait entraîner également la disparition des soies capillaires et pectinées (KASTER, 1982). Peut-on alors conférer à Tubifex acuticularis (MARTINEZ-ANSEMIL et GIANI, 1984) le statut d'espèce ?

On le constate, des doutes subsistent quant à la validité des caractères morphologiques et anatomiques communément retenus par les systématiciens.

A ces problèmes se superposent les artéfacts dus à la fixation, à la conservation et au montage des préparations, artéfacts rarement soulignés dans la littérature. Ceux-ci affectent la forme des différentes structures, mais aussi leurs mensurations : les soies et les gaines péniennes ne sont pas planes mais possèdent un volume, des gouttières etc., peu apparents en microscopie optique (au contraire de la microscopie électronique par balayage). Ces volumes sont déformables et les mensurations risquent d'être biaisées.

En ce qui concerne les lombriciens terrestres, BOUCHE (1972) a souligné que les critères morphologiques, les plus traditionnels et les plus aisés à acquérir, forment la base de reconnaissance d'une espèce. Malheureusement, ils sont en nombre limité, et ne permettent pas de résoudre tous les problèmes. Ces remarques s'appliquent également aux oligochètes aquatiques. Il est également certain que l'écologie peut apporter beaucoup à la systématique, comme le fait remarquer BOUCHE (1972).

Cependant, tel caractère systématique, soies géantes par exemple, n'a pas la même importance pour le systématicien et pour l'écologiste. Ainsi, la distinction entre P. foreli et P. aquiseta n'a plus de raison d'être sur le plan purement systématique. Il n'en reste pas moins que la présence ou l'absence de soies géantes en VI constitue une information importante sur les caractéristiques de l'environnement, ou les changements qu'il subit.

De même, la variabilité de la forme des soies en aiguilles, observée chez Pristinella jenkiniae (fig. 3), revêt une indéniable importance écologique dans la mesure où cette variabilité a été rencontrée sur des individus récoltés dans des secteurs très localisés.

La même remarque s'applique aux populations de Potamothenix heuscheri du lac de Nemi et à celles de Limnodrilus hoffmeisteri de la Saône (L. hoffmeisteri, type udekemianus).

Si l'on considère que le critère présence de soies dorsales est suffisant pour séparer le genre Pseudochaetogaster du genre Chaetogaster, il est nécessaire d'observer que ces deux taxons semblent également séparés sur le plan écologique, le genre Chaetogaster ayant une répartition bien plus vaste que Pseudochaetogaster.

Dans le même ordre d'idée FRENZEL (1981) constate que C. langi et C. diastrophus n'ont pas le même régime alimentaire dans la zone littorale du lac de Constance, C. langi ne se nourrissant que de Diatomées, alors que C. diastrophus aurait un régime plus omnivore.

La systématique et l'écologie se doivent de collaborer étroitement. La résolution des problèmes posés passe également par l'analyse biochimique des protéines (MILBRINK, 1973, MILBRINK et NYMAN, 1973, GRANEY et al., 1986), ou par les études cytologiques (consulter notamment GIANI 1984a pour la littérature sur le sujet).

L'étude de la variabilité d'un caractère systématique au laboratoire (LODEN et HARMAN, 1980, CHAPMAN et BRINKHURST, 1987 ...), ainsi que l'observation en microscopie électronique à balayage (MILBRINK, 1983a, CHAPMAN et BRINKHURST, 1986, 1987, GRIMM, 1986, 1987a) constituent également des approches prometteuses. Notons au passage que la prise en considération des ultrastructures cellulaires tend à devenir un outil indispensable en systématique (FERRAGUTI et JAMIESON, 1987, DE EGUILEOR et al., 1987 ...), et que l'utilisation de méthodes statistiques multivariées se généralise dans le cadre de recherches sur la phylogénie des oligochètes aquatiques (JAMIESON et al., 1987, ERSEUS, 1987a, BRINKHURST et NEMEC, 1987, NEMEC et BRINKHURST, 1987, COATES, 1987).

Dans cette énumération, il convient de ne pas oublier les renseignements apportés par les données biométriques. Dans un travail récent [20], j'ai indiqué, pour une dizaine d'espèces, la formule permettant d'obtenir le biovolume d'un individu en fonction de sa longueur totale et du diamètre des métamères VI ou XI. En toute logique, on peut se demander si ces formules ne constituent pas une caractéristique des espèces, du moins dans un milieu donné, et un outil systématique supplémentaire (MARTINET, 1988). Cet outil repose sur des mesures de longueur et de diamètres, simples à opérer, et ne nécessitant pas l'examen d'un matériel considérable (une centaine d'individus choisis au hasard sont en théorie suffisants pour établir les équations biométriques correspondant à chaque taxon). On serait à même de résoudre également le problème inhérent à l'impossibilité de déterminer les formes immatures chez certaines espèces.

De plus, l'intérêt d'établir des formules liant le diamètre d'un segment antérieur avec la longueur ou le volume d'un individu, réside dans la possibilité de mesurer des individus tronqués, dont la partie postérieure manque (MARTINET, 1988). En effet, cet auteur constate que 30% des Tubificidae appartenant aux populations qu'il étudie s'avèrent effectivement tronqués. Qui plus est, à l'appui de mes observations [20], les régressions entre le diamètre et la longueur sont meilleures lorsque les peuplements se révèlent monospécifiques (MARTINET, 1988).

Chapitre IV - FAUNISTIQUE, REPARTITION

Sommaire.

IV.1 Introduction.

IV.2 Liste des stations étudiées.

IV.3 Liste des formes recensées.

IV.4 Répartition des espèces en France.

IV.4.1 Affinités faunistiques.

IV.4.1.1 Aperçu général.

IV.4.1.2 Conclusion.

IV.4.2 Répartition des oligochètes en France :

Comparaison avec du matériel issu de relevés qualitatifs (tamisage >0,500 mm).

IV.5 Comparaison avec la faune européenne.

IV.6 Discussion, conclusion.

IV.7 Distribution des oligochètes au sein des écosystèmes.

IV.7.1 Cas des cours d'eau : répartition longitudinale.

IV.7.2 Répartition par grands types de substrats dans les cours d'eau.

IV.7.3 Cas des écosystèmes lacustres.

IV.8 Discussion, conclusion.

CHAPITRE IV - FAUNISTIQUE, REPARTITION.

IV.1 Introduction.

La répartition des espèces d'oligochètes sur le territoire français a fait l'objet de plusieurs travaux : GIANI, 1976, 1979, 1984a ; VEDOVINI et al., 1985 ; JUGET, 1984, 1987, [3], [6], [10].

Mais dans près de la moitié du territoire de l'hexagone, la répartition des oligochètes reste inconnue, en particulier dans l'ouest, le centre et le nord.

De plus, l'hétérogénéité des relevés benthiques utilisés en faunistique pose un certain nombre de problèmes. Il est en effet toujours séduisant d'examiner du matériel de provenances diverses, matériel récolté la plupart du temps à l'aide de protocoles d'échantillonnage ou d'extraction variés et non standardisés.

L'inconvénient majeur de cette pratique réside dans le risque potentiel d'attribuer à une espèce commune le statut de "forme rare", pour la simple raison, par exemple, que cette espèce traverse des mailles de tamis supérieures à 0,315 mm. Cela peut-être le cas de *C. diastrophus* ou *C. langi*, souvent absentes dans certaines listes faunistiques de la littérature, bien qu'il s'agisse, comme on le verra, d'espèces à vaste répartition géographique.

Un autre inconvénient, inhérent à l'examen d'un matériel de provenance hétérogène, peut se situer au niveau du substrat électif d'une espèce : une forme cosmopolite, mais caractéristique de substrats grossiers, se révélera plus rare dans des sédiments fins.

En conséquence, dans cette étude, j'ai séparé les données concernant mes relevés de celles qui se rapportent à du matériel légué par divers collègues.

Dans mon propre jeu de données, j'ai examiné les peuplements d'oligochètes récoltés sur une centaine de stations (190 au total en comptant les lacs). La liste des espèces fait l'objet du tableau 8.

En outre, j'ai déterminé du matériel provenant d'un lot de 170 stations où les protocoles de récolte des invertébrés benthiques s'avéraient très variables (tab. 11). Si cette pratique peut apporter des arguments en faveur du caractère ubiquiste d'une espèce commune, elle est à proscrire pour les espèces plus rares ou de petite taille, et pour les formes colonisant des habitats bien précis et/ou ayant une dynamique saisonnière particulière.

Je voudrais ajouter que, lorsque l'on aborde la dynamique de répartition d'un taxon (zonation amont-aval, etc...), la disponibilité de relevés homogènes dans le temps et dans l'espace s'avère indispensable.

Je ne m'étendrai pas sur la répartition des espèces les plus banales, celle-ci ayant été étudiée par GIANI (1976, 1979, 1984a). Mon propos sera de poser les bases d'une "faunistique quantitative", pour essayer de cerner le "pourquoi" de la présence d'une espèce, plutôt que de dresser un simple constat de présence.

A tous les problèmes évoqués ici s'ajoute celui de la pollution, qui tend à éliminer certaines espèces de leurs écosystèmes d'élection. En particulier, les grands cours d'eau, qui constituent potentiellement des zones extrêmement riches en espèces (HRABE, 1941, SZCZEPANSKI, 1953, KORN, 1963, WACHS, 1963, 1964, 1967, POPESCU-MARINESCU et al., 1966, [3]), se révèlent souvent les milieux les plus pollués (cf. BERTHELEMY, 1966), en raison de leur importance industrielle.

IV.2 Liste des stations étudiées (relevés tamisés à 0,160-0,315 mm).

La liste des stations ainsi que le système de codage des milieux sont inclus dans l'annexe II (tab. I et II). Les cartes de localisation des stations sont représentées par les figures 9 à 14.

IV.3 Liste des formes recensées.

La liste des espèces, taxons et écotypes fait l'objet du tableau 8. Chaque espèce ou taxon est affecté de son pourcentage de fréquence d'occurrence F, avec :

$$F = \frac{n_i \times 100}{N} ;$$

n_i = nombre de stations où l'espèce i a été récoltée, N = nombre total de stations ($N = 190$).

La valeur de F a été calculée pour tous les milieux, les lacs, les cours d'eau et les habitats prospectés dans les cours d'eau (tab. 8).

Quatre-vingt dix-huit espèces et trois écotypes ont été recensés sur 190 points d'échantillonnage (112 en cours d'eau, 78 dans divers milieux stagnants, tab. 8). Un troisième écotype, décrit récemment (*P. heuscheri*, type Nemi, [16], n'est connu pour l'instant que du lac de Nemi (Latium, Italie). Ces 98 espèces se répartissent comme suit :

- 8 représentants de la famille des Lumbriculidae ;
- 1 - - Haplotaxidae ;
- 33 - - Tubificidae ;
- 42 - - Naididae ;
- 1 - - Dorydrilidae ;
- 12 - - Enchytraeidae ;
- 1 - - Lumbricidae.

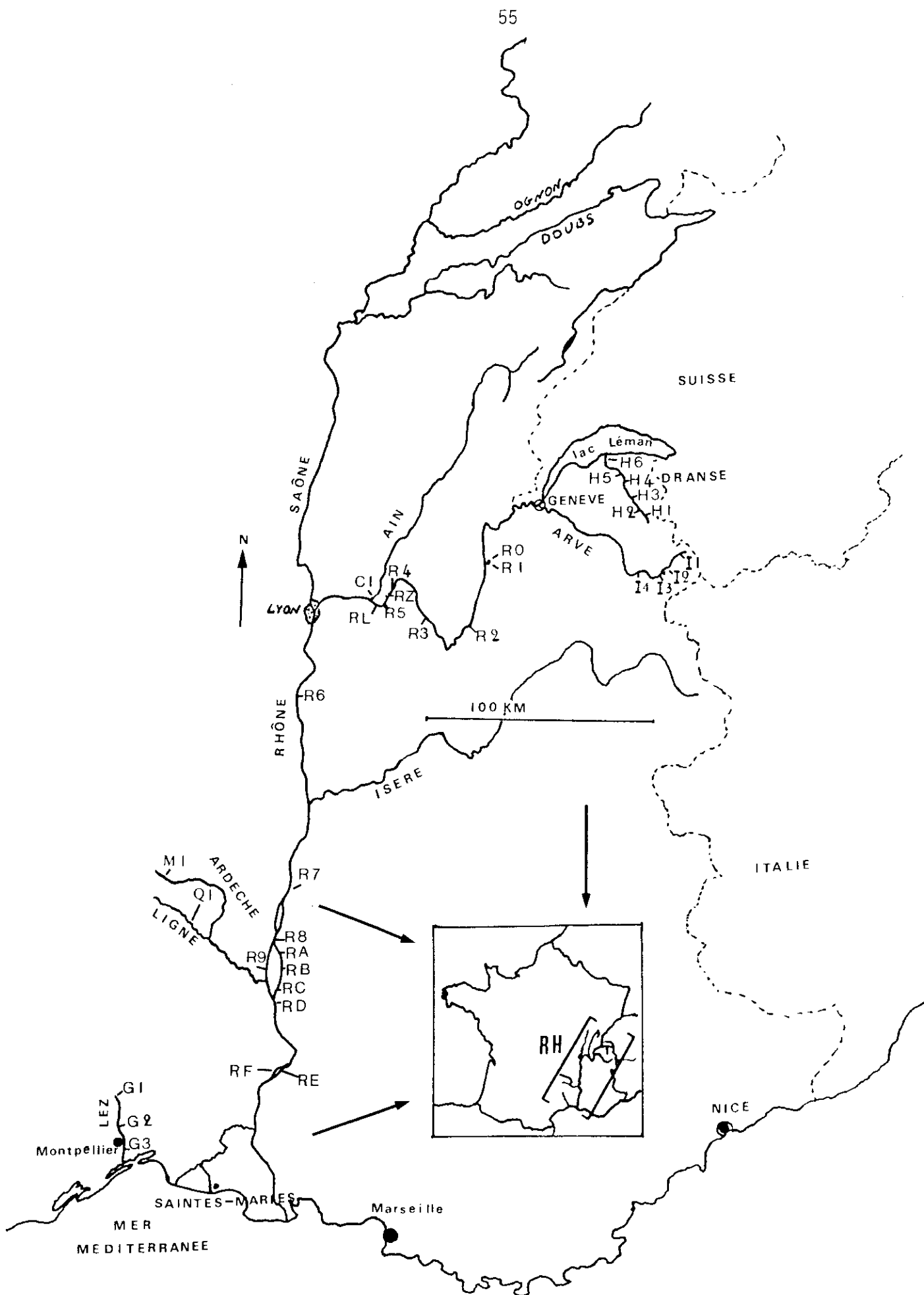


Figure 9 : Carte de répartition des stations dans le bassin du Rhône (RH, 34 stations).

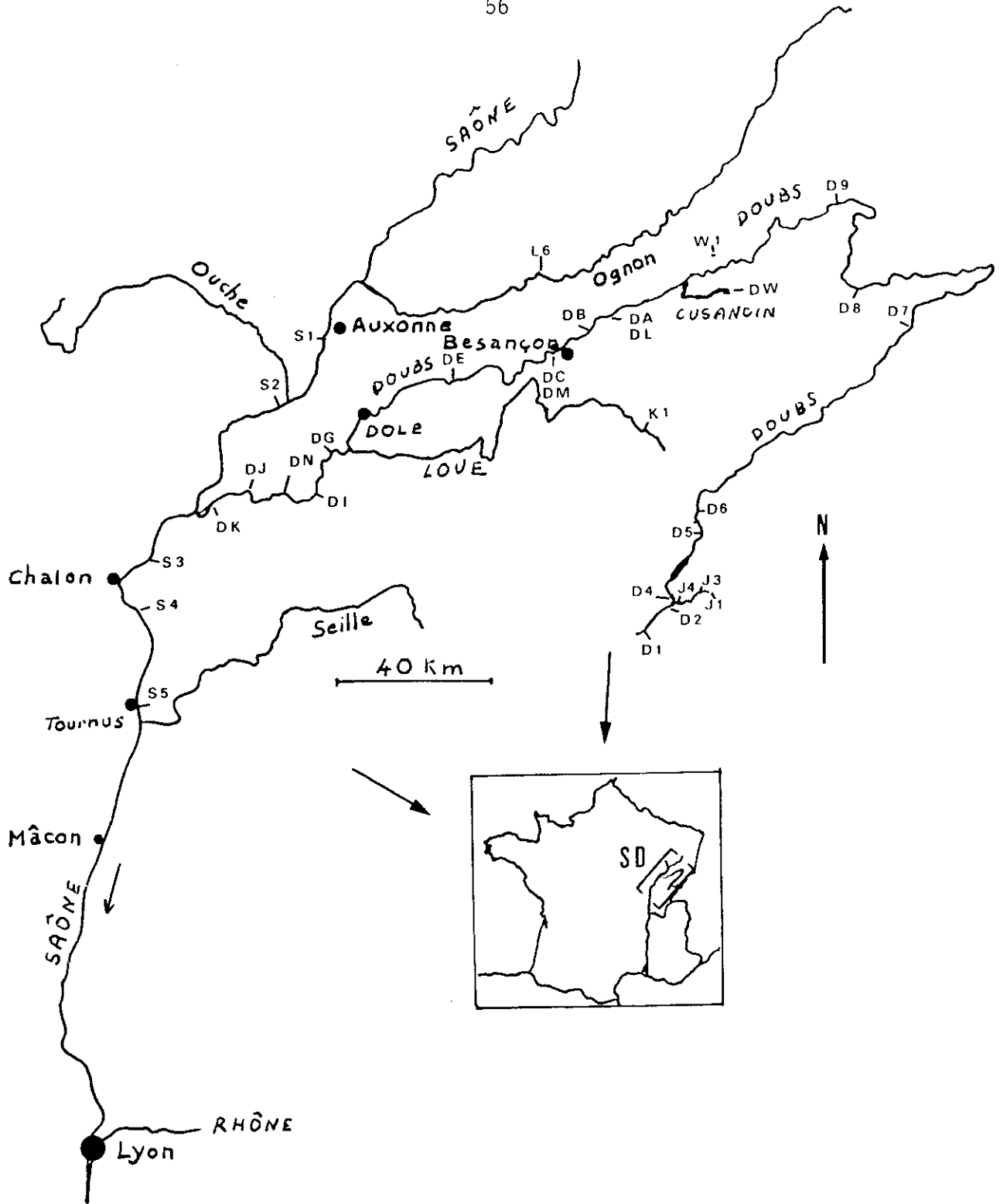


Figure 10 : Carte de répartition des stations dans le bassin de la Saône (SD, 31 stations).

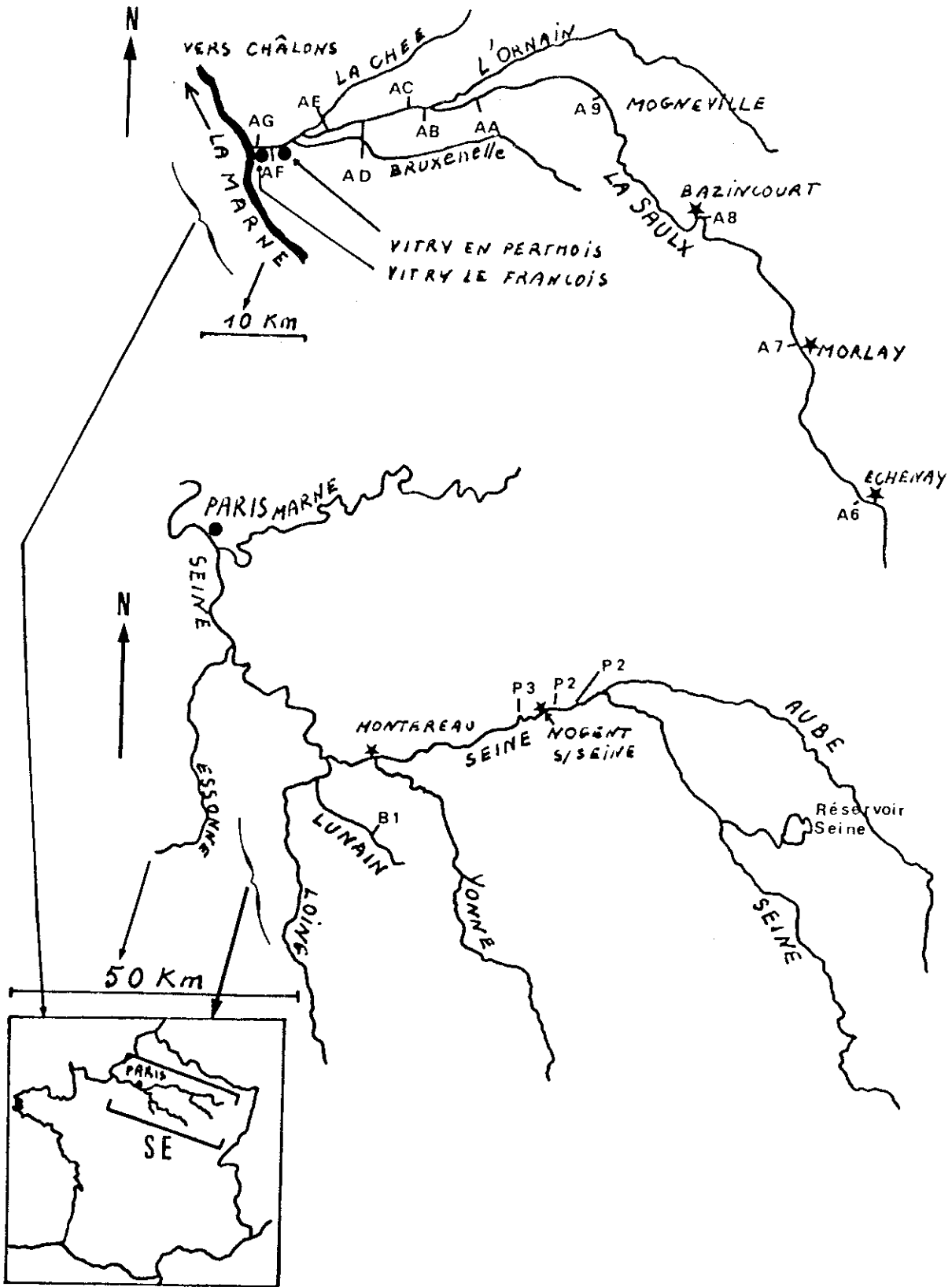


Figure 11 : Carte de répartition des stations dans le bassin de la Seine (SE, 15 stations)

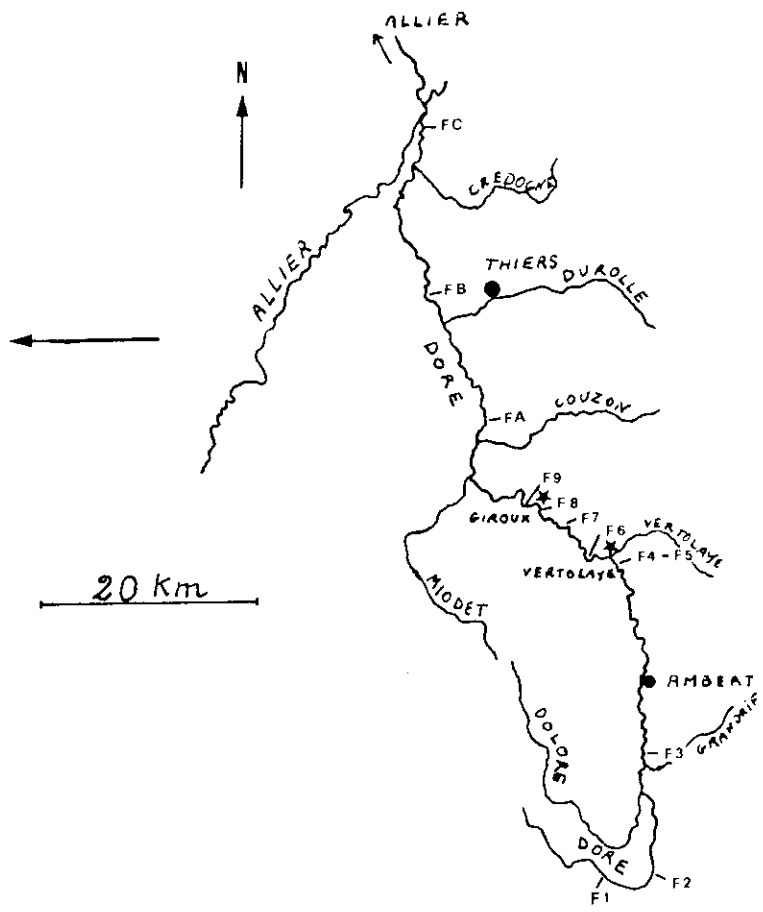
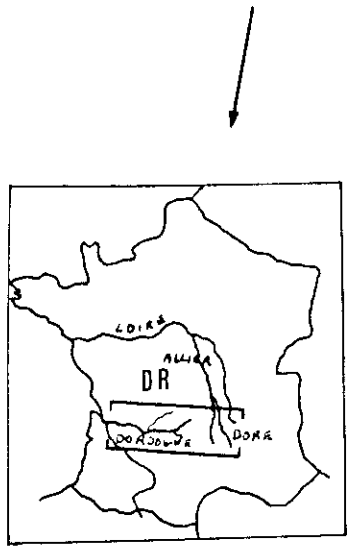
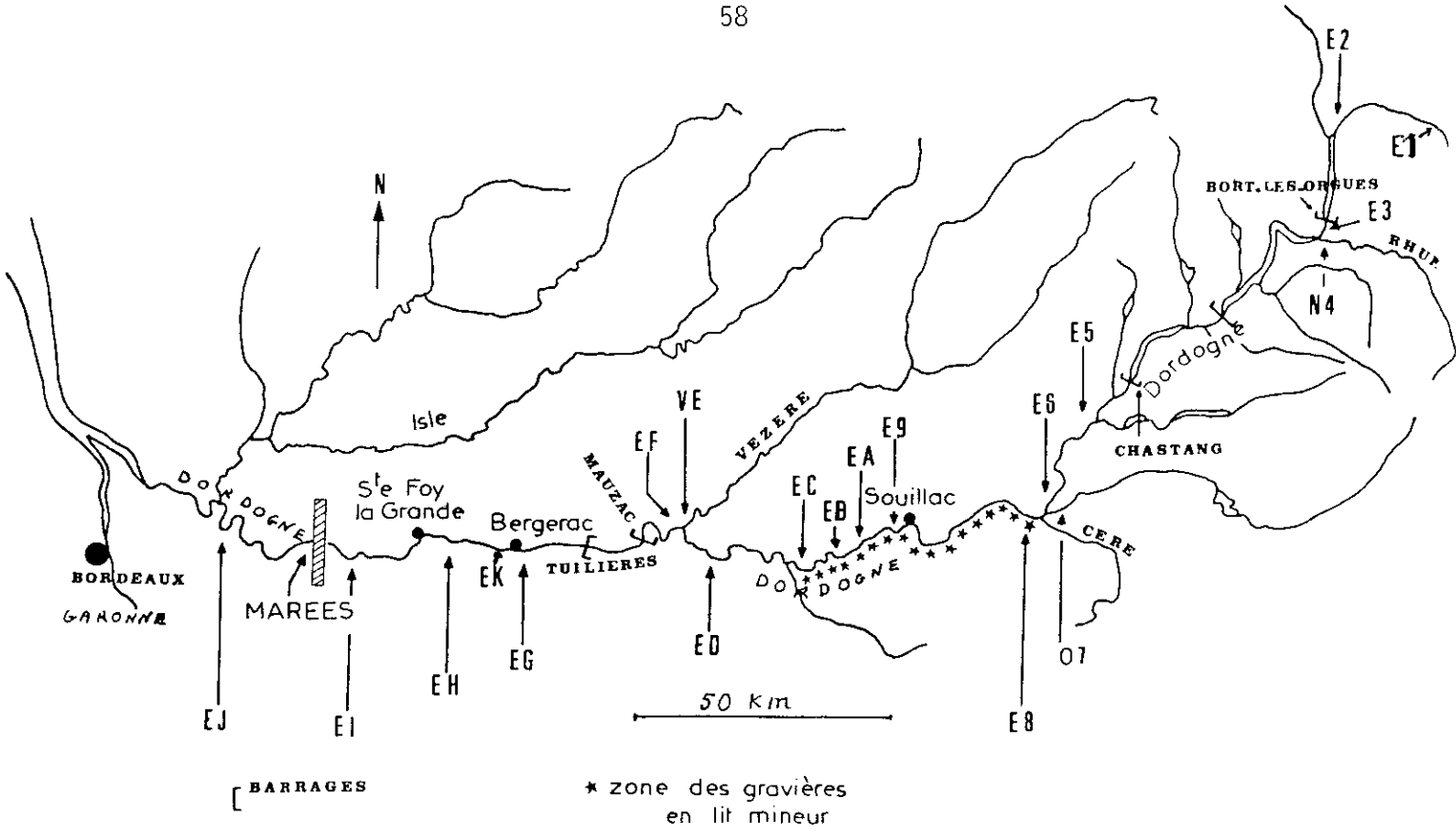


Figure 12 : Carte de répartition des stations dans la Dordogne et la Dore (DR, 32 stations).

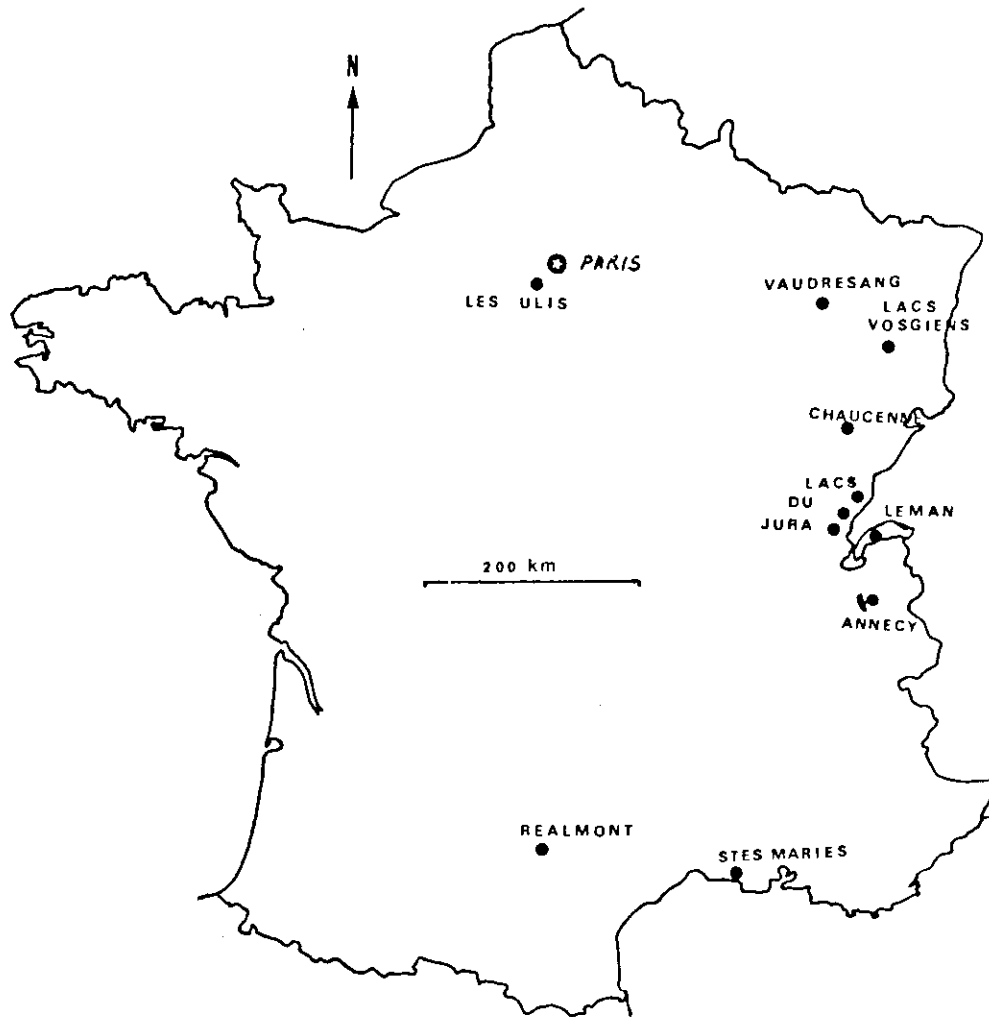


Figure 13 : Carte de répartition des stations dans les milieux stagnants (lacs, étangs et lagunes).

Des incertitudes subsistent quant à l'identification de quelques espèces.

Celles-ci concernent les taxons suivants :

- dans la famille des Lumbriculidae, *Rhynchelmis tetratheca* a été trouvée dans le bassin du Doubs (DA, K1). Connue d'Allemagne et d'URSS (BRINKHURST et JAMIESON, 1971) notamment dans la région de Murmansk (TIMM et POPCHENKO, 1978) et le nord de l'URSS (TIMM, 1987), elle pourrait être un immigrant souterrain.

Cette hypothèse est attestée par la nature des deux stations de récolte de ce lumbriculidé, situées dans le karst et à l'aval de barrages (stations K1 et DA).

Mais je ne peux pas encore confirmer l'identité des deux exemplaires matures de ma collection.

- Dans la famille des Tubificidae, des points obscurs subsistent pour les espèces du genre Phallodrilus. Ce genre, ne renfermant pratiquement que des espèces marines, a fait l'objet d'une révision solide (ERSEÛS, 1979), mais le nombre d'espèces décrites ne cesse d'augmenter (ERSEÛS, 1984a, 1984b, 1986, 1987b..., GIANI et MARTINEZ, ANSEMIL, 1981a...). C. ERSEÛS a eu l'amabilité de confirmer certaines récoltes : l'identification de Phallodrilus riparius GIANI et MARTINEZ-ANSEMIL, 1981, peut être tenue pour sûre. Mais je possède d'autres spécimens de Phallodrilus, qui ont été envoyés à C. ERSEÛS.

Il est d'ailleurs intéressant de signaler que tous les exemplaires de Phallodrilus proviennent d'une seule rivière, la Dordogne, dont la nappe phréatique a des contacts en aval avec la nappe salée (Océan Atlantique). L'espèce P. riparius a d'ailleurs été décrite originellement dans un fleuve espagnol, le Tambre (GIANI et MARTINEZ-ANSEMIL, 1981a). En effet, les points de contact entre la nappe salée et la nappe d'eau douce pourraient constituer des voies de pénétration privilégiées entre le milieu marin et les écosystèmes continentaux.

- Dans la famille des Enchytraeidae, seules 12 espèces peuvent être considérées comme à peu près certaines. Mais cette famille, d'un abord systématique ingrat, nécessite une révision systématique urgente. La fréquence d'occurrence des Enchytraeidae indéterminés est élevée dans l'ensemble de mes relevés (38%, tab. 8). Mais la détermination des espèces sur matériel fixé reste aléatoire, ce qui est regrettable, compte-tenu de l'importance écologique de cette famille, notamment dans les cours d'eau (% de fréquence d'occurrence F = 54,5%, tab. 8).

- En ce qui concerne la famille des Lumbricidae, excepté E. tetraedra qui peut être abondante, tous les autres représentants de cette famille n'ont été récoltés qu'à quelques exemplaires, et leur pourcentage de fréquence ne dépasse pas 5% (tab. 8).

Enfin, on notera que l'Enchytraeidae Propappus volki pourrait en fait appartenir à une nouvelle famille d'oligochètes (COATES, 1986, 1987).

IV.4 Répartition des espèces en France.

A la liste des espèces signalées en France par GIANI (1984a), il convient de rajouter les taxons suivants :

Lumbriculidae : Rhynchelmis tetratheca ?
 Tubificidae : Haber zavreli
Phallodrilus riparius
Tubifex montanus
Limnodrilus sp. 5 ("variant").

Il conviendrait inversement de retirer quatre espèces :

Tubificidae : Isochaeta sp. dont la détermination est très incertaine ;
Phallodrilus minutus, dont GIANI (1984a) avait noté la présence à partir de mes indications ;
 Naididae : Pristina idrensis, si l'on accepte la synonymie de cette espèce avec Pristinella jenkiniae, synonymie proposée par KATHMAN (1985), cf. § III ;
Pristina notopora, notée par GIANI (1984a) à partir de mes indications.

Tableau 8 : Liste des espèces récoltées dans les échantillons filtrés à 0,160-0,315 mm ; les données sont exprimées en % F de fréquence d'occurrence ; TOTAL : % F total ; C.d'E. : % F dans les cours d'eau ; CR : % F dans les sédiments grossiers en courant rapide ; CL : % F dans les sédiments grossiers en courant lent ; SO : % F dans les sédiments sableux ; SF : % F dans les sédiments fins ; VGSA : % F dans la végétation et les substrats artificiels ; LACS : % F dans les systèmes stagnants (toutes profondeurs confondues) ; LAP : % F dans la zone profonde des lacs ; LAS : % F dans les secteurs lacustres peu profonds (zones sublittorales et littorales lacustres, étangs, retenues d'eaux pluviales, lagunes).

CODES ESPECES, TAXONS	+	TOT.	C.d'E.	CR	CL	SO	SF	VGSA	LACS	LAP	LAS
LUMBRICULIDAE											
LUMA Lumbriculus variegatus (Muller, 1773)	+	16.8	19.8	8.6	7.0	15.4	12.5	10.5	16.7	7.4	21.6
STOO Lumbriculidae immatures	+	46.3	69.6	70.0	81.4	66.7	31.3	0.0	14.1	22.2	11.8
STBR Stylodrilus brachystylus Hrabe, 1928	+	3.2	5.4	5.7	7.0	5.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
STHE Stylodrilus heringianus Claparede, 1862	+	35.3	56.3	60.0	48.8	38.5	20.3	15.9	7.7	3.7	9.8
STPA Stylodrilus parvus (Hrabe et Cernosvitov, 1927)	+	1.1	1.8	2.9	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BYLE Bythonomus lemani Grube, 1879	+	5.8	9.8	12.9	2.3	5.1	3.1	5.3	1.3	3.7	0.0
TRST Trichodrilus strandi Hrabe, 1936	+	1.6	2.7	1.4	4.7	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BISA Bichaeta sanguinea Bretscher, 1900	+	2.1	0.9	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	3.8	11.1	0.0
RYTR Rhynchelmis tetratheca Michaelsen, 1920	+	1.1	1.8	1.4	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
HAPLOTAXIDAE											
HAPG Haplotaxis gordioides (Hartmann, 1821)	+	12.1	20.5	20.0	18.6	2.6	4.7	0.0	0.0	0.0	0.0
TUBIFICIDAE											
TUBC Tubificidae imm. avec s.c.	+	78.9	72.3	24.3	62.8	66.7	90.6	15.9	89.7	100.0	94.2
TUSS Tubificidae imm. sans s.c.	+	68.9	72.3	38.6	69.8	71.8	89.1	26.3	64.1	55.6	69.6
TBIG Tubifex ignotus (Stolc, 1886)	+	33.7	42.0	18.6	20.9	38.5	40.6	5.3	20.5	11.1	25.5
TBMO Tubifex montanus Kowalewski, 1919	+	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	3.7	2.0
TBTU Tubifex tubifex (Muller, 1774)	+	45.8	44.6	12.9	11.6	25.6	59.4	31.6	50.0	77.8	35.2
ILTE Ilyodrilus templetoni (Southern, 1909)	+	14.7	13.4	0.0	2.3	7.7	18.8	5.3	17.9	19.5	17.6
PSBA Psammoryctides barbatus (Grube, 1861)	+	40.5	44.6	32.9	39.5	23.1	45.3	15.9	34.6	37.0	33.3
PSMO Psammoryctides moravicus (Hrabe, 1934)	+	3.2	5.4	0.0	4.7	2.6	4.7	0.0	0.0	0.0	0.0
LICL Limnodrilus claparedeanus Ratzel, 1868	+	23.2	34.8	4.3	20.9	17.9	54.7	36.8	6.4	0.0	3.9
LIHO Limnodrilus hoffmeisteri Claparede, 1862	+	60.0	70.5	22.9	41.9	56.4	92.2	36.8	44.9	37.0	49.0
LIPR Limnodrilus profundicola (Verrill, 1871)	+	4.2	7.1	1.4	4.7	2.6	7.8	10.5	2.6	3.7	2.0
LIUD Limnodrilus udekemianus Claparede, 1862	+	30.5	39.3	5.7	11.6	20.5	51.6	15.9	13.2	7.4	25.5
LIHV Limnodrilus sp.5 (variant)	+	2.6	1.9	0.0	0.0	0.0	3.1	0.0	3.8	0.0	5.9
SPFE Spirosperma ferox (Eisen, 1879)	+	10.5	5.4	4.3	4.7	7.7	3.1	5.3	17.9	22.2	17.6
SPVE Spirosperma velutinum (Grube, 1879)	+	17.4	24.1	20.0	20.9	25.6	9.4	10.5	9.0	25.3	0.0
QUMU Quistadrilus multisetosus (Smith, 1900)	+	3.7	7.1	1.4	2.3	0.0	9.4	15.9	0.0	0.0	0.0
HBSP Haber speciosus (Hrabe, 1931)	+	2.6	4.5	1.4	11.6	5.1	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0
HBZA Haber zavreli (Hrabe, 1931)	+	0.5	0.9	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HBSI Haber simsi (Brinkhurst, 1966)	+	1.6	1.8	0.0	4.7	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	2.0
POBA Potamotheix bavaricus (Oschmann, 1913)	+	2.1	3.6	1.4	0.0	0.0	3.1	5.3	1.3	0.0	2.0
POBE Potamotheix bedoti (Piguet, 1913)	+	6.8	3.6	0.0	0.0	0.0	6.3	0.0	12.8	22.2	7.8
POHA Potamotheix hammoniensis (Michaelsen, 1901)	+	25.8	23.2	1.4	7.0	10.3	34.4	0.0	29.5	55.6	15.7
POHE Potamotheix heuscheri (Bretscher, 1900)	+	5.8	7.1	1.4	9.3	5.1	4.7	0.0	3.8	7.4	2.0
POMO Potamotheix moldaviensis (Vejdovsky & Mrazek, 1902)	+	17.4	32.1	8.6	20.9	17.9	35.9	26.3	0.0	0.0	0.0
POVE Potamotheix vejdoskyi (Hrabe, 1941)	+	11.1	14.3	7.1	11.6	10.3	10.9	5.3	5.1	11.1	2.0
RHOD Rhyacodrilus sp. immatures	+	8.9	9.8	5.7	4.7	15.4	0.0	0.0	7.7	0.0	11.8
RHCO Rhyacodrilus coccineus (Vejdovsky, 1875)	+	4.2	6.3	4.3	7.0	10.3	0.0	0.0	1.3	0.0	2.0
RHFA Rhyacodrilus falciformis Bretscher, 1901	+	3.2	4.5	2.9	4.7	0.0	4.7	0.0	1.3	0.0	2.0
RHSU Rhyacodrilus subterraneus Hrabe, 1963	+	0.5	0.9	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
RHCA Rhyacodrilus carsticus Kosel, 1980	+	1.6	2.7	2.9	4.7	0.0	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0
BRSO Branchiura sowerbyi Beddard, 1892	+	13.2	20.5	4.3	16.3	12.8	34.4	0.0	1.3	0.0	2.0
BDOO Bothrioneurum sp. formes immatures	+	4.2	2.7	0.0	0.0	7.7	0.0	0.0	6.4	0.0	9.8
BOVE Bothrioneurum vejdoskyanum Stolc, 1888	+	0.5	0.9	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
AULI Aulodrilus limnobius Bretscher, 1899	+	18.4	18.8	2.9	4.7	7.7	26.6	10.5	19.2	7.4	25.5
AUPI Aulodrilus pigueti Kowalewski, 1914	+	9.5	14.3	0.0	11.6	12.8	17.2	5.3	2.6	0.0	3.9
AUPL Aulodrilus plurisetata (Piguet, 1906)	+	36.3	25.0	4.3	9.3	15.4	26.6	26.3	55.1	48.1	58.8
PHRI Phallophilus riparius Giani & Martinez-Ansemil, 1981	+	1.6	2.7	2.9	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DORYDRILIDAE											
DOMI Dorydrilus michaelseni Piguet, 1913	+	0.5	0.9	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LUMBRICIDAE											
LUBC Lumbricidae g. sp.	+	4.7	8.0	7.1	4.7	10.3	1.6	0.0	1.3	0.0	2.0
EITE Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)	+	18.4	29.5	31.4	23.3	20.5	9.4	5.3	2.6	0.0	3.9

NAIDIDAE

CHCR	Chaetogaster cristallinus Vejdovsky,1833	+ 11.6	12.5	7.1	23.3	5.1	0.0	0.0	10.3	0.0	15.7
CHDI	Chaetogaster diaphanus (Gruithuisen,1829)	+ 26.3	41.1	35.7	27.9	17.9	17.2	57.9	12.8	0.0	19.6
CHDS	Chaetogaster diastrophus (Gruithuisen,1828)	+ 42.1	42.9	34.3	62.8	43.6	21.9	47.4	42.3	14.8	56.9
CHLA	Chaetogaster langi Bretscher,1896	+ 16.3	25.9	11.4	37.2	20.5	14.1	31.6	3.8	0.0	5.9
CHLI	Chaetogaster limnaei Von Baer,1827	+ 1.6	2.7	0.0	4.7	2.6	0.0	0.0	1.3	0.0	2.0
CHSE	Chaetogaster setosus Svetlov,1925	+ 7.4	13.4	7.1	16.3	10.3	4.7	15.8	1.3	0.0	2.0
CHPA	Chaetogaster parvus Pointner,1914	+ 2.6	4.5	2.9	0.0	12.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PCLO	Pseudochaetogaster longemeri Lafont,1981	+ 1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	3.9
AMLE	Amphichaeta leydigii Tauber,1879	+ 20.5	25.0	5.7	25.6	17.9	34.4	5.3	14.1	12.5	11.8
AMSA	Amphichaeta sannio Kallstenius,1892	+ 1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	0.0	5.9
PAFR	Paranais frici Hrabe,1941	+ 14.7	23.2	2.9	11.6	15.4	32.8	31.6	2.6	0.0	3.9
PALI	Paranais litoralis (Muller,1784)	+ 1.6	0.9	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	2.6	0.0	3.9
HOSE	Homochaeta setosa (Moszynski,1933)	+ 0.5	0.9	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
SCJD	Specaria josinae (Vejdovsky,1883)	+ 30.5	29.5	2.9	11.6	20.5	34.4	21.1	34.6	18.5	43.1
UNCI	Uncinaiis uncinata (Orsted,1842)	+ 14.2	15.2	1.4	11.6	15.4	18.8	21.1	16.7	19.5	15.7
OPSE	Ophidonais serpentina (Muller,1773)	+ 17.4	30.4	11.4	14.0	15.4	26.6	42.1	5.1	0.0	7.9
NAAL	Nais alpina Sperber,1948	+ 30.5	50.0	65.7	39.5	28.2	9.4	36.8	2.6	0.0	3.9
NABA	Nais barbata Muller,1773	+ 40.0	51.8	45.7	51.2	30.8	18.8	78.9	30.8	7.4	43.1
NABE	Nais behningi Michaelson,1923	+ 5.3	11.6	11.4	9.3	5.1	1.6	15.8	0.0	0.0	0.0
NABR	Nais bretscheri Michaelson,1899	+ 37.4	60.7	71.4	72.1	25.6	9.4	73.7	9.0	0.0	13.7
NACH	Nais christinae Kasprzak,1973	+ 11.1	16.1	10.0	14.0	10.3	7.8	36.8	7.7	3.7	9.8
NACO	Nais communis Piguët,1906	+ 50.5	63.4	64.3	60.5	59.0	26.6	57.9	33.3	0.0	51.0
NAEL	Nais elinguis Muller,1773	+ 37.4	61.6	65.7	48.8	53.8	29.3	52.6	5.1	0.0	7.8
NAPA	Nais pardalis Piguët,1906	+ 41.6	61.6	55.7	69.8	35.9	37.5	57.9	15.4	2.7	19.6
NAPS	Nais pseudobtusa Piguët,1906	+ 5.8	14.3	8.6	2.3	0.0	6.3	36.8	0.0	0.0	0.0
NASI	Nais simplex Piguët,1906	+ 15.3	17.0	8.6	18.6	10.3	4.7	26.3	16.7	0.0	25.5
NAVA	Nais variabilis Piguët,1906	+ 8.9	17.9	11.4	9.3	10.3	9.4	26.3	1.3	0.0	2.0
SLAP	Slavina appendiculata d'Udekem,1855	+ 16.8	19.6	14.3	18.6	7.7	7.8	10.5	15.4	0.0	23.5
VECO	Vejdovskyaella comata (Vejdovsky,1883)	+ 3.7	3.6	4.3	4.7	5.1	0.0	0.0	3.9	0.0	5.9
VEIN	Vejdovskyaella intermedia (Bretscher,1896)	+ 26.3	41.1	25.7	48.8	25.6	37.5	42.1	6.4	14.8	2.0
RIPA	Ripistes parasita (Schmidt,1847)	+ 2.6	2.7	1.4	4.7	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	3.9
SYLA	Stylaria lacustris (Linne,1767)	+ 36.8	41.1	27.1	44.2	25.6	32.8	68.4	33.3	11.1	45.1
PIBL	Piguëtella blanci (Piguët,1906)	+ 8.4	8.0	2.9	4.7	5.1	4.7	5.3	10.3	7.4	11.8
HAWA	Haemonais waldvogeli Bretscher,1900	+ 0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	2.0
DEDI	Dero digitata (Muller,1773)	+ 15.3	17.9	0.0	9.3	10.3	28.1	31.6	14.1	7.4	17.6
DENI	Dero nivea Aiyer,1929	+ 1.1	1.8	0.0	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0
DEOB	Dero obtusa d'Udekem,1855	+ 7.9	8.9	1.4	4.7	0.0	10.9	15.8	7.7	0.0	11.8
DEFU	Dero (Aulophorus) furcatus (Muller,1773)	+ 0.5	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0
PRAQ	Pristina aequiseta Bourne,1891	+ 3.2	4.5	1.4	4.7	2.6	1.6	0.0	1.3	0.0	2.0
PRFO	Pristina aequiseta (foreli) (Bourne,1891)	+ 23.2	28.6	25.7	44.2	20.5	6.3	0.0	15.4	0.0	23.5
PRJE	Pristinella jenkiniae (Stephenson,1931)	+ 21.1	31.3	34.3	25.6	20.5	4.7	5.3	7.7	0.0	11.8
PRLO	Pristina longiseta Ehrenberg,1828	+ 14.7	14.3	7.1	18.6	10.3	4.7	5.3	15.4	0.0	23.5
PROS	Pristinella osborni (Walton,1906)	+ 8.9	17.0	17.1	23.3	12.8	1.6	5.3	0.0	0.0	0.0
ENCHYTRAEIDAE											
ENCH	Enchytraeidae g. sp.	+ 36.8	54.5	51.4	34.9	38.5	31.3	31.6	12.8	0.0	19.6
MEAR	Mesenchytraeus armatus Levinsen,1884	+ 3.2	5.4	4.3	2.3	2.6	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
CEOO	Cernosvitoviella sp. formes immatures	+ 21.6	34.8	32.9	46.5	35.9	3.1	5.3	3.8	0.0	5.9
CEAT	Cernosvitoviella atrata (Bretscher,1903)	+ 9.5	16.1	20.0	18.6	10.3	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0
CEIM	Cernosvitoviella immota (Knöller,1935)	+ 1.6	2.7	1.4	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0
COGL	Cognettia glandulosa (Michaelson,1888)	+ 1.1	1.8	0.0	2.3	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ACVE	Achaeta vesiculata Nielsen & Christensen,1959	+ 0.5	0.9	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PPVO	Propappus volki Michaelson,1916	+ 16.3	27.7	35.7	37.2	20.5	3.1	5.3	0.0	0.0	0.0
ENBU	Enchytraeus buchholzi Michaelson,1887	+ 0.5	0.9	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LCOO	Lumbricillus sp. formes immatures	+ 1.1	0.9	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	2.0
LCFE	Lumbricillus fennicus Nurminen,1964	+ 5.3	8.0	7.1	11.6	2.6	3.1	0.0	1.3	0.0	2.0
LCKA	Lumbricillus kaloensis Nielsen & Christensen,1959	+ 0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	2.0
MAR	Marionina argentea (Michaelson,1889)	+ 11.1	18.8	15.7	23.3	12.8	3.1	0.0	1.3	0.0	2.0
MARI	Marionina riparia Bretscher,1899 aug.Cernosvitov,1928+	7.9	11.6	2.9	9.3	5.1	9.4	0.0	3.8	3.7	3.9
MASP	Marionina spicula (Leuckart,1847)	+ 0.5	0.9	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
LISTE DES ECOTYPES (excepté P. aequiseta foreli)											
PRJD	Pristinella jenkiniae, typ. diversiseta (Naididae)	+ 0.5	0.9	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LIHU	Limnodrilus hoffmeisteri typ. udekemianus (Tubificid.)	+ 0.5	0.9	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0
PDHN	Potamothis heuscheri typ. nemi (Tubificidae)	+ 0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Nombre total de stations étudiées

+ 190 112 70 43 39 64 19 78 27 51

Ce qui porte à 180 le nombre des espèces actuellement recensées en France : 3 Haplotaxidae, 15 Lumbriculidae, 46 Naididae, 60 Tubificidae, 1 Dorydrilidae, 51 Enchytraeidae, 2 Lumbricidae, 1 Sparganophilidae et 1 Criodrilidae (mais cette dernière mention reste douteuse).

IV.4.1 Affinités faunistiques.

Dans un travail précédent [3], nous avons étudié le degré d'affinité réciproque entre des peuplements d'origine différente pris 2 à 2. Trois coefficients d'affinité avaient été retenus : coefficient de JACCARD, de SORENSSEN, et la méthode du χ^2 . Nous avons mis ainsi en évidence le niveau élevé de parenté systématique entre la faune lémanique et celle du fleuve Rhône, et entre le Haut-Rhône et le cours inférieur du fleuve : les espèces rencontrées dans deux zones contiguës l'une à l'autre ou de plus vaste étendue géographique accusant les plus fortes affinités.

Inversement, toute réduction de l'échelle topographique accroît les risques d'hétérogénéité, en assurant la résurgence de disparités d'ordre écologique. Dans le tableau 8 par exemple, le pourcentage de fréquence d'occurrence F de S. heringianus est plus élevé dans les sédiments grossiers, celui de B. sowerbyi est plus élevé dans les sédiments fins, etc. En théorie, dans un cours d'eau donné, deux habitats différents pris sur une même station (SF et CR par exemple), peuvent renfermer un taux d'espèces communes plus faible que deux secteurs éloignés dans le même cours d'eau.

En fait, cette étude [3] avait été menée en tenant compte des Enchytraeidae, dont l'abord systématique s'avère délicat. J'ai donc envisagé à nouveau le problème en retirant les Enchytraeidae de l'analyse qui portera sur les peuplements de Tubificidae, de Naididae et de Lumbriculidae.

IV.4.1.1 Aperçu général.

J'ai découpé les relevés effectués dans les systèmes courants et stagnants en 5 ensembles (cf. tab. 9) :

- 1 : le Rhône et ses affluents : 34 stations appartenant à 7 cours d'eau (Rhône, Ain, Dranse, Arve, Ardèche, Ligne, le Lez (fleuve côtier) étant inclus dans ce groupe ;
- 2 : la Saône et ses affluents : 31 stations appartenant à 7 cours d'eau (Saône, Doubs, Canal latéral au Doubs, Loue, Cusancin, Bief-Rouge, Ognon) ;
- 3 : la Dordogne, ses affluents et la Dore : 32 stations appartenant à 5 cours d'eau (Dordogne, Rhue, Cère, Vézère, Dore) ;
- 4 : la Seine, le Lunain et la Saulx (15 stations dans le bassin parisien) ;
- 5 : tous les systèmes stagnants, soit 78 stations réparties dans 18 lacs et 6 plans d'eau de faible profondeur ;

Les 4 ensembles définis au sein des cours d'eau correspondent grossièrement à 4 secteurs géographiques :

- le couloir du Rhône (RH) ;
- le Jura et la Saône (SD) ;
- une zone cristalline dans le Massif Central et le sud-ouest (DR) ;
- le Bassin Parisien (SE).

Les milieux stagnants, quant à eux, sont essentiellement répartis dans l'est de la France (Jura, Alpes, Vosges), excepté les Ulis (Bassin Parisien), Réalmont (lagune dans le Tarn) et les systèmes saumâtres, (Saintes-Maries et roubines adjacentes, littoral méditerranéen). Mais ces derniers milieux n'auront qu'une importance négligeable, dans la mesure où les espèces strictement halophiles ne seront pas prises en considération (A. sannio et P. litoralis).

L'analyse qui suit portera sur un lot de 81 espèces appartenant aux familles des Lumbriculidae, des Naididae, des Tubificidae, des Haplotaxidae, des Lumbricidae et des Dorydriidae (tab. 9). Les formes halophiles et les Enchytraeidae sont donc exclus de l'analyse.

1° Cours d'eau.

J'ai calculé, pour les 4 ensembles définis précédemment, les coefficients d'affinité cénotique de Jaccard, de Sorensen et le χ^2 [3] :

- le coefficient d'affinité de Jaccard (ou % d'espèces communes) :

$$J = \frac{100 C}{A+B-C}$$

- où A : nombre d'espèces dans le milieu I ;
 B : nombre d'espèces dans le milieu II ;
 C : nombre d'espèces communes à I et II.

- Le coefficient de Sorensen, voisin du précédent :

$$S = \frac{2 C}{A + B} \times 100 \quad (\text{même légende que précédemment}).$$

- La méthode du χ^2 - soit 2 milieux I et II :

- N : nombre total d'espèces possibles.
 a : nombre d'espèces propres à I ;
 b : nombre d'espèces propres à II ;
 c : nombre d'espèces communes à I et II ;
 d : nombre d'espèces absentes simultanément en I et II, par rapport à N.

$$\chi^2 \text{ (corrigé pour la continuité)} = \frac{\left[(cd-ab) - \frac{N}{2} \right]^2 \times N}{(a + c) (b + c) (a + d) (b + d)}$$

Tableau 9 : Comparaison de la faune d'oligochètes rencontrée dans les cinq secteurs définis dans les cours d'eau et les milieux stagnants ; RH : bassin du Rhône ; SD : bassin de la Saône ; DR : Dordogne et Dore ; SE : Seine et Lunain (bassin parisien) ; LA : milieux stagnants ; les espèces sont mentionnées avec leur % F de fréquence d'occurrence dans chaque secteur.

		+	RH	+	SD	+	DR	+	SE	+	LA
		+	%F	+	%F	+	%F	+	%F	+	%F
Especies propres à RH											
QUMU	Quistadrilus multisetosus	+	20.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
BOVE	Bothrioneurum vej dovskyanum	+	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DOMI	Dorydrilus michaelsoni	+	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HOSE	Homochaeta setosa	+	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Especies propres à SD											
RYOO	Rhynchelmiss tetra theca	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HBZA	Haber zavreli	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
RHSU	Rhyacodrilus subterraneus	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DEFU	Dero (Aulophorus) furcatus	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Especies propres à DR											
STPA	Stylodrilus parvus	+	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
TRST	Trichodrilus strandi	+	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
RHCA	Rhyacodrilus carsticus	+	0.0	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PHFO	Phalodrilus riparius	+	0.0	0.0	9.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Especies propres aux LACS											
TBMO	Tubifex montanus	+	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	2.6
HMWO	Haemonais waldvogeli	+	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3
PCLO	Pseudochaetog. longemeri	+	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	2.6
Especies propres à quelques secteurs											
BYLE	Bythonomus lemani	+	2.9	26.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3
LIPR	Limnodrilus profundicola	+	14.7	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	2.6
RHFA	Rhyacodrilus falciformis	+	5.9	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3
POBA	Potamotheix bavaricus	+	8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3
POBE	Potamotheix bedoti	+	2.9	3.3	0.0	0.0	6.7	12.8	0.0	0.0	0.0
UNCI	Uncinatis uncinata	+	8.8	20.0	0.0	33.3	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0
DEDI	Dero digitata	+	17.6	33.3	0.0	13.3	14.1	0.0	0.0	0.0	0.0
BISA	Bichaeta sanguinea	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	3.8
LIHV	Limnodrilus sp.5 (variant)	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	3.8
HBSI	Haber simsi	+	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	1.3
PIBL	Piguetiella blanci	+	0.0	10.0	0.0	33.3	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0
LUNA	Lumbriculus variegatus	+	5.9	40.0	12.5	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0
BRSO	Branchiura sowerbyi	+	29.4	43.3	3.1	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
NAYA	Nais variabilis	+	8.8	26.7	12.5	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
DEOB	Dero obtusa	+	8.8	16.7	3.1	0.0	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0
PRLO	Pristina longiseta	+	2.9	13.3	34.4	0.0	15.4	0.0	0.0	0.0	0.0
NAPS	Nais pseudobtusa	+	20.6	10.0	0.0	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
RHCO	Rhyacodrilus coccineus	+	0.0	6.7	15.6	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
DENI	Dero nivea	+	0.0	3.3	0.0	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
NABE	Nais behningi	+	11.8	13.3	6.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
VECO	Vej dovskyella comata	+	0.0	0.0	12.5	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0
RIPA	Ripistes parasita	+	0.0	0.0	9.4	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0
POHE	Potamotheix heuscheri	+	0.0	13.3	3.1	20.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0
CHCR	Chaetogaster cristallinus	+	0.0	3.3	28.1	26.7	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0
HAPG	Haplotaxis gordioides	+	26.5	20.0	15.6	13.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
POMO	Potamotheix moldaviensis	+	32.4	36.7	6.3	60.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CHLI	Chaetogaster limnaei	+	0.0	0.0	3.1	6.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
PSMO	Psammoryctides moravicus	+	0.0	16.7	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
STBR	Stylodrilus brachystylus	+	0.0	10.0	6.3	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
HBSI	Haber speciosus	+	0.0	10.0	3.1	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PROS	Pristinella osborni	+	0.0	13.3	37.5	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CHPA	Chaetogaster parvus	+	0.0	0.0	6.3	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

suite tableau 9.

		+	RH	+	SD	+	DR	+	SE	+	LA
		+	%F	+	%F	+	%F	+	%F	+	%F
Especies communes à tous les secteurs †											
STHE	<i>Stylodrilus heringianus</i>	+	38.2	66.7	46.9	80.0	7.7				
TBIG	<i>Tubifex ignotus</i>	+	29.4	63.3	31.3	53.3	20.5				
TBTU	<i>Tubifex tubifex</i>	+	52.9	70.0	18.8	13.3	50.0				
ILTE	<i>Ilyodrilus templetoni</i>	+	8.8	26.7	6.3	6.7	17.9				
PSBA	<i>Psammoryctides barbatus</i>	+	44.1	53.3	12.5	93.3	34.6				
LICL	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	+	52.9	53.3	3.1	26.7	6.4				
LIHO	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	64.7	80.0	53.1	100.0	44.9				
LIUD	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	+	50.0	50.0	9.4	46.7	19.2				
SPFE	<i>Spirosperma ferox</i>	+	2.9	10.0	3.1	6.7	17.9				
SPVE	<i>Spirosperma velutinus</i>	+	8.8	23.3	43.8	6.7	9.0				
POHA	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	+	20.6	33.3	3.1	53.3	29.5				
POVE	<i>Potamothrix vejvodskyi</i>	+	17.6	13.3	3.1	40.0	5.1				
AULI	<i>Aulodrilus limnobius</i>	+	17.6	26.7	9.4	20.0	19.2				
AUPI	<i>Aulodrilus pigueti</i>	+	2.9	33.3	6.3	20.0	2.6				
AUPL	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	+	23.5	20.0	18.8	40.0	55.1				
CHDI	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	+	32.4	23.3	34.4	73.3	12.8				
CHDS	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	+	11.8	33.3	62.5	86.7	42.3				
CHLA	<i>Chaetogaster langi</i>	+	2.9	33.3	18.8	73.3	3.8				
CHSE	<i>Chaetogaster setosus</i>	+	2.9	13.3	9.4	33.3	1.3				
AMLE	<i>Amphichaeta leydigii</i>	+	14.7	40.0	12.5	46.7	14.1				
PAFR	<i>Paranais frici</i>	+	41.2	20.0	12.5	13.3	2.6				
SCJO	<i>Specaria josinae</i>	+	14.7	33.3	28.1	46.7	34.6				
OPSE	<i>Ophidonais serpentina</i>	+	26.5	26.7	18.8	40.0	5.1				
NAAL	<i>Nais alpina</i>	+	32.4	53.3	62.5	53.3	2.6				
NABA	<i>Nais barbata</i>	+	50.0	46.7	28.1	80.0	30.8				
NABR	<i>Nais bretscheri</i>	+	32.4	63.3	62.5	86.7	9.0				
NACH	<i>Nais christinae</i>	+	14.7	16.7	6.3	20.0	7.7				
NACD	<i>Nais communis</i>	+	55.9	63.3	62.5	66.7	33.3				
NAEL	<i>Nais elinguis</i>	+	64.7	56.7	56.3	53.3	5.1				
NAPA	<i>Nais pardalis</i>	+	35.3	76.7	50.0	100.0	15.4				
NASI	<i>Nais simplex</i>	+	5.9	20.0	3.1	46.7	16.7				
SLAP	<i>Slavina appendiculata</i>	+	5.9	13.3	31.3	26.7	15.4				
VEIN	<i>Vejvodskyella intermedia</i>	+	38.2	46.7	21.9	73.3	6.4				
SYLA	<i>Stylaria lacustris</i>	+	26.5	53.3	25.0	73.3	33.3				
PRFO	<i>Pristina aequiseta</i>	+	2.9	20.0	56.3	46.7	15.4				
PRJE	<i>Pristinella jenkiniae</i>	+	8.8	30.0	46.9	46.7	7.7				
EITE	<i>Eiseniella tetraedra</i>	+	20.6	46.7	31.3	6.7	2.6				
Nombre d'espèces		+	57	+	67	+	61	+	53	+	62

Le résultat obtenu, comparé à la valeur seuil du χ^2 pour 1 degré de liberté permet de tester l'affinité des peuplements des milieux I et II. Les milieux présentant les plus fortes affinités faunistiques se caractérisent par des χ^2 supérieurs à cette valeur seuil (ici 6,63 pour $P = 0,01$, in SNEDECOR et COCHRAN, 1957). La validité de ce dernier test est fonction de la précision avec laquelle N est défini (BONNET, 1964).

J'ai retenu deux valeurs différentes pour N : $N_1 = 81$, soit le nombre total d'espèces récoltées dans les cours d'eau que j'ai étudiés, et $N_2 = 103$, nombre total d'espèces mentionnées jusqu'ici en France. Ces deux valeurs de N sont définies en fonction des familles considérées (à l'exclusion des Enchytraeidae et des formes halophiles), la valeur de N_2 étant établie à partir de la liste dressée par GIANI (1984a, p. 181-185). Les résultats sont illustrés par le tableau 10.

L'examen de ce tableau met en évidence les points suivants :

- les coefficients d'affinité de JACCARD (J) et de Sorensen (S) s'avèrent très élevés pour les 4 ensembles considérés ($J = 61,6$ à $73,2$; $S = 76,3$ à $84,6$) ; les plus fortes affinités se relèvent entre le couloir du Rhône (RH) et le bassin de la Saône (SD) ;
- le test du χ^2 donne des valeurs hautement significatives (au seuil $P = 0,01$) pour la comparaison Rhône - Saône, (RH/SD), Rhône - Bassin Parisien (RH/SE), Saône - Bassin Parisien (SD/SE) et Dordogne-Dore - Bassin Parisien (DR/SE).

La valeur des divers coefficients d'affinité souligne globalement le haut degré de parenté existant entre les quatre ensembles retenus. Les coefficients les moins élevés se rencontrent surtout dans le cas de la comparaison Rhône-Dordogne et Saône-Dordogne.

On pouvait en déduire, à première vue, que se traduisaient ici des disparités dues à la nature géologique des bassins concernés, à dominance calcaire dans le couloir Saône-Rhône et cristalline dans le bassin de la Dordogne et de la Dore. En fait, il semble bien qu'il n'en soit rien.

En effet, la majorité des stations les plus polluées se situent dans le couloir industrialisé du Rhône, et, sur la Dordogne, la majorité des prélèvements a été effectuée dans des substrats grossiers, ce qui n'est pas le cas dans le bassin du Rhône. De plus, la valeur très significative du χ^2 observée pour la comparaison Seine (bassin calcaire)/Dordogne, c'est-à-dire entre deux ensembles comprenant des pollutions industrielles plus réduites (excepté la Dore), souligne le fait que l'impact de la pollution peut s'avérer plus important que les différences géologiques ou morphologiques.

Qui plus est, si l'on retient $N_2 = 103$ comme nombre total d'espèces "possibles", tous les χ^2 présentent des valeurs hautement significatives ($\gg 6,63$; $P = 0,01$ pour un degré de liberté).

2° Comparaison entre les milieux stagnants et les cours d'eau.

Les coefficients de Jaccard et de Sorensen présentent de fortes valeurs (70,2 et 82,5). Le test du χ^2 s'avère hautement significatif pour $N_2 = 103$ espèces. Les trois indices soulignent le fort degré d'affinité faunistique entre les cours d'eau et les systèmes stagnants. En fait, trois espèces seulement ne colonisent ici que les milieux stagnants. : P. longemerii, H. waldvogeli et T. montanus. On pourrait ajouter H. pyrenaicus, mentionnée dans des lacs pyrénéens (JUGET et GIANI, 1974) et des lacs de barrage en Espagne (MARTINEZ-ANSEMIL et PRAT, 1984).

Sect.	Nb. total d'esp.	Esp. prop. à A a	Esp. prop. à B b	Esp. comm. A-B c	N1	Esp. abs. /N1 d1	X2	N2	Esp. abs. /N2 d2	X2	Coef. Jacc. J	Coef. Sore. S
RH (A)	57	5										
SD (B)	67		15	52	81	9	** 7.84	103	27	** 32.70	73.2	84.6
RH (A)	57	12										
DR (B)	61		15	45	81	9	1.60	103	27	** 17.78	61.6	76.3
RH (A)	57	13										
SE (B)	53		9	44	81	15	** 10.07	103	33	** 29.10	64.7	80.0
SD (A)	67	15										
DR (B)	61		8	52	81	6	1.57	103	24	** 23.79	64.1	78.1
SD (A)	67	17										
SE (B)	53		3	50	81	11	** 12.23	103	29	** 35.77	71.4	83.3
DR (A)	61	14										
SE (B)	53		7	46	81	14	** 11.07	103	32	** 31.58	67.6	80.7
CD (A)	81	22										
LA (B)	62		3	59	81	0	0.15	103	18	** 21.78	70.2	82.5

Tableau 10 : Valeur des coefficients d'affinité cénotique (Jaccard, Sorensen, test du X2) ;** : significatif au seuil P = 0.01 pour 1 degré de liberté ; RH : le Rhône et ses affluents ; SD : la Saône et ses affluents ; DR : Dordogne, Dore ; SE : Seine, Saulx, Lunain ; CD : cours d'eau ; LA : lacs et milieux stagnants.

J'ai traité également le tableau 9 par la technique de l'analyse factorielle des correspondances multiples, les pourcentages F de fréquence d'occurrence étant recodés en présence-absence (1-0) pour obtenir un tableau disjonctif complet. Les espèces restent disposées en ligne, les ensembles ou secteurs faunistiques en colonnes.

Le premier facteur de l'analyse (48,3% de l'inertie totale) se révèle très expliqué par les espèces communes à tous les secteurs. Celles-ci présentent en effet la même valeur de coordonnée factorielle et s'opposent aux espèces propres à un bassin donné (4 espèces en RH, 4 en SD, 4 en DR et 4 dans les lacs, tab. 9). La Seine, dépourvue d'espèces propres, se range à proximité immédiate des espèces communes.

Le deuxième facteur, d'importance moindre (17,7% de l'inertie totale), oppose principalement le bassin du Rhône (et les lacs) à la Dordogne. Ce fait se discernait déjà dans le tableau 10, les plus faibles valeurs du χ^2 (avec $N_1 = 81$) se relevant dans la comparaison Rhône-Dordogne + Dore. Les espèces propres au Rhône s'opposent aux espèces propres à la Dordogne sur le deuxième facteur.

Les trois autres facteurs soulignent principalement des points de détail. Le troisième facteur (14% de l'inertie totale) oppose le bassin de la Saône (SD) aux lacs et à la Dordogne. Le quatrième facteur (11,7% de l'inertie totale) se caractérise par un antagonisme entre le Rhône (RH) et tous les autres milieux, avec une forte contribution des espèces propres au Rhône. Le cinquième facteur (8,2% de l'inertie totale) est représenté par le secteur Seine + Saulx (SE), dépourvu d'espèces propres. Les taxons les plus contributifs sont alors représentés par ceux qui sont absents de ce secteur et présents dans les autres ensembles.

En conclusion, les résultats tirés de l'AFC multiple ne contredisent pas les informations contenues dans le tableau 10. Ils soulignent principalement le taux important d'espèces communes à tous les ensembles faunistiques et secondairement, la relative originalité du secteur à bassin versant cristallin (DR, Dordogne + Dore). A ce titre, il est possible que les zones cristallines constituent potentiellement des milieux riches en espèces, et j'avais déjà signalé, dans un précédent travail, la forte richesse spécifique de la zone littorale des lacs de Gérardmer et de Longemer (lacs vosgiens, [11]).

IV.4.1.2 Conclusion.

Par référence au stock d'espèces susceptibles d'être récoltées en France ($N_2 = 103$ espèces), il ne semble pas y avoir de différences très marquées entre les bassins calcaires et cristallins, de même qu'entre les faunes d'eaux courantes et d'eaux stagnantes. Tout au plus peut-on discerner que l'ensemble Dordogne + Dore constituerait un système relativement original.

De fait, la pollution joue probablement un rôle prépondérant dans la distribution géographique des espèces.

Si l'on considère à présent le % F de fréquence d'occurrence, quelques espèces sont significativement plus fréquentes dans les cours d'eau (cf. tab. 8) :

B. lemani,
L. claparedeanus,
A. pigueti,

S. heringianus
L. udekemianus,
P. vej dovskiyi.

T. ignotus,
S. velutinus,

En ce qui concerne B. sowerbyi et les Naididae, communes dans les eaux calmes et peu profondes, il serait prématuré de leur attribuer une préférence quelconque dans la mesure où les milieux stagnants peu profonds (étangs, zones littorales lacustres) ne constituent que le quart des systèmes prospectés ici.

Quelques espèces sont des hôtes exclusifs des cours d'eau dans mon jeu de données :

S. brachystylus,
R. tetratheca,
Q. multisetosus,
P. moldaviensis,
B. vej dovskyanum,
C. parvus,
N. pseudobtusa,
P. osborni.

S. parvus,
H. gordioides,
H. speciosus,
R. subterraneus,
P. riparius,
H. setosa,
D. nivea,

T. strandi,
P. moravicus,
H. zavreli,
R. carsticus,
D. michaelsoni,
N. behningi,
A. furcatus,

En revanche, si je n'ai pas recensé dans les écosystèmes stagnants les taxons H. gordioides, D. michaelsoni, C. parvus et N. pseudobtusa, leur présence a été signalée dans le lac Léman (JUGET, 1967a).

De même, quelques espèces sont significativement plus fréquentes dans les milieux stagnants. Il s'agit de B. sanguinea, S. ferox, P. bedoti et A. plurisetata. Trois oligochètes n'ont été récoltés que dans les écosystèmes stagnants : P. longemeri, H. waldvogeli, T. montanus, espèces auxquelles il convient de rajouter H. pyrenaicus (JUGET et GIANI, 1974).

Globalement, les faunes lacustres semblent donc comparativement plus appauvries que celles des cours d'eau. A titre d'exemple, les trente espèces mentionnées par CHERAITIA (1984) dans 13 étangs ou lagunes peuvent également se récolter dans les eaux courantes.

IV.4.2 Répartition des oligochètes en France : comparaison avec du matériel issu de relevés qualitatifs (tamisage > 0,500 mm).

Ce paragraphe concerne l'examen de spécimens obligeamment légués par de nombreux collègues. Les exemplaires d'oligochètes proviennent de divers cours d'eau appartenant à plusieurs bassins.

Je n'ai pas inclus ces données dans mes relevés, dans la mesure où les protocoles de prélèvement et d'extraction des oligochètes différaient très sensiblement des miens (cf. § IV.1). En effet, le matériel examiné avait été récolté généralement à partir de protocoles prévus pour appliquer des méthodes biologiques qualitatives d'appréciation de la qualité des eaux, telles que l'indice biotique (TUFFERY et VERNEAUX, 1968) ou l'IQBG (VERNEAUX et al., 1976). En particulier, la maille de tamisage des échantillons égalait ou dépassait 0,500 mm.

L'intérêt de prendre en considération ces prélèvements était double :

- récolter des informations sur la répartition des espèces en France complétant les miennes ;
- déterminer le stock d'espèces susceptibles d'être rencontrées dans des relevés faunistiques de routine, prévus pour une récolte qualitative du macrobenthos et effectués par des hydrobiologistes non spécialistes en oligochètes.

J'ai examiné environ 10.000 spécimens d'oligochètes provenant de 8 "ensembles" différents (fig. 14). Dans l'énumération qui va suivre, il me plaît de remercier vivement tous les collègues qui ont eu l'amabilité de me céder les exemplaires de leur collection.

1. Bassin de l'Ain (45 stations) ; leg : M. B. FAESSEL (CEMAGREF Lyon).
2. Bassin du Doubs (51 stations) ; leg : M. B. FAESSEL (CEMAGREF Lyon), M. A. FALCONNET (SRAE, Franche-Comté).
3. Bassin de la Vologne (affluent de la Moselle, Vosges) (16 stations) ; leg : M. BONVALLOT.
4. Bassin de l'Aube (affluent de la Seine) (12 stations) ; leg : M. B. FAESSEL (CEMAGREF Lyon) ; la liste faunistique a été publiée (CTGREF, 1978).
5. Bassin de la Saulx et de la Somme-Soude (affluents de la Marne) (30 stations) ; leg : M. B. FAESSEL (CEMAGREF, Lyon), la liste faunistique a été publiée (CTGREF 1974, 1976).
6. Bassin de la Loire (3 stations sur la Loire entre Tours et Saumur) ; leg : J.F. MARTIN, (SRAE Centre).
7. Bassin de la Saône (Seille + Saône) (9 stations) ; leg : M. B. FAESSEL (CEMAGREF, Lyon), H. TACHET (Université Lyon I).
8. La Bresle (cours d'eau côtier se jetant dans la Manche, au sud d'Abbeville) (6 stations) ; leg : M. M. SAVARY.

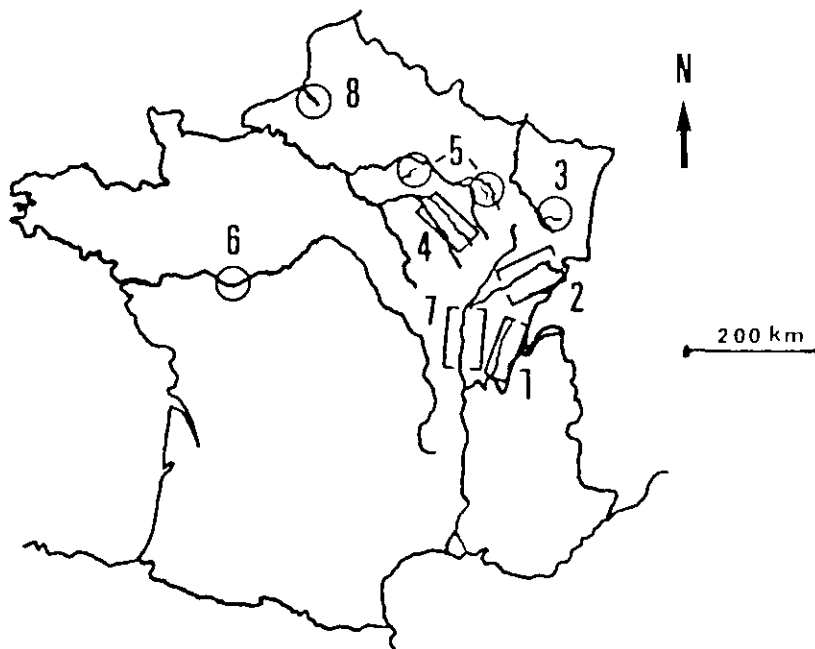


Figure 14 : Emplacement des bassins prospectés (relevés tamisés à 0,500 mm, cours d'eau).

Soit un total de 172 stations appartenant à une trentaine de cours d'eau.

La liste des espèces récoltées est consignée dans le tableau 11.

Quarante-quatre espèces ont été identifiées, soit environ 50% des taxons récoltés dans mes propres échantillons. Ce contingent ne renferme aucune forme nouvelle par rapport à la liste du tableau 8, ce qui n'était pas évident a priori.

Les différences essentielles concernent les nauidés, plus communs dans mes relevés, en raison de la maille de tamisage retenue (0,160 mm).

Il n'en reste pas moins que ces résultats sont loins d'être décevants : ils apportent des arguments supplémentaires en faveur de l'hypothèse du caractère euryèce des peuplements d'oligochètes, du moins pour la faune française (cf. § IV.4.1).

Qui plus est, sur le plan appliqué, on peut entrevoir la possibilité d'utiliser un indice oligochètes simplifié, qui pourrait reprendre les mêmes éléments que l'indice originel IOB [17, 22], soit le % de Tubificidae avec ou sans soies capillaires et le nombre d'espèces.

IV.5 Comparaison avec la faune européenne.

Dans le tableau 12 sont mentionnées les 81 espèces citées dans le tableau 9 et appartenant aux représentants d'eau douce des trois familles suivantes : Lumbriculidae, Tubificidae, Naididae, en excluant les formes halophiles (*A. sannio*, *P. litoralis*). J'ai confronté cette liste aux inventaires, les plus récents possible, concernant 7 zones européennes :

- **Espagne** : MARTINEZ-ANSEMIL et GIANI, 1980 ; MARTINEZ-ANSEMIL, 1982, 1984 ; RODRIGUEZ, 1984, 1986.
- **Tchécoslovaquie** : HRABE, 1981 ; KOSEL, 1980 ; SPORKA, 1983 ;
- **Allemagne et Pays-Bas** : POINTNER, 1914 ; HRABE, 1963 ; WACHS, 1963, 1964, 1967 ; PFANNKUCHE, 1977 ; SCHWANK, 1981a, 1981b, 1982a, 1982b, 1985 ; FRENZEL, 1981, 1983a, 1983b ; GRIMM, 1979 ; STEINLECHNER, 1987 ; PROBST, 1987 ; VERDONSCHOT, 1984, 1987.
- **Grande Bretagne** : BRINKHURST, 1971, 1982a ; LADLE, 1971b ; LADLE et BIRD, 1980 ; BIRD et LADLE, 1981 ; LEARNER et al., 1978 ; LEARNER, 1979a ; EYRES et al., 1978 ;
- **Italie** : BRINKHURST, 1963b, 1978 ; FERRARESE et al., 1980 ; PAOLETTI et SAMBUGAR, 1984 ; KASPRZAK, 1976a.
- **URSS** : CEKANOVSKAYA, 1962 ; TIMM, 1987 ; TIMM et POPCHENKO, 1978 ;
- **Pologne** : KASPRZAK, 1976b, 1981 ; KASPRZAK et SZCZESNY, 1976, ; DUMNICKA, 1976, 1978, 1982, 1985, 1987 ; SZCZESNY, 1974 ; WISNIEWSKI et DUSOGE, 1983, KAHL, 1986.

	Ain	Doubs	Vologne	Aube	Saulx S.SOU.	Loire	Saône Seille	Bresle
<u>Stylogdrilus heringianus</u>	+	+	+	+	+	+	+	+
<u>Bythonomus lemani</u>	+	+	-	+	-	+	+	-
<u>Lumbriculus variegatus</u>	+	+	+	+	+	+	-	-
<u>Haplotaxis gordioides</u>	+	+	-	+	+	+	+	-
<u>Tubifex ignotus</u>	+	+	+	+	+	+	+	-
<u>Tubifex tubifex</u>	+	+	+	+	+	-	+	+
<u>Ilyodrilus templetoni</u>	-	+	-	+	+	-	-	-
<u>Psammoryctides barbatus</u>	+	+	-	+	+	+	+	+
<u>Psammoryctides moravicus</u>	-	+	-	-	-	-	-	-
<u>Limnodrilus claparedeanus</u>	-	+	+	+	-	+	+	-
<u>Limnodrilus hoffmeisteri</u>	+	+	+	+	+	+	+	+
<u>Limnodrilus udekemianus</u>	+	+	-	+	+	+	-	-
<u>Spiroperma ferox</u>	-	+	+	+	+	-	-	-
<u>Spiroperma velutinus</u>	+	+	+	-	+	-	-	-
<u>Potamothrix bavaricus</u>	+	-	-	-	-	-	-	-
<u>Potamothrix bedoti</u>	-	+	-	-	-	-	-	-
<u>Potamothrix hammoniensis</u>	+	+	-	+	+	-	+	-
<u>Potamothrix heuscheri</u>	-	+	-	-	+	-	-	-
<u>Potamothrix moldaviensis</u>	-	+	-	-	-	-	+	-
<u>Potamothrix vejdovskyi</u>	-	-	-	-	+	-	-	-
<u>Rhacodrilus coccineus</u>	-	+	+	-	-	+	-	+
<u>Branchiura sowerbyi</u>	-	+	-	+	-	+	+	-
<u>Aulodrilus plurisetus</u>	+	+	+	+	+	-	+	+
<u>Aulodrilus limnobius</u>	-	-	-	+	-	-	+	-
<u>Specaria josinae</u>	-	-	-	+	-	-	+	-
<u>Uncinails uncinata</u>	-	-	-	+	-	-	-	-
<u>Ophidonails serpentina</u>	-	-	+	+	+	+	+	-
<u>Nais alpina</u>	+	+	-	+	-	+	+	+
<u>Nais barbata</u>	-	-	-	-	+	+	+	-
<u>Nais bretscheri</u>	-	-	-	+	-	+	+	+
<u>Nais communis</u>	+	-	-	+	-	+	+	+
<u>Nais christinae</u>	-	-	-	+	-	+	+	+
<u>Nais elinguis</u>	+	-	-	-	-	+	+	+
<u>Nais pardalis</u>	-	+	-	+	-	+	+	+
<u>Nais pseudobtusa</u>	-	-	-	-	-	-	+	-
<u>Nais variabilis</u>	-	-	+	-	-	-	-	-
<u>Stylaria lacustris</u>	-	+	-	+	+	+	+	-
<u>Pristinella jenkiniae</u>	-	-	-	-	-	-	+	-
<u>Chaetogaster diaphanus</u>	-	-	-	-	-	-	+	-
<u>Aulophorus furcatus</u>	-	-	-	-	-	+	-	-
<u>Dero digitata</u>	-	-	-	-	-	+	+	-
<u>Dero obtusa</u>	-	-	-	-	-	-	+	-
<u>Eiseniella tetraedra</u>	+	+	+	+	+	+	+	-
<u>Propappus volki</u>	-	+	-	+	-	+	+	-

Tableau 11 : Liste des espèces d'oligochètes établie à partir de relevés qualitatifs (filtration des échantillons à 0,500 mm ou plus).

Tableau 12 : Liste des espèces mentionnées dans divers pays d'Europe ; le % total de fréquence d'occurrence correspond à celui du tableau 8.

Régions géographiques :		POLOGNE	ESPAGNE	CSSR	RFA	GB	ITALIE	URSS	Relevés filtrés à 0,500 mm (France)
Espèces	% F total								
<u>L. variegatus</u>	16,8	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>S. heringianus</u>	35,3	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>T. ignotus</u>	33,7	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>T. tubifex</u>	45,8	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>P. barbatus</u>	40,5	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>L. claparedeanus</u>	23,2	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>L. hoffmeisteri</u>	60	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>L. profundicola</u>	4,2	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>L. udekemianus</u>	30,5	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>S. ferox</u>	10,5	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>P. hammoniensis</u>	25,8	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>R. coccineus</u>	4,2	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>A. pluriseta</u>	36,3	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>C. diaphanus</u>	26,3	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>C. diastrophus</u>	42,1	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>C. langi</u>	16,3	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>C. limnaei</u>	1,6	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>S. josinae</u>	30,5	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>U. uncinata</u>	14,2	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>Q. serpentina</u>	17,4	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. alpina</u>	30,5	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. barbata</u>	40	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. bretscheri</u>	37,4	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. communis</u>	50,5	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. elinguis</u>	37,4	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. pardalis</u>	41,6	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. pseudobtusa</u>	5,8	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>N. variabilis</u>	8,9	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>S. appendiculata</u>	16,8	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>V. comata</u>	3,7	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>S. lacustris</u>	36,8	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>D. digitata</u>	15,3	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>P. aequiseta</u>	26,4	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>P. longiseta</u>	14,7	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>V. intermedia</u>	26,3	x	x	x	x	x	x	x	-
<u>B. sowerbyi</u>	13,2	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>I. templetoni</u>	14,7	x	x	x	x	x	-	x	x
<u>R. falciformis</u>	3,2	x	x	x	x	x	-	x	-
<u>A. limnobiis</u>	18,4	x	x	x	x	x	-	x	x
<u>A. leydigii</u>	20,5	x	x	x	x	x	-	x	-
<u>S. velutinus</u>	17,4	x	x	x	-	x	x	x	x
<u>B. vejdoyskvanum</u>	0,5	x	x	x	-	x	x	x	-
<u>D. furcatus</u>	0,5	x	x	x	-	x	x	x	x
<u>P. heuscheri</u>	5,8	x	x	x	x	-	x	x	x
<u>C. cristallinus</u>	11,6	x	x	x	x	x	-	-	-
<u>P. jenkiniae</u>	21,1	x	x	x	x	x	-	-	x
<u>N. simplex</u>	15,3	x	-	x	x	x	x	x	-
<u>D. obtusa</u>	7,9	x	-	x	x	x	x	x	x
<u>S. brachystylus</u>	3,2	x	x	x	-	-	x	x	-
<u>B. lemani</u>	5,8	-	x	x	-	x	x	x	x
<u>P. bedoti</u>	6,8	x	-	x	x	x	-	x	x

Régions géographiques :		POLOGNE	ESPAGNE	CSSR	RFA	GB	ITALIE	URSS	Relevés filtrés à 0.500 mm (France)
Espèces	% F total								
<i>P. moldaviensis</i>	17,4	x	-	x	x	x	-	x	x
<i>P. blanci</i>	8,4	x	-	x	x	x	-	x	-
<i>N. behningi</i>	5,3	x	-	x	x	-	x	x	-
<i>P. bavaricus</i>	2,1	-	x	x	x	x	-	x	x
<i>S. parvus</i>	1,1	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>A. piqueti</i>	9,5	x	x	x	-	-	-	x	-
<i>N. christinae</i>	11,1	x	x	x	-	-	-	x	x
<i>R. parasita</i>	2,6	x	-	x	-	x	-	x	-
<i>P. frici</i>	14,7	-	x	x	x	-	-	x	-
<i>T. strandi</i>	1,6	-	x	x	x	-	-	-	-
<i>C. setosus</i>	7,4	-	-	x	x	-	-	x	-
<i>H. speciosus</i>	2,6	-	-	x	x	x	-	-	-
<i>B. sanguinea</i>	2,1	-	-	x	x	-	x	-	-
<i>H. setosa</i>	0,5	x	-	x	-	-	x	-	-
<i>P. vejsovskyi</i>	11,1	x	-	x	-	-	-	x	x
<i>H. waldvogeli</i>	0,5	x	-	x	-	-	-	x	-
<i>D. nivea</i>	1,1	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>T. montanus</i>	1,1	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>P. moravicus</i>	3,2	-	-	x	-	-	-	x	x
<i>R. subterraneus</i>	0,5	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>C. parvus</i>	2,6	-	x	-	x	-	-	-	-
<i>Limnodrilus sp. 5</i>	2,6	-	-	-	x	x	-	-	-
<i>F. riparius</i>	1,6	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>F. osborni</i>	8,9	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>R. tetratheca</i>	1,1	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Q. multisetosus</i>	3,7	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>H. zavreli</i>	0,5	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. simsi</i>	1,6	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>R. carsticus</i>	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>F. longemeri</i>	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Nombre d'espèces	81	63	59	70	59	56	49	63	41
% d'espèces communes/tab. 9		77,8	72,8	86,4	72,8	69,1	60,4	77,8	50,6

Il est révélateur de constater, à la lecture du tableau 12, que 60 à 86% de mes espèces se rencontrent dans les 7 zones géographiques définies précédemment. Si l'on regroupe ces zones, le degré d'affinité augmente encore. Ainsi 93% des espèces de mes relevés se retrouvent dans le groupe Pologne + Allemagne + Tchécoslovaquie, 94% dans le même groupe + URSS, etc.

Loin de diminuer le nombre d'espèces communes, le fait de regrouper diverses régions géographiques met en évidence un stock théorique commun d'au moins une centaine d'espèces pour des bassins très éloignés (cf. [3], [17]).

Cette dernière observation présente des possibilités d'application intéressantes : il pourrait s'avérer possible de déboucher sur une intercalibration, à l'échelle européenne, des méthodes biologiques d'appréciation de l'impact des pollutions basées sur les peuplements d'oligochètes. Cette intercalibration constitue un des volets d'un projet de coopération plus général entre l'URSS et la France.

En fait, seules H. zavreli et P. longemeri n'ont pas été recensées en Europe, hormis la France. Mais P. longemeri, s'il s'agit bien de cette espèce, serait connue des grands lacs américains (HILTUNEN et KLEMM, 1980 ; BRINKHURST et KATHMANN, 1983). De plus, ces deux oligochètes font l'objet de discussions sur la validité de leur statut taxonomique (BRINKHURST et WETZEL, 1984 ; BRINKHURST et KATHMANN, 1983).

Remarque : Cas des Enchytraeidae.

Cette famille d'oligochètes est traitée à part, dans la mesure où la grande majorité des déterminations à l'espèce se révèle aléatoire ou impossible sur le matériel fixé. De surcroît, beaucoup d'espèces restent à décrire, et toute la famille présente probablement une grande platicité génétique.

Parmi les 11 espèces dont la détermination ne pose pas de problèmes insurmontables, Mesenchytraeus armatus, Cernosvitoviella atrata, Cognettia glandulosa, Propappus volki, Marionina argentea et M. riparia présentent une vaste répartition géographique et sont recensées jusqu'en URSS (TIMM, 1987).

Mais le problème de la répartition des Enchytraeidae reste étroitement lié au développement de la systématique de cette famille complexe. Il est bon de rappeler ici que P. volki pourrait même constituer l'archétype d'une nouvelle famille d'oligochètes, les Propappidae (COATES, 1986, 1987).

IV.6 Discussion, conclusion.

En conclusion de cet aperçu faunistique, trois points méritent d'être soulignés :

1. Il existe un stock commun important d'au moins une centaine d'espèces pour la faune européenne. Cette observation présenterait en fait un caractère banal ; elle pourrait être la simple conséquence logique de la répartition holarctique des espèces européennes de Tubificidae, de Naididae et de Lumbriculidae (TIMM, 1980).

2. On note l'existence d'un stock d'espèces plus réduit, mais à vaste répartition géographique en France et en Europe, lorsque l'on ne considère que les oligochètes macrobenthiques (maille de tamisage $\geq 0,600$ mm). Les 44 taxons du tableau 11 sont en effet tous mentionnés en Europe, jusqu'en URSS.

3. Au sein de la faune française, les disparités entre bassins très différents sont minimales, même dans le cas de la comparaison entre bassins de nature calcaire et cristalline. Ce dernier point peut être la conséquence de plusieurs facteurs :

- la faune française est peut-être appauvrie, mais la subsistance de lacunes dans notre information, telles que la méconnaissance des peuplements d'oligochètes du nord et de l'ouest de la France, ne permettent pas d'étayer totalement cette affirmation.

- Il existe des divergences entre systématiciens. HOLMQUIST (1985) met en doute la validité des genres Tubifex, Ilyodrilus et Potamothrix et propose l'éclatement de ceux-ci en 12 genres.

Inversement, il est probable que la majorité des espèces du genre Pristina ne soit pas valide (cf. § III) et que celui-ci se réduise en France et en Europe à 3 ou 5 espèces.

De même MILLIGAN (1986) considère que Haber zavreli et H. simsi constituent des formes de H. speciosus. Ces observations tendraient à augmenter le degré d'affinité faunistique d'une région à l'autre. L'évolution souhaitable de la systématique des oligochètes entraînera à coup sûr une révision de nos conceptions sur la répartition des espèces.

- Les milieux que j'ai étudiés sont trop pollués. Vraie pour le Rhône, cette affirmation ne vaut pas pour la Dordogne, la Seine et la Saulx, dont l'étude a été menée sur des secteurs en général exempts de fortes pollutions industrielles.

- Les protocoles d'échantillonnage utilisés dans ce travail sont sélectifs, ce qui expliquerait les fortes affinités faunistiques observées entre les différents bassins. Mais GIANI (1976, 1979), sans utiliser les mêmes protocoles de prélèvement, relève dans le sud-ouest de la France entre 1976 et 1979, 65 espèces d'oligochètes appartenant aux familles des Lumbriculidae, des Naididae et des Tubificidae. Sur ces 65 espèces, 59 sont communes avec celles de mon jeu de données. Encore cet auteur fait-il mention de Pristina bilobata, P. rosea et P. menoni, dont le statut d'espèce me paraît sujet à caution. Certaines de ses stations sont de plus situées dans des milieux de haute montagne, milieux que je n'ai pas étudiés pour ma part.

En fait, un aspect de la biologie des oligochètes me semble prédominant : il s'agit de la capacité des espèces à coloniser les milieux souterrains, et le grand nombre de formes typiques des eaux du sol (nappes phréatiques, sous-écoulement, etc.). Parmi les mécanismes possibles et probables de dissémination des taxons, la voie souterraine est évoquée sans être considérée comme primordiale par TIMM (1980).

Or, il est symptomatique de constater que bon nombre d'espèces nouvellement décrites appartiennent à des familles (Lumbriculidae) et des sous-familles (Rhyacodrilinae) plutôt inféodées aux eaux souterraines ou hyporhéiques. JUGET (1987) a décrit récemment deux nouvelles espèces des genres Rhyacodrilus et Rhizodriloides provenant des eaux souterraines de la plaine alluviale du Rhône.

Il est intéressant de noter également que, parmi les 23 oligochètes les plus rares en eaux courantes (tab. 8), 15 n'ont été recensés que dans des substrats grossiers. Ces substrats, plus que les substrats à texture fine, sont susceptibles d'entretenir des rapports étroits avec le sous-écoulement.

Le cas de Chaetogaster parvus me semble à ce titre significatif. En France, il a été trouvé dans les substrats grossiers de 7 stations : 3 sur la Seine (bassin calcaire), 2 sur la Dordogne (bassin cristallin), une station dans les sables littoraux du lac Léman (JUGET, 1967a) et une station dans les sédiments grossiers d'un bras mort du Rhône en amont de Lyon, en partie drainé par des eaux d'origine karstique (JUGET, comm. pers.).

L'espèce décrite originellement par POINTNER (1914) dans le lac de Lünz (Autriche) a été récemment découverte en Espagne, dans le Pays Basque (RODRIGUEZ, 1986). Sa distribution est mondiale, MARCUS (1943) la signale au Brésil, mais toujours dans des secteurs très localisés.

De plus, parmi les 7 sites français où C. parvus est répertoriée, deux sont en rapport étroit avec des eaux phréatiques et karstiques (Léman et Rhône), cinq sont situés dans des secteurs où des aménagements sont susceptibles d'influer fortement sur la dynamique des échanges entre la nappe phréatique et le cours d'eau. Les stations de la Seine (P1, P2, P3) se trouvent à l'aval du barrage réservoir "Seine", celles de la Dordogne (E5, E8) à l'aval de la retenue de Chastans (E5) ou d'extractions de granulats dans le lit mineur (Calmejane E8).

La discontinuité de la distribution de C. parvus, associée au caractère cosmopolite de l'espèce, ne traduirait-elle pas une préférence pour le milieu souterrain ? On peut se poser la question compte-tenu de la nature particulière des sites de récolte en France.

La même interrogation concerne Rhyacodrilus carsticus, connue du karst en Tchécoslovaquie (KOSEL, 1980) et dans trois stations de la Dordogne, précisément toutes soumises à l'influence d'un aménagement (E3, aval du barrage de Bort-les-Orgues ; E5, aval du barrage de Chastans ; E8, aval de la gravière de Calmejane).

D'autres formes, plus banales, sont signalées en tant qu'"immigrants souterrains" et/ou en tant qu'indicatrices d'un "effet de source", comme H. gordioides (BRINKHURST et JAMIESON, 1971), S. velutinus (JUGET, 1967a), R. falciformis (JUGET, 1987). Ce statut peut également être attribué à Propappus volki, espèce dont la pullulation semble être une conséquence des variations relatives de niveau entre le sous-écoulement et le cours d'eau lui-même, en général sous l'influence d'un aménagement (barrage) ou d'une perturbation physique (extraction de granulats dans le lit mineur) ([13] et GASCHIGNARD-FOSSATI, 1986).

On peut penser que les facteurs hydrauliques évoqués précédemment sont en mesure d'agir sur la distribution de beaucoup d'autres espèces.

A titre d'exemple, j'ai pu constater l'existence de forts pourcentages (> 70%) des genres Pristina et Pristinella (Pristina aquiseta et Pristinella jenkiniae) dans des secteurs de la Dore soumis à des extractions de graviers (CETÉ, 1985). Le milieu souterrain ne constituerait-il pas le réservoir de la majorité des espèces ?

Dans la Stygofauna Mundi, JUGET et DUMNICKA (1986) mentionnent 6 espèces qui sont susceptibles de coloniser simultanément les milieux épigés et hypogés (Trichodrilus strandi, Dorydrilus michaelsoni, Haber zavreli, Rhyacodrilus coccineus, R. carsticus, R. subterraneus). J'ai pour ma part récolté D. michaelsoni dans l'Arve, à l'amont du barrage des Houches. Plus énigmatique encore est la distribution de Trichodrilus macroporphorus, trouvée dans des torrents pyrénéens à 2600 m d'altitude (GIANI, 1979) et dans un puits en Autriche ! (in JUGET et DUMNICKA, 1986).

Dans le sous-écoulement et les eaux phréatiques de la plaine alluviale du Rhône, JUGET (1984) signale, outre les formes phréatobies, 19 espèces très banales et caractéristiques des eaux de surface : L. hoffmeisteri, P. vej dovskyi, S. velutinus, M. argentea, P. volki, E. buchholzi, S. heringianus, S. parvus, C. glandulosa, M. riparia, P. heuscheri, P. jenkiniae, P. aequiseta, V. intermedia, N. elinguis, N. communis, N. pardalis, C. diastrophus, C. setosus.

Dans le milieu interstitiel de la rivière Brenta (Italie), CENTURIONI et SAMBUGAR (1981, in BRAIONI et al., 1981), citent : C. langi, C. diaphanus, C. cristallinus, N. communis, N. variabilis, N. alpina, N. pseudobtusa, N. pardalis, N. elinguis, S. lacustris, P. bilobata, P. jenkiniae, P. aequiseta. La faune interstitielle de l'Adige (FERRARESE et SAMBUGAR, 1976) renferme C. diastrophus, C. langi, C. cristallinus, O. serpentina, N. communis, N. variabilis, N. simplex, N. pardalis, N. elinguis, P. aequiseta, N. alpina.

Si l'on songe par ailleurs que les eaux souterraines, peu étudiées en général, constituent des nappes considérablement plus étendues que les eaux superficielles, je suggère que **le milieu souterrain puisse représenter le principal réservoir d'espèces et la zone privilégiée de leur dissémination**, dissémination facilitée par la petite taille des oligochètes aquatiques, notamment lorsqu'ils sont immatures.

Les oligochètes que l'on s'accorde à considérer généralement comme ayant des ancêtres marins, auraient envahi les milieux continentaux en pénétrant principalement par les nappes souterraines. Les eaux de surface ne renfermeraient qu'une faune appauvrie, constituée surtout par des formes euryèces.

La présence d'espèces telles que Phallodrilus riparius dans les eaux douces, alors que la sous-famille des Phallo-drilinae est essentiellement marine, constituerait un témoin de cette voie de migration ancienne. J'aurai l'occasion de revenir sur le sujet dans la conclusion de ce chapitre.

IV.7 Distribution des oligochètes au sein des écosystèmes.

IV.7.1 Cas des cours d'eau : répartition longitudinale.

Beaucoup d'organismes, tels que les insectes aquatiques par exemple, présentent le long d'un écosystème d'eau courante un remplacement amont-aval bien marqué des espèces (ILLIES et BOTOSANEANU, 1963, BERTHELEMY, 1966 ; DECAMPS, 1967 ; VERNEAUX, 1973 ; BOTOSANEANU, 1979). Cette zonation amont-aval des peuplements existe également chez les biocénoses de mollusques (MOUTHON, 1979, 1980).

En ce qui concerne les oligochètes, les auteurs s'accordent en général à considérer que l'on n'observe pas, pour ce groupe, de remplacement des espèces le long d'un cours d'eau (WACHS, 1967 ; KASPRZAK et SZCZESNY, 1976 ; MARTINEZ-ANSEMIL, 1981 ; GIANI et MARTINEZ-ANSEMIL, 1981b). Néanmoins LEARNER et al., (1978) mettent en évidence, pour la famille des Naididae, une répartition longitudinale des populations selon trois zones dans les eaux courantes : une zone amont, une zone moyenne et une zone aval.

GROUPE I				C	R	P	MI	CR	CL	SO	SF	VS
	+	% F										
<i>Nais communis</i>	+	63.4	NACO	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nais elinguis</i>	+	61.6	NAEL	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nais pardalis</i>	+	61.6	NAPA	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nais bretscheri</i>	+	60.7	NABR	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Stylodrilus heringianus</i>	+	56.3	STHE	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nais barbata</i>	+	51.8	NABA	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nais alpina</i>	+	50.0	NAAL	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tubifex tubifex</i>	+	44.6	TBTU	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Psammoryctides barbatus</i>	+	44.6	PSBA	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tubifex ignotus</i>	+	42.0	TBIG	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	+	41.1	CHDI	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pristinella jenkiniae</i>	+	31.3	PRJE	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Specaria josinae</i>	+	29.5	SCJO	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pristina aequiseta (foreli)</i>	+	28.6	PRFO	*	*	*	*	*	*	*	*	-
<i>Propappus volki</i>	+	27.7	PPVO	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Spirosperma velutinus</i>	+	24.1	SPVE	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Haplotaxis gordioides</i>	+	20.5	HAPG	*	*	*	*	*	*	*	*	-
<i>Lumbriculus variegatus</i>	+	18.8	LUVA	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Aulodrilus limnobius</i>	+	18.8	AULI	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nais variabilis</i>	+	17.9	NAVA	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bythonomus lemni</i>	+	9.8	BYLE	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Spirosperma ferox</i>	+	5.4	SPFE	*	*	*	*	*	*	*	*	*

<i>Limnodrilus udekemianus</i>	+	39.3	LIUD	*	*	*	-	*	*	*	*	*
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	+	23.2	POHA	*	*	*	-	*	*	*	*	-
<i>Potamothenix bavaricus</i>	+	3.6	POBA	*	*	*	-	*	-	-	*	*

GROUPE II				C	R	P	MI	CR	CL	SO	SF	VS
	+	% F										
<i>Branchiura sowerbyi</i>	+	20.5	BRSO	-	-	*	-	*	*	*	*	-
<i>Nais behningi</i>	+	11.6	NABE	-	-	*	-	*	*	*	*	*
<i>Dero obtusa</i>	+	8.9	DEOB	-	-	*	*	*	*	-	*	*
<i>Limnodrilus profundicola</i>	+	7.1	LIPR	-	-	*	-	*	*	*	*	*
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	+	7.1	QUMU	-	-	*	-	*	*	-	*	*
<i>Pristina aequiseta (aequi.)</i>	+	4.5	PRAQ	-	-	*	*	*	*	*	*	-
<i>Phalodrilus riparius</i>	+	2.7	PHRI	-	-	*	-	*	*	-	-	-
<i>Haber zavreli</i>	+	0.9	HBZA	-	-	*	*	-	*	-	-	-
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	+	0.9	DEFU	-	-	*	*	-	-	-	-	*
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	+	0.9	ENBU	-	-	*	*	*	-	-	-	-
<i>Paranais litoralis</i>	+	0.9	PALI	-	-	*	-	-	-	-	*	-

GROUPE III				C	R	P	MI	CR	CL	SO	SF	VS
	+	% F										
<i>Cernosvitoviella atrata</i>	+	16.1	CEAT	-	*	-	*	*	*	*	-	*
<i>Chaetogaster parvus</i>	+	4.5	CHPA	-	*	-	*	*	-	*	-	-
<i>Potamothenix bedoti</i>	+	3.6	POBE	-	*	-	-	-	-	-	*	-
<i>Vejdovskyella comata</i>	+	3.6	VECO	-	*	-	*	*	*	*	-	-
<i>Trichodrilus strandi</i>	+	2.7	TRST	-	*	-	*	*	*	*	-	-
<i>Rhyacodrilus carsticus</i>	+	2.7	RHCA	-	*	-	*	*	*	-	-	*
<i>Cernosvitoviella immota</i>	+	2.7	CEIM	-	*	-	-	*	-	-	*	-
<i>Stylodrilus parvus</i>	+	1.8	STPA	-	*	-	*	*	*	-	-	-
<i>Cognettia glandulosa</i>	+	1.8	COGL	-	*	-	*	-	*	*	-	-
<i>Bichaeta sanguinea</i>	+	0.9	BISA	-	*	-	-	-	-	*	-	-
<i>Bothrioneurum vejdoskyanum</i>	+	0.9	BOVE	-	*	-	-	-	-	-	*	-
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	+	0.9	DOMI	-	*	-	*	-	-	*	-	-
<i>Homochaeta setosa</i>	+	0.9	HOSE	-	*	-	-	-	-	-	*	-
<i>Marionina spicula</i>	+	0.9	LCOO	-	*	-	-	-	-	-	*	-

Tableau 13 : Distribution des espèces d'oligochètes dans les eaux courantes.
C : Crénon (B1,B2 selon VERNEAUX,1973) ; R : Rhrithron (B3,B4, B5,B6) ; P : Potamon (B7,B8,B9) ; MI : milieu souterrain ; CR : sédiments grossiers en courant rapide ; CL : sédiments grossiers en courant lent ; SO : sables ; SF : sédiments fins ; VS : végétation, substrats artificiels.

Dans un précédent travail [3] nous avons constaté que le degré d'affinité faunistique existant entre la portion du Rhône en amont de Lyon (moins les îles) et le cours inférieur du fleuve (aval de Lyon) se révélait très élevé ($\chi^2 = 9,85$). En conséquence, le chenal principal du Rhône semblerait appartenir au même type écologique, de l'émissaire du lac du Bourget à l'amont immédiat du Rhône camargais, malgré l'incidence du foyer important de pollution industrielle constitué par l'agglomération lyonnaise et les installations bordant le Rhône en aval.

J'ai examiné à nouveau le problème sur la base du critère de présence/absence des espèces, à partir des 112 stations situées dans les cours d'eau. Les stations ont été classées selon leur appartenance aux biocénotypes définis par VERNEAUX (1973) et la correspondance de ces biocénotypes avec les zones d'ILLIES et BOTOSANEANU, (1963). Ce classement a été effectué à partir de travaux et rapports d'étude : VERNEAUX (1973), CTGREF (1977, 1980), CEMAGREF (1982a, 1982b, 1982c, 1983, 1984a).

Les tableaux 13 et 14 renferment les 93 espèces récoltées dans les cours d'eau, classées dans l'ordre de leur pourcentage de fréquence d'occurrence F. Dans ces tableaux sont notées également la présence de chaque espèce dans les trois zones écologiques (Crénon, Rhithron, Potamon) et leur présence dans les milieux hyporhéiques ou phréatiques, d'après les données de CENTURIONI et SAMBUGAR (1981), FERRARESE et SAMBUGAR (1976), LADLE (1971a), DUMNICKA (1977, 1986), JUGET (1984), JUGET et DUMNICKA (1986), BARTHELEMY (1984), DOLE (1983a, 1983b).

De plus, la présence d'une espèce donnée dans chaque habitat (CR = substrats grossiers en courant rapide ; CL = substrats grossiers en courant lent ; SO = sables ; SF = sédiments fins ; VGSA = substrats artificiels et végétation) figure dans les tableaux 13 et 14.

Vingt-deux oligochètes sont mentionnés dans tous les milieux, des eaux souterraines aux potamons (fleuves). Ces 22 taxons sont rangés par ordre de leur % de fréquence d'occurrence F dans les cours d'eau. On obtient le groupe suivant (groupe I), qui renferme les formes présentant le caractère le plus ubiquiste.

Groupe I.

N. communis (F = 63,4%),
N. bretscheri,
N. alpina,
T. ignotus,
S. josinae,
S. velutinus,
A. limnobijs,
S. ferox (F = 5,4 %).

N. elinguis,
S. heringianus,
T. tubifex,
C. diaphanus,
P. aequiseta,
H. gordioides,
N. variabilis,

N. pardalis,
N. barbata,
P. barbatus,
P. jenkiniae,
P. volki,
L. variegatus,
B. lemani,

On trouve là un lot d'espèces banales dans les cours d'eau, ce qui est somme toute logique, mais aussi des formes moins communes, comme S. ferox (F = 5,4 %) ou B. lemani (F = 9,8 %).

Ces 22 oligochètes sont recensés dans tous les substrats, qu'ils soient grossiers, fins, de nature végétale ou artificielle. Le groupe I correspond selon toute évidence à un ensemble de taxons ayant les plus fortes capacités colonisatrices. La moitié des espèces appartient d'ailleurs à la famille des Naididae, organismes mobiles à cycle de développement rapide.

GROUPE IV	+	% F		C	R	P	MI	CR	CL	SO	SF	VS
Limnodrilus hoffmeisteri	+	70.5	LIHO	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Chaetogaster diastropnus	+	42.9	CHDS	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Vejdovskyaella intermedia	+	41.1	VEIN	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Stylaria lacustris	+	41.1	SYLA	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Limnodrilus claparedeanus	+	34.8	LICL	-	*	*	-	*	*	*	*	*
Potamothenix moldaviensis	+	32.1	POMO	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Ophidonais serpentina	+	30.4	OPSE	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Eiseniella tetraedra	+	29.5	EITE	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Chaetogaster langi	+	25.9	CHLA	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Aulodrilus plurisetus	+	25.0	AUPL	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Amphichaeta leydigii	+	25.0	AMLE	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Paranais frici	+	23.2	PAFR	-	*	*	-	*	*	*	*	*
Slavina appendiculata	+	19.6	SLAP	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Marionina argentea	+	18.8	MAAR	-	*	*	*	*	*	*	*	-
Dero digitata	+	17.9	DEDI	-	*	*	*	-	*	*	*	*
Nais simplex	+	17.0	NASI	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Pristinella osborni	+	17.0	PROS	-	*	*	-	*	*	*	*	*
Nais christinae	+	16.1	NACH	-	*	*	-	*	*	*	*	*
Uncinaxis uncinata	+	15.2	UNCI	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Potamothenix vej dovskiyi	+	14.3	POVE	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Aulodrilus pigueti	+	14.3	AUPI	-	*	*	-	-	*	*	*	*
Nais pseudobtusa	+	14.3	NAPS	-	*	*	*	*	*	-	*	*
Pristina longisetus	+	14.3	PRLO	-	*	*	-	*	*	*	*	*
Ilyodrilus templetoni	+	13.4	ILTE	-	*	*	*	-	*	*	*	*
Chaetogaster setosus	+	13.4	CHSE	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Chaetogaster cristallinus	+	12.5	CHCR	-	*	*	*	*	*	*	-	-
Marionina riparia	+	11.6	MARI	-	*	*	*	*	*	*	*	-
Piguetiella blanci	+	8.0	PIBL	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Lumbricillus fennicus	+	8.0	LOFE	-	*	*	-	*	*	*	*	-
Potamothenix heuscheri	+	7.1	POHE	-	*	*	*	*	*	*	*	-
Rhyacodrilus coccineus	+	6.3	RHCO	-	*	*	*	*	*	*	-	-
Stylodrilus brachystylus	+	5.4	STBR	-	*	*	*	*	*	*	-	-
Psemmoryctides moravicus	+	5.4	PSMO	-	*	*	-	-	*	*	*	-
Haber speciosus	+	4.5	HBSP	-	*	*	-	*	*	*	*	-
Chaetogaster limnaei	+	2.7	CHLI	-	*	*	-	-	*	*	-	-
Ripistes parasita	+	2.7	RIPA	-	*	*	-	*	*	-	-	-
Limnodrilus sp.5 (variant)	+	1.8	LIHV	-	*	*	-	-	-	-	*	-
Haber simsi	+	1.8	HBSI	-	*	*	-	-	*	-	-	-
Dero nivea	+	1.8	DENI	-	*	*	-	-	-	-	*	-
Rhynchelmis tetratheca	+	1.8	RYTR	-	*	*	-	*	-	-	*	-
GROUPE V	+	% F		C	R	P	MI	CR	CL	SO	SF	VS
Mesenchytraeus armatus	+	5.4	MEAR	*	*	-	-	*	*	*	*	*
Rhyacodrilus falciformis	+	4.5	RHFA	*	*	-	*	*	*	-	*	-
GROUPE VI	+	% F		C	R	P	MI	CR	CL	SO	SF	VS
Rhyacodrilus subterraneus	+	0.9	RHSU	*	-	-	*	-	-	-	*	-
Achaeta vesiculata	+	0.9	ACVE	*	-	-	-	*	-	-	-	-
Nombre d'espèces	+	93		29	79	75	62	74	76	69	73	54

Tableau : Distribution des espèces d'oligochètes dans les eaux courantes.
 C : Crénon (B1,B2 selon VERNEAUX,1973) ; R : Rhrithron (B3,B4, B5,B6) ; P : Potamon (B7,B8,B9) ; MI : milieu souterrain ; CR : sédiments grossiers en courant rapide ; CL : sédiments grossiers en courant lent ; SO : sables ; SF : sédiments fins ; VS : végétation, substrats artificiels.

Au groupe I, défini précédemment, se rattachent trois espèces, présentes également des sources aux zones potamiques, mais dont l'existence dans le milieu souterrain n'est pas encore connue. Il s'agit de L. udekemianus (F = 39,2%), P. hammoniensis (F = 23,2%) et P. bavaricus (F = 3,6%).

Soixante-quatre espèces se récoltent du Rhithron au Potamon (B3 à B9, selon VERNEAUX, 1973), soit 69% des oligochètes recensés. Il convient, dans ce stock, de distinguer trois groupes.

Le premier groupe (groupe II) renferme 10 espèces et un écotype présentant une zonation caractéristique, dans la mesure où elles ne sont inféodées qu'aux seuls systèmes potamiques. On obtient le classement suivant selon le pourcentage de fréquence d'occurrence F :

Groupe II :

- zones potamiques : B. sowerbyi (F = 20,5%), N. behningi,
D. obtusa, L. profundicola, Q. multisetosus,
P. riparius, H. zavreli, P. litoralis,
D. furcatus, E. buchholzi (F = 0,9%),
 et la forme à soies géantes de
P. aquiseta, P. aquiseta (aquiseta) (F = 4,5%).

Quatorze espèces présentent également une zonation caractéristique et permettent de définir le 2^e groupe (groupe III), qui inclut des formes typiques du Rhithron (B3 à B6-B7, selon VERNEAUX, 1973).

Groupe III :

- Rhithron : C. atrata (F = 16,1%), C. parvus (F = 4,5%),
P. bedoti, V. comata, T. strandi,
R. carsticus, C. immota, S. parvus,
C. glandulosa, B. sanguinea, B. vej dovskyanum,
D. michaelsoni, H. setosa, M. spicula (F = 0,9%).

Le troisième groupe (groupe IV) comprend la majorité des espèces (40) qui sont inféodées simultanément au Rhithron et au Potamon :

Groupe IV :

L. hoffmeisteri (F = 70,5%), C. diastrophus, V. intermedia,
S. lacustris, L. claparedeanus, P. moldaviensis,
O. serpentina, E. tetraedra, C. langi,
A. plurisetata, A. leydigii, P. frici,
S. appendiculata, M. argentea, D. digitata,
N. simplex, P. osborni, N. christinae,
U. uncinata, P. vej dovkyi, A. pigueti,
N. pseudobtusa, P. longiseta, I. templetoni,
C. setosus, C. cristallinus, M. riparia,
P. blanci, L. fennicus, P. heuscheri,
R. coccineus, S. brachystylus, P. moravicus,
H. speciosus, C. limnaei, R. parasita,
R. tetratheca, Limnodrilus sp. 5 ("variant"), H. simsi,
D. nivea (F = 1,8%).

Enfin, les groupes V et VI contiennent respectivement les espèces typiques du Crénon + Rhithron (2 espèces) et celles qui ne colonisent que le Crénon (2 espèces) :

Groupe V :

- **Crénon + Rhithron** 2 espèces : M. armatus (F = 5,4%), R. falciformis (F = 4,7%).

Groupe VI :

- **Crénon** (sources, aval immédiat des sources) 2 espèces : R. subterraneus et Achaeta sp. (vesiculata) (F = 0,9%).

En fin de compte, 4 espèces seulement s'avèrent liées aux secteurs amont des cours d'eau, et encore s'agit-il de formes peu fréquentes (F = 0,9 à 5,4 %) ou stygophiles. La grande majorité des oligochètes (96% des formes recensées) colonise tous les types de milieux ou les zones moyennes et aval. Cette dernière remarque apporte à mon sens des arguments supplémentaires en faveur de l'hypothèse, avancée dans le paragraphe précédent, concernant la dynamique de colonisation des oligochètes aquatiques à partir des zones estuariennes et du milieu souterrain : **on pourrait définir une zonation aval-amont, les peuplements se réduisant au fur et à mesure de leur remontée dans les écosystèmes continentaux.**

Le simple examen des tableaux 13 et 14 ne permet pas d'apporter un crédit, du moins en ce qui intéresse mon jeu de données, aux observations de LEARNER et al. (1978), concernant l'existence d'une zonation amont-aval que présenteraient les Naididae dans les écosystèmes lotiques.

IV.7.2 Répartition par grands types de substrats dans les cours d'eau.

A l'opposé semble-t-il de ce que j'ai pu écrire jusqu'ici, les données illustrées par le tableau 8 tendraient à démontrer que les oligochètes se plaisent dans toutes sortes de substrats. Certains taxons, même parmi les plus rares comme H. speciosus (F = 4,5%), ne font pas exception à la règle.

Toutefois, quelques cas particuliers concernent des espèces assez fréquentes comme D. digitata (F = 17,9%, absente en CR), C. atrata (F = 16,1%, absente en SF), A. pigueti (F = 14,3%, absente en CR), N. pseudobtusa (F = 14,3%, absente en CL), I. templetoni (F = 13,4%, absente en CR) et C. cristallinus (F = 12,5%, absente en SF).

En revanche, il existe des **préférences** pour un habitat donné : elles sont résumées par le tableau 15. On retrouve alors les données classiques de la littérature.

En effet, parmi les 30 espèces les plus fréquentes dans chaque grand type d'habitat (CR, CL, SO, SF), les espèces appartenant aux familles des Naididae, des Lumbriculidae, des Lumbricidae et des Haplotaxidae sont mieux représentées dans les substrats grossiers (CR = 25 espèces, CL = 24 espèces, SO = 21 espèces) que dans les sédiments fins (SF = 17 espèces).

Localement, sur un nombre limité de stations, il peut exister une répartition par habitats très caractéristique (SCHWANK, 1985). Mais statistiquement, sur un nombre important de stations, il n'en va pas de même. Globalement, on peut considérer que les Tubificidae se trouvent de préférence dans les sédiments fins, les

Blocs, galets, gravieres en courant rapide CR	Blocs, galets, gravieres en courant lent CL	Sables SO	Sédiments fins SF	
NABR (F = 71,4%)	NABR (F = 72,1%)	NACO (F = 59%)	LIHO (F = 92,2%)	
NAAL	NAPA	LIHO	TBTU	
NAEL	CHDS	NAEL	LICL	
NACO	NACO	CHDS	LIUD	
STHE	NABA	STHE	PSBA	
NAPA	STHE	TBIG	TBIG	
NABA	NAEL	NAPA	NAPA	
CHDI	VEIN	NABA	VEIN	
PPVO	SYLA	NAAL	POMO	
CHDS	PRAQ	TBTU	POHA	
PRJE	LIHO	SPVE	BRSO	
PSBA	PSBA	NABR	AMLE	
EITE	NAAL	VEIN	SCJO	
SYLA	CHLA	SYLA	PAFR	
VEIN	PPVO	PSBA	SYLA	
PRAQ	CHDI	LIUD	DEDI	
LIHO	AMLE	CHLA	AULI	
HAPG	PRJE	SCJO	AUPL	
SPVE	CHCR	PRAQ	OPSE	
CEAT	PROS	PRJE	NACO	
TBIG	EITE	EITE	CHDS	
PROS	MAAR	PPVO	STHE	
MAAR	TBIG	LICL	NAEL	
SLAP	LICL	POMO	ILTE	
BYLE	SPVE	CHDI	UNCI	
TBTU	POMO	AMLE	NABA	
CHLA	HAPG	LUVA	AUPI	
OPSE	NASI	AUPL	CHDI	
NABE	SLAP	PAFR	CHLA	
NAVA	PRLO	UNCI	LUVA	
(F = 11,4%)	(F = 18,6%)	(F = 15,4%)	(F = 12,5%)	
Nombre total de stations	70	43	39	64

Tableau 15 Espèces les plus communes dans chaque grand type d'habitat, rangées en fonction de la valeur de F (pourcentage de fréquence d'occurrence).

NABR : <u>N. bretscheri</u> ,	NAAL : <u>N. alpina</u> ,	NAEL : <u>N. elinguis</u> ,
NACO : <u>N. communis</u> ,	STHE : <u>S. heringianus</u> ,	NAPA : <u>N. pardalis</u> ,
NABA : <u>N. barbata</u> ,	CHDI : <u>C. diaphanus</u> ,	PPVO : <u>P. volki</u> ,
CHDS : <u>C. diastrophus</u> ,	VEIN : <u>V. intermedia</u> ,	SYLA : <u>S. lacustris</u> ,
PRAQ : <u>P. aquiseta</u> ,	LIHO : <u>L. hoffmeisteri</u> ,	TBIG : <u>T. ignotus</u> ,
TBTU : <u>T. tubifex</u> ,	LICL : <u>L. claparedeanus</u> ,	LIUD : <u>L. udekemianus</u> ,
PSBA : <u>P. barbatus</u> ,	POMO : <u>P. moldaviensis</u> ,	POHA : <u>P. hammoniensis</u> ,
PRJE : <u>P. jenkiniae</u> ,	EITE : <u>E. tetraedra</u> ,	HAPG : <u>H. gordioides</u> ,
SPVE : <u>S. velutinus</u> ,	CEAT : <u>C. atrata</u> ,	CHLA : <u>C. langi</u> ,
AMLE : <u>A. leydigii</u> ,	CHCR : <u>C. cristallinus</u> ,	PROS : <u>P. osborni</u> ,
SCJO : <u>S. josinae</u> ,	BRSO : <u>B. sowerbyi</u> ,	PAFR : <u>P. frici</u> ,
DEDI : <u>D. digitata</u> ,	AULI : <u>A. limnobiis</u> ,	AUPL : <u>A. pluriseta</u> ,
OPSE : <u>O. serpentina</u> ,	MAAR : <u>M. argentea</u> ,	SLAP : <u>S. appendiculata</u> ,
BYLE : <u>B. lemani</u> ,	NABE : <u>N. behningi</u> ,	NAVA : <u>N. variabilis</u> ,
NASI : <u>N. simplex</u> ,	PRLO : <u>P. longiseta</u> ,	LUVA : <u>L. variegatus</u> ,
UNCI : <u>U. uncinata</u> ,	ILTE : <u>I. templetoni</u> ,	AUPI : <u>A. pigueti</u> .

Naididae dans les sédiments grossiers. De plus, l'impact des pollutions industrielles et urbaines se traduit par une uniformisation des peuplements : les Tubificidae peuvent en effet envahir les lits de blocs et de galets en aval d'effluents pollués (BRINKHURST, 1965 [4], [5] ; GIANI, 1984a, 1984b).

De même, si l'on examine à présent les 10 espèces les plus fréquentes dans chaque habitat (tab. 15), les Tubificidae ne sont pas recensés dans les habitats CR, CL ; ils présentent 3 espèces dans l'habitat "sables" (SO) et 8 taxons dans les sédiments fins (SF). L'attrance de ces derniers habitats pour les naïdés N. pardalis et V. intermedia mérite également d'être soulignée.

Je n'ai pas tenu compte ici des immatures de Tubificidae avec ou sans soies capillaires (TUBC, TUSS), des immatures de Lumbriculidae (STOO), du genre Cernosvitoviella (CEOO), des Enchytraeidae et des Lumbriculidae indéterminés (ENCH et LUBC). Les taxons concernés figurent dans le tableau ci-dessous et sont répartis selon leur % de fréquence d'occurrence F dans les quatre grands types d'habitats.

CR		CL		SO		SF	
F%		F%		F%		F%	
STOO	70	STOO	81,4	TUSS	71,8	TUBC	90,7
ENCH	51,4	TUSS	69,8	STOO	66,7	TUSS	89,1
TUSS	38,6	TUBC	62,8	TUBC	66,7	STOO	31,3
CEOO	32,9	CEOO	46,5	ENCH	38,5	ENCH	31,3
TUBC	24,3	ENCH	34,9	CEOO	35,9	CEOO	3,1
LUBC	7,1	LUBC	4,7	LUBC	10,3	LUBC	1,6

Très globalement, les immatures de Lumbriculidae (STOO), les Enchytraeidae (ENCH) et le genre Cernosvitoviella (CEOO) se montrent plus fréquents dans les sédiments grossiers (CR, CL, SO), mais les Tubificidae immatures (TUBC, TUSS) sont présents dans tous les substrats (et dominants dans les sédiments fins), de même que les immatures de Lumbriculidae (STOO). Les formes immatures présentent, comme les formes adultes, de fortes capacités à occuper tous les habitats disponibles dans les cours d'eau.

IV.7.3 Cas des écosystèmes lacustres.

J'ai eu l'occasion de souligner la relative pauvreté en espèces des systèmes stagnants, comparativement aux écosystèmes d'eaux courantes.

Il faut ajouter que dans les lacs, le nombre d'espèces diminue avec la profondeur. Si 65 espèces à l'exception de deux formes d'eaux saumâtres, ont été recensées dans les étangs ou les zones littorales et sublittorales des lacs ($\leq -5\text{m}$), 32 seulement peuplent les sédiments profonds (tab. 16). Il est en effet connu depuis longtemps que la richesse spécifique diminue corrélativement avec la profondeur.

En revanche, si l'on ne regarde à présent que la zone la plus profonde des lacs jurassiens et vosgiens étudiés (15 plans d'eau), il ne reste plus que 12 espèces appartenant à des formes très communes et euryèces (tab. 16). Ceci demeure valable **quelle que soit la profondeur examinée**, de -7 à -40 mètres de profondeur.

Des Tubificidés tels que *T. tubifex* ou *P. hammoniensis*, les plus répandus dans les sédiments envisagés, sont d'ailleurs bien connus dans la littérature en tant qu'hôtes privilégiés des fonds lacustres (LANG, 1984 ; MILBRINK, 1978, 1980, 1983b ; WISNIEWSKI et DUSOGE, 1983...) ; *T. tubifex* peut même se trouver dans des plans d'eau montagnards (JUGET et GIANI, 1974 ; CHACORNAC, 1986).

Globalement, les peuplements d'oligochètes, diversifiés dans les zones littorales et sublittorales, voient leur richesse spécifique diminuer en fonction de la profondeur et, principalement, **lorsque le point le plus profond du lac est atteint**. Mais ce point, dont la profondeur est variable selon les lacs, correspond en toute logique à l'endroit de la cuvette lacustre où le confinement de l'eau et des sédiments se trouve le plus marqué. Ce n'est donc pas le facteur profondeur qui agirait sur la répartition bathymétrique des oligochètes, mais le confinement du milieu. Cette remarque présente des retombées pratiques intéressantes : on pourrait ainsi comparer "l'effet de fosse", résultant d'un confinement maximal du milieu, dans des lacs très dissemblables d'un point de vue morphométrique, l'horizon -10 mètres dans le lac du Petit-Maclu étant par exemple équivalent à l'horizon -20 mètres dans le Grand-Clairvaux ou à l'horizon -40 mètres dans le Saint-Point.

Les cas de *A. leydigii* et de *V. intermedia* sont à ce titre flagrants, et nous aurons l'occasion d'y revenir dans le chapitre approprié (§ VII). Ces deux espèces ne dépassent pas, dans le lac de Chalain, l'horizon -20 m, "l'effet de fosse" se situant environ à -30 m, où ces deux nauidés sont absents. Dans la retenue de Vouglans, *V. intermedia* peut atteindre -80 mètres de profondeur. Dans le lac Léman, j'ai récolté *V. intermedia* et *A. leydigii* à -120 m, et ces deux espèces se trouvaient à -309 mètres, soit la profondeur maximale du lac, en 1960 (JUGET, 1967a, 1967b et comm. pers.).

A titre de conclusion et par analogie avec les eaux courantes, on peut distinguer globalement trois groupes d'espèces :

- Groupe 1 (tab. 16) : espèces eurybathes, rencontrées de la zone littorale à la zone la plus profonde des lacs (11 espèces + *S. velutinus*, non mentionnée en zone littorale) ;
- Groupe 2 (tab. 16) : espèces à forte amplitude bathymétrique, **mais sensibles à l'effet de fosse** dans la zone la plus profonde des plans d'eau étudiés (20 espèces) ;
- Groupe 3 (tab. 16) : espèces sténobathes, rencontrées jusqu'ici dans des secteurs peu profonds (-0,5 à -5 m), 33 espèces.

IV.8 Discussion, conclusion.

Les principales conclusions tirées de l'étude de mon jeu de données se résument comme suit.

1. En France, les peuplements d'oligochètes issus de bassins et d'écosystèmes très différents présentent un fort degré d'affinité. La comparaison des faunes françaises et européennes conduit aux mêmes conclusions.

CODES	ESPECES	LAS	LAP	LAPM	
TBTU	<i>Tubifex tubifex</i>	*	*	*	G
ILTE	<i>Ilyodrilus templetoni</i>	*	*	*	R
PSBA	<i>Psammoryctides barbatus</i>	*	*	*	G
LIHO	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	*	*	*	U
SPFE	<i>Spirosperma ferox</i>	*	*	*	P
POBE	<i>Potamothrix bedoti</i>	*	*	*	E
POHA	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	*	*	*	
AULI	<i>Aulodrilus limnobius</i>	*	*	*	1
AUPL	<i>Aulodrilus pluriseta</i>	*	*	*	
SCJO	<i>Specaria josinae</i>	*	*	*	12
NABA	<i>Nais barbata</i>	*	*	*	esp.
SPVE	<i>Spirosperma velutinus</i>	-	*	*	
LUMA	<i>Lumbriculus variegatus</i>	*	*	-	G
STHE	<i>Stylodrilus heringianus</i>	*	*	-	R
TBIG	<i>Tubifex ignotus</i>	*	*	-	O
TBMD	<i>Tubifex montanus</i>	*	*	-	U
LIPR	<i>Limnodrilus profundicola</i>	*	*	-	P
LIUD	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	*	*	-	E
POHE	<i>Potamothrix heuscheri</i>	*	*	-	
POVE	<i>Potamothrix vejdoskyi</i>	*	*	-	2
CHDS	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	*	*	-	
AMLE	<i>Amphichaeta leydigii</i>	*	*	-	
UNCI	<i>Uncinaiis uncinata</i>	*	*	-	20
NACH	<i>Nais christinae</i>	*	*	-	esp.
NAPA	<i>Nais pardalis</i>	*	*	-	
VEIN	<i>Vejdoskyella intermedia</i>	*	*	-	
SYLA	<i>Stylaria lacustris</i>	*	*	-	
PIBL	<i>Piguetiella blanci</i>	*	*	-	
DEDI	<i>Dero digitata</i>	*	*	-	
MARI	<i>Marionina riparia</i>	*	*	-	
BYLE	<i>Bythonomus lemani</i>	-	*	-	
BISA	<i>Bichaeta sanguinea</i>	-	*	-	
LICL	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	*	-	-	
LIHV	<i>Limnodrilus sp5 (variant)</i>	*	-	-	G
POBA	<i>Potamothrix bavaricus</i>	*	-	-	R
HBSI	<i>Haber simsi</i>	*	-	-	O
RHCO	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	*	-	-	U
RHFA	<i>Rhyacodrilus falciformis</i>	*	-	-	P
BRSD	<i>Branchiura sowerbyi</i>	*	-	-	E
AUPI	<i>Aulodrilus pigueti</i>	*	-	-	
CHCR	<i>Chaetogaster cristallinus</i>	*	-	-	3
CHDI	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	*	-	-	
CHLA	<i>Chaetogaster langi</i>	*	-	-	33
CHLI	<i>Chaetogaster limnaei</i>	*	-	-	esp.
CHSE	<i>Chaetogaster setosus</i>	*	-	-	
PCLO	<i>Pseudochaetogaster longemeri</i>	*	-	-	
PAFR	<i>Paranais frici</i>	*	-	-	
OPSE	<i>Ophidonais serpentina</i>	*	-	-	
NAAL	<i>Nais alpina</i>	*	-	-	
NABR	<i>Nais bretscheri</i>	*	-	-	
NACO	<i>Nais communis</i>	*	-	-	
NAEL	<i>Nais elinguis</i>	*	-	-	
NASI	<i>Nais simplex</i>	*	-	-	
NAVA	<i>Nais variabilis</i>	*	-	-	
SLAP	<i>Slavina appendiculata</i>	*	-	-	
VECO	<i>Vejdoskyella comata</i>	*	-	-	
RIPA	<i>Ripistes parasita</i>	*	-	-	
HMWA	<i>Haemonais waldvogeli</i>	*	-	-	
DEOB	<i>Dero obtusa</i>	*	-	-	
PRAE	<i>Pristina aequiseta (aequiseta)</i>	*	-	-	
PRFO	<i>Pristina aequiseta (foreli)</i>	*	-	-	
PRJE	<i>Pristinella jenkiniae</i>	*	-	-	
PRLO	<i>Pristina longiseta</i>	*	-	-	
EITE	<i>Eiseniella tetraedra</i>	*	-	-	
LCFE	<i>Lumbricillus fennicus</i>	*	-	-	
MAAR	<i>Marionina argentea</i>	*	-	-	

Tableau 16 : Répartition bathymétrique des espèces d'oligochètes dans les milieux lacustres ; LAS : zone littorale et sublittorale, milieux stagnants peu profonds ; LAP : zone profonde sensu lato ; LAPM : zone de profondeur maximale (variable selon les lacs, de -7 à -40m dans les systèmes étudiés).

2. Il n'y a pas de remplacement amont-aval des espèces le long des écosystèmes d'eau courante, excepté quelques formes rares. En fait, 98% des espèces colonisent les zones moyennes et aval des cours d'eau, que l'on peut assimiler au Rhithron et au Potamon. Les zones amont sont potentiellement moins riches en espèces et ne renferment pratiquement pas de taxons caractéristiques.

3. J'ai souligné l'importance des eaux souterraines (hyporhéiques et phréatiques) en tant que réservoir d'espèces. Actuellement, parmi les 93 taxons récoltés dans les eaux courantes superficielles, 62 (soit 66% du total) sont mentionnés dans les eaux souterraines.

4. Les oligochètes présentent, globalement, une grande aptitude à occuper divers types d'habitats, les Tubificidae marquant une préférence pour les sédiments fins, les Lumbriculidae, les Naididae et les Enchytraeidae pour les sédiments grossiers.

5. Les peuplements lacustres se révèlent en général moins riches en espèces que ceux des cours d'eau. Quatre taxons seulement sont signalés comme hôtes exclusifs des systèmes stagnants : H. pyrenaicus, P. longemeri, T. montanus et H. waldvogeli. Mais ce dernier naïdide est connu de cours d'eau tourbeux (SMITH, 1986).

6. La distribution bathymétrique des espèces lacustres semblerait se trouver sous la dépendance de l'apparition d'un "effet de fosse", consistant en un effet de confinement maximal du milieu. Cet effet peut se manifester à des profondeurs très variables selon les lacs ; il se situe en général au point le plus profond de la cuvette.

Les besoins urgents en matière d'écologie et de protection de l'environnement ont parfois rangé au second plan les études de répartition des espèces. Il semble évident que ces études sont indispensables à la compréhension de la dynamique du fonctionnement des écosystèmes. Elles sont essentielles en pratique pour apprécier l'impact des activités humaines.

En effet, le problème des facteurs agissant sur la distribution des oligochètes, s'il était globalement résolu, permettrait des avancées techniques inestimables.

A titre d'exemple, si l'on sait que les peuplements d'oligochètes ne sont pas distribués selon un gradient amont-aval dans les cours d'eau, l'absence d'une espèce donnée dans une zone écologique particulière est attribuable à d'autres causes. Si par ailleurs ce même taxon peut occuper divers types de substrats, présents dans un secteur donné, les origines possibles de son éradication se restreignent.

Schématiquement, trois facteurs peuvent être alors incriminés :

- l'impact des activités humaines : il sera évoqué dans le chapitre approprié ;
- le facteur nutrition ;
- la compétition interspécifique.

Ce dernier facteur est le plus délicat à analyser, et reste très lié aux deux autres. Les données exposées ici ne permettent de l'examiner en détail. Il est cependant probable qu'il joue un rôle important, en particulier en l'absence de pollutions notables et/ou lorsque les sources de nourriture se trouvent en quantité insuffisante. Les études de répartition par micro-habitats, couplées à des recherches expérimentales, seraient à même de résoudre le problème.

Le facteur nutrition a fait l'objet d'une attention accrue depuis quelques années (MOORE, 1978, 1979, 1981 ; JUGET, 1979, 1984), principalement chez les Naididae (STREIT, 1978 ; Mc ELHONE, 1978, 1979, 1980 ; FRENZEL, 1981 ; HARPER et al., 1981a, 1981b ; BOWKER et al., 1983, 1985). En tout état de cause, le facteur nourriture (disponibilité, choix des aliments...), pourrait expliquer la fluctuation saisonnière des populations de Naididae (GIANI, 1984a). Le régime alimentaire des oligochètes semble également varier selon le milieu, la nourriture saisonnièrement disponible et les compétitions intra- ou interspécifiques (GIANI, 1984a).

Ces relations ne contredisent pas mes résultats et viennent au contraire à l'appui de mes propres observations. La capacité des espèces à peupler toutes sortes d'habitats pourrait être la conséquence directe d'une certaine plasticité alimentaire, l'impact des activités humaines entrant en synergie avec ce facteur (rejets organiques modérés) ou en opposition (rejets organiques trop importants et rejets toxiques). Ainsi, les Tubificidae sont favorisés dans les cours d'eau pollués organiquement par l'extension des lits bactériens sur tous les habitats disponibles, en particulier les sédiments grossiers, (BRINKHURST, 1965, [4]).

La plasticité du régime alimentaire des oligochètes permettrait aussi d'expliquer la présence simultanée d'espèces dans les eaux superficielles et souterraines. Le partage des ressources alimentaires est bien connu chez les lombriciens terrestres (BOUCHE, 1972, 1984a). Ce partage est probable chez les oligochètes aquatiques, mais non prouvé ; il constituerait un élément supplémentaire pour élucider la grande réussite écologique de ces organismes dans les eaux continentales.

Parmi les facteurs pouvant agir sur la distribution des oligochètes, je n'ai pas évoqué le cas de l'oxygène dissous, de la dureté des eaux et de la température. L'oxygène dissous est généralement considéré comme une variable très importante. Mais son action reste bien difficile à cerner, en particulier dans les études de terrain. En revanche, de faibles teneurs en oxygène dissous constituent probablement un des facteurs contribuant à l'apparition de "l'effet de fosse" dans les lacs.

La dureté des eaux, compte-tenu des fortes affinités entre les peuplements d'oligochètes originaires de bassins calcaires et cristallins, ne présenterait pas d'impact prépondérant sur la distribution des espèces.

En ce qui concerne la température, TIMM (1980) a souligné judicieusement que les oligochètes aquatiques ont sans doute pris naissance dans des climats froids, comme le rappellerait leur reproduction sexuée, les Lumbriculidae se révélant les plus "thermophobes". De fait, cette hypothèse serait séduisante pour expliquer le nombre élevé d'espèces communes dans la région holarctique (cf. tab. 12), et l'absence de zonation amont-aval dans les cours d'eau, la température devenant un facteur limitant dans les cas extrêmes. Dans les torrents d'altitude pyrénéens, GIANI et LAVANDIER, (1977) constatent une diminution progressive du nombre d'espèces lorsque l'altitude augmente, avec un remplacement de S. heringianus par T. macroporophorus au sein de la famille des Lumbriculidae. Les Enchytraeidae et les Lumbriculidae représentent alors les "éléments fondamentaux" des peuplements

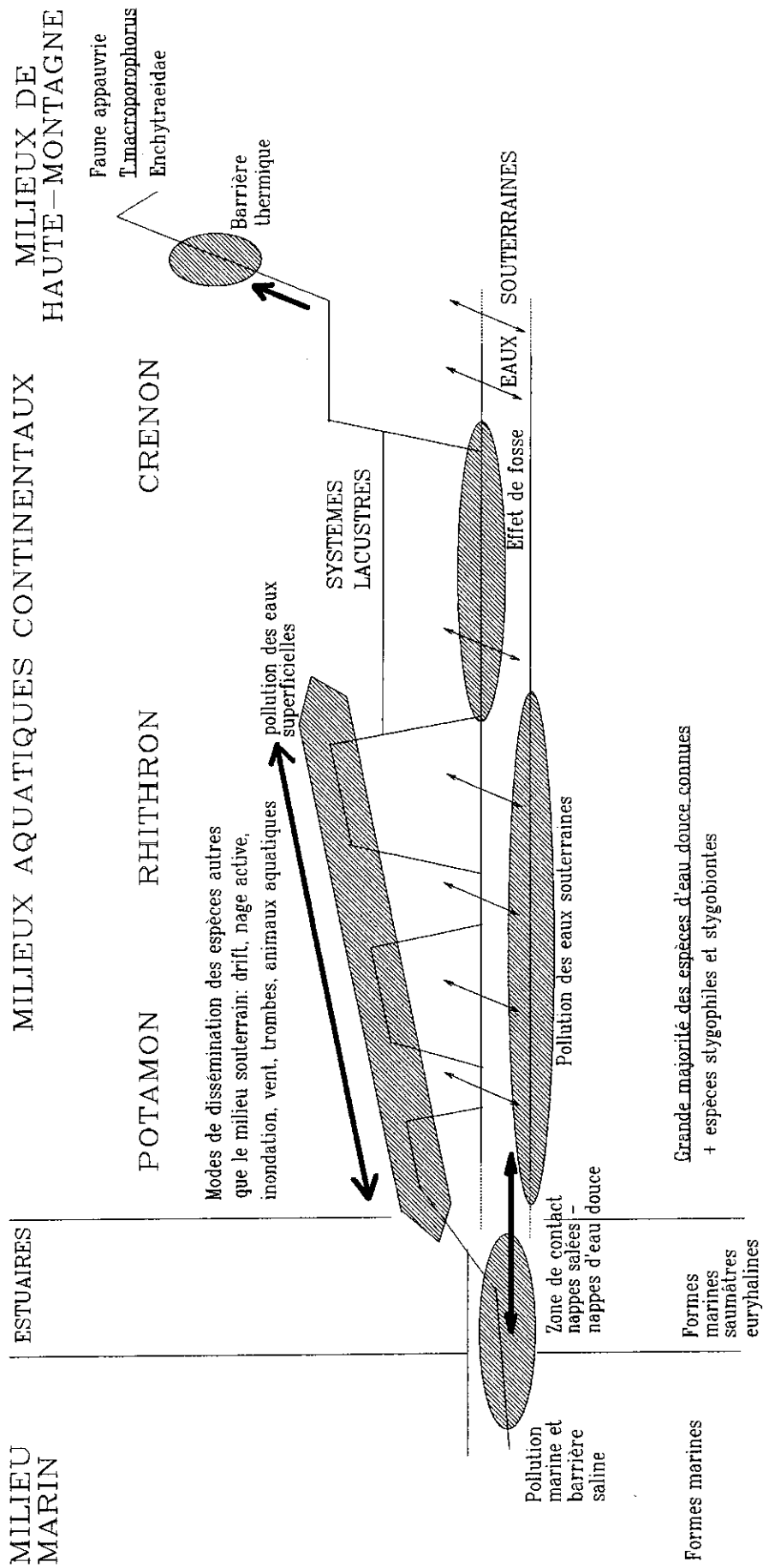


Figure 15 : Schéma illustrant les hypothèses avancées pour expliquer l'invasion des écosystèmes aquatiques continentaux de la zone holarctique par les oligochètes, à partir d'ancêtres marins.

de haute montagne, *T. macroporophorus* se révélant pratiquement la seule espèce mentionnée dans les eaux les plus froides. La température semble dans ce cas le facteur le plus important, comme l'atteste également l'étude des oligochètes du Rio Chama (Vénézuéla), entre 1700 et 3400 m d'altitude (GIANI, 1977). Les peuplements s'apparentent à ceux des torrents pyrénéens qui ne dépassent pas 2600 m d'altitude, mais à des latitudes plus élevées que le Vénézuéla.

A titre de conclusion, je propose une hypothèse sur la dynamique de colonisation des milieux continentaux de la zone holarctique par les oligochètes. Cette hypothèse, sujette à critique et discussions, est illustrée par la fig. 15. J'ai repris, pour une grande part, les observations de TIMM (1980), mais j'ai mis l'accent sur l'importance du milieu souterrain. Les oligochètes trouveraient leur origine dans le milieu marin. Ils se seraient différenciés au Permien, probablement au moment des glaciations permienes, comme l'indiqueraient les exigences thermiques des différentes familles (cf. TIMM, 1980).

Leur voie de pénétration privilégiée aurait été constituée par les estuaires et les eaux souterraines, où de nombreuses espèces communes dans les eaux superficielles peuvent vivre. Ce mode de dissémination resterait toujours prédominant. Les peuplements d'oligochètes auraient donc envahi les écosystèmes continentaux **à partir des zones aval**, phénomène attesté par la plus grande richesse spécifique des Potamons et des Rhithrons. L'avancée de la "nappe remontante" des peuplements n'aurait été entravée ni par la température, ni par la nature des habitats, ni par celle des sources de nourriture disponibles - nous avons vu que les oligochètes présentent une grande faculté à occuper tous les substrats disponibles - la température ne devenant un facteur limitant que pour la colonisation des écosystèmes les plus froids.

Dans les lacs, les espèces peuplant les rives (que l'on peut assimiler à un "système aval") auraient progressé vers le fond (assimilable à un "système amont"), la progression étant limitée par l'intensité de "l'effet de fosse", supporté par quelques espèces très résistantes et euryèces.

Les ancêtres des taxons actuels auraient appartenu à des formes euryèces et euryhalines, peu exigeantes vis-à-vis de l'habitat, de la nourriture, de la température et du degré de minéralisation des eaux : l'euryécie de la grande majorité des espèces actuelles et la richesse spécifique élevée dans les systèmes cristallins seraient des témoins de cet état de fait ancien. Actuellement, tous les milieux continentaux ont été colonisés, y compris le milieu terrestre, et les eaux souterraines restent peut-être le grand réservoir d'espèces aquatiques et un "centre" de recolonisation.

C'est l'homme qui constitue le principal facteur de réduction des peuplements, notamment par ses rejets organiques et toxiques. Exception faite de quelques espèces particulièrement robustes, l'ensemble du groupe est probablement assez sensible à la pollution, mais il pourrait se régénérer rapidement à partir des eaux souterraines, **à condition que celles-ci ne soient pas trop contaminées**. Dans les systèmes lacustres, les rejets anthropiques entraînent une amplification de l'effet de fosse. J'aurai l'occasion de revenir sur ces problèmes dans les chapitres V, VI et VII.

**Chapitre V - EVALUATION DE L'IMPACT DE LA POLLUTION
DANS LES COURS D'EAU : PRESENTATION DES TRAVAUX.**

Sommaire.

V.1 Introduction.

V.1.1 Historique.

V.1.2 Problèmes conceptuels et méthodologiques posés
dans les cours d'eau.

V.2 Résultats préliminaires.

V.3 Discussion, conclusion.

**V.4 Les oligochètes en tant que descripteurs de la pollution
dans les écosystèmes d'eau courante.**

V.4.1 Méthodes proposées.

V.4.2 Conclusion.

CHAPITRE V. - EVALUATION DE L'IMPACT DE LA POLLUTION DANS LES COURS D'EAU : PRÉSENTATION DES TRAVAUX.

Ce chapitre renferme les résultats de travaux publiés depuis 1975. Les publications présentées ici [4, 5, 14, 17, 22, annexes I et V] ont débouché sur la proposition d'indices empiriques de qualité biologique des sédiments. Ces résultats seront complétés par une série d'analyses multivariées, destinée à présenter, de manière synthétique, l'évolution de ces indices et de la distribution des taxons d'oligochètes en fonction de certains paramètres physico-chimiques et biologiques considérés comme représentatifs de la qualité des cours d'eau (chapitre VI).

V.1 Introduction.

V.1.1 Historique.

Le concept de "l'évaluation de la qualité des eaux" (au sens large), basé sur l'examen d'organismes qualifiés d'indicateurs, remonte à plus d'un siècle, avec notamment les travaux de KOLENATI (1848), de COHN (1853) (in DE PAUW et VANHOOREN, 1983, BLANDIN, 1986), de KOLKOWITZ et MARSSON (1902, 1908, 1909 in SLADECEK, 1973a).

Ces auteurs anciens avaient en effet remarqué que les organismes peuplant les eaux polluées étaient différents de ceux trouvés dans des eaux propres. Cette constatation pouvait même paraître banale.

Mais l'idée de formaliser ces observations dans le but de quantifier les effets d'une eau souillée sur la vie dans les cours d'eau s'avérait originale. De nombreuses recherches ont été conduites depuis. Elles se sont développées selon divers axes, liés à l'approche méthodologique choisie, elle-même dépendante de l'orientation des recherches des laboratoires et des chercheurs concernés.

V.1.2 Problèmes conceptuels et méthodologiques posés dans les cours d'eau.

Dans le débat d'idées et les querelles qui ont jalonné les recherches sur l'impact des activités humaines dans les cours d'eau, deux auteurs occupent une place importante.

HYNES (1960), dans son remarquable ouvrage "The Biology of Polluted Waters" paru en 1960, a effectué la première synthèse exhaustive des connaissances acquises dans le domaine. Il introduit un concept fondamental : la "pollution" est une **notion essentiellement biologique**, puisqu'elle fait référence à la mort des organismes ou aux changements biologiques subis par un hydrosystème sous l'impact des activités humaines (rejets, etc...). On ne réserve effectivement pas le qualificatif de "polluante" à une substance inoffensive, même rejetée en grandes quantités.

De plus, HYNES (1960, 1970) a, le premier, clairement souligné le **caractère intégrateur** des communautés animales vis-à-vis des variables abiotiques, en particulier les substances rejetées par l'homme : la chimie mesure la concentration dans l'eau d'un produit, la biologie en mesure les effets.

BRINKHURST (1974) assimile le biologiste à un médecin des écosystèmes. Un écosystème est considéré comme un organisme ; à ce titre, il subit de multiples agressions et sa santé peut être gravement altérée. Le biologiste a pour rôle d'établir un **diagnostic** sur les causes de la maladie, doit proposer des remèdes et dicter, autant que possible, des règles de prophylaxie. Mais BRINKHURST (1974) souligne également que le diagnostic doit reposer sur des connaissances scientifiques approfondies qui font souvent défaut : il n'y a pas de frontière entre la recherche fondamentale et la recherche appliquée.

On peut considérer que ces deux auteurs ont contribué significativement à poser les bases des conceptions actuelles sur l'impact écologique des activités humaines et les remèdes à y apporter.

Mais les problèmes ardu, posés en particulier par le choix des organismes à étudier en priorité, ont entraîné un certain nombre de difficultés d'ordre technique qui ont pu se répercuter sur les concepts eux-mêmes : **le concept et l'outil servant à sa mise en application ne sont pas indépendants l'un de l'autre.**

Ainsi, il est certain que la mesure la plus objective des impacts anthropogènes sur le milieu récepteur demeure la prise en considération de l'ensemble de la biocénose, des organismes producteurs à l'homme. Le développement actuel de programmes de recherche multi-disciplinaire sur les écosystèmes (ROUX et al., 1982 etc.) et d'études synthétiques d'impact (CTGREF, 1977, 1980 ; CETE, 1985 etc.) va dans le sens d'une connaissance approfondie de toute la biocénose, y compris l'homme, et du fonctionnement des écosystèmes. L'écologie ne constitue pas une science figée et mono-disciplinaire (LEGAY, 1986).

Ces recherches constituent une **échelle de référence objective**. Mais leur inertie de mise en application et leur coût financier élevé ne permettent pas encore de les utiliser en routine. En conséquence, l'examen d'une partie seulement de la biocénose (comme les oligochètes par exemple) a toujours prévalu jusqu'ici, pour des raisons de toute évidence pratiques, ce qui a eu pour effet de favoriser la mise au point d'une multiplicité de méthodes de terrain ou de tests en laboratoire. Parmi les méthodes de terrain, DE PAUW et VANHOOREN (1983) distinguent deux grands types :

- le premier, qui a trouvé son origine en Europe centrale, dérive du système des saprobies de KOLKWITZ et MARSSON (voir SLADECEK, 1973a). Le système des saprobies est principalement basé sur la présence d'espèces indicatrices de l'intensité de la pollution organique, appartenant aux communautés planctoniques et périphytiques. Il a été étendu aux organismes benthiques (SLADECEK, 1973a), dont les oligochètes (UZUNOV, 1979a et b, 1982, SCHWANK, 1981b).

- le deuxième type, originaire des U.S.A., est établi sur la présence ou l'absence de macroinvertébrés benthiques ou périphtyques indicateurs de pollution.

Le système des saprobies, érigé en concept par SLADECEK (1973a), a fait l'objet de critiques sévères, notamment de la part de HYNES (1960), BRINKHURST (1974) et CAIRNS (1974). Si des auteurs, comme KOVACEK et UZUNOV (1986) par exemple, prêchent un certain apaisement, et proposent d'utiliser tous les outils disponibles, DE PAUW et VANHOOREN (1983) font justement remarquer que la majorité des méthodes proposées, très valables d'un point de vue purement scientifique, sont trop complexes à utiliser dans des études appliquées. En conséquence, des indices basés sur la reconnaissance simplifiée (famille ou genre) des macroinvertébrés benthiques (maille de tamisage > 0,600 mm) ont eu la faveur des hydrobiologistes confrontés à une problématique appliquée. On peut citer parmi les indices élaborés à partir de relevés qualitatifs les travaux de WOODIVIS (1964), CAIRNS et DICKSON (1971), TUFFERY et VERNEAUX (1968), VERNEAUX et al. (1976), VERNEAUX (1982), LAGAUTERIE et LEROUX (1977), ELOUARD et JESTIN (1983), DE PAUW et VANHOOREN (1983), ARMITAGE et al. (1983), COURTEMANCH et DAVIES (1987) ...

V.2 Résultats préliminaires.

Parallèlement à mes recherches sur les oligochètes, j'ai donc été amené à réfléchir sur les problèmes plus généraux posés par l'utilisation d'indices biologiques ne considérant qu'une partie de la biocénose, et sur la notion d'espèce ou de communauté indicatrice.

Dans un premier temps, j'ai été chargé par le CEMAGREF (alors CTGREF) d'étudier l'impact de rejets de stations de sports d'hiver sur les biocénoses de trois cours d'eau de moyenne altitude : la Dranse d'Abondance (affluent du lac Léman), l'Arve (affluent du Rhône) et le Bief Rouge (affluent du Doubs). Ce travail pluridisciplinaire a été publié sous la forme d'un rapport (LAFONT et al., 1975). La rédaction de ce mémoire, les données de la littérature ainsi que les discussions fructueuses avec mes collègues m'ont amené à un certain nombre de réflexions et de remarques.

Par exemple, dans les cours d'eau rapides pollués, la faune tend à se concentrer en faciès lotique [1] où elle trouve l'oxygène dissous et délaisse les zones calmes devenues insalubres ("changements imposés d'habitat", VERNEAUX, 1973). La richesse spécifique globale du macrobenthos peut donc ne pas diminuer et la valeur des indices qualitatifs ne pas présenter de baisse notable (LAFONT et al., 1975).

En effet, les indices biotiques (TUFFERY et VERNEAUX, 1968), l'IQBG (VERNEAUX et al., 1976), que l'on peut regrouper sous la dénomination de méthodes qualitatives globales, présentent un certain nombre d'inconvénients que l'on peut résumer ainsi [18] : manque de sensibilité (en particulier dans les cours d'eau à caractère torrentiel) et de précision, notamment pour séparer la pollution organique de la pollution d'origine toxique ou physique, caractère restrictif des limites d'application, en particulier dans les zones potamiques, les milieux canalisés ou tous les cours d'eau dont le substratum est homogène. L'examen de la biocénose d'invertébrés benthiques, groupe par groupe, en effectuant des remarques écologiques donnait des résultats plus précis et décelait les cas peu accusés de pollution organique (LAFONT et al., 1975).

De plus, la prise en considération des invertébrés benthiques pose des problèmes particuliers inhérents à leur biologie. Ainsi, beaucoup d'organismes réalisent une partie de leur cycle de développement en milieu aérien (cas de la plupart des insectes aquatiques). Les mollusques et les insectes aquatiques présentent une zonation amont-aval de leurs peuplements dans les cours d'eau (VERNEAUX, 1973 ; BOTOSANEANU, 1979 ; MOUTHON, 1980 ; VANNOTE et al., 1980) : une espèce ou plusieurs taxons peuvent être absents d'un secteur de rivière parce que celui-ci ne correspond pas à leur zone d'élection, indépendamment de toute influence anthropogène. Nous avons remarqué par exemple que l'éphéméroptère *Baetis alpinus*, représentatif des noyaux typologiques B1, B2, B3 (sensu VERNEAUX, 1973), résistait à la charge organique et proliférait dans les secteurs de cours d'eau contaminés appartenant à ces noyaux (LAFONT et al., 1975). Dans ces torrents, *B. rhodani*, dont la polluo-résistance est bien connue (MAITLAND, 1962, in NUTTALL et BIELBY, 1973), est absente ou peu abondante. Comme le fait fort judicieusement remarquer CAIRNS (1974), l'absence d'une espèce est toujours une observation plus délicate à interpréter que sa présence.

En conséquence, nous avons proposé un schéma synthétique de l'évolution que subit un écosystème d'eau courante lorsqu'il est le siège d'apports croissants de matières polluantes au sens large (organiques et toxiques). Ce schéma, repris par VERNEAUX (1980) est basé sur la reconnaissance de sept situations biologiques (ou états biologiques) caractéristiques d'un degré de contamination de l'écosystème (LAFONT et al., 1975). Il a été modifié pour tenir compte de l'effet de rejets à caractère toxique ([18] et fig. 16) et s'affranchit de la notion d'espèce indicatrice et d'un calcul d'indice. Les flèches séparant chaque état biologique ont une double signification : de 1 à 7, elles expriment le degré de pollution, et, inversement, de 7 à 1 le degré de récupération du système (fig. 16). Il est bien évident que, dans la nature, une telle évolution suit un continuum, les situations étant considérées comme des tendances et non comme des cadres rigides. COURTEMANCH et DAVIES (1987) proposent d'ailleurs un schéma évolutif similaire.

V.3 Discussion, conclusion.

Le diagramme de la figure 16 ne présente en fait pas d'originalité par rapport aux données de la littérature. Son seul mérite réside dans sa conception globale et synthétique.

Il paraît certain qu'une approche visant à s'affranchir d'une notion d'indice, **lorsque l'on étudie toute une biocénose**, puisse être plus intéressante pour appréhender les effets anthropogènes. BOURNAUD et KECK (1980), partant de la constatation que les indices biotiques TUFFERY et VERNEAUX (1968) ne décèlent pas les pollutions relativement peu importantes dans le cours d'eau qu'ils étudient (le Furans), privilégient l'étude des paramètres de distribution espèces-abondances et les paramètres x et m_3 (moment d'ordre 3).

De même, le schéma de la figure 16 n'est pas en contradiction avec le système des saprobies. A ce sujet, sans vouloir entrer dans un débat ancien et salubre qui a fait couler beaucoup d'encre (voir notamment sur le sujet SLADCEK (1973a, 1973b) ; TUROBOYSKI (1973, 1975) ; HYNES (1960, 1970) ; CHANDLER (1970) ; BRINKHURST (1974) ; CAIRNS (1974) ; ALIMOV et al. (1979) ; KOVACEK et UZUNOV (1986) ...), le dépouillement des données de la littérature m'a convaincu que la principale critique que l'on puisse faire au système des saprobies repose sur la notion "d'espèce indicatrice", à laquelle s'oppose la notion de "communauté indicatrice" (CAIRNS, 1974).

Etats ou situations biologiques constatés.

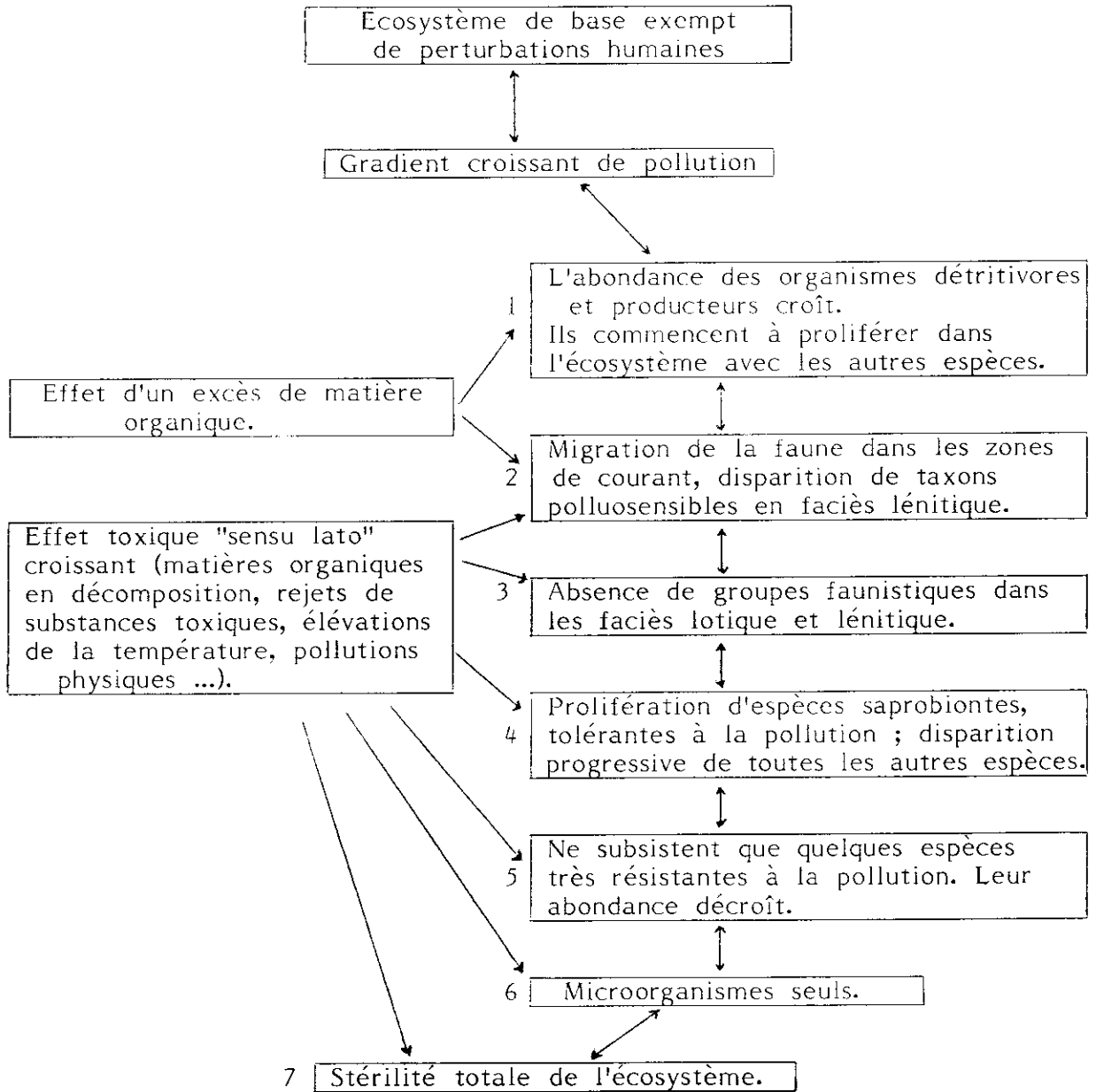


Fig. 16. Schéma synthétique de l'impact des activités humaines sur un écosystème d'eau courante.

A mon sens, il s'agit d'une différence de conception technique plutôt que d'une opposition entre deux théories. Personne ne peut aller à l'encontre du fait que les activités humaines ont une incidence sur les biocénoses aquatiques, et que celles-ci se transforment selon le degré et la nature des agents polluants (au sens large). Les problèmes posés sont donc surtout pratiques : quels organismes étudier, quels critères retenir pour évaluer l'impact d'un rejet etc. ? La notion d'espèce indicatrice peut présenter un danger compte-tenu de notre méconnaissance actuelle de l'autécologie des espèces, rendant prématurée l'attribution d'une valeur saprobique à chaque taxon. A ce titre, la planaire *Crenobia alpina*, considérée dans le système des saprobies comme caractéristique d'eaux propres, prolifère dans le cas de pollutions organiques (MACAN, 1974 ; LAFONT et al., 1975), dans des secteurs d'eau courante oxygénés en permanence. Cette prolifération (et non la simple présence de l'espèce), est une indication, ou mieux, la **description** d'un phénomène lié à l'accumulation de débris organiques sans déficits en O₂ dissous. On peut considérer que cette pullulation illustre de manière dynamique l'incidence des rejets d'eaux usées sur un petit cours d'eau rapide.

Le concept "d'organisme descripteur de fonctionnement", qui peut être une espèce, un groupe d'espèces ou une communauté entière, développé par BOURNAUD et AMOROS (1984), apporte une grande clarté et un certain apaisement dans le débat. Les descripteurs du fonctionnement et de l'évolution des écosystèmes sont des "éléments du biotope ou de la biocénose dont les fluctuations qualitatives ou quantitatives nous renseignent sur la réalisation d'un phénomène complexe" (AMOROS, 1987). Dans cette optique, l'opposition entre "espèces indicatrices" et "communautés indicatrices" perd de son importance.

En conclusion, notre compréhension de la dynamique des écosystèmes n'est pas encore suffisante pour prédire avec certitude quelle espèce ou groupe d'espèces va disparaître ou prédominer (Mac INTYRE, 1986). La prise en considération de toutes les biocénoses, à un niveau systématique approfondi (l'espèce), demeure toujours la voie la plus objective pour apprécier l'incidence biologique des activités humaines sur les cours d'eau.

L'inertie de mise en application et le besoin d'un personnel nombreux et rompu à la systématique des organismes tend à alourdir le déroulement de telles recherches. L'examen d'une partie des biocénoses présente en conséquence des avantages certains.

Les déterminations menées à l'espèce sont habituellement considérées comme un obstacle à toute utilisation pratique d'un groupe faunistique ou floristique donné (DE PAUW et VANHOOREN, 1983). Inversement, les méthodes qualitatives globales, basées sur un examen simplifié du macrobenthos comme les indices biotiques WOODIVIS (1964) ou TUFFERY et VERNEAUX (1968), etc., présentent de réels inconvénients, notamment un manque de précision, des restrictions dans la validité de leur application [18] et une simplification par rapport à une situation complexe (CHANDLER, 1970).

De plus, comme le fait judicieusement remarquer Mac INTYRE (1986), la difficulté est réelle lorsque les concentrations en polluants n'entraînent pas une limitation sévère de tous les organismes vivants, mais altèrent simplement la structure de certaines communautés végétales et animales. En conséquence, l'utilisation de méthodes reposant sur l'étude détaillée d'un groupe homogène, comme par exemple les diatomées (COSTE, 1978) ou les oligochètes (ce travail), prennent toute leur importance dans le contexte énoncé.

En travaillant sur un nombre limité d'habitats, et en s'adressant à des groupes riches en espèces comme les diatomées, les oligochètes ..., des changements, même peu prononcés, de la qualité des eaux et des sédiments devraient être détectables. Les obstacles liés à une telle approche proviennent :

- d'une part du fait qu'un seul groupe systématique, aussi important qu'il soit, ne représente qu'une infime partie de la biocénose d'un écosystème,
- d'autre part de la difficulté technique apparente de mise en oeuvre d'une méthode basée sur des relevés quantitatifs (ou semi-quantitatifs) déterminés jusqu'à l'espèce.

Le premier obstacle peut être franchi en comparant l'évolution des indices mis au point avec celle des autres composantes de l'écosystème : c'est ce que je vais tenter de faire dans le chapitre VI.

Le deuxième obstacle se révèle plus théorique que pratique. Il n'est pas évident a priori qu'un indice, dont le protocole de mise en oeuvre serait simple et bien défini, soit plus délicat à manipuler qu'une méthode qualitative simplifiée, d'autant que la systématique des oligochètes a effectué de réels progrès dans le sens d'une meilleure utilisation pratique (BRINKHURST et COOK, 1974). Dans ces conditions, il serait regrettable de se priver, par souci d'économie, de méthodes basées sur la prise en considération des espèces.

V.4 Les oligochètes en tant que descripteurs de la pollution dans les écosystèmes d'eau courante.

Le constat d'une réponse significative des communautés d'oligochètes au facteur pollution est ancien. En 1929, RICHARDSON remarquait la prolifération des oligochètes dans un cours d'eau contaminé par des matières organiques, avec des densités atteignant 300 000 exemplaires par m² (Illinois River, RICHARDSON, 1929, in WATT et al., 1973).

Mais les oligochètes présentant alors de réelles difficultés taxonomiques au niveau de la détermination des espèces, les premiers indices proposés se réfèrent de préférence à la place occupée par les oligochètes dans le benthos. GOODNIGHT et WHITLEY (1961) ont établi un classement de la qualité des eaux courantes selon un gradient d'abondance relative des Tubificidae au sein de la faune benthique : >80% : forte pollution, 60-80% : situation douteuse, <60% : bonne qualité. KING et BALL (1964) utilisaient dans le même but le rapport

$\frac{\text{biomasse des insectes}}{\text{biomasse des oligochètes}}$; le rapport variait de 0 (forte pollution) à 612 (secteurs

ayant récupéré). GROSS (1976) a suggéré de retenir le % d'oligochètes dans la communauté benthique et le % au sein des oligochètes d'une communauté indicatrice constituée par trois espèces polluo-résistantes (*T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*), des valeurs de % élevées (respectivement supérieures à 70% et à 90%) étant symptomatiques d'une pollution organique.

BRINKHURST fut le premier à préconiser l'utilisation des seules communautés d'oligochètes pour évaluer l'impact des pollutions (BRINKHURST, 1964, 1965, 1966b, 1967, BRINKHURST et KENNEDY, 1965).

L'examen des communautés d'oligochètes présente cependant plusieurs inconvénients pratiques. Ces inconvénients, analysés dans plusieurs travaux [4, 14, 17] et LAFONT, 1982, in CEMAGREF, 1982a), peuvent être résumés comme suit (excepté les difficultés taxonomiques déjà exposées ici).

1. La nature des habitats où se récoltent les oligochètes influe sur la dynamique de leurs peuplements. La tolérance d'une espèce (ou d'un groupe d'espèces) à un type de pollution doit faire référence au substratum d'où elle provient. Des taxons, dont le développement optimal est tributaire de sédiments grossiers, ne constitueront pas de bons descripteurs de pollution dans les sédiments fins.

2. Très souvent, il n'est pas possible de connaître avec certitude la proportion de certaines espèces dont la détermination ne peut être effectuée que sur du matériel sexuellement mature. En général, on considère que le % des espèces reconnaissables à l'état mature peut être utilisé comme critère de référence pour séparer les spécimens immatures. Cette pratique alourdit le déroulement des études, car elle nécessite au moins un cycle annuel complet de prélèvements. Elle n'est pas acceptée par tous les auteurs. MILBRINK (1983b) considère même qu'il s'agit là d'un biais discutable. Le biais est encore plus discutable si l'on ne dispose que de quelques campagnes annuelles de récoltes, parfois d'une seule campagne. Une généralisation abusive sur l'autécologie des espèces à partir d'un échantillonnage saisonnier restreint présente un risque évident d'erreur. J'ai pour ma part utilisé cette technique [3, 4, 5] mais je l'ai abandonnée par la suite.

3. Le dernier inconvénient est une conséquence du précédent : l'écologie des espèces d'oligochètes, notamment les Tubificidae, est mal connue dans les cours d'eau ou contradictoire ; la même remarque s'applique d'ailleurs aux systèmes lacustres [9, 11, 15, 16]. Le travail de QI et ERSÉUS (1985) confirme cette appréciation.

Inversement, la stratégie de colonisation que présentent les oligochètes met en évidence certaines caractéristiques intéressantes [3, 17].

1. Ce sont des espèces dont le cycle est exclusivement aquatique ; elles sont en général peu mobiles (excepté certains Naididae nageurs).

2. Il n'y a pas de remplacement amont-aval bien marqué des espèces lorsque le facteur pollution n'est pas prépondérant.

3. Les peuplements sont très ubiquistes et voisins d'un bassin à l'autre, ce qui permet d'envisager une banalisation des méthodes mises au point.

4. La réponse aux impacts anthropogènes s'effectue selon les mêmes modalités que pour les autres invertébrés, en suivant globalement le schéma de la figure 16 : diminution de la richesse spécifique, prolifération de taxons résistants, augmentation puis diminution de la densité des individus, liées à l'accroissement de la charge organique puis de l'effet toxique subséquent ou simultané.

La mise au point des méthodes et indices proposés ici a donc été guidée par l'objectif de les rendre applicables, simples à manier et reproductibles.

V.4.1 Méthodes proposées.

J'ai suggéré dans un premier temps d'utiliser une grille de qualité d'eau basée sur la connaissance, dans les faciès lotiques et lénitiques, de l'abondance relative d'espèces ou familles considérées comme résistantes à la pollution [5]. Trois états de qualité sont proposés par faciès : situation bonne à acceptable, douteuse à polluée, très polluée. Les espèces indicatrices sont N. elinguis et S. heringianus dans le faciès lotique. Dans le faciès lénitique, le pourcentage de L. hoffmeisteri est retenu comme le préconisait BRINKHURST (1967) dans les sédiments fins (des grands lacs), le pourcentage de Tubificidae et de T. tubifex étant choisi pour les substrats sableux.

Mais compte tenu des remarques émises précédemment, cette grille n'était pas satisfaisante, en particulier parce qu'elle faisait référence à des espèces comme S. heringianus et L. hoffmeisteri dont les immatures ne sont pas reconnaissables. De plus, le découpage en classes de qualité me semblait trop rigide, et le nombre de classes retenues insuffisant.

En conséquence, j'ai choisi de privilégier, dans un premier temps, le faciès lénitique des cours d'eau. En effet, celui-ci correspond à des secteurs particuliers où le ralentissement de la vitesse d'écoulement des eaux permet le dépôt en proportion variable des particules les plus fines (sables, limons). Cet accroissement de la fraction fine a pour résultat d'accroître la surface d'adsorption des sédiments, de favoriser l'accumulation de la matière organique, et, en dernier ressort, de faciliter l'accumulation des micropolluants (notamment des métaux lourds etc.). Les substrats de ce faciès sont propices à la recherche de descripteurs biologiques de l'impact des rejets humains.

L'indice proposé dans le faciès lénitique [14] constitue une simplification de la grille précédente [5] dont il reprend certains éléments (nombre d'espèces, pourcentage de Tubificidae). Il est de la forme $I_o = 10S/T$, avec S = nombre total d'espèces dans un échantillon de sédiment, T = pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires, groupe qui renferme les espèces considérées comme les plus résistantes à la pollution. Dans ce pourcentage sont **regroupées indistinctement les formes adultes et les formes immatures.**

Une classification empirique des sédiments fins de grands cours d'eau (définis comme renfermant 30 à 80% de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$) a été établie selon les valeurs de I_o (de 0,1 à 8). La notion de **toxicité des sédiments pour les oligochètes** a été évoquée pour la première fois ($I_o < 1,4$), [14]. L'indice est simple à calculer ; il peut être estimé aussi bien à partir d'une seule que de plusieurs campagnes de prélèvements, ce qui est un avantage dans des études appliquées. Sa valeur est très basse (0,1 à 1) dans le cas de rejets industriels ou urbains dans le bassin du Rhône ou des cours d'eau néerlandais (VAN URK et al., 1985). Ces derniers auteurs font d'ailleurs remarquer que l'indice I_o , qui ne tient pas compte du pourcentage des espèces, est le seul qui puisse être utilisé dans des travaux appliqués, lorsque le nombre de campagnes de prélèvements est réduit.

Des notes indicielles très élevées (>20) ont pu être relevées par GIANI (1984b) dans le Riou Mort, rivière polluée par des effluents miniers. Cet auteur calcule en effet l'indice I_o sur chaque point d'étude à partir du nombre cumulé des espèces récoltées au cours de 6 campagnes saisonnières d'échantillonnage. Cette pratique peut en effet entraîner une surestimation de S (nombre d'espèces) par

rapport à T (pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires), dont la conséquence est l'obtention de valeurs élevées du rapport $10S/T$, comparé à des valeurs ponctuelles ou moyennes du même rapport. De plus, dans le cas de substrats sableux, en particulier dans les petits cours d'eau ou dans la zone amont des rivières [5, 17], il peut arriver que les Tubificidae avec soies capillaires (dont T. tubifex, T. ignotus, P. hammoniensis ...) soient prédominants dans des situations polluées. Cette dernière remarque, ainsi que l'expérience acquise au cours de l'étude de la Dore, cours d'eau du bassin de l'Allier, dans son secteur amont (CETE, 1985), m'ont incité à apporter certaines modifications.

Un deuxième indice a été mis au point [17, 22] ; il est de la forme $I_{ob} = 10S/T'$ ou S représente toujours le nombre total d'espèces d'oligochètes par échantillon, T' représentant quant à lui le pourcentage de celui des deux groupes de Tubificidae, avec ou sans soies capillaires, qui domine dans le même échantillon de sédiment.

V.4.2 Conclusion.

Une classification des sédiments selon des gradients de l'indice I_{ob} est proposée [17, 22]. Les conditions d'application et d'utilisation de l'indice sont précisées. La notion d'effet toxique est développée et l'abondance des oligochètes prise en considération pour préciser certaines situations ([17, 22] et tab. 17).

La mise au point de cette grille de qualité, ainsi que les contacts pris avec le laboratoire d'écotoxicologie du CEMAGREF, débouchent sur deux remarques importantes.

La première concerne le fait que le simple constat d'un degré d'altération du milieu sous l'effet de perturbations d'origine humaine n'est plus suffisant à l'heure actuelle. Les administrations et les industriels sont en général bien conscients de l'état de dégradation des cours d'eau : la valeur d'un indice biologique n'est plus qu'un simple aide-mémoire. Si le développement justifié des tests écotoxicologiques au laboratoire, notamment sur les oligochètes (CHAPMAN et BRINKHURST, 1984 ; CHAPMAN et MITCHELL, 1986), ne paraît pas résoudre toutes les interrogations, la toxicité d'un produit au laboratoire n'étant pas transposable a priori sur le terrain, la logique tend à ce que l'on s'oriente vers des recherches communes laboratoire/terrain, avec un aller-retour permanent entre les deux disciplines (CHAPMAN, 1986). En conséquence, les indices de terrain doivent être sensibles et détecter des dégradations ou des améliorations subtiles pour évaluer le degré de dégradation ou de récupération d'un écosystème sous l'effet d'un effluent, d'un procédé épuratoire ou d'un changement dans les processus de fabrications d'une usine donnée, etc.

Dans cette optique, l'examen d'une partie seulement des biocénoses peut remplir ce rôle. Comme l'a souligné Mac INTYRE (1986), l'altération de la structure d'une communauté vivante est un signal informateur, même si les autres communautés ne sont pas touchées. Les oligochètes, considérés globalement comme des organismes β -Mésotoxobes (ALEKSEEV, 1984), présentant donc globalement une sensibilité moyenne aux produits toxiques, peuvent constituer un matériel de choix dans l'étude des pollutions, dans la mesure où ils renferment un lot important d'espèces sensibles et résistantes.

La deuxième remarque concerne la signification de l'indice I_{ob} (et de I_o). Par souci de prudence, la classification proposée ([22] et tab. 17) s'applique à la qualité biologique des sédiments. TUROBOYSKI (1973) faisait d'ailleurs observer

que les sédiments présentaient une charge organique supérieure à celle de l'eau, charge bien intégrée par les oligochètes dans les systèmes qu'il étudiait. La même observation peut s'appliquer aux lacs [9]. Pour cette raison, le terme de "qualité de l'eau", utilisé précédemment [5], a été abandonné. En pratique, des pollutions toxiques (métaux lourds par exemple) peuvent exister dans des sédiments (ou des eaux) relativement peu chargés en matières organiques : c'est le cas de la Dore en aval de Thiers (CETE, 1985). De plus, il est bien connu que la toxicité d'une substance n'est pas obligatoirement liée à sa concentration dans le milieu, mais aussi à la forme sous laquelle elle se trouve (ionique, méthylée etc.). L'indice Iob est prévu en principe pour préciser s'il y a effet toxique ou non.

En tout état de cause, les plus faibles valeurs de Iob (et de Io) s'observent bien à l'aval d'effluents industriels (grosses agglomérations, industries chimiques et métallurgiques [14, 17]; CETE, 1985; LAFONT, 1982 in CEMAGREF, 1982a), notamment les valeurs <1 (tab. 17). Mais l'évolution de Iob (et de Io) en fonction de variables biologiques et chimiques, significatives d'une charge organique et toxique de l'eau ou des sédiments, n'avait fait l'objet que d'une étude préliminaire [17].

Le chapitre VI sera consacré à cette tâche, ainsi qu'à la tentative de compréhension de l'information écologique complémentaire apportée par chacune des espèces d'oligochètes. Cette information, en effet, n'avait pas été prise en compte dans le calcul des indices Iob et Io, basés sur l'évaluation du nombre total d'espèces par échantillon et du pourcentage des Tubificidae avec ou sans soies capillaires.

	$\frac{Iob}{\overline{Iob}} : > 4$	Bonne qualité biologique des sédiments, ou légère charge organique.
	$\frac{Iob}{\overline{Iob}} : 3-4$	Pollution sensible de nature organique. Qualité biologique moyenne.
	$\frac{Iob}{\overline{Iob}} : 2-3$	Pollutions <u>organiques</u> et <u>toxiques</u> Qualité biologique médiocre.
**	$\frac{Iob}{\overline{Iob}} : 1-2$	Pollutions <u>toxiques</u> et <u>organiques</u> importantes. Mauvaise qualité biologique
**	$\frac{Iob}{\overline{Iob}} : < 1$	Pollution toxique très importante Très mauvaise qualité biologique.
** Prédominance du caractère toxique des sédiments pour une abondance < 5000 individus/0,1 m ² .		

Tableau 17 : Classification des sédiments dans les cours d'eau selon les gradients de Iob ; maille de tamisage des échantillons de sédiments : 0,160-0,315 mm ; examen d'un lot de 120 à 130 vers extraits au hasard de l'échantillon, montés entre lame et lamelle et déterminés à l'espèce (ou à la famille) ; \overline{Iob} : valeur moyenne de l'indice Iob.

**Chapitre VI- RELATIONS ENTRE LES OLIGOCHETES ET LES VARIABLES
PHYSICO-CHIMIQUES DES SEDIMENTS ET DE L'EAU
DANS LES COURS D'EAU**

Sommaire.

VI. 1 Présentation des données.

- VI.1.1 Physico-chimie des eaux.
- VI.1.2 Physico-chimie des sédiments.
- VI.1.3 Métaux lourds des sédiments.
- VI.1.4 Variables biologiques.

VI.2 Résultats.

- VI.2.1 Relations entre fraction solide et liquide dans les sédiments fins : contribution à l'interprétation des variables biologiques.
- VI.2.2 Relations entre les peuplements d'oligochètes et la concentration en métaux lourds des sédiments.
- VI.2.3 Contribution des variables chimiques de l'eau libre à l'interprétation des peuplements d'oligochètes des sédiments fins : impact de la pollution.
- VI.2.4 Comparaison de l'indice IOBS avec trois indices biologiques.
- VI.2.5 Conclusion sur les communautés d'oligochètes peuplant les sédiments fins.
- VI.2.6 Relations entre les composantes biologiques des sédiments grossiers et les variables chimiques de l'eau.
 - VI.2.6.1 Sédiments sableux.
 - VI.2.6.2 Sédiments grossiers en courant lent.
 - VI.2.6.3 Sédiments grossiers en courant rapide.
 - VI.2.6.4 Analyses complémentaires.
 - VI.2.6.5 Signification du pourcentage de Tubificidae (TUBP) ; comparaison avec trois indices de qualité biologique.
 - VI.2.6.6 Conclusion sur les sédiments grossiers.

CHAPITRE VI - Relations entre les oligochètes et les variables physico-chimiques des sédiments et de l'eau dans les cours d'eau.

VI.1 Présentation des données.

Le principal obstacle rencontré dans la comparaison des relevés d'oligochètes et des données physico-chimiques provient du fait que je ne disposais pas de données physico-chimiques complètes sur toutes les stations ayant fait l'objet de prélèvements biologiques. Les stations étudiées ici correspondent à celles dont les relevés biologiques et physico-chimiques sont disponibles simultanément.

VI.1.1 Physico-chimie des eaux.

J'ai retenu les variables suivantes, que l'on peut considérer comme représentatives de la qualité générale des eaux et de l'impact des activités humaines.

Variables	Codes
NH ₄ ⁺ : valeur moyenne annuelle (mg/l)	NH4M
NH ₄ ⁺ : valeur maximale annuelle (mg/l)	NH4X
NO ₃ ⁻ : valeur moyenne annuelle (mg/l)	NO3M
NO ₃ ⁻ : valeur maximale annuelle (mg/l)	NO3X
PO ₄ ⁻⁻⁻ : valeur moyenne annuelle (mg/l)	PO4M
PO ₄ ⁻⁻⁻ : valeur maximale annuelle	PO4X
Dureté totale : valeur moyenne annuelle (Ca ⁺⁺ + Mg ⁺⁺ , mg/l)	DUMO
Conductivité à 20°C : valeur moyenne annuelle (µS/cm ²)	CONM
Conductivité à 20°C : valeur maximale annuelle (µS/cm ²)	CONX

Ces neuf variables présentaient en outre l'avantage **d'être toujours analysées** dans les ouvrages consultés. J'ai ajouté, quand cela était possible, les variables suivantes :

Variables	Codes
DBO ₅ : valeur moyenne annuelle (mg/l)	DBOM
Oxygène dissous : valeur minimale annuelle (mg/l d'O ₂)	O2MI
Oxydabilité au KMnO ₄ à froid : valeur moyenne annuelle (mg/l d'O ₂)	OXYM

VI.1.2 Physico-chimie des sédiments.

En ce qui concerne la physico-chimie des sédiments, j'ai retenu la valeur ponctuelle des variables suivantes :

Phase solide

Variables	Codes
Granulométrie : % de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$	GRAN
Carbone organique : exprimé en %	CARB
Azote Kjeldahl : exprimé en %	NTKJ
Carbone/Azote : rapport	CDIN
Phosphore total : exprimé en % de P ₂ O ₅	PHOS
Carbonates : exprimés en %	CACO

Phase liquide (eau interstitielle des sédiments extraite par centrifugation).

Variables	Codes
NH ₄ ⁺ : mg/l	NH4E
Bicarbonates : mg/l	HCO3
Conductivité : $\mu\text{S}/\text{cm}^2$	CONE
Oxydabilité au KMnO ₄ à froid : mg/l d'O ₂	OXYE

VI.1.3 Métaux lourds des sédiments.

Lorsque cela était possible (18 stations au total), j'ai tenu compte des concentrations de six métaux lourds dans les sédiments et du pourcentage de perte au feu.

Variables	Codes
Perte au feu : exprimée en %	PERF
Cadmium : en mg/kg de sédiment sec	CADM
Chrome : " " "	CHRO
Cuivre : " " "	CUIV
Mercure : " " "	MERC
Plomb : " " "	PLOM
Zinc : " " "	ZINC

J'ai retenu également la somme des concentrations de ces six métaux (code : SMTX, en mg/kg de sédiment sec), et la somme de leurs indices de contamination, (code : SINC) : l'indice de contamination de chaque métal a été défini par le rapport teneur observée/teneur naturelle. La teneur naturelle a été définie conformément aux travaux de BELAMIE et al., 1986, soit :

CADM = 4 mg/kg ; CHRO = 27 mg/kg ; CUIV = 16 mg/kg ;

MERC = 0,16 mg/kg ; PLOM = 37 mg/kg ; ZINC = 147 mg/kg.

J'ai défini le rapport somme des métaux/perte au feu (code = SMPF, SMPF = SMTX/PERF), dans la mesure où il est connu que la matière organique se comporte comme un agent complexant les métaux lourds, ce qui a pour effet de réduire leur toxicité pour les organismes vivants (BRETELER et SAKSA, 1985 ; ANDRE et LASCOMBE, 1987a, 1987b). Le rapport SMPF est donc considéré ici comme un descripteur, très global, d'une potentialité de complexation des ions lourds par la matière organique des sédiments. Les fortes valeurs de ce rapport exprimeraient un excès de métaux lourds par rapport aux matières organiques susceptibles de les complexer.

VI.1.4 Variables biologiques.

Indices biologiques.

Excepté les oligochètes, j'ai choisi de prendre en considération des variables biologiques globales, représentatives des autres composantes de la biocénose.

Variables	Codes
Indice biotique moyen (TUFFERY et VERNEAUX, 1968) (macroinvertébrés)	IBMG
Indice de qualité biologique globale (VERNEAUX et al., 1976) (macroinvertébrés)	IQBG
Indice diatomique (COSTE, 1978) (diatomées)	IDCR

Variables biologiques oligochètes.

Variables globales	Codes
Nombre total moyen d'espèces par échantillon	NSPS
Effectifs moyens d'oligochètes/0,1 m ²	EFBR
Effectifs moyens d'oligochètes/0,1 m ² exprimés en log ₁₀	EFPE
Pourcentage moyen des différentes familles d'oligochètes :	
Lumbriculidae	LUMP
Haplotaxidae	HAPP
Tubificidae	TUBP
Tubificidae avec soies capillaires	TUCP
Tubificidae sans soies capillaires	TUSP
Naididae	NAIP
Lumbricidae	LUCP
Enchytraeidae	ENCP
Indice Iob [17] (= 10 x nombre d'espèces/% du groupe dominant de Tubificidae avec ou sans soies capillaires)	IOBS
Indice Io [14] (= 10 x nombre d'espèces/% de Tubificidae sans soies capillaires)	IOOS

Variables individuelles : il s'agit des effectifs moyens (exprimés en log₁₀ N/0,1 m²) des taxons répertoriés dans ce mémoire et dont les codes figurent dans le chapitre IV (tab. 8).

La liste des stations et leurs codes sont inclus dans l'annexe II. Je rappellerai ici le code des stations dont les données physico-chimiques sont disponibles et sur lesquelles j'ai effectué les différentes analyses de données.

Cours d'eau, stations	Provenance des données physico-chimiques de l'eau et des sédiments.
<u>Le Rhône</u> : R0, R1, R2, R3, R4, R5, R6, R7, R8, R9, RA, RC, RD, RE : 14 stations.	Mlle VALLON, MM. ROFES et GARAT, comm. pers. (Rapport CTGREF, 1977 ; rapport CEMAGREF, 1980)
<u>La Saône</u> : S1, S2, S3, S4, S5 : 5 stations.	Rapports CEMAGREF 1984a, 1984b
<u>L'Ognon</u> : 1 station L6	
<u>Le Doubs</u> : D1, D2, D5, D6, D7, D8, D9, DA, DB, DC, DE, DG, DI, DK : 14 stations.	Annuaire Agence RMC 1985 et M. PICON, Agence RMC, comm. pers.
<u>Canal latéral au Doubs</u> : DL, DM : 2 stations.	Pas d'analyses d'eau. Sédiments : Mlle VALLON, MM. ROFES et GARAT, comm. pers.
<u>Ain</u> : C1 1 station (Port-Galland).	cf. Doubs.
<u>La Dordogne et ses affluents</u> : E1, E2, E3, E5, E6, E8, E9, EA, EB, EC, ED, EF, EG, EH, N4 (la Rhue), O7 (la Cère), VE (la Vézère) : 17 stations	Rapport CEMAGREF, 1982b.
<u>La Dore</u> : F5, F6, F8, F9, FA, FB, FC : 7 stations.	Rapport CETE, 1985.
<u>La Saulx</u> : A8, AA, AF : 3 stations.	Annuaire Agence Seine-Normandie (1981).
<u>La Seine</u> : P1, P2, P3 : 3 stations.	Rapport CEMAGREF, 1982c.
<u>Le Lez</u> : 1 station G3	cf. Doubs.

Soit un total de 68 stations appartenant à 14 cours d'eau ou canaux répartis principalement dans l'est et le sud-ouest de la France. Les analyses puisées dans les rapports CTGREF ont été effectuées en même temps que les relevés d'oligochètes.

En ce qui concerne les données de l'Agence RMC, dans la mesure où tous les prélèvements de biologie ont été réalisés entre 1976 et 1979 dans le bassin du Rhône, j'ai retenu les valeurs moyennes (et maximales) des différentes variables concernées, calculées entre 1976 et 1981 (données de l'Agence RMC et M. PICON, comm. pers.).

Les protocoles d'analyse des variables physico-chimiques figurent dans les ouvrages cités.

J'ai effectué la saisie des données à partir du logiciel DATATRIEVE (langage d'exploitation DCL), dont les extensions en Fortran ont permis la mise au point de protocoles de saisie et de formatage des fichiers adaptés à l'analyse de données (réalisation : F. TROCHERIE, CEMAGREF Lyon).

J'ai réalisé pour ma part toutes les procédures de tri des données en langage DATATRIEVE et toutes les analyses multivariées.

Plusieurs analyses multivariées ont été effectuées :

- analyse en composantes principales normée (ACPN), analyse factorielle des correspondances (AFC), exécutées à partir de la bibliothèque de logiciels ADDAD.

Monsieur F. TROCHERIE, que je tiens à remercier chaleureusement ici, m'a initié à la technique des analyses multivariées et à l'utilisation des cartes paramètres ADDAD.

L'ordinateur utilisé est un VAX 8250 de DIGITAL.

Il m'est agréable de remercier ici tous les collègues qui, par leurs remarques et la communication de données inédites, m'ont permis de conduire ce travail : MM. F. TROCHERIE, P. LE PIMPEC, Mlle H. SANEJOUAND, MM. B. FAESSEL, G. ROFES, O. GARAT, Mlle M. VALLON (CEMAGREF Lyon) M. M. COSTE (CEMAGREF Bordeaux), MM DE BENEDETIS et C. BORNARD (SRAE Rhône-Alpes), MM. PICON et LASCOMBE (Agence de Bassin RMC).

VI.2 Résultats.

L'ACPN, outil mathématique d'ordination des structures et d'interprétation écologique, a été choisi dans le but de décrire la nature des interrelations entre les descripteurs biologiques (peuplements d'oligochètes) et les descripteurs physico-chimiques de l'environnement aquatique (eau et sédiments).

Je n'ai pas attendu de ce type d'analyse des preuves irréfutables de relations pouvant exister entre les oligochètes et la physico-chimie des eaux ou des sédiments. Plus simplement, j'ai cherché à mettre en évidence des tendances, des associations entre variables, des "spectres" de variables liées ou opposées dans mon jeu de données.

Il s'agit d'une démarche avant tout descriptive, adaptée au jeu de données utilisé, qui provient lui-même d'études de cas, réalisées dans le but d'apprécier l'impact éventuel de rejets humains, et dont le plan d'échantillonnage n'a pas été conçu pour un traitement statistique d'ensemble des données.

VI.2.1 Relations entre fraction solide et liquide dans les sédiments fins : contribution à l'interprétation des variables biologiques.

Sur une série de 26 stations pour lesquelles je disposais de l'analyse chimique des sédiments fins, j'ai procédé à une analyse en composantes principales normée (ACPN) sur les variables physico-chimiques suivantes : % de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$ (GRAN), % de carbone organique (CARB), % d'azote Kjeldahl (NTKJ), rapport CARB/NTKJ (CDIN), % de carbonates (CACO), sels ammoniacaux

dans l'eau interstitielle (NH_4E), bicarbonates (HCO_3), conductivité (CONE), oxydabilité (OXYE), cf. § VI.1.2. Tous les sédiments envisagés renferment au minimum 30% de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$.

a) Résultats de l'ACPN.

Quatre composantes principales expliquent 84,8% de l'inertie. La première (36,9%) est très corrélée négativement avec CARB, NTKJ, CACO et CDIN (tab. IV, annexe II).

La deuxième composante (29,6% de l'inertie) est très corrélée positivement avec les quatre variables de l'eau interstitielle (HCO_3 , NH_4E , OXYE, CONE).

La troisième composante (10,8% de la variance) est représentée par le pourcentage de particules fines de la fraction particulaire (GRAN), mais deux stations contribuent pour 45,2% à l'explication de cet axe (RA, RC, tab. IV, annexe II).

On peut considérer schématiquement que le premier axe de l'analyse décrit la fraction solide des sédiments, caractérisée ici par sa charge en carbone total (carbone organique, CARB et carbone minéral, CACO) et en azote total (azote Kjeldahl, NTKJ), ainsi que par le rapport C/N (CDIN).

L'interdépendance entre les pourcentages pondéraux en carbone organique et minéral, confirmée par les coefficients de corrélation entre ces deux variables ($r = 0,63$, tab. 18), traduirait l'origine biochimique commune de ces deux éléments en l'absence de critères de discrimination de nature géochimique pour l'ensemble des bassins prospectés, caractérisés par une prédominance généralisée des roches carbonatées. Une relation similaire entre la charge en matières organiques et en carbonates a d'ailleurs été observée récemment dans les sédiments superficiels d'anciens chenaux du Haut-Rhône (ROSTAN et al., 1987).

La deuxième composante principale (F2) décrit l'eau interstitielle. On remarquera, par analogie avec la première composante principale, que les variables caractérisant la charge minérale globale de l'eau d'imbibition des sédiments (CONE, HCO_3) s'associent étroitement à deux variables décrivant le pouvoir réducteur du sédiment, l'oxydabilité et les sels ammoniacaux (OXYE, NH_4E , tab. 18). On notera en revanche que les sels ammoniacaux et l'azote total ne sont pas corrélés entre eux. Cette absence de corrélation peut se justifier par le fait que la fraction ammoniacale et la fraction organique de l'azote particulaire ne sont pas dosées séparément par la méthode Kjeldahl.

La quatrième composante (7,5% de la variance totale) n'est corrélée qu'avec le rapport carbone/azote (CDIN, tab. IV, annexe II).

o. Représentation des stations dans le plan principal de l'analyse.

La représentation des stations dans le plan principal (fig. 17) visualise une structure dominée par une opposition sur l'axe F1 des stations de la Seine (P1, P2, P3) dont la fraction solide des sédiments est chargée en carbone-azote, à des stations du Rhône et de la Saône, considérées comme très polluées (R6, RA, RC, RE, S2, S3, S5, CTGREF, 1977, 1980 ; CEMAGREF, 1984b), dont l'eau interstitielle des sédiments présente de fortes concentrations en sels dissous.

	GRAN	CARB	NTKJ	CDIN	CACO	NH4E	HC03	CONE	OXYE
GRAN	1000								
CARB	281	1000							
NTKJ	340	879	1000						
CDIN	48	684	292	1000					
CACO	157	648	612	419	1000				
NH4E	30	-57	34	-121	-33	1000			
HC03	134	-119	-40	-128	-128	673	1000		
CONE	-42	-323	-237	-342	-405	535	786	1000	
OXYE	243	411	411	255	339	447	528	254	1000

Tableau 18 : Matrice des corrélations entre les variables actives des sédiments ; tous les coefficients de corrélation sont multipliés par 1000 .

STATIONS	GRAN	CARB	NTKJ	CDIN	CACO	PH05	NH4E	HC03	CONE	OXYE
	%	%	%	%	%	%	mg/l	mg/l	µS/cm2	mg/l
D 1	039	02.7	0.21	12.9	53	0.80	11.60	313	0438	05.4
D 5	030	03.0	0.25	12.0	70	0.14	14.00	355	0515	05.2
D A	080	03.5	0.27	13.0	57	0.24	12.90	445	0670	04.9
D C	066	06.0	0.45	13.3	45	0.30	49.00	880	1210	18.1
D K	041	02.2	0.18	12.2	43	0.17	09.70	745	1015	07.5
D L	064	03.9	0.28	13.9	37	0.27	05.80	330	0475	03.7
D M	067	03.4	0.24	14.2	33	0.36	10.00	365	0530	04.9
P 1	076	06.5	0.33	20.0	57	0.25	06.00	405	0560	09.4
P 2	087	08.5	0.40	21.3	66	0.17	06.50	395	0555	08.6
P 3	073	04.5	0.26	17.3	60	0.28	02.30	500	0705	14.4
R 0	084	02.2	0.14	15.7	32	0.16	03.30	383	0680	06.7
R 1	084	02.1	0.16	13.1	29	0.16	02.90	398	0635	06.0
R 2	060	01.2	0.10	12.0	33	-	27.20	580	0870	10.2
R 4	067	02.0	0.13	15.4	31	-	05.90	730	1000	10.1
R 6	033	01.3	0.10	13.0	17	-	20.00	700	1035	07.4
R 7	046	01.8	0.10	18.0	35	0.16	10.00	365	0580	04.4
R 8	066	02.4	0.14	17.1	31	-	38.00	750	0840	09.2
R A	095	01.4	0.21	06.7	36	0.32	19.75	743	1060	09.6
R C	094	01.2	0.23	05.2	33	0.32	06.65	580	0813	04.6
R D	076	01.4	0.15	09.3	36	0.26	35.50	458	0733	10.0
R E	073	01.7	0.13	13.1	26	0.22	43.00	890	1414	04.8
S 1	059	02.3	0.20	11.5	09	0.20	04.00	380	0530	04.2
S 2	038	01.2	0.12	10.0	17	0.23	10.00	470	1310	04.6
S 3	035	01.5	0.13	11.5	36	0.14	11.00	475	0730	06.6
S 4	044	01.6	0.16	10.0	05	0.25	03.60	330	0900	03.4
S 5	061	01.7	0.17	10.0	34	0.20	14.00	385	0890	04.1

Tableau 19 : Variables physico-chimiques des sédiments fins dans les cours d'eau étudiés.

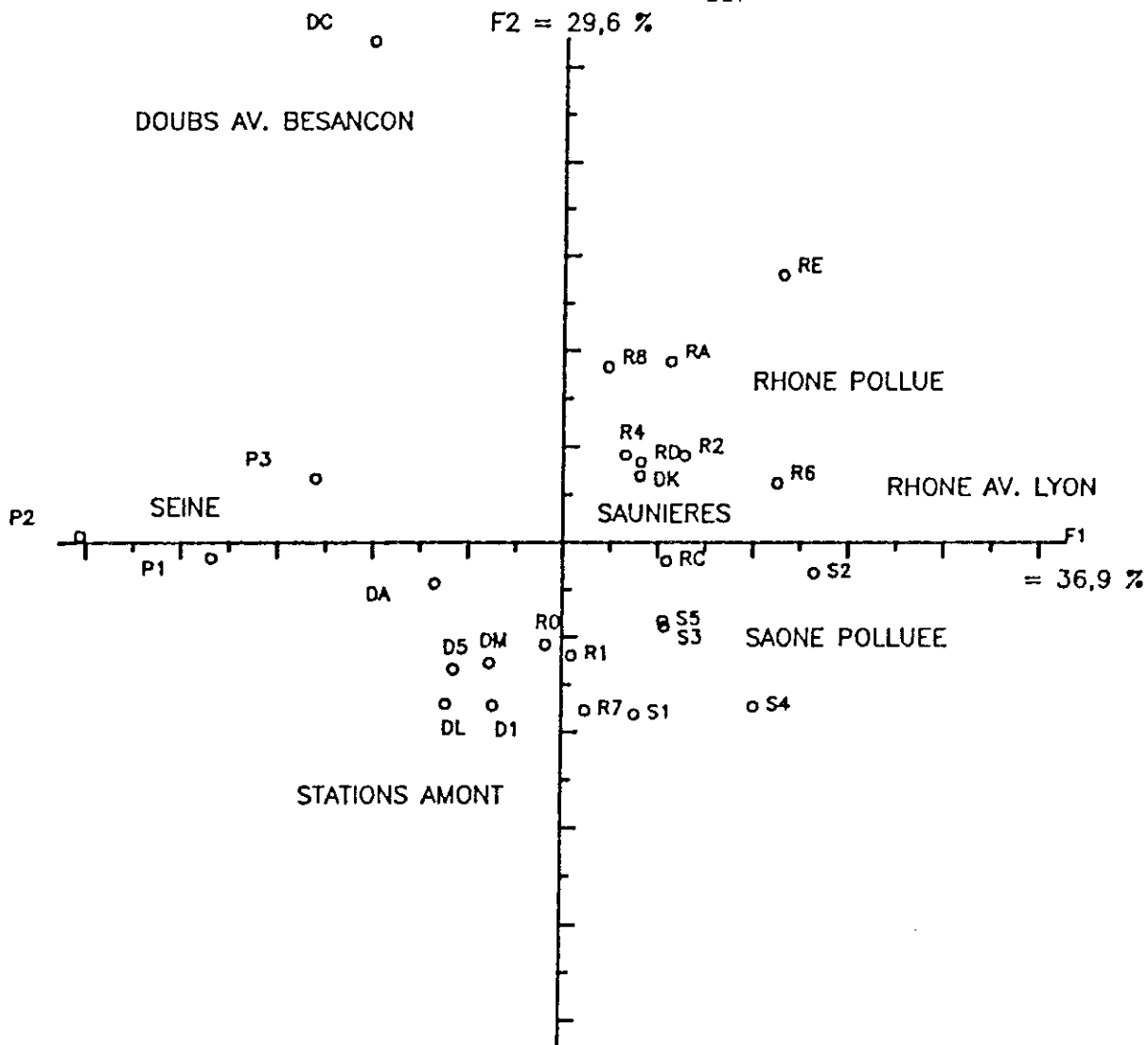


Figure 17. Représentation des stations (sédiments fins dans les cours d'eau) sur le premier plan factoriel (F1-F2).

La station DC (le Doubs à l'aval de l'agglomération de Besançon) contribue fortement à expliquer l'axe F2 (40,1% d'inertie relative, tab. III, annexe II). Sur cette station l'oxydabilité de l'eau interstitielle atteint 18 mg/l et les sels ammoniacaux sont très abondants ($\text{NH}_4\text{E} = 49 \text{ mg/l}$, tab. 19). Schématiquement, les stations les moins polluées (mais dont la fraction solide peut être chargée en matières organiques) se situeraient à gauche dans le plan principal, les stations soumises à des rejets urbains ou industriels se situeraient à droite dans ce même plan.

La figure 17 est une illustration concrète des diagnostics émis antérieurement sur les stations correspondant au présent jeu de données (CTGREF, 1977 ; LAFONT in CEMAGREF, 1982a ; CEMAGREF, 1982c ; CEMAGREF, 1984a).

Il est toutefois surprenant de constater que les sédiments du canal latéral au Doubs en aval de Besançon (DM) ne se distinguent pas particulièrement de ceux des autres stations, notamment le canal à l'amont de l'agglomération bisontine (DL), alors que les sédiments de la rivière elle-même (DA et DC) sont séparés sur le deuxième axe F2.

De même la position du Doubs à Saunières (DK amont confluence avec la Saône) parmi les stations polluées du Rhône s'avère inattendue. Cette station se caractérise en effet par une forte charge en sels dissous de l'eau interstitielle ($\text{HCO}_3 = 745 \text{ mg/l}$, $\text{CONE} = 1015 \mu\text{S/cm}^2$, tab. 19).

F2 = 29,6 %

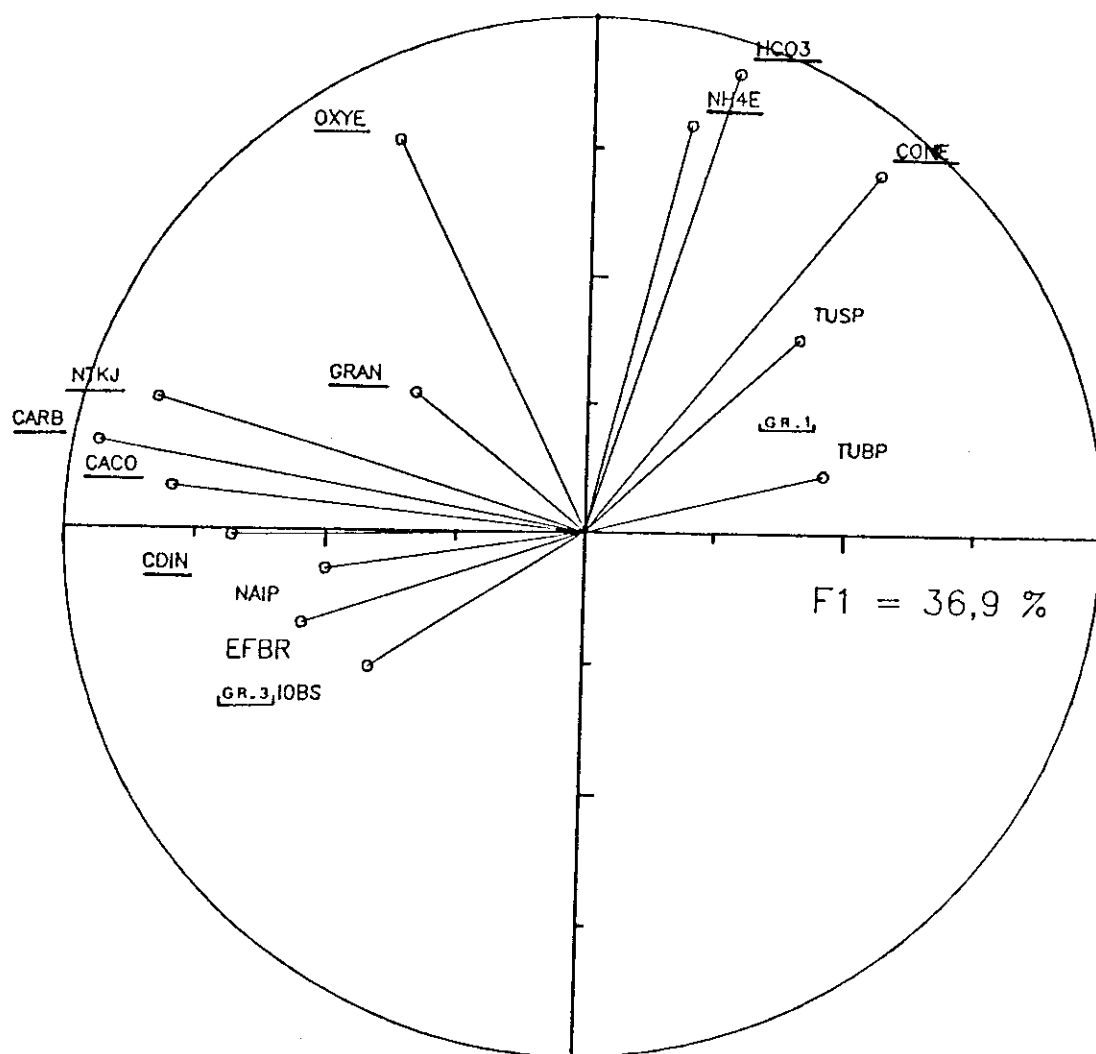


Figure 18. Cercle des corrélations entre les variables et les deux premiers facteurs de l'ACPN ; les variables actives sont soulignées.

o. Projection des variables biologiques en données supplémentaires sur les axes factoriels.

Si l'on considère le plan principal (axe F1 et F2), le cercle des corrélations (fig. 18 et 19) visualise une structure dominée par un antagonisme entre deux variables globales, le pourcentage de Tubificidae, TUBP, et le pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires, TUSP, et un ensemble de 14 variables biologiques globales ou individuelles.

On peut donc schématiquement distinguer quatre groupes de variables dont le coefficient de corrélation sur l'axe F1 et/ou F2 est $\geq 0,39$ (seuil théorique de signification du coefficient de corrélation linéaire pour $P = 0,05$ et $N-2 = 24$ degrés de liberté, in SNEDECOR et COCHRAN, 1957) :

- le premier groupe englobe le pourcentage de Tubificidae (% total, TUBP et % de Tubificidae sans soies capillaires, TUSP) ; il tend à s'opposer à toutes les autres variables biologiques et se projette positivement sur l'axe F1, à l'opposé de CARB, NTKJ, CDIN (fig.18) ;

STAT.	CO.F1	NSPS	EFBR	TUBP	TUCP	TUSP	NAIP	ENCP	IOBS	IOOS
P2	-506	12.5	15431	78.9	18.5	60.4	21.1	0.0	2.1	2.1
P1	-368	12.5	14021	63.0	12.9	50.2	37.0	0.0	2.5	2.5
P3	-261	10.5	9122	48.1	11.9	36.1	52.0	0.0	2.9	2.9
DC	-202	8.3	5094	88.1	17.2	70.9	11.3	0.4	1.2	1.2
DA	-135	10.8	11041	79.0	21.8	57.3	20.1	0.1	2.1	2.2
DL	-122	10.0	5193	94.3	32.2	62.2	5.4	0.2	1.6	1.6
D5	-115	6.0	2000	95.8	53.2	42.6	0.0	1.5	1.1	1.4
DM	-077	5.3	4091	97.2	17.9	82.6	2.8	0.0	0.7	0.7
D1	-073	9.0	734	83.9	78.5	5.4	13.9	0.0	1.1	16.7
R0	-017	11.0	1837	81.0	13.4	67.6	10.0	6.9	1.6	1.6
R1	+010	8.0	3818	95.8	42.3	53.5	2.4	1.8	1.5	1.5
R7	+025	13.0	1747	88.4	15.9	72.5	10.9	0.7	1.8	1.8
R8	+047	7.7	387	94.0	8.4	85.6	6.0	0.0	0.9	0.9
R4	+066	9.3	2509	92.7	25.6	67.0	7.2	0.1	1.3	1.4
S1	+077	14.0	11121	69.8	31.7	38.1	22.8	6.8	3.1	4.2
DK	+081	19.0	1757	73.9	6.5	67.4	8.9	16.2	2.8	2.8
RD	+082	9.0	696	82.9	7.7	75.2	15.4	0.0	1.3	1.3
S5	+106	6.0	2892	92.7	7.3	85.4	7.3	0.0	0.9	0.9
S3	+108	12.5	2005	85.3	14.4	71.0	14.0	0.6	1.9	1.9
RC	+109	8.0	230	87.0	11.8	75.2	13.0	0.0	1.1	1.1
RA	+114	4.3	242	91.6	2.5	89.0	8.4	0.0	0.5	0.5
R2	+128	8.0	1707	96.8	59.3	37.5	2.1	0.5	1.1	2.8
S4	+202	9.3	13531	74.6	17.7	56.9	25.3	0.1	1.8	1.8
R6	+226	4.7	599	93.7	5.8	87.9	4.8	1.5	0.5	0.5
RE	+231	7.7	3069	98.7	7.1	91.6	1.3	0.0	0.9	0.9
S2	+265	8.7	6053	94.5	11.7	82.8	5.2	0.0	1.1	1.1

Tableau 20 : Première coordonnée factorielle (CO.F1) des stations étudiées et variables biologiques globales (sédiments fins) ;

NSPS : nombre moyen d'espèces ; EFBR : effectifs moyens totaux /0,1 m² ;
TUBP : % moyen de Tubificidae ; TUCP : % moyen de Tubificidae avec soies capillaires ; TUSP : % moyen de Tubificidae sans soies capillaires ;
NAIP : % moyen de Naididae ; ENCP : % moyen d'Enchytraeidae ;
IOBS, IOOS : valeur moyenne des indices IOb et IO .

- le deuxième groupe comprend trois espèces *O. serpentina* (OPSE), *D. obtusa* (DEOB), *P. heuscheri* (POHE) qui rejoignent la variable OXYE (oxydabilité des eaux interstitielles) ; leur projection est liée à la forte contribution de la station DC sur l'axe F2. En effet, POHE n'est récoltée que dans cette station, DEOB et OPSE y présentent leurs populations les plus abondantes (tab. 21 et fig. 19).

- le troisième groupe renferme les variables les plus opposées à la charge minérale globale (et en particulier aux concentrations en NH₄, NH₄E) de l'eau interstitielle : indice IOBS, les immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC), les effectifs totaux (EFBR), et le log₁₀ des effectifs totaux (EFPE) ;

STAT.	CO.F1	TUBC	POBE	POHA	CHDS	CHLA	OPSE	NABA	NACO	NAPA	VEIN	SYLA	SLAP	DENI	POHE	DEOB	POMO
P2	-506	1898	48	59	48	0	59	353	0	236	2402	295	118	59	0	0	47
P1	-368	1217	0	0	117	58	4	98	40	58	4538	237	0	0	0	0	39
P3	-261	346	0	200	603	0	0	0	21	291	1730	0	0	0	0	0	42
DC	-202	395	0	0	145	84	257	0	0	2	0	42	0	0	168	61	0
DA	-135	877	0	195	516	47	0	0	0	0	425	30	0	0	0	0	261
DL	-122	1390	0	3	70	25	0	0	25	28	3	0	0	0	0	0	3
D5	-115	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DM	-077	200	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D1	-073	510	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
R0	-017	87	0	0	0	1	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0
R1	+010	836	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R7	+025	123	0	3	0	0	1	40	3	13	12	22	0	0	0	2	55
R8	+047	31	0	0	0	0	5	1	1	1	2	2	0	0	0	0	1
R4	+066	172	0	19	0	0	1	0	0	1	280	0	0	0	0	0	24
S1	+077	1860	0	35	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DK	+081	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6	0	28
RD	+082	20	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	1	0
S5	+106	158	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S3	+108	154	0	0	0	0	0	0	0	82	111	0	0	0	0	0	22
RC	+109	20	0	2	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0
RA	+114	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R2	+128	1012	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89
S4	+202	2584	0	0	0	0	0	0	0	6	414	25	0	0	0	0	0
R6	+226	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
RE	+231	102	0	0	0	0	22	0	0	0	1	21	0	0	0	0	5
S2	+265	595	0	0	77	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	57

Tableau 21 : Première coordonnée factorielle (CO.F1) des stations étudiées et abondance de quelques espèces d'oligochètes (séd. fins) ;

TUBC : immatures de Tubificidae avec soies capillaires ; POBE : *Potamothenix bedoti* ;
 POHA : *Potamothenix hammoniensis* ; CHDS : *Chaetogaster diastrophus* ; CHLA : *Chaetogaster langi* ;
 OPSE : *Ophidonais serpentina* ; NABA : *Nais barbata* ; NACO : *Nais communis* ; NAPA : *Nais pardalis* ;
 VEIN : *Vejdovskyella intermedia* ; SYLA : *Stylaria lacustris* ; SLAP : *Slavina appendiculata* ;
 DENI : *Dero nivea* ; POHE : *Potamothenix heuscheri* ; DEOB : *Dero obtusa* ; POMO : *Potamothenix moldaviensis* .

- le quatrième groupe inclut une dizaine de taxons associés à la charge en carbone et azote particuliers du sédiment. Parmi les plus proches du groupe 3 (renfermant des variables opposées au facteur pollution) figurent *N. pardalis* (NAPA), *N. communis* (NACO) et *N. barbata* (NABA). On trouve ensuite un lot de 9 variables biologiques attirées par les variables chimiques CDIN, CARB, CACO et NTKJ : pourcentage de Naididae (NAIP), *P. hammoniensis* (POHA), en direction du rapport carbone/azote (CDIN), *C. diastrophus* (CHDS), *V. intermedia* (VEIN), *D. nivea* (DENI), *S. appendiculata* (SLAP), *P. bedoti* (POBE), en direction de la charge en carbone total (CARB, CACO), *S. lacustris* (SYLA) et *C. langi* (CHLA) en direction de l'azote Kjeldahl (NTKJ). La direction prise par ces deux dernières espèces est pratiquement perpendiculaire à celle de NH₄E, HCO₃, ce qui tendrait à indiquer que ces taxons sont indifférents à la pollution minérale des eaux interstitielles. En ce qui concerne les trois espèces *D. nivea*, *S. appendiculata* et *P. bedoti*, il est nécessaire de signaler qu'elles n'ont été recensées que dans la Seine en P1, P2, stations contribuant pour 45% à l'explication du premier facteur F1 (tab. 21 et tab. III, annexe II).

Enfin, seule l'espèce *P. moldaviensis* (POMO) se projette significativement sur la quatrième composante principale (% de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$, GRAN). Cette constatation s'avère plutôt surprenante, dans la mesure où la teneur en particules fines des sédiments est considérée en général comme un facteur dont l'influence est prépondérante sur la distribution des oligochètes (WACHS, 1967 ; PFANNKUCHE, 1977 ; SCHWANK, 1981a, 1981b, 1982a, 1982b). Or les sédiments rencontrés ici renferment entre 30 et 96% de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$: il faudrait donc considérer que cette fourchette de valeurs ne correspond pas à des taux de particules fines pouvant avoir une incidence sur la distribution des espèces.

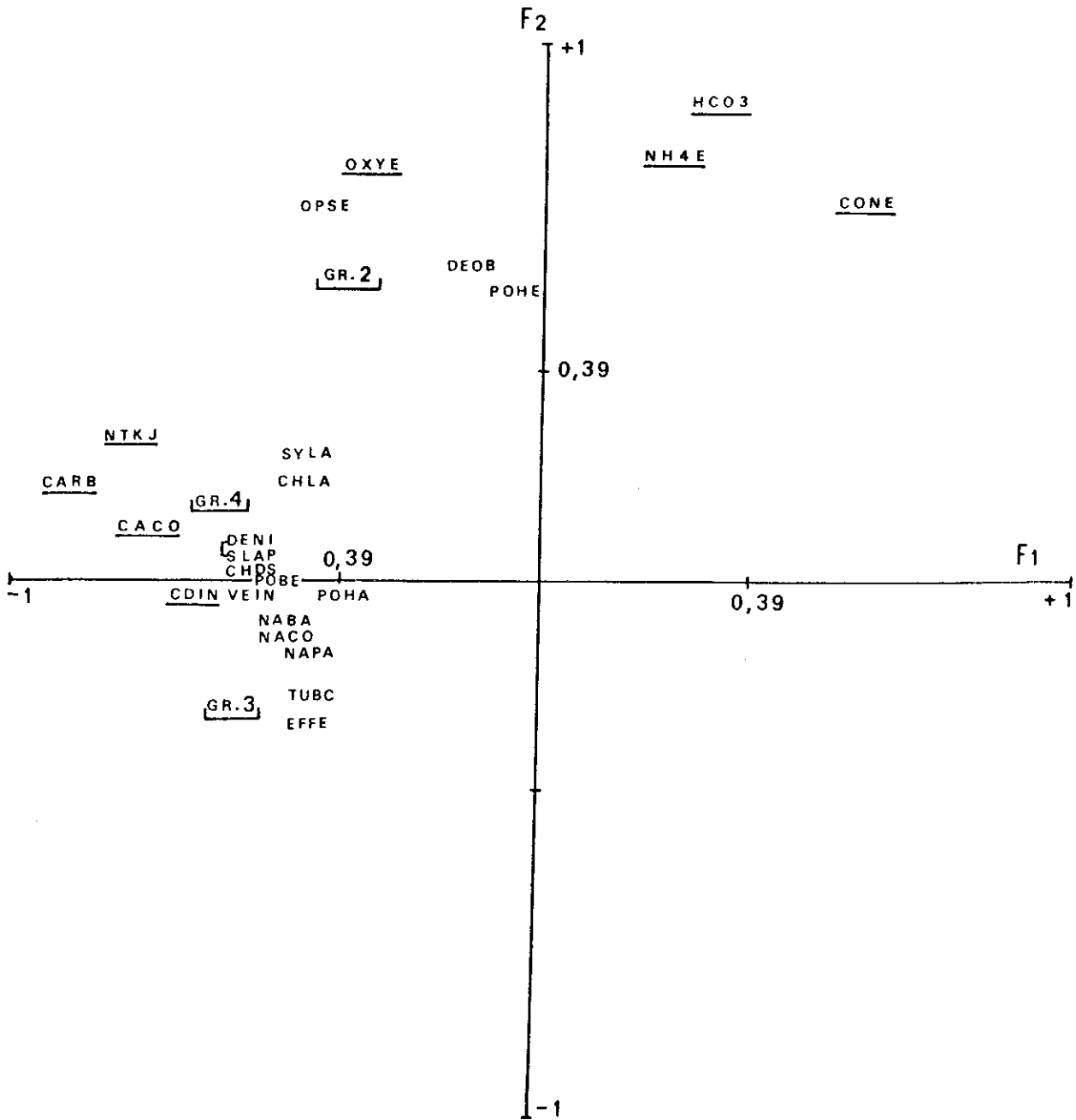


Figure 19. Cercle des corrélations entre les variables et les deux premiers facteurs de l'ACPN ; les variables actives sont soulignées ; la circonférence du cercle n'est pas représentée ici.

Remarque : Le cas du phosphore n'a pas été évoqué ici. Je ne disposais en effet de l'analyse du phosphore total de la fraction solide des sédiments (exprimé en % de P₂O₅, PHOS) que sur 22 stations (tab. 19). J'ai eu recours, sur ces 22 stations, à une analyse en composantes principales normée (ACPN) à partir des mêmes variables actives que précédemment, incluant en outre le phosphore total (PHOS), soit 10 variables actives au total.

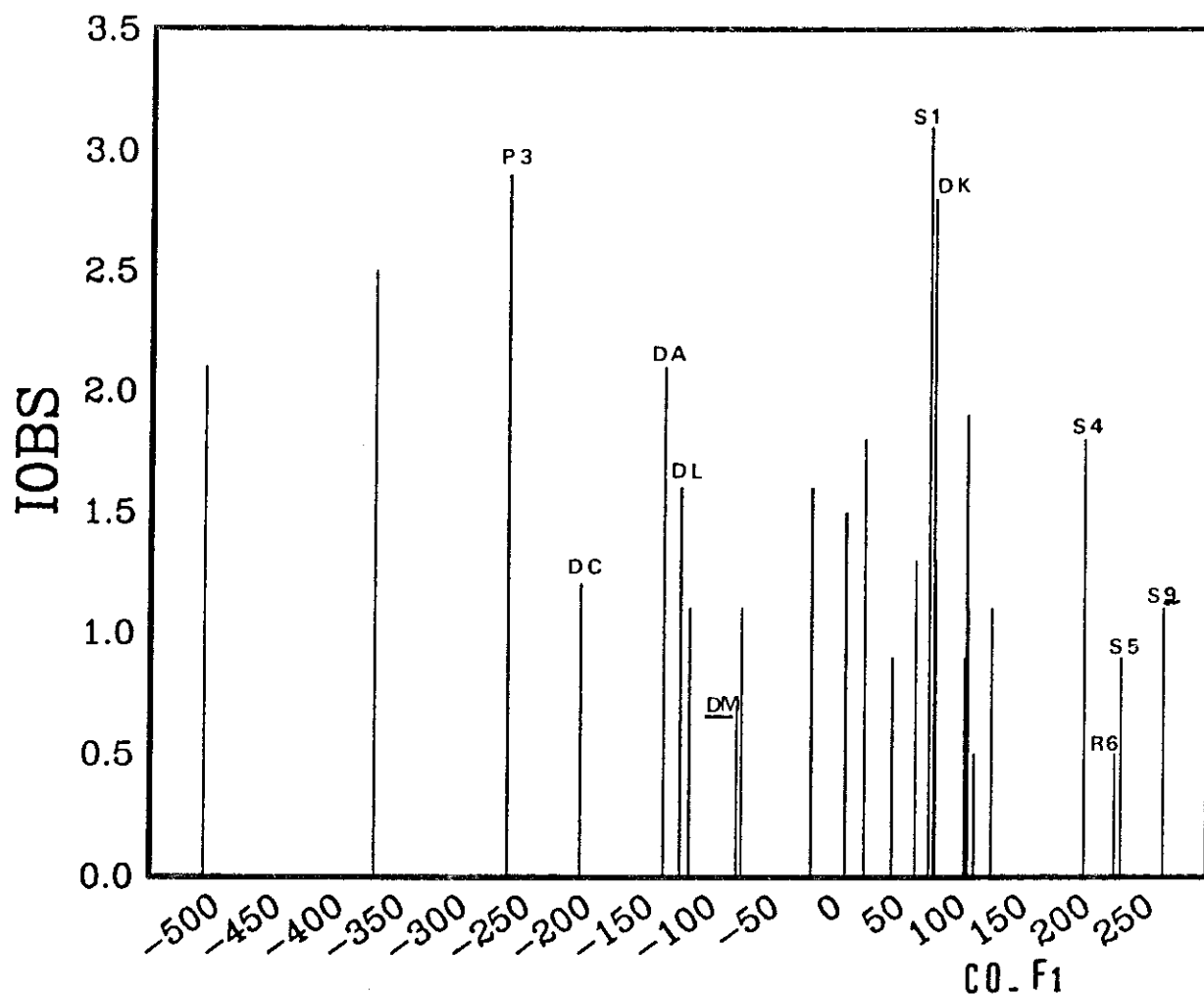


Figure 20. Variation de l'indice oligochètes IOBS en fonction de la valeur de la première coordonnée factorielle CO-F1 des stations d'échantillonnage dans les sédiments fins des cours d'eau étudiés.

Les résultats de l'analyse n'apportent pas d'éléments nouveaux, si ce n'est que le phosphore total explique seul un troisième facteur ($F3 = 11,3\%$ de l'inertie totale), le pourcentage de particules fines (GRAN) se révélant alors très corrélé avec le quatrième facteur ($F4 = 9,4\%$ de l'inertie totale). En fait, la variable PHOS ne s'avère pas liée, dans ce jeu de données, avec les autres variables physico-chimiques du sédiment. Ce résultat semble quelque peu surprenant, dans la mesure où le phosphore total est très corrélé avec les deux premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments fins lacustres (cf. § VII). De plus, on ne constate pas ici de projection significative de variables biologiques sur la composante phosphore total (troisième facteur).

b) Conclusion.

La présente ACPN définit une structure dominée par plusieurs tendances :

- une autonomie relative de la charge en composés carbonés et azotés de la fraction particulaire par rapport à celle de la fraction liquide des sédiments ressort du jeu de données considéré ;

- une forte charge en carbone particulaire ainsi qu'un rapport C/N élevé, associés dans une faible mesure à l'oxydabilité de l'eau interstitielle, caractérisent dans le jeu de données les stations considérées comme les moins polluées. Les sédiments pollués par l'homme se définissent, au contraire, par une plus faible charge de la fraction particulaire en carbone et par un rapport C/N peu élevé et inversement par une forte charge en sels minéraux dissous (représentée par CONE), en matières organiques (OXYE, NH₄E) et en carbone minéral dissous (HCO₃) de l'eau d'imbibition ;

- les effluents d'origine industrielle se révèlent proportionnellement plus riches en azote. Cette tendance, liée au jeu des données considéré, affecte aussi bien la fraction particulaire (accroissement de l'azote Kjeldahl, baisse du rapport C/N) que la fraction aqueuse (accroissement de l'azote ammoniacal).

Les variables biologiques se projettent essentiellement sur cette structure, qui intègre simultanément des variables caractéristiques d'un état trophique du milieu (carbone, azote, C/N) et d'un état de pollution de celui-ci (notamment NH₄E).

En toute logique, et à l'appui des affirmations énoncées dans le § V, le pourcentage de Tubificidae et de Tubificidae sans soies capillaires (TUBP, TUSP) rejoignent les variables de pollution, toutes les autres variables biologiques s'en éloignent plus ou moins, excepté le nombre d'espèces (NSPS).

Mais il est nécessaire de nuancer ce jugement. A cet égard, l'examen des tableaux 20 et 21 montre que la valeur des variables biologiques présente de fortes fluctuations le long du premier facteur de l'ACPN, en particulier l'indice oligochètes IOBS (fig. 20).

Si, globalement, les coordonnées factorielles négatives sont associées à des effectifs et des indices élevés, des exceptions notables se remarquent.

Le canal latéral au Doubs en aval de Besançon (DM, coordonnées négatives) s'avère biologiquement dégradé (IOBS <1, fig. 20), le Doubs à Saunières (DK) et la Saône à Auxonne (S1) (coordonnées positives) montrent une qualité biologique acceptable (IOBS >2,9).

En fait trois tendances plus ou moins opposées se mettent en évidence dans le présent jeu de données :

- la charge en azote et carbone total de la fraction solide des sédiments tend à favoriser les oligochètes, notamment les Naididae ;

- la charge minérale des eaux interstitielles semble entraîner un effet inhibiteur sur les peuplements d'oligochètes, mais elle ne constitue sans doute pas la cause directe de cet effet : une charge importante, associée à des rejets industriels ou urbains, se traduit par de basses valeurs de l'indice oligochètes IOBS (S2, S4, S5, R6, fig. 20) ; en revanche, en l'absence de tels rejets, les indices restent élevés (cas de S1 et DK, fig. 20) ;

- il existe donc une troisième tendance, que l'on peut qualifier "d'effet toxique", se superposant aux deux autres. Les sédiments du canal latéral au Doubs en aval de Besançon (DM) renferment probablement des substances à caractère toxique (IOBS <1, fig. 20), alors que le Doubs lui-même, à l'aval de la même agglomération (DC), est le siège d'une très forte pollution organique (IOBS = 1,2), détectée surtout dans les eaux interstitielles (OXYE = 18,1 mg/l, NH₄E = 49 mg/l, fig. 20 et tab. 19).

VI-2.2 Relations entre les peuplements d'oligochètes et la concentration en métaux lourds des sédiments.

Sur une série de 18 stations, je disposais de l'analyse de la perte au feu à 550°C des sédiments (code : PERF) et de celle de six métaux lourds : cadmium (CADM), chrome (CHRO), cuivre (CUIV), mercure (MERC), plomb (PLOM) et zinc (ZINC), cf. § VI-1-3 et tab. 22.

Pour ces six métaux, j'ai calculé la somme de leurs concentrations (exprimées en mg/kg, SMTX), et la somme de leurs indices de contamination (SINC). L'indice de contamination SINC a été défini par le rapport $SINC = \text{teneur observée d'un métal} / \text{teneur "naturelle"}$. La teneur "naturelle" a été choisie conformément aux travaux de BELAMIE et al., 1986, soit : CADM = 4mg/kg, CHRO = 27 mg/kg, CUIV = 16 mg/kg, MERC = 0,16 mg/kg, PLOM = 37 mg/kg, ZINC = 147 mg/kg.

J'ai également retenu le rapport SMPF = somme des concentrations en métaux/perte au feu (SMTX/PERF). Il est bien connu en effet que la matière organique constitue un agent de complexation des ions lourds. Ceux-ci perdent alors en partie leur caractère toxique lorsqu'ils sont combinés avec diverses substances organiques (cf. ANDRE et LASCOMBE, 1987a et b). Le rapport SMPF (somme des métaux/perte au feu) est donc proposé ici pour tenter de décrire très globalement ce phénomène, les fortes valeurs du rapport exprimant une saturation des matières organiques présentes par les métaux, donc un risque accru de toxicité pour les organismes.

J'ai eu recours à une analyse en composantes principales comprenant les variables actives PERF, SMPF, SMTX, SINC, les variables biologiques étant projetées en données supplémentaires. Deux composantes principales représentent 90% de l'inertie. La première (55,6% d'inertie) est fortement liée négativement à la somme des concentrations en métaux (SMTX, $r = -0,93$), à la perte au feu (PERF, $r = -0,84$) et à la somme des indices de contamination (SINC, $r = -0,81$). C'est une composante de charge globale en métaux lourds. La deuxième composante principale (34,4% de l'inertie) est très corrélée négativement au rapport SMTX/PERF (SMPF, $r = -0,97$) et positivement à la variable PERF ($r = 0,50$) (cf. tab. VI, annexe II).

L'examen de la carte factorielle des 18 stations (fig. 21) oppose les stations les moins contaminées en métaux, et dont le rapport SMPF demeure peu élevé (DK, F5, P1, P3, R7, S4), aux stations les plus chargées en métaux. Les stations de la Dore (F6, F8, F9, FA, FB, FC) se caractérisent en effet, excepté le point amont F5, par de très fortes concentrations métalliques dans les sédiments et une perte au feu élevée (tab. 22).

Inversement, les stations de la Saône S2 et S5 ne présentent ni une forte contamination métallique, ni des teneurs élevées en matières organiques. Mais le rapport SMPF tend à être important, ce qui est supposé en principe exprimer un risque de nocivité des ions lourds pour les oligochètes.

Le Rhône à l'aval de Lyon (R6) se distingue par un rapport SMPF = 159 (valeur maximale) et contribue pour 35,5% à l'explication de l'axe F2 (tab. V, annexe II). Le Doubs en aval de Sochaux-Montbéliard (D9) présente le plus fort indice de contamination (SINC = 86,1) et la Dore en aval de Giroux (F9 aval papeteries), la concentration en métaux la plus élevée.

STATIONS	SMTX mg/kg	SINC	PERF %	SMPF	CADM mg/kg	CHRO -	CUIV -	MERC -	FLOM -	ZINC -
R7	286	9.7	5.1	56.1	2.5	34	44	0.3	90	115
S2	325	8.7	3.7	87.8	2.0	19	21	0.7	11	271
P1	325	9.9	13.0	25.0	10.0	22	33	0.2	70	190
S4	342	8.9	5.5	60.2	1.0	45	30	1.2	69	196
F5	351	16.4	16.3	21.5	5.5	75	60	0.9	77	133
S5	382	17.8	4.3	88.8	1.0	36	24	1.8	54	265
P3	386	10.1	9.0	42.9	11.0	24	29	0.2	72	250
DK	390	20.0	17.2	22.7	3.2	52	20	1.9	100	213
DC	551	59.0	11.2	49.2	6.4	51	63	7.3	155	268
G3	699	29.2	7.7	90.8	4.4	66	121	1.8	166	340
FB	750	32.2	11.5	65.2	4.5	470	39	1.3	79	156
FC	874	38.4	15.7	55.7	7.8	531	48	1.6	81	205
R6	956	28.3	6.0	159.3	9.3	176	146	0.6	132	492
FA	970	40.7	25.0	38.8	5.7	424	59	2.1	187	292
F8	987	39.0	23.4	42.2	6.4	678	47	1.0	66	189
F6	1130	43.3	31.0	36.5	10.1	524	78	1.6	154	362
D9	1138	86.1	11.5	99.0	9.6	154	103	9.7	243	619
F9	1575	44.2	30.5	51.6	6.3	767	98	211.7	83	409

Tableau 22 : Teneurs en métaux lourds et en matières organiques dans les sédiments fins de quelques cours d'eau ; SMTX : somme des concentrations en métaux lourds ; SINC : somme des indices de contamination ; PERF : % perte au feu ; SMPF : somme des métaux/perte au feu ; CADM,CHRO,CUIV,MERC,FLOM,ZINC : concentrations (en mg/kg de poids sec de sédiment) en cadmium, chrome, cuivre, mercure, plomb, zinc .

	SMTX	SINC	PERF	SMPF	NSPS	TUBP	TUCP	TUSP	NAIP	IOBS	IOOS
SMTX	1000										
SINC	717	1000									
PERF	693	402	1000								
SMPF	187	160	-520	1000							
NSPS	-605	-439	-143	-441	1000						
TUBP	553	534	135	465	-661	1000					
TUCP	535	298	782	-357	-311	246	1000				
TUSP	-88	112	-607	652	-190	490	-724	1000			
NAIP	-547	-511	-206	-392	515	-958	-240	-466	1000		
IOBS	-556	-472	-63	-536	902	-879	-241	-409	792	1000	
IOOS	-353	-352	237	-613	727	-731	280	-772	637	812	1000

Tableau 23 : Coefficients de corrélation linéaire entre les variables chimiques et les variables biologiques globales ; les coefficients sont multipliés par 1000 ; les variables actives de l'ACPN sont constituées par SMTX,SINC,PERF,SMPF .

On notera également, à l'appui des conclusions du § VI.2, que la station DK (Doubs à Saunières) se situe à présent parmi les stations les moins polluées.

La projection de la valeur moyenne des variables supplémentaires sur le plan des deux premières composantes principales est illustrée par la figure 22. Parmi les variables biologiques, j'ai retenu celles dont le coefficient de corrélation avec le premier plan factoriel atteignait ou dépassait la valeur de 0,47, seuil théorique de significativité du coefficient de corrélation linéaire pour $P = 0,05$ et $n-2 = 16$ degrés de liberté.

On observe schématiquement que quatre groupes de variables présentent une projection $\geq 0,47$ sur les deux premiers facteurs F1 et F2.

Le premier groupe comprend le pourcentage de Tubificidae avec soies capillaires (TUCP) et L. variegatus (LUVA), qui se projettent en direction de la charge organique des sédiments (PERF, fig. 22).

Le deuxième groupe contient des espèces que l'on peut qualifier d'intolérantes à la charge organique et aux métaux lourds : P. barbatus (PSBA), L. claparedeanus (LICL), B. sowerbyi (BRSO) (opposées à PERF).

Le troisième groupe renferme des espèces plus directement corrélées négativement avec les teneurs en métaux lourds du sédiment (SMTX et SINC) : il s'agit de P. frici (PAFR), U. uncinata (UNCI), A. pigueti (AUPI), P. moldaviensis (POMO) et V. intermedia (VEIN).

Le quatrième groupe est composé de variables biologiques dont la direction est simultanément opposée à celle des variables SMTX, SINC et SMPF, notamment A. leydigii (AMLE), % de Naididae (NAIP), le nombre d'espèces moyen par relevé (NSPS), l'indice IOBS, le \log_{10} des effectifs d'immatrices sans soies capillaires (TUSS), le \log_{10} des effectifs d'oligochètes par relevé (EFFE), I. templetoni (ILTE), S. josinae (SCJO) ; les variables C. diastrophus (CHDS), le \log_{10} des effectifs d'immatrices avec soies capillaires (TUBC) et l'indice IOOS sont plus directement opposés à la direction que prend le rapport somme des métaux sur perte au feu (SMPF).

Enfin, le pourcentage total de Tubificidae (TUBP) est orienté en direction de SMTX et SINC, le pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires (TUSP) et l'espèce L. profundicola (LIPR) rejoignent le rapport SMPF. La position extrême de L. profundicola sur l'axe F2 suit celle de la seule station (R6) où cette espèce a été récoltée (tab. 25), station qui explique 35,5% de l'inertie de l'axe F2 (tab. V, annexe II).

Il est intéressant de noter, dans le cas précis de ce jeu de données, que l'examen de toutes les variables relatives aux oligochètes permet de disposer d'une palette assez large de réponses complémentaires au facteur pollution métallique des sédiments, notamment NAIP, EFFE et IOBS qui s'avèrent des indices descripteurs utilisables à court terme et corrélés négativement avec les teneurs en métaux lourds (tab. 23).

En ce qui concerne l'indice IOOS, celui-ci est lié négativement avec le rapport somme des métaux/perte au feu (SMPF, tab. 23). L'information apportée par ce dernier indice se révèle donc différente de celle que donne IOBS.

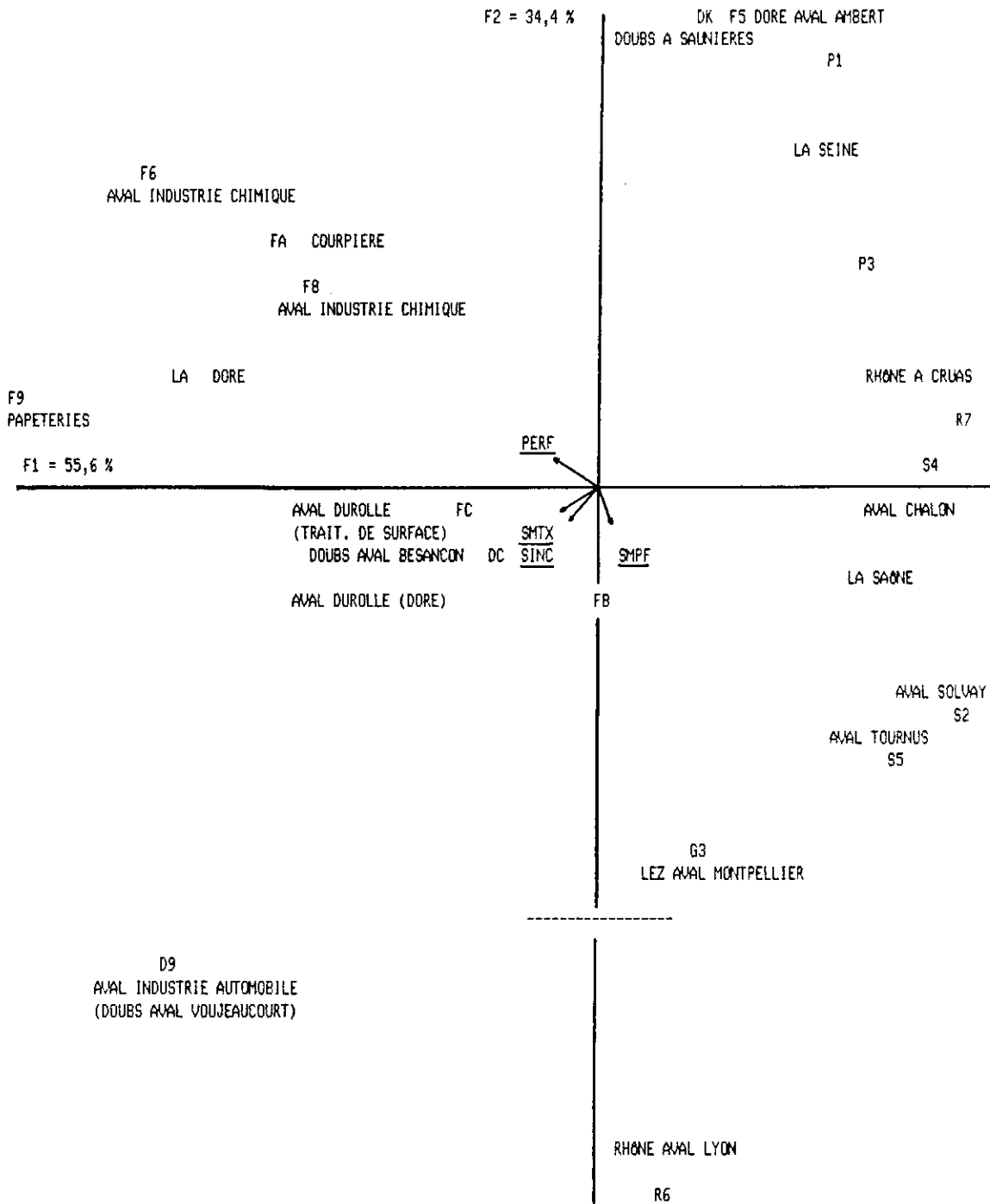


Figure 21. Position des stations d'échantillonnage dans le premier plan factoriel de l'ACPN ; la direction des 4 variables actives (soulignées) est figurée.

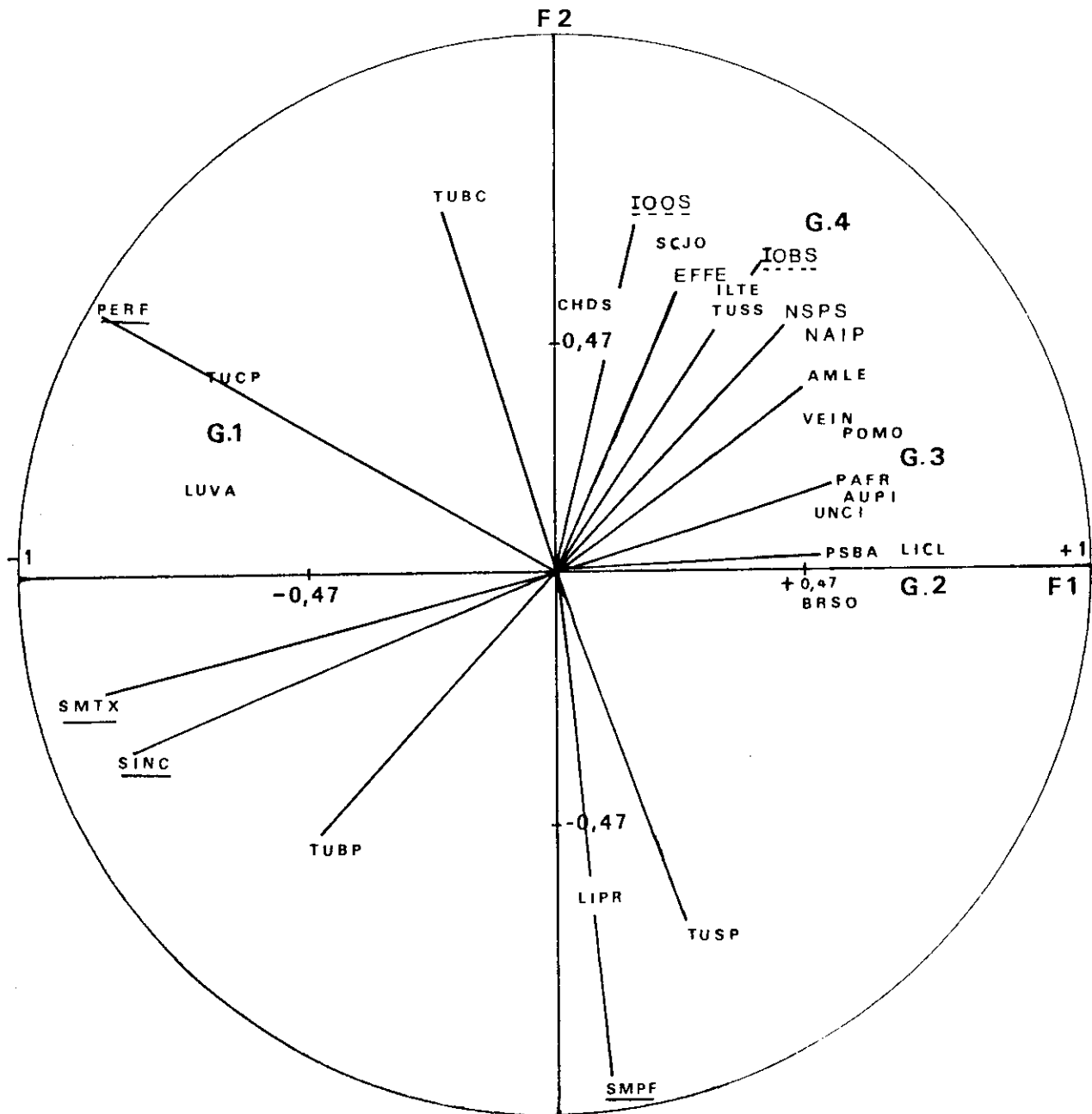


Figure 22. Cercle des corrélations des variables chimiques actives (soulignées d'un trait) et des variables biologiques supplémentaires avec les deux premiers facteurs (F1 et F2) de l'ACPN ; les indices oligochètes IOBS et IOOS sont soulignés par des pointillés.

Toutefois, si les plus fortes valeurs de IOBS se relèvent en général dans les stations les moins contaminées (tab. 24), on constate que la station FA (la Dore à Courpière) fait exception à la règle (IOBS = 2,6, SMTX = 970 mg/kg, tab. 24), de même que deux stations de la Saône (S2 et S5), caractérisées inversement par de relativement faibles contaminations métalliques (<400 mg/kg, tab. 22) associées à des indices $\leq 1,1$ (tab. 24).

Mais la valeur du rapport somme des métaux/perte au feu (SMPF) apporterait des éclaircissements à cette apparente contradiction : le rapport est peu élevé en FA (SMPF = 38,8, tab. 22), très élevé en S2 et S5 (SMPF >87), ce qui dénoterait, dans ces deux dernières stations, une teneur en matières organiques insuffisante pour complexer les métaux présents.

A cet égard, si la station F8 (la Dore à Saint-Gervais) se définit par un indice IOBS très bas (IOBS = 1) et un rapport SMPF voisin de celui de la station FA (SMPF = 42,2, tab. 22), les teneurs en chrome se montrent excessives (678 mg/kg) comparées à celles du point FA (424 mg/kg, tab. 22). Elles pourraient expliquer à elles-seules l'état de dégradation biologique observé dans les sédiments.

L'information apportée par les espèces, pour utile qu'elle soit, souffre du fait que l'absence d'une espèce se révèle toujours délicate à interpréter (CAIRNS, 1974). Par exemple, si dans mes relevés, l'abondance de *P. moldaviensis* (POMO) semble corrélée négativement avec les teneurs en métaux, son absence dans d'autres relevés ne sera pas a priori la conséquence d'un effet toxique.

Néanmoins, l'examen du tableau 25 fait ressortir la richesse en espèces et en effectifs des stations les moins chargées en métaux lourds (excepté le point FA). La valeur seuil des concentrations en ions lourds pour laquelle un effet toxique est perceptible, se situerait, pour les 18 stations étudiées, aux environs de 550 mg/kg.

J'ai retenu, dans cette première ACPN, des descripteurs globaux de charge en métaux lourds (SMTX, SINC). Il pouvait s'avérer intéressant d'étudier dans un 2^{ème} temps les six métaux lourds, pris individuellement, à partir d'une ACPN où les concentrations en CADM, CHRO, CUIV, MERC, PLOM et ZINC, transformées en \log_{10} , constitueraient les variables actives.

Quatre composantes principales expliquent 91,2% de l'inertie. La première composante (52%) est corrélée négativement avec les concentrations des six métaux, en particulier CUIV et PLOM (tab. VII, annexe II), la deuxième (17,5%) est corrélée négativement avec le mercure, positivement avec le cadmium. La troisième composante (12,7%) exprime un antagonisme entre le chrome et le zinc et la quatrième (9%) représente le plomb.

Les variables biologiques globales "significativement" projetées sur le plan F1-F2 (fig. 23) sont constituées par le pourcentage de Naididae (NAIP), qui se situe dans une direction opposée à celle du mercure, le nombre d'espèces NSPS et les effectifs totaux (EFFE) qui s'opposent au chrome et au zinc.

En ce qui concerne les taxons, les plus fortes projections se remarquent sur l'axe F1 (fig. 23) qui représente la charge totale en métaux. On constate également la position de *B. sowerbyi* (BRSO) et de *D. digitata* (DEDI), qui se situent à l'opposé de la concentration en cadmium, et celle de *L. claparedeanus*, à l'opposé du chrome et du zinc.

STA. :	SMTX	NSPS	EFBR	TUBF	TUCP	TUSP	NAIP	IOBS	IOOS
R7 :	286	13.0	1747	88.4	15.9	72.5	10.9	1.8	1.6
S2 :	325	3.7	6052	94.5	11.7	82.8	5.2	1.1	1.1
P1 :	325	12.5	14021	63.0	12.9	50.2	37.0	2.5	2.5
S4 :	342	9.3	13531	74.6	17.7	56.9	25.3	1.8	1.8
F5 :	351	8.0	3262	77.6	27.1	50.5	22.4	1.6	1.6
S5 :	382	6.0	2891	92.7	7.3	85.4	7.3	0.9	0.9
P3 :	386	10.5	9121	48.1	11.9	36.1	52.0	2.9	2.9
DK :	390	19.0	1757	73.9	6.5	67.4	8.9	2.8	2.9
DC :	551	8.3	5094	88.1	17.2	70.9	11.3	1.2	1.2
G3 :	699	5.0	52	94.2	21.1	73.1	0.0	0.7	0.7
FB :	750	2.0	490	100.0	16.3	83.7	0.0	0.2	0.2
FC :	874	3.0	1840	97.3	19.0	78.3	2.7	0.4	0.4
RE :	956	4.7	599	93.7	5.8	87.9	4.8	0.5	0.5
FA :	970	12.0	9440	81.9	35.2	46.7	18.1	2.6	2.6
F8 :	987	6.0	2900	94.6	34.6	60.0	1.8	1.0	1.0
F6 :	1130	4.0	3329	96.0	82.4	13.6	0.6	0.5	2.9
D9 :	1138	5.0	690	99.7	15.9	83.8	0.0	0.6	0.6
F9 :	1575	3.0	513	96.1	36.3	59.8	0.0	0.5	0.5

Tableau 24 : Somme des concentrations métalliques dans les sédiments (SMTX,mg/kg) et variables globales oligochètes ;

NSPS : nombre moyen d'espèces ; EFBR : effectifs totaux moyens/0,1m² ; TUBF : % moyen de Tubificidae ;
TUCP,TUSP : % moyen de Tubificidae avec et sans soies capillaires ; NAIP : % moyen de Naididae ;
IOBS,IOOS : valeur moyenne des indices oligochètes

	LUMA	TUBC	TUSS	ILTE	PSBA	LICL	LIPR	POMO	BRSD	AUPI	CHDS	PAFR	AMLE	SCJO	UNCI	VEIN	DEDI
R7	0	123	741	8	10	217	0	55	0	0	0	49	6	1	2	11	0
P1	0	1217	6276	20	20	97	0	39	0	58	116	0	235	691	58	4538	0
S2	0	594	4708	0	15	112	0	56	26	11	77	88	20	0	0	23	36
S4	0	2584	8810	0	0	138	0	0	244	263	0	3	10	148	35	414	495
F5	0	766	1616	30	0	0	0	0	0	0	240	0	0	300	0	0	0
S5	0	158	2088	0	26	0	0	0	106	54	0	0	80	0	26	0	26
P3	0	346	2377	0	0	195	0	42	0	137	603	1281	1291	146	0	1730	0
DK	0	40	900	6	0	30	0	28	24	0	0	6	72	36	0	0	0
DC	0	394	2996	0	1	417	0	0	5	0	145	26	0	0	0	0	145
G3	0	8	19	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FB	0	80	390	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FC	0	330	1380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RE	0	5	253	0	0	47	2	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
FA	0	2040	3770	0	0	0	0	0	0	0	490	0	0	740	0	0	0
F8	100	570	950	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F6	112	2473	429	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
D9	2	100	332	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F9	20	186	307	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 25 : Effectifs moyens/0,1 m² des espèces d'oligochètes les plus contributives dans les ACPN ;

LUMA : *L. variegatus* ; TUBC,TUSS : formes immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires ;
ILTE : *I. templetoni* ; PSBA : *P. barbatus* ; LICL : *L. claparedeanus* ; LIPR : *L. profundicola* ;
POMO : *P. moldaviensis* ; BRSD : *B. sowerbyi* ; AUPI : *A. piqueti* ; CHDS : *C. diastrophus* ;
PAFR : *P. frici* ; AMLE : *A. leydigii* ; SCJO : *S. josinae* ; UNCI : *U. uncinata* ;
VEIN : *V. intermedia* ; DEDI : *D. digitata* .

F2 = 17,5 %

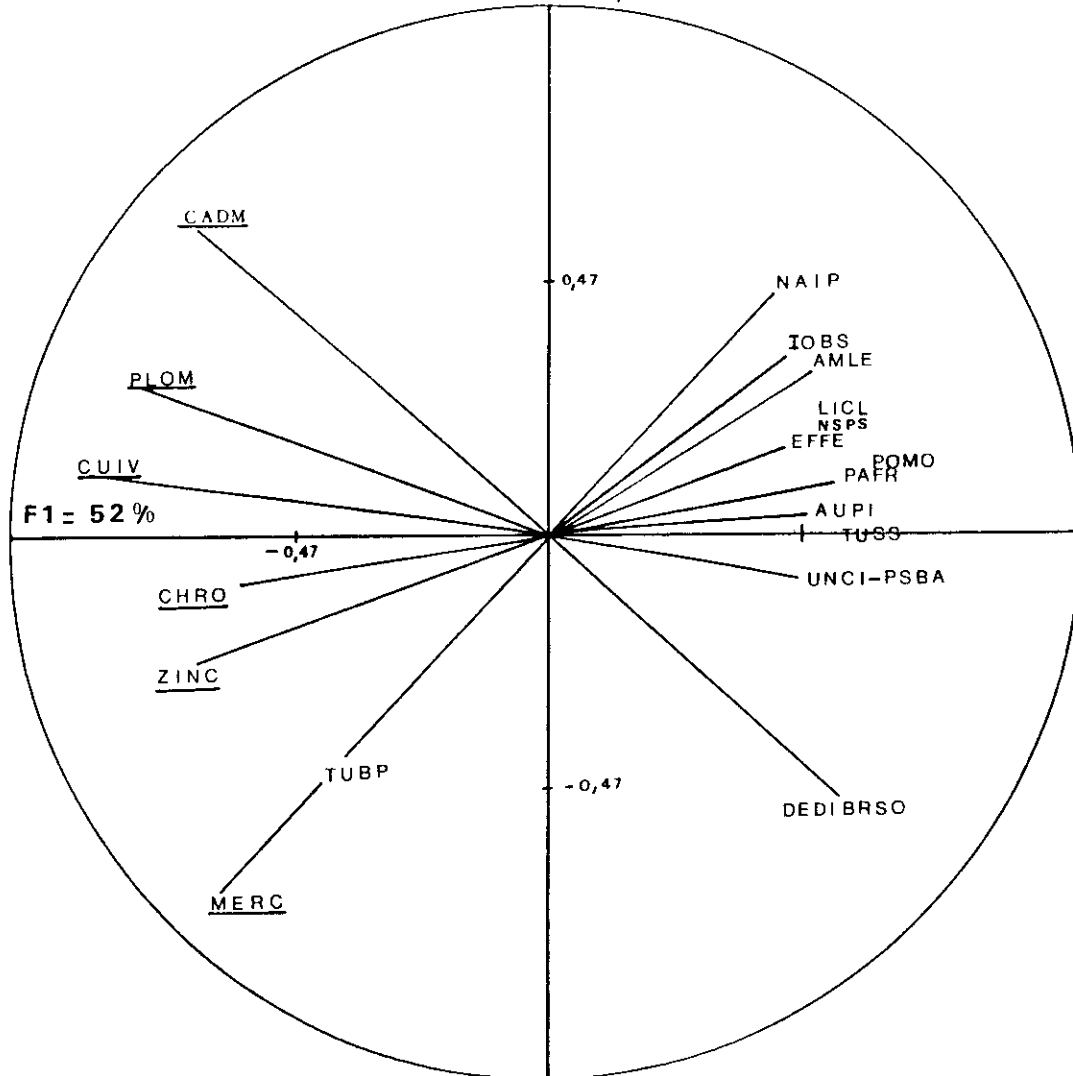


Figure 23. Cercle des corrélations des variables actives (soulignées) et supplémentaires avec les deux premiers facteurs de l'ACPN sur le \log_{10} des concentrations en métaux lourds.

Tableau 26 : Peuplements d'oligochètes et teneurs en matières organiques et en métaux des sédiments dans les retenues des Ulis ;

	SMTX mg/kg	SINC	SMPF	PLOM mg/kg	ZINC mg/kg	CUIV mg/kg	NSPS	EFFE n/0,1m ²	TUBP %	TUCP %	TUSP %	NAIP %	AMLE n/0,1m ²	DEDI n/0,1m ²	IOBS	EOLA
US	1348	28,9	96,3	424	747	118	2	319	100	3,9	96,1	0	0	0	0,2	7,2
UI	742	17,2	65,7	266	378	54	5	205	70,8	5	65,8	29,2	0	59	1,9	11,2
UII	648	14,9	55,4	209	348	47	6	496	50,9	16,3	34,6	49,1	2	179	1,7	15,9
UIII	314	7,9	39,3	104	140	25	3,3	1231	51,2	14,2	37	48,8	138	463	1	12,2

o Cas des sédiments des retenues de Ulis.

Il s'agit de quatre bassins appartenant à deux retenues d'eaux pluviales en région parisienne : les Ulis sud (US, un bassin) et les Ulis nord (trois bassins, UI, UII, UIII). Les sédiments renferment de fortes teneurs en métaux, notamment en plomb et en zinc (tab. 26, rapport LROP, 1984, [19]). Je n'ai pas intégré ces données dans le jeu précédent, dans la mesure où elles appartiennent à des milieux très différents. Mais l'examen du tableau 26 conduit à des remarques intéressantes et voisines des précédentes.

En premier lieu, les effectifs d'oligochètes (exprimés ici en n/0,1 m²), les pourcentages de Tubificidae avec soies capillaires (TUCP), le pourcentage de Naididae (NAIP) augmentent en raison inverse de la concentration totale des 6 métaux étudiés (CADM, CHRO, CUIV, MERC, PLOM, ZINC), de la somme des indices de contamination (SINC) et du rapport somme des métaux/perte au feu (SMPF). La même remarque s'applique aux effectifs de *A. leydigii* (AMLE) et *D. digitata* (DEDI). Les pourcentages du total des Tubificidae et des Tubificidae sans soies capillaires (TUBP et TUSP) croissent dans le même sens que SMTX, SINC et SMPF.

En second lieu, le nombre moyen d'espèces (NSPS) ne suit pas les mêmes tendances. En conséquence, la valeur moyenne de l'indice IOBS reste peu élevée dans le bassin le moins contaminé (UIII, tab. 26). Dans des milieux très confinés comme les retenues d'eaux pluviales, l'utilisation de IOBS est très vraisemblablement à proscrire. On pourrait lui préférer l'indice lacustre EOLA (EOLA = NSPS + 3 log₁₀ effectifs +1, cf. chapitre VII). Cet indice donnerait les valeurs moyennes suivantes : Ulis sud, EOLA = 7,2 ; Ulis nord, bassin UI, EOLA = 11,2 ; bassin UII, EOLA = 13,9 ; bassin UIII, EOLA = 12,2. Il classe les bassins UII et UIII sensiblement dans le même état biologique (cf. § VII).

o Discussion, conclusion.

En conclusion des deux analyses, on pourrait en fait considérer le problème des relations entre variables biologiques et abiotiques de trois manières :

- les peuplements d'oligochètes sont affectés par un effet toxique dont les métaux lourds constitueraient l'agent principal ;

- les oligochètes permettent la détection d'une pollution globale où les métaux lourds ne représenteraient qu'un élément descripteur, sans effet nocif direct ou dominant ;
- les corrélations négatives observées entre variables biologiques et chimiques ne sont attribuables qu'au seul hasard.

L'examen de la littérature et l'expérience acquise sur les oligochètes autorisent le rejet de cette dernière affirmation. En revanche, il s'avère délicat de trancher entre l'une ou l'autre des deux premières affirmations.

En ce qui concerne les variables biologiques globales, les tendances mises en évidence par les ACPN sur les 18 stations sont résumées sous la forme d'un tableau de synthèse (tab. 27). Ce tableau n'a pas la prétention de montrer l'existence de corrélations, mais plus simplement de résumer les tendances reflétées par les deux ACPN sur 18 stations. D'ailleurs, des discordances évidentes sont discernables.

Ainsi la station FA, très contaminée en métaux (970 mg/kg, tab. 22), présente un indice IOBS élevé (2,6). Cette discordance est d'ailleurs confirmée par d'autres indices biologiques (CETE, 1985) : indice diatomique (COSTE, 1978) = 8/10 ; indice biotique Ibm (TUFFERY et VERNEAUX, 1968) = 8,5/10 ; indice de qualité biologique globale IQBG (VERNEAUX et al., 1976) = 19/20.

Or, la faible dureté des eaux (ici 8 mg/l de Ca + Mg) devrait avoir en principe un effet activateur sur la toxicité des métaux (in ANDRE et LASCOMBE, 1987a), ce qui ne semble pas le cas ici. La contradiction inverse existe. Les stations S2 et S5 sont caractérisées par des indices IOBS < 1,1, alors que les concentrations métalliques sont peu importantes (325 à 382 mg/kg) et la dureté des eaux très élevée (104 à 121 mg/l de Ca + Mg).

Mais nous avons déjà vu que la prise en considération du rapport somme des métaux/perte au feu (SMPF) permet d'apporter des explications à cette contradiction : les stations S2 et S5 présentent un rapport SMPF élevé (>80), significatif d'une forte charge métallique comparativement aux teneurs en matières organiques susceptibles de les complexer. Inversement, la station FA s'avère très riche en matières organiques (PERF = 25%, tab. 22), ce qui a probablement pour conséquence d'entraîner une diminution de la toxicité des ions lourds.

Il est certain que, hormis les métaux lourds, les oligochètes subissent les effets nocifs de nombreuses substances. Les relevés de terrain ne font que traduire des situations où les ions métalliques n'ont pas toujours un rôle dominant. Ce problème est général, il existe aussi pour les oligochètes terrestres (BOUCHE, 1984b). A titre d'exemple, dans des cours d'eau américains, les Tubificidae seraient sensibles à la nocivité du TFM (3- trifluorométhyl, 4- nitrophénol, JEFFREY et al., 1986 ; Mac MAHON et al., 1987).

En tout état de cause, la nature même des relevés de terrain ne peut constituer, a priori, une preuve de la toxicité de produits spécifiques, dans la mesure où il n'est pas possible de contrôler tous les facteurs de l'environnement. Inversement, les prélèvements in situ constituent des "sonnettes d'alarme", qui conduisent à de fortes présomptions sur l'impact de certains polluants, particulièrement lorsque la preuve de leur prédominance dans un milieu donné peut être apportée.

Tableau 27 : Oligochètes et métaux lourds du sédiment :
tendances mises en évidence.

Indices biologiques	Somme des métaux (SMTX) mg/kg	Somme des indices de contamination (SINC)	Rapport somme des métaux/ perte au feu (SMPF)	Stations concernées
IOBS ≥ 2	325-970	9,9-40,7	22,7-42,9	DK, FA, P1,P3
NSPS 11 - 19				
EFFE 1757 - 14021	MOY.=518	MOY.=20,2	MOY.=32,4	
NAIP 8,9 - 52				
IOBS 1,1 - 1,9	286-551	8,7-59	21,5-87,8	DC, F5, S2, S4, R7
NSPS 8 - 13				
EFFE 1747 - 13531	MOY.=371	MOY.=20,5	MOY. =55	
NAIP 5,2 - 25,3				
ULIS				
IOBS 1,9	742	17,2	65,7	UI,
IOBS 1,7	648	14,9	55,4	UII
IOBS ≤ 1	382-1575	17,8-86,1	36,5-159,3	D9, F6, F8, F9, FB, FC, G3, R6, S5
NSPS 2 - 6				
EFFE 52 - 3329	MOY.=943	MOY.=39,8	MOY.=75	
NAIP 0 -7,3				
ULIS				
IOBS 1	314	7,9	39,3	UIII
IOBS 0,2	1348	28,9	96,3	US

Tableau 28 : Oligochètes et métaux lourds dans la retenue de Kozłowa Góra (Pologne) ; TUSP, TUCP : % de Tubificidae sans et avec soies capillaires.

Stations	SMTX	NSPS	TUSP	TUCP	IOBS	<u>A. pluriset</u> %	NAIP
3 a	1074	2	50	50	0,4	50	0
3 b	658	3	60	33,3	0,5	33,3	0
3 c	1851	6	63,6	27,3	0,9	9,1	0
3 d	1035	4	28,6	57,1	0,7	14,3	0

On a pu constater ici, et GIANI (1984b) le souligne judicieusement par ailleurs, que des paramètres simples tels que la densité, le nombre d'espèces, reflètent globalement l'effet d'une pollution métallique (tab. 27).

Dans un travail récent, DUMNICKA (1985) a considéré les communautés d'oligochètes peuplant les sédiments du barrage de Kozłowa Góra (Pologne) contaminés par du plomb, du cuivre, du cadmium, du zinc et du chrome (RECZYŃSKA-DUTKA, 1985). A partir de ces deux travaux, j'ai calculé l'indice IOBS moyen ainsi que la somme des concentrations (en mg/kg) en PLOMB+CUIVRE+CADMIUM+ZINC+CHROME (le mercure n'avait pas été analysé). Les résultats obtenus (tab. 28) concordent avec mes propres observations (tab. 27), notamment en ce qui concerne les variables biologiques globales (NSPS, IOBS).

Globalement, on peut donc considérer que des variables telles que IOBS, EFFE, NAIP, NSPS détectent des pollutions à caractère toxique où les métaux lourds jouent probablement un rôle important, notamment pour des concentrations métalliques de l'ordre de 600 mg/kg. A partir de concentrations > 1000 mg/kg, l'effet nocif des métaux lourds se révèle sans doute suffisant pour expliquer l'altération des communautés d'oligochètes. Le rapport SMPF (somme des métaux/perte au feu) et, dans une moindre mesure, la somme des indices de contamination (SINC), semblent également des variables intéressantes à prendre en considération pour décrire une pollution métallique.

En toute logique, la variable décrivant au mieux la nocivité des métaux n'est pas la concentration métallique totale, mais la capacité de complexation des ions lourds par la matière organique du sédiment, capacité qui est supposée être décrite très grossièrement par le rapport somme des métaux/perte au feu (SMPF). On constate d'ailleurs que la valeur moyenne de SMPF croît en raison inverse de celle des variables biologiques globales (tab. 27).

Qu'attendre alors de l'information apportée par les espèces, c'est là le point délicat de cet exposé.

Les espèces devraient, en toute logique, apporter des précisions complémentaires sur la nature des polluants mis en jeu. Mais on se heurte, dans les échantillons de terrain, à un problème que j'ai déjà évoqué précédemment : la densité et la proportion exactes d'espèces dont les immatures ne sont pas identifiables (*T. tubifex*, *L. hoffmeisteri*, *P. hammoniensis* etc.) ne peuvent être estimées avec précision, ce qui laisse planer une incertitude sur leurs exigences écologiques réelles. Le matériel constitué par des taxons déterminables à l'état immature (tous les Naididae, *L. variegatus*, *B. sowerbyi* etc.) se révélerait un outil plus aisé à prendre en considération, à condition de disposer de plusieurs échantillons saisonniers.

De plus, les Tubificidae, notamment *T. tubifex* et *L. hoffmeisteri*, ont la possibilité d'adopter une stratégie de reproduction reposant sur la coexistence potentielle de populations bisexuées, parthénogénétiques et asexuées (PODDUBNAYA, 1984 ; CHRISTENSEN, 1984), qui pourrait constituer une stratégie de défense face à un environnement devenu défavorable (CHRISTENSEN, 1984). Cette dernière remarque ne va pas dans le sens d'une simplification des problèmes posés par les espèces à immatures indéterminables.

Qui plus est, bien que l'on soit en mesure d'accorder une certaine validité à la valeur absolue de l'indice IOBS ou à celle d'autres variables globales (NAIP, NSPS ...), un indice < 1 étant considéré comme significatif d'une forte pollution toxique (cf. § V et tab. 27), il n'en va pas de même pour les espèces.

Tableau 29 : Toxicité du cadmium des sédiments pour B. sowerbyi et D. digitata ; valeur de la concentration létale 50% 96 heures (CL₅₀ 96h) pour B. sowerbyi.

Stations	<u>B. sowerbyi</u> (N/0,1 m ²)	cadmium mg/kg	<u>D. digitata</u> (N/0,1 m ²)
S4	245	1	495
S5	106	1	26
S2	27	2	36
DC	5	6,4	145
R6	5	9,3	0
CL ₅₀ 96 h (CHAPMAN & BRINKHURST) 1984		5,7 mg/l en présence de sédiment ; 0,25 mg/l sans sédiment	

Tableau 30 : Oligochètes et métaux lourds.

- A - Espèces, taxons (et variables globales) corrélés négativement avec un facteur exprimant une charge globale en métaux lourds (fig. 22 et 23).
- IOBS, EFFE, NSPS, NAIP,
 - immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires,
 - P. barbatus, I. templetoni, L. claparedeanus,
 - P. moldaviensis, B. sowerbyi, A. pigueti,
 - A. leydigii, C. diastrophus, P. frici,
 - U. uncinata, V. intermedia, D. digitata,
 - S. josinae.
- B - Polluo-sensibilités particulières (fig. 23).
- B. sowerbyi et D. digitata pour le cadmium,
 - % de Naididae et le mercure,
 - P. frici, P. moldaviensis pour le chrome,
 - L. claparedeanus pour le zinc,
 - A. leydigii pour le zinc et le mercure,
 - U. uncinata et P. barbatus pour le cuivre.
- C - Cas particuliers.
- % de Tubificidae et L. variegatus : affinités pour la charge en matières organiques des sédiments, indépendamment des concentrations en métaux.

L'absence d'une espèce se révèle en effet plus délicate à interpréter que sa présence (CAIRNS, 1974). Une variable globale, comme l'indice IOBS, peut toujours être estimée, la variation relative ou absolue de ses valeurs servant de base d'interprétation.

En fait, les espèces seraient intéressantes à examiner dans la mesure où l'on retiendrait la variation de leurs abondances entre un point considéré comme non contaminé par des métaux et un point aval récepteur d'effluents toxiques. Le cas de B. sowerbyi est à ce titre significatif.

Nous avons vu que cette espèce se projette à l'opposé du cadmium (fig. 23). Si l'on n'envisage à présent que les stations où cette espèce a été récoltée avec un effort de capture identique (S4, S5, S2, DC, R6), les effectifs moyens de BRSO (B. sowerbyi) sont négativement corrélés avec les teneurs en cadmium du sédiment (tab. 29). De plus, les concentrations de ce métal notées dans les sédiments où l'on relève les plus faibles abondances de BRSO coïncident avec celles que CHAPMAN et BRINKHURST (1984) observent **en conditions expérimentales sur des sédiments reconstitués** (tab. 29).

En conséquence, un certain nombre d'espèces sont susceptibles de compléter les informations apportées par les variables globales si la comparaison de leurs abondances **en amont et en aval d'un rejet** peut être effectuée. Dans cette optique, l'affinité de L. variegatus (LUVA) pour la charge en matières organiques des sédiments (fig. 22), affinité confirmée par MARSHALL et WINTERBOURN (1979), constitue une observation complémentaire digne d'intérêt.

L'ensemble des tendances relevées au niveau des ACPN est contenu dans le tableau 30. Parmi les polluo-sensibilités particulières (B), celles qui semblent reposer sur une réalité moins incertaine concernent le pourcentage de Naididae et le mercure (fig. 24), B. sowerbyi et le cadmium, les immatures de Tubificidae sans soies capillaires et le cuivre (fig. 25) ainsi que A. leydigii et le zinc. L'abondance de ce Naididae est plus forte dans le bassin UIII des Ulis dont les sédiments sont effectivement les moins chargés en zinc (tab. 26).

Mais les tendances exprimées ici ne constituent aucunement des preuves, mais des pistes intéressantes à suivre. En effet, l'approche de terrain, **indispensable puisqu'elle reste en fin de compte la seule mesure objective de l'impact biologique des rejets industriels**, ne permet qu'une diagnose très globale dans la mesure où il est impossible de contrôler tous les facteurs de l'environnement biotique et abiotique. J'ajouterai que le jeu de données est limité ici à 18 stations.

De même, une démarche purement expérimentale souffre d'un handicap majeur, constitué par la difficulté d'extrapolation des résultats expérimentaux au milieu naturel (SLOOF, 1983 ; GILBERTSON, 1984).

Il apparaît indéniable que les voies de recherche proposées par GILBERTSON (1984) ou CHAPMAN (1986), l'approche de ce dernier auteur étant caractérisée par une "trilogie", combinaison simultanée de trois étapes complémentaires -chimie du sédiment- tests biologiques sur le sédiment -relevés biologiques in situ-, puissent contribuer efficacement à l'appréciation de l'impact des micropolluants. Cette démarche aurait le mérite d'établir une intercalibration entre les diverses approches et un étalonnage des indices de terrain. Elle pourrait constituer un guide indispensable pour l'éradication des substances réellement dangereuses pour les écosystèmes.

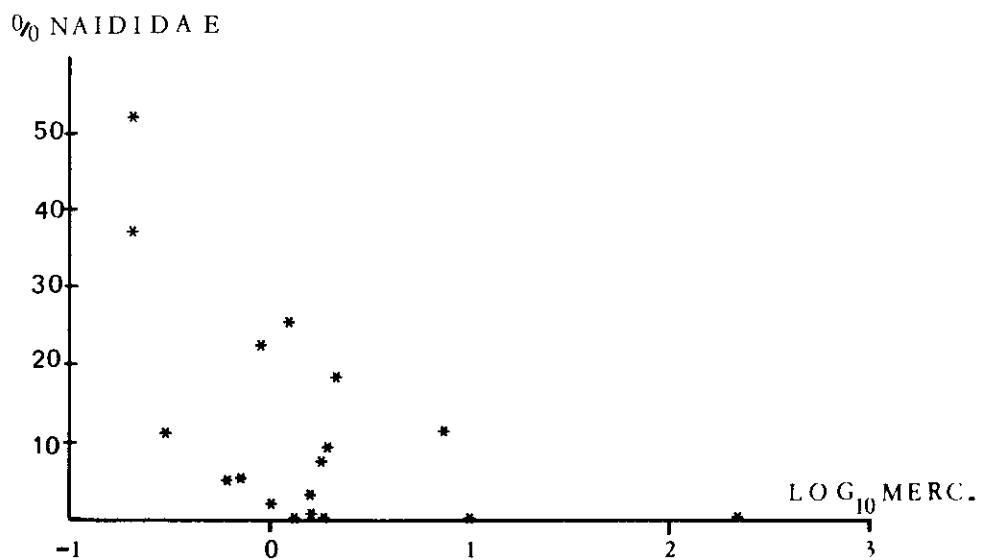


Figure 24. Variation du % de Naididae en fonction du \log_{10} des concentrations en mercure des sédiments.

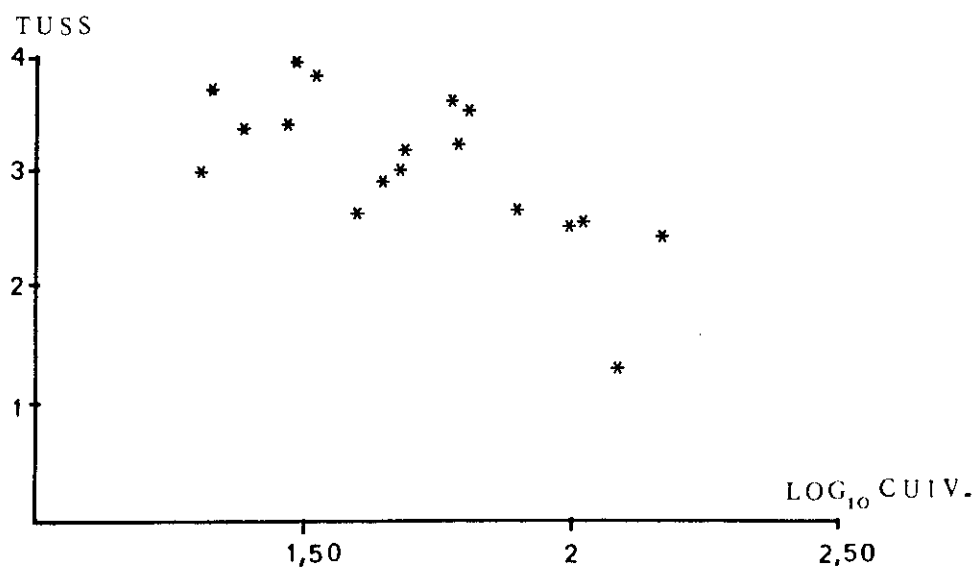


Figure 25. Variation du \log_{10} des effectifs d'immatures de Tubificidae sans soies capillaires (TUSS) en fonction du \log_{10} des concentrations en cuivre des sédiments.

VI.2.3 Contribution des variables chimiques de l'eau libre à l'interprétation des peuplements d'oligochètes des sédiments fins : impact de la pollution.

Par analogie avec l'étude sur les métaux lourds (§ VI.2.2), j'ai retenu les variables physico-chimiques de l'eau libre les plus liées à l'impact des rejets humains. Sur un jeu de 31 stations, une analyse en composantes principales normée (ACPN) a été effectuée, en retenant comme éléments actifs le log10 des variables suivantes : valeur moyenne des sels ammoniacaux (NH₄M), des nitrates (NO₃M), des orthophosphates (PO₄M), de la DBO₅ (DBOM), de l'oxydabilité au permanganate à froid (OXYM), de la dureté totale (DUMO), de la conductivité (CONM), et valeur minimale de l'oxygène dissous (O₂MI). Soit un total de 8 variables actives dont la valeur brute figure dans le tableau 31.

1° Résultats de l'ACPN.

Deux composantes principales expliquent 72,8% de l'inertie. La première (44,7%) est corrélée négativement avec les variables NH₄M, DBOM et OXYM (tab. X, annexe II). Elle représente sans ambiguïté un facteur de pollution organique des eaux, caractérisé par un antagonisme entre la charge organique (DBOM, NH₄M, OXYM) et les nitrates, associés à la dureté des eaux (NO₃M, DUMO, CONM).

La deuxième composante principale (28,1% de l'inertie) oppose l'oxygène dissous minimal (O₂MI) aux orthophosphates (PO₄M), à la conductivité (CONM) et aux sels ammoniacaux (NH₄M).

L'examen de la représentation des stations sur le premier plan principal F1-F2 (tab. IX, annexe II et fig. 26) permet de visualiser une structure dominée, sur la composante F1, par une opposition entre les stations les moins polluées organiquement (Seine P1, P2, P3) et les stations les plus contaminées (Dore, F6, F8, F9, FA, FB, FC). Il se trouve par ailleurs, dans le présent jeu de données, que les secteurs les plus chargés en matières organiques s'avèrent précisément les plus pauvres en calcium (Dore, bassin cristallin).

Le deuxième facteur (F2) voit sa signification sensiblement réduite par la forte contribution de deux stations, le Lez aval Montpellier (G3, 44,2% de contribution sur F2) et le Doubs amont Pontarlier (D5, 14% de contribution sur F2) (tab. IX, annexe II).

Le troisième facteur (10,3% de l'inertie) est corrélé négativement avec les orthophosphates (PO₄M) et le quatrième facteur (4,6% de l'inertie) est corrélé négativement avec les nitrates (NO₃M, tab. X, annexe II)

2° Projection des variables biologiques.

La projection des variables supplémentaires est illustrée par la figure 27 (cercle des corrélations). J'ai retenu sur cette figure les variables dont le coefficient de corrélation linéaire avec les facteurs F1 et F2 était $\geq 0,36$, seuil théorique de signification du coefficient pour $P = 0,05$ et $n-2 = 29$ degrés de liberté (in SNEDECOR et COCHRAN, 1957).

STATION	NH4M mg/l	OXYM mg/l	DBOM mg/l	O2MI mg/l	NO3M mg/l	PO4M mg/l	DUMO mg/l	CONM µS/cm2
0	0,04	1,0	1	7,7	5,9	0,10	86	621
1	0,135	1,0	2	6,6	10,5	0,137	94	1,36
2	0,06	0,5	3	6,6	17,7	0,138	92	6,82
3	0,07	1,0	2	6,2	10,8	0,137	95	2,92
4	0,07	0,7	3	6,0	1,6	0,03	88	2,60
5	0,07	1,2	4	6,0	5,1	0,10	86	3,92
6	0,09	0,2	6	6,0	4,0	0,11	74	2,66
7	0,09	1,6	4	6,4	6,6	0,07	66	3,17
8	0,12	1,7	5	7,6	0,2	0,33	71	3,67
9	0,12	1,6	3	6,0	4,8	0,12	110	2,49
10	0,14	1,0	3	6,6	6,6	0,08	79	2,46
11	0,17	1,0	3	6,0	6,6	0,11	9	1,40
12	0,17	1,2	6	6,0	7,6	0,08	104	6,17
13	0,18	1,0	1	6,0	6,6	0,08	71	3,12
14	0,18	3,2	4	6,6	6,1	0,43	100	3,49
15	0,18	1,7	2	6,6	1,6	0,62	70	3,57
16	0,20	0,3	2	7,6	0,3	0,40	69	4,15
17	0,22	0,0	6	6,0	6,2	0,64	79	4,12
18	0,22	1,3	4	7,6	6,1	0,44	61	3,86
19	0,27	1,2	3	7,7	2,6	0,60	67	2,66
20	0,27	0,0	4	6,6	6,1	0,23	0	1,02
21	0,29	1,2	3	6,7	6,6	0,47	121	7,92
22	0,21	1,0	3	5,3	7,1	0,43	104	6,90
23	0,32	2,7	4	10,1	2,4	0,61	8	3,9
24	0,40	1,6	6	6,0	2,3	0,45	62	2,80
25	0,42	1,2	3	6,6	7,6	0,65	53	2,70
26	0,45	6,1	6	6,6	6,1	0,65	9	1,12
27	0,46	6,3	4	6,6	0,8	0,36	65	4,1
28	0,56	6,9	14	7,2	1,6	0,40	13	1,72
29	0,63	11,0	8	10,2	1,6	0,66	9	1,19
30	1,01	12,7	7	1,7	2,6	1,60	131	7,41

Tableau 21 : Variables physico-chimiques des eaux libres : NH4M, OXYM, DBOM, O2MI, NO3M, PO4M, DUMO : valeurs moyennes (en mg/l) des sels ammoniacaux, de l'oxydabilité, de la DBOM, de l'oxygène dissous, des nitrates, des orthophosphates, de la dureté totale ; CONM : valeur moyenne de la conductivité (en µS/cm2).

	NH4M	OXYM	DBOM	O2MI	NO3M	PO4M	DUMO	CONM
NH4M	1000							
OXYM	377	1000						
DBOM	596	817	1000					
O2MI	-660	-375	-225	1000				
NO3M	-566	-381	-391	-20	1000			
PO4M	596	202	135	-340	177	1000		
DUMO	-381	-322	-366	-313	542	135	1000	
CONM	-176	-502	-282	-414	578	329	324	1000

Tableau 22 : Matrices des corrélations entre les variables étudiées de l'ACPCA : tous les coefficients de corrélation sont \times par 1000.

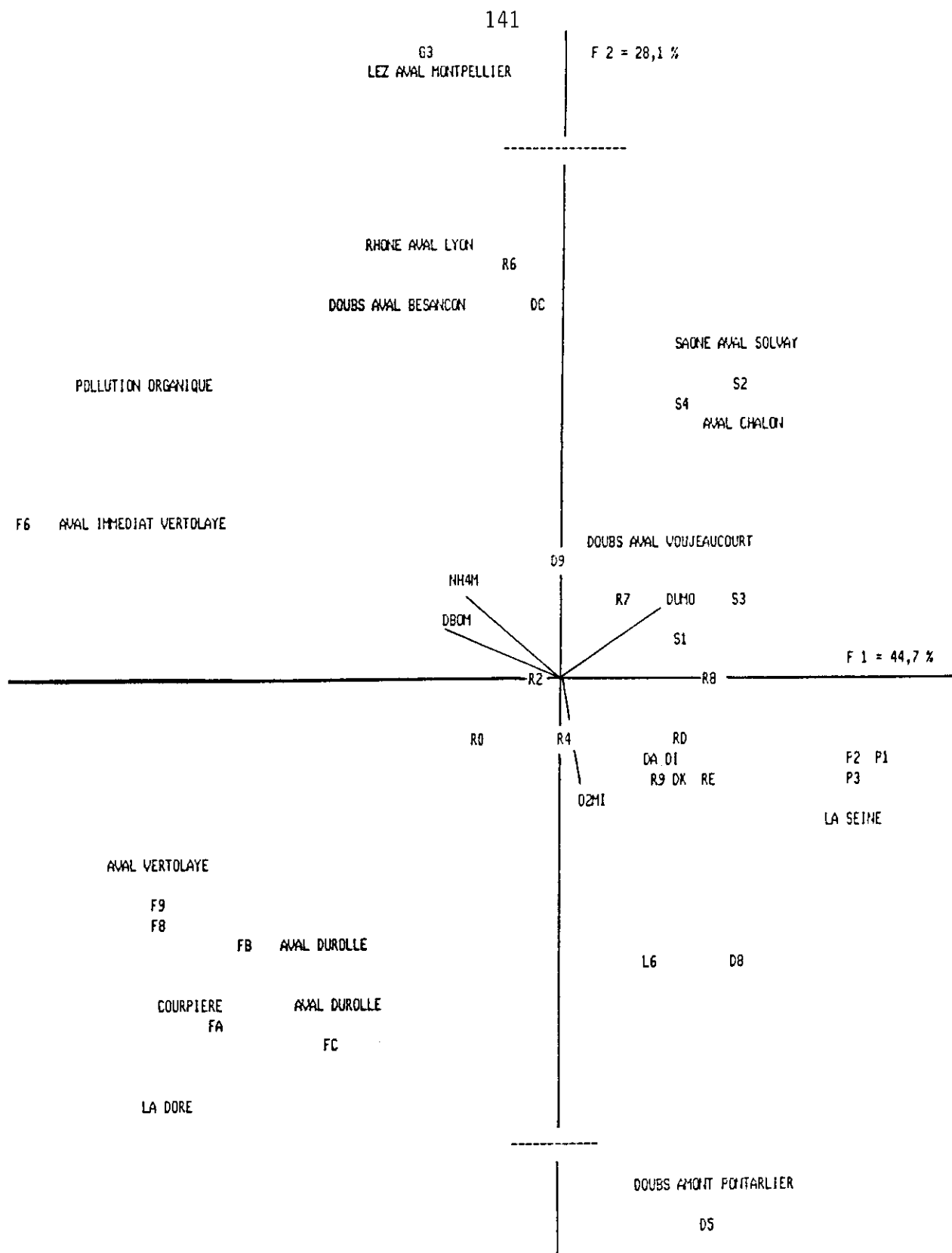


Figure 26 : Position des stations d'échantillonnage dans le plan des deux premiers facteurs (F1-F2) ; la direction de quatre variables actives est figurée (NH4M, DBOM, O2MI, DUMO).

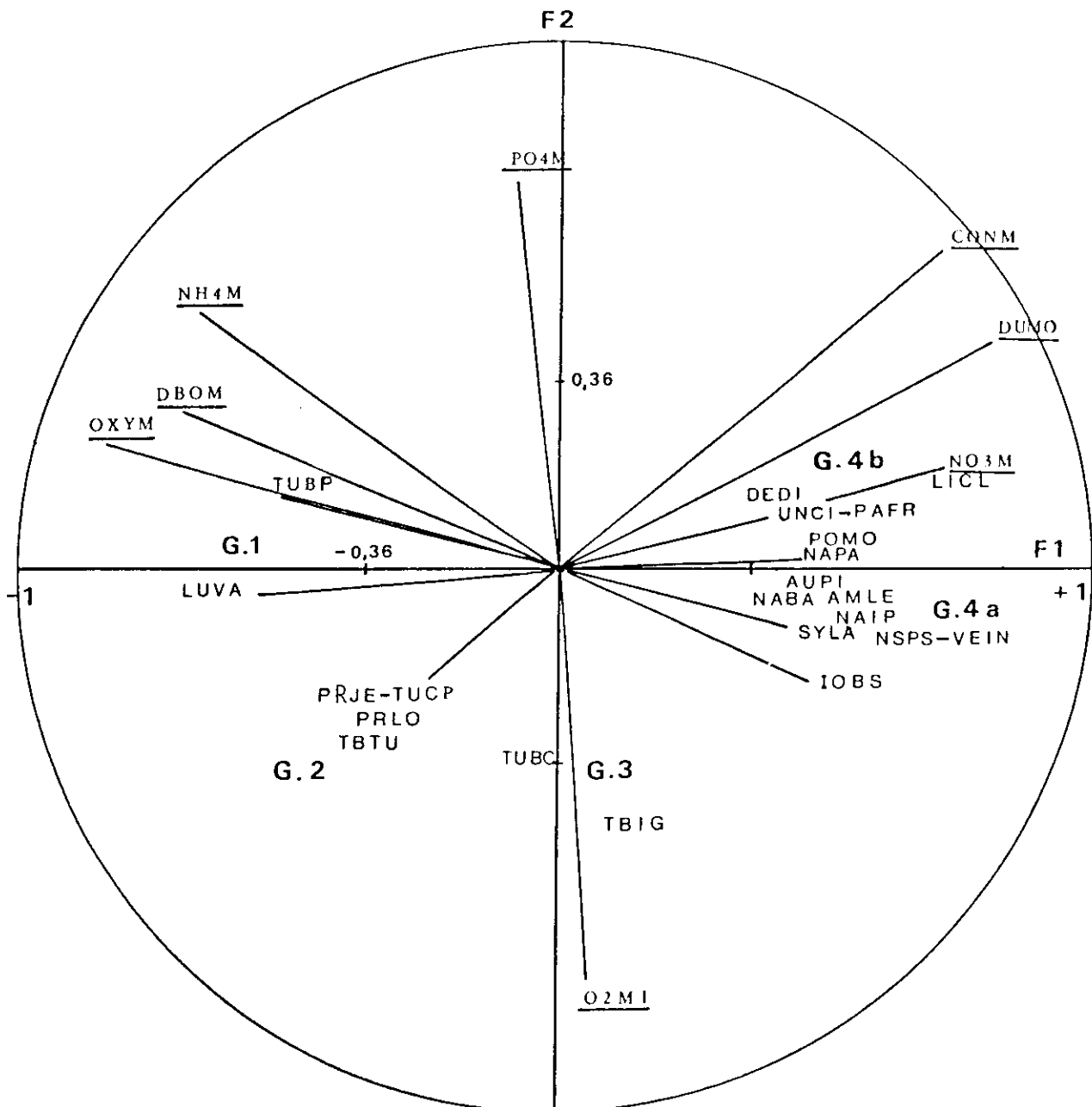


Figure 27 : Cercle des corrélations des variables actives (soulignées) et supplémentaires avec les deux premiers facteurs (F1 et F2).

Schématiquement, quatre groupes de variables biologiques s'individualisent dans le premier plan factoriel de l'analyse (fig. 27).

Le groupe 1 (G.1) correspond aux variables pourcentage de Tubificidae (TUBP) et \log_{10} des effectifs de l'espèce *L. variegatus* (LUVA). Il s'agit donc ici des variables les plus liées positivement au facteur F1 (pollution organique).

Le groupe 2 (G.2) comprend des variables corrélées positivement avec le facteur F1, mais opposées à la dureté des eaux. On trouve en particulier les formes typiques de la Dore (eaux déficitaires en calcium + pollution organique, tab. 31, 33, 34) : *T. tubifex* (TBTU), *P. longiseta* (PRLO), *P. jenkinsae* (PRJE), pourcentage de Tubificidae avec soies capillaires (TUCP).

ST.	NSPS	TUBP	TUCP	TUSP	NAIP	LUMP	ENCP	IOBS	IOOS	EFBR
D8	14.0	57.9	51.5	6.4	4.6	2.3	35.1	2.7	21.9	1441.0
P3	10.5	48.1	11.9	36.1	52.0	0.0	0.0	2.9	2.9	9121.5
P2	12.5	78.9	18.5	60.4	21.1	0.0	0.0	2.1	2.1	15431.0
D5	6.0	95.8	53.2	42.6	0.0	2.7	1.5	1.1	1.4	2000.0
DK	19.0	73.9	6.5	67.4	8.9	0.7	16.2	2.8	2.8	1757.0
P1	12.5	63.0	12.9	50.2	37.0	0.0	0.0	2.5	2.5	14021.0
DA	10.8	79.0	21.8	57.3	20.1	0.5	0.1	2.0	2.2	11040.8
L6	14.0	63.4	51.2	12.2	35.1	0.0	1.5	2.7	11.5	2734.0
DI	15.0	55.8	2.5	53.3	35.2	4.2	2.4	2.8	2.8	495.0
S1	14.0	69.8	31.7	38.1	22.8	0.6	6.8	3.1	4.2	11121.0
R9	10.3	85.6	10.0	75.6	14.4	0.0	0.0	1.4	1.4	1009.3
FC	3.0	97.3	19.0	78.3	2.7	0.0	0.0	0.4	0.4	1840.0
S3	12.5	85.3	14.4	71.0	14.0	0.1	0.6	1.9	1.9	2005.0
DC	8.3	88.1	17.2	70.9	11.3	0.1	0.4	1.2	1.2	5094.0
RD	9.0	82.9	7.7	75.2	15.4	1.7	0.0	1.3	1.3	696.0
RE	7.7	98.7	7.1	91.6	1.3	0.0	0.0	0.9	0.9	3069.3
R8	7.7	94.0	8.4	85.6	6.0	0.0	0.0	0.9	0.9	387.3
D9	5.0	99.7	15.9	83.8	0.0	0.3	0.0	0.6	0.6	690.0
R7	13.0	88.4	15.9	72.5	10.9	0.0	0.7	1.8	1.8	1747.0
FB	2.0	100.0	16.3	83.7	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	490.0
R4	9.3	92.7	25.6	67.0	7.2	0.0	0.1	1.3	1.4	2509.3
S2	8.7	94.5	11.7	82.8	5.2	0.3	0.0	1.1	1.1	6052.7
S4	9.3	74.6	17.7	56.9	25.3	0.0	0.1	1.8	1.8	13531.0
FA	12.0	81.9	35.2	46.7	18.1	0.0	0.0	2.6	2.6	9440.0
R2	8.0	96.8	59.3	37.5	2.1	0.5	0.5	1.1	2.8	1707.3
R0	11.0	81.0	13.4	67.6	10.0	0.0	8.9	1.6	1.6	1837.0
F9	3.0	96.1	36.3	59.8	0.0	3.9	0.0	0.5	0.5	513.0
R6	4.7	93.7	5.8	87.9	4.8	0.0	1.5	0.5	0.5	599.0
F6	4.0	96.0	82.4	13.6	0.6	3.4	0.0	0.5	2.9	3329.0
F8	6.0	94.6	34.6	60.0	1.8	3.6	0.0	1.0	1.0	2800.0
G3	5.0	94.2	21.1	73.1	0.0	5.8	0.0	0.7	0.7	52.0

Tableau 33 : Variables biologiques globales des sédiments ;
 NSPS : nombre moyen d'espèces ; TUBP : % moyen de Tubificidae ;
 TUCP, TUSP : % moyen de Tubificidae avec et sans soies capillaires ;
 NAIP : % moyen de Naididae ; LUMP : % moyen de Lumbriculidae ;
 ENCP : % moyen d'Enchytraeidae ; IOBS, IOOS : valeur moyenne des indices ;
 EFBR : effectifs moyens pour 0,1 m² .

Le groupe 3 (G.3) se caractérise par deux taxons corrélés négativement avec le facteur F2 (opposition orthophosphates, oxygène dissous minimal) : \log_{10} des effectifs d'immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC) et T. ignotus (TBIG).

Le groupe 4 (G.4a et b) renferme toutes les variables opposées à la pollution organique. Le sous-groupe a associe les descripteurs biologiques d'une sensibilité générale à ce type de pollution, tel qu'il est exprimé dans le présent jeu de données par le facteur F1. On trouve le nombre moyen d'espèces (NSPS), le \log_{10} moyen des effectifs de V. intermedia (VEIN), l'indice IOBS, S. lacustris (SYLA), le pourcentage de Naididae (NAIP), A. leydigii (AMLE), N. barbata (NABA), A. pigueti (AUPI), N. pardalis (NAPA) et P. moldaviensis (POMO). Le sous-groupe b contient le \log_{10} moyen des effectifs d'espèces qui, outre une sensibilité probable à la pollution organique, se trouvent favorisées par des eaux calciques riches en nitrates : L. claparedeanus (LICL), U. uncinata (UNCI), P. frici (PAFR), D. digitata (DEDI).

Le pourcentage de Naididae (NAIP), le nombre moyen d'espèces (NSPS), le pourcentage de Tubificidae (TUBP) et l'indice IOBS se trouvent donc confirmés en tant que descripteurs biologiques d'une pollution organique, en particulier lorsque celle-ci se révèle associée à des rejets industriels (cas de la Dore, du Lez, du Rhône, fig. 26).

ST.	LUVA	TUBC	TUSS	TBIG	TBTU	LICL	POMO	AUPI	AMLE	PAFR	UNCI	NABA	NAPA	VEIN	SYLA	DEDI	PRJE	PRLO
O8	0.0	351.0	76.0	91.0	59.0	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.0	33.0	0.0	0.0	0.0
P3	0.0	346.5	2377.0	0.0	0.0	195.5	42.0	137.5	1291.5	1281.0	0.0	0.0	291.0	1730.5	0.0	0.0	0.0	0.0
P2	0.0	1898.0	8842.0	0.0	0.0	106.5	47.5	47.5	47.5	59.0	117.5	353.0	235.5	2402.0	294.5	95.0	0.0	0.0
D5	0.0	500.0	702.0	150.0	414.0	24.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DK	0.0	40.0	900.0	27.0	12.0	30.0	28.0	0.0	72.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0
P1	0.0	1217.0	6276.5	0.0	58.0	97.5	39.5	58.0	235.0	0.0	58.0	97.5	58.0	4538.5	237.0	0.0	0.0	0.0
DA	0.0	877.0	5329.0	6.3	5.0	783.8	261.0	35.3	1266.0	0.0	0.0	0.0	0.0	425.0	30.0	94.3	0.0	0.0
L6	0.0	453.0	106.0	14.0	0.0	0.0	0.0	80.0	160.0	0.0	0.0	0.0	0.0	360.0	120.0	40.0	0.0	0.0
OI	0.0	9.0	231.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	33.0	18.0	3.0	12.0	0.0	0.0	0.0
S1	0.0	1859.7	4161.3	241.3	0.0	69.7	0.0	0.0	2584.3	0.0	64.3	0.0	0.0	0.0	0.0	169.0	0.0	0.0
R9	0.0	66.7	623.0	10.7	12.0	46.0	28.7	0.0	0.0	8.0	0.0	4.0	36.0	40.0	4.0	41.3	0.0	0.0
FC	0.0	330.0	1380.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0
S3	0.0	154.5	1179.0	0.0	31.0	121.0	22.0	0.0	34.0	0.0	9.5	0.0	82.0	110.5	0.0	0.0	0.0	0.0
DC	0.3	394.7	2996.0	0.3	2.7	417.3	0.0	0.0	0.0	26.7	0.0	0.0	1.7	0.0	42.0	145.0	0.0	0.0
RD	0.0	20.0	338.0	0.0	0.0	36.7	0.0	0.0	0.0	74.7	0.0	0.0	9.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0
RE	0.0	102.0	2017.0	0.0	59.0	597.3	5.3	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	1.0	21.0	7.3	0.0	0.0
R8	0.0	30.7	245.7	0.0	0.0	37.3	1.0	0.0	0.0	5.7	0.0	1.7	1.7	1.7	1.7	3.3	0.0	0.0
D9	2.0	100.0	338.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
R7	0.0	123.3	741.0	0.0	80.5	217.5	55.0	0.0	6.3	49.3	2.3	40.0	12.5	11.8	22.5	0.0	0.0	0.0
FB	0.0	80.0	390.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0
R4	0.0	171.7	1613.7	3.0	26.7	6.0	23.7	0.0	40.0	86.0	0.0	0.0	1.3	280.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S2	0.0	594.7	4708.0	0.0	0.0	112.0	56.7	11.0	20.3	88.7	0.0	0.0	0.0	23.7	0.0	36.0	0.0	0.0
S4	0.0	2584.0	8810.7	0.0	0.0	138.3	0.0	263.7	10.0	3.3	35.0	0.0	6.7	414.3	25.0	495.3	0.0	0.0
FA	0.0	2040.0	3770.0	80.0	800.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	160.0	160.0
R2	0.0	1012.3	376.3	0.7	53.0	0.0	89.0	0.0	0.0	19.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
R0	0.0	87.0	1167.0	0.0	150.0	39.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
F9	20.0	186.0	307.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
R6	0.0	5.0	253.7	0.0	12.0	47.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.7	0.0	0.0	0.0
F6	112.0	2473.0	428.0	0.0	271.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
F8	100.0	570.0	950.0	0.0	300.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0
G3	0.0	8.0	19.0	0.0	3.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau 34: Effectifs moyens/0,1 m² des espèces d'oligochètes les plus contributives à l'ACP ;

LUVA : *L. variegatus* ; TUBC,TUSS : immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires ; TBIG : *T. ignotus* ; TBTU : *T. tubifex* ; LICL : *L. claparedeanus* ; POMO : *P. moldaviensis* ; AUPI : *A. pigueti* ; AMLE : *A. leydigii* ; PAFR : *P. frici* ; UNCI : *U. uncinata* ; NABA : *N. barbata* ; NAPA : *N. pardalis* ; VEIN : *V. intermedia* ; SYLA : *S. lacustris* ; DEDI : *D. digitata* ; PRJE : *P. jenkiniae* ; PRLO : *P. longiseta* .

Le pourcentage de Tubificidae avec soies capillaires (TUCP) et *L. variegatus* (LUVA) s'avèrent corrélés positivement avec le premier facteur (pollution organique), ce qui n'est pas sans rappeler les résultats de l'analyse sur les métaux lourds (cf. § VI.2.2), où ces deux variables rejoignent le pourcentage de perte au feu (PERF) des sédiments (fig. 22).

Il convient également de souligner la position de *T. tubifex* (TBTU) : cette espèce tendrait à se développer dans les eaux polluées mais peu minéralisées, l'inverse semblant la règle pour les taxons du groupe G.4b, en particulier *L. claparedeanus* (LICL). Ces observations se rapprochent de celles de certains auteurs, qui associent l'absence de représentants du genre *Limnodrilus* et l'abondance de *T. tubifex* et des Tubificidae avec soies capillaires à des sédiments décarbonatés de nature tourbeuse (JUGET et GIANI, 1974 ; JUGET, 1984).

On notera la position remarquable de *P. jenkiniae* (PRJE) (*P. idrensis*) parmi les espèces dont les effectifs augmentent en présence d'une pollution organique. Cette observation se révèle d'ailleurs confirmée par divers auteurs (LEARNER et al., 1971 ; EYRES et al., 1978 ; GIANI, 1984a). Mais si ce nauidé

décrit probablement des perturbations de nature hydraulique dans les sédiments grossiers (cf. § IV), la pollution organique ne semble pas pour autant limiter son développement dans les sédiments fins. L'espèce est particulièrement intéressante à prendre en considération dans la mesure où elle décrit deux phénomènes différents et non liés par nature.

Quant à *P. longiseta* (PRLO), elle n'a été récoltée, comme *P. jenkiniae*, que dans deux secteurs pollués de la Dore (FA, FC, tab. 34).

Enfin, la station FA (la Dore à Courpière) présente un indice oligochètes élevé (IOBS = 2,6, tab. 33), bien que renfermant des eaux chargées en matières organiques (cf. § VI.2.2) : il est probable que, sur ce secteur, les substances organiques jouent un rôle majeur dans les processus de détoxification des produits susceptibles d'être toxiques (cf. § VI-2.3).

VI.2.4 Comparaison de l'indice IOBS avec trois indices biologiques.

Sur une série de 23 stations appartenant au jeu des 31 stations analysées dans le paragraphe précédent, j'ai pu disposer de la valeur des indices oligochètes, de l'indice biotique Ibm (IBMG) (TUFFERY et VERNEAUX, 1968), de l'indice de qualité biologique globale IQBG (IQBG) (VERNEAUX et al., 1976) et de l'indice diatomique ID (IDCR) (COSTE, 1978). Cette étude a déjà fait l'objet d'un premier aperçu [23].

L'indice biotique Ibm (tab. 35) est une adaptation aux cours d'eau français du "biotic index" de Woodvis (1964) utilisé en Grande Bretagne. Il est fondé sur la prise en considération du macrobenthos (maille de tamisage = 0,600 mm) à partir de relevés effectués suivant un protocole d'échantillonnage normalisé. Son application ne nécessite ni détermination à l'espèce des taxons récoltés, ni comptage de leurs abondances respectives (méthode qualitative globale).

L'indice IQBG dérive du précédent. Il en diffère essentiellement par l'adoption d'un tableau à double entrée modifié et par la prospection d'un grand nombre d'habitats aquatiques sur une station donnée (prospection de 6 habitats, définis en fonction du couple granulométrie-vitesse de courant).

L'indice diatomique ID (tab. 35) prend en considération les diatomées benthiques périphytiques échantillonnées dans les faciès dominants par raclage de substrats durs (blocs, pierres le plus souvent) de lames de verres immergées ou à défaut par expression de végétaux immergés. Un comptage de 400 individus au moins permet de dresser un inventaire significatif des espèces, les résultats étant exprimés en pourcentage d'abondance relative. Ces résultats sont confrontés à une grille de type indice biotique mise au point sur la rivière Seine (COSTE, 1978). Dans un tableau à double entrée figurent horizontalement quatre groupes de taxons classés dans l'ordre de leur résistance croissante aux pollutions. Ces espèces ont généralement une vaste répartition géographique. Verticalement, sept groupes de cinq taxons à spectre écologique moins étendu, sont classés sensiblement dans l'ordre d'apparition amont-aval d'un écosystème d'eau courante, les formes inféodées aux zones les plus amont des cours d'eau figurant dans le premier groupe, les formes halophiles dans les groupes six et sept.

Tableau n° 35 : Présentation des quatre indices étudiés.

	Ibm (IBMG)	IQBG (IQBG)	ID (IDCR)	Iob (IOBS)
Echantillonnage	- 3 prélèvements dans les courants (faciès lotique) ; - 3 prélèvements dans les zones calmes (faciès lénitique)	- 6 prélèvements effectués en fonction du couple granulométrie/vitesse de courant.	- 2 prélèvements : faciès lotique faciès lénitique	- 1 échantillon en faciès lénitique (sédiments fins) ou sableux
Niveau taxonomique requis	- variable selon les groupes (ordre, classe, famille ou genre).	- idem -	- espèce	- unité systématique : l'espèce (maille de tamisage = 0,160 - 0,315 mm ; 130 vers/échantillon sont examinés.
Méthode de détermination de l'indice	- 7 groupes faunistiques repères et 5 classes de richesse taxonomique (limite maximale 16 unités taxonomiques) sont regroupés dans un tableau à double entrée.	- idem - mais avec 8 groupes faunistiques repères et 5 classes de richesse taxonomique (31 unités taxonomiques au total).	Recherche des groupements dominants verticalement et horizontalement dans un tableau à double entrée	- calcul de l'indice $Iob = 10S.T^{-1}$ S = nombre total d'espèces d'oligochètes par échantillon ; T = % du groupe dominant de Tubificidae (avec ou sans soies capillaires).
Expression numérique	- 1 note en faciès lotique $Ibc/10$ - 1 note en faciès lénitique $Ibl/10$ L'indice moyen est de la forme $\frac{Ibc + Ibl}{2}$ et donne une note globale/10	- une note globale / 20	1 note globale / 10	L'indice varie de 0,1 à 5 (valeur maximale rencontrée jusqu'ici).

Tableau 36 : Valeurs saisonnières de quelques variables biologiques des stations étudiées ;

saison : p = printemps, e = été, a = automne

STATIONS SAISON		NSPS	TUBP	TUCP	TUSP	NAIP	IOBS	IDCR	IBMG	IQBG
D5	p	6	95,8	53,2	42,6	0,0	1,1	8,0	7,5	14,5
DA	p	11	42,6	4,7	37,9	57,4	2,9	6,5	07,0	9,0
DA	e	7	99,7	12,3	87,4	0,3	0,8	6,5	05,5	6,0
DC	p	11	93,1	31,9	61,2	5,3	1,8	5,5	06,0	10,0
DC	e	5	88,7	6,8	81,9	11,3	0,6	5,5	05,5	6,0
DI	p	15	55,8	2,5	53,3	35,2	2,8	6,0	08,0	11,0
F6	a	4	96,0	82,4	13,6	0,6	0,5	6,0	05,0	14,0
F8	a	6	94,6	34,6	60,0	1,8	1,0	8,0	7,0	19,0
F9	a	3	96,1	36,3	59,8	0	0,5	7,0	04,5	12,0
FA	a	12	81,9	35,2	46,7	18,1	2,6	8,0	08,5	19,0
FB	a	2	100	16,3	83,7	0	0,2	5,0	8,5	13,0
FC	a	3	97,3	19,0	78,3	2,7	0,4	4,0	06,5	11,0
P1	e	12	78,7	20,0	58,7	21,3	2,0	8,0	9,0	11,0
P2	e	10	94,4	34,2	60,2	5,6	1,7	7,5	08,0	12,0
P3	e	11	59,7	20,8	38,9	40,3	2,8	7,5	9,0	12,0
R2	p	11	93,3	69,5	23,8	6,4	1,6	6,0	7,0	13,0
R4	p	11	80,2	6,4	73,8	19,4	1,4	5,0	6,5	12,0
R6	p	5	91,0	9,5	81,5	4,5	0,6	4,0	04,0	7,0
R7	p	16	95,5	23,6	71,9	1,8	2,2	6,0	07,0	12,0
R9	p	12	75,0	15,0	60,0	25,0	2,0	7,0	07,0	10,0
RD	p	10	60,1	6,0	54,1	39,9	1,8	5,0	05,0	6,0
S1	p	21	73,3	46,1	27,2	5,4	4,6	5,5	07,5	11,0
S1	a	11	79,0	30,0	49,0	20,0	2,2	6,5	05,5	10,0
S2	p	7	97,8	8,6	89,2	1,4	0,8	3,5	7,5	11,0
S2	a	10	93,0	13,0	80,0	7,0	1,3	3,0	6,5	11,0
S3	e	9	94,6	14,9	79,7	5,4	1,1	5,5	6,0	12,0
S4	p	10	43,2	4,4	38,8	56,4	2,6	5,0	5,5	11,0
S4	a	8	97,6	25,6	72,0	2,4	1,1	5,5	5,0	7,0

voir texte (Matériel et méthode, résultats) pour identification des stations et légende des variables.

Tableau 37 : Valeurs moyennes des quatre indices biologiques étudiés

STATIONS	IOBS	IBMG	IQBG	IDCR
D5	1,1	7,5	14,5	8,0
DA	1,9	6,3	7,5	6,5
DC	1,2	5,8	8,0	5,5
DI	2,8	8,0	11,0	6,0
F6	0,5	5,0	14,0	6,0
F8	1,0	7,0	19,0	8,0
F9	0,5	4,5	12,0	7,0
FA	2,6	8,5	19,0	8,0
FB	0,2	8,5	13,0	5,0
FC	0,4	6,5	11,0	4,0
P1	2,0	9,0	11,0	8,0
P2	1,7	8,0	12,0	7,5
P3	2,8	9,0	12,0	7,5
R2	1,6	7,0	13,0	6,0
R4	1,4	6,5	12,0	5,0
R6	0,6	4,0	7,0	4,0
R7	2,2	7,0	12,0	6,0
R9	2,0	7,0	10,0	7,0
RD	1,8	5,0	6,0	5,0
S1	3,4	6,5	10,5	6,0
S2	1,0	7,0	11,0	3,3
S3	1,1	6,0	12,0	5,5
S4	1,9	5,3	9,0	5,3

La sommation des abondances des espèces repères de l'inventaire permet de déterminer les groupements dominants et l'attribution d'une note variant de 1 à 10 pour les qualités d'eau les meilleures. Ce type de méthodologie est actuellement en cours de remaniement en vue d'une application plus vaste à l'échelle européenne (COSTE, travaux en cours).

La valeur saisonnière des quatre indices fait l'objet du tableau 36. Dans un souci d'homogénéité des données, j'ai considéré systématiquement les saisons où les quatre indices ont pu être estimés. Par exemple, sur le Doubs (D), la Saône (S) et le Rhône (R), les relevés estivaux d'oligochètes n'ont pas été examinés dans la mesure où les résultats concernant les invertébrés benthiques et les diatomées faisaient défaut. La valeur moyenne des indices a été retenue lorsque deux campagnes de prélèvements étaient disponibles (tab. 37).

Pour comparer les valeurs indicielles avec les variables physico-chimiques des eaux, j'ai eu recours à une analyse en composantes principales normée (ACPN) comprenant, comme éléments actifs, les variables chimiques suivantes, transformées en \log_{10} : valeur moyenne des sels ammoniacaux (NH₄M), des nitrates (NO₃M), des orthophosphates (PO₄M), de la DBO₅ (DBOM), de l'oxydabilité (OXYM), de la conductivité (CONM), de la dureté totale (DUMO) et valeur minimale de l'oxygène dissous (O₂MI). Les données brutes concernant les variables actives sont contenues dans le tableau 31.

o Résultats de l'ACPN.

Deux composantes principales représentent 73% de l'inertie (F1 = 51%, F2 = 22%). La première composante principale (tab. 38) est très corrélée positivement avec la conductivité (CONM), la dureté totale (DUMO) et les nitrates (NO₃M). Elle est très corrélée négativement avec l'oxydabilité (OXYM), la DBO₅ (DBOM) et les sels ammoniacaux (NH₄M). L'antagonisme entre ces deux groupes de caractères constitue le trait dominant de l'explication de l'axe F1, d'autant plus que les trois stations les plus chargées en NH₄⁺ (F6, F8, F9, NH₄⁺ = 0,45 à 0,63 mg/l) renferment des eaux très pauvres en Ca⁺⁺ et Mg⁺⁺ (DUMO = 9 à 18 mg/l, tab. 31 et § VI.2.3).

La deuxième composante principale, dont la variance est deux fois moindre, montre l'existence d'une opposition entre l'oxygène dissous minimal (O₂MI) et les orthophosphates (PO₄M, tab. 38). Trois stations contribuent fortement à l'explication de la composante F2 ; le Doubs en aval de Besançon (DC) et le Rhône à l'aval de Lyon, stations riches en orthophosphates et pauvres en oxygène, s'opposent au Doubs en amont de Pontarlier (D5). On retrouve logiquement la structure mise en évidence dans le § VI.2.3.

La première composante principale, caractérisée par un antagonisme entre des stations réceptrices d'effluents industriels (en particulier la Dore) et des secteurs en bon état (la Seine), représente une variable décrivant la pollution organique.

La projection des variables supplémentaires, illustrée par le cercle des corrélations sur le plan F1, F2 (fig. 28 et tab. 39), met en évidence la position de l'indice oligochètes IOBS sur l'axe F1, à l'opposé des variables de pollution organique des eaux (OXYM, DBOM, NH₄M). L'indice biotique IBMG présente sa plus forte projection sur l'axe F2, de même que l'indice diatomique IDCRC qui tend à rejoindre la variable oxygène dissous (O₂MI). L'IQBG, quand à lui, occupe une

Tableau 38 : Coefficients de corrélation du \log_{10} des variables actives avec les deux premières composantes principales F1 et F2.

Variables actives	F1	F2
NH4M	- 0,75	0,40
NO3M	0,79	0,27
PO4M	0,02	0,74
DBOM	- 0,81	0,39
OXYM	- 0,85	0,36
O2MI	- 0,13	- 0,66
DUMO	0,89	0,28
CONM	0,84	0,42

Tableau 39 : Coefficient de corrélation des variables supplémentaires avec les deux premières composantes principales F1 et F2.

Variables supplémentaires	F1	F2
NSPS	0,58	0,01
TUBP	- 0,45	0,03
TUCP	- 0,44	- 0,13
TUSP	0,14	0,16
NAIP	0,47	- 0,03
IOBS	0,53	- 0,11
IBMG	0,29	- 0,52
IQBG	- 0,50	- 0,46
IDCR	0,01	- 0,54

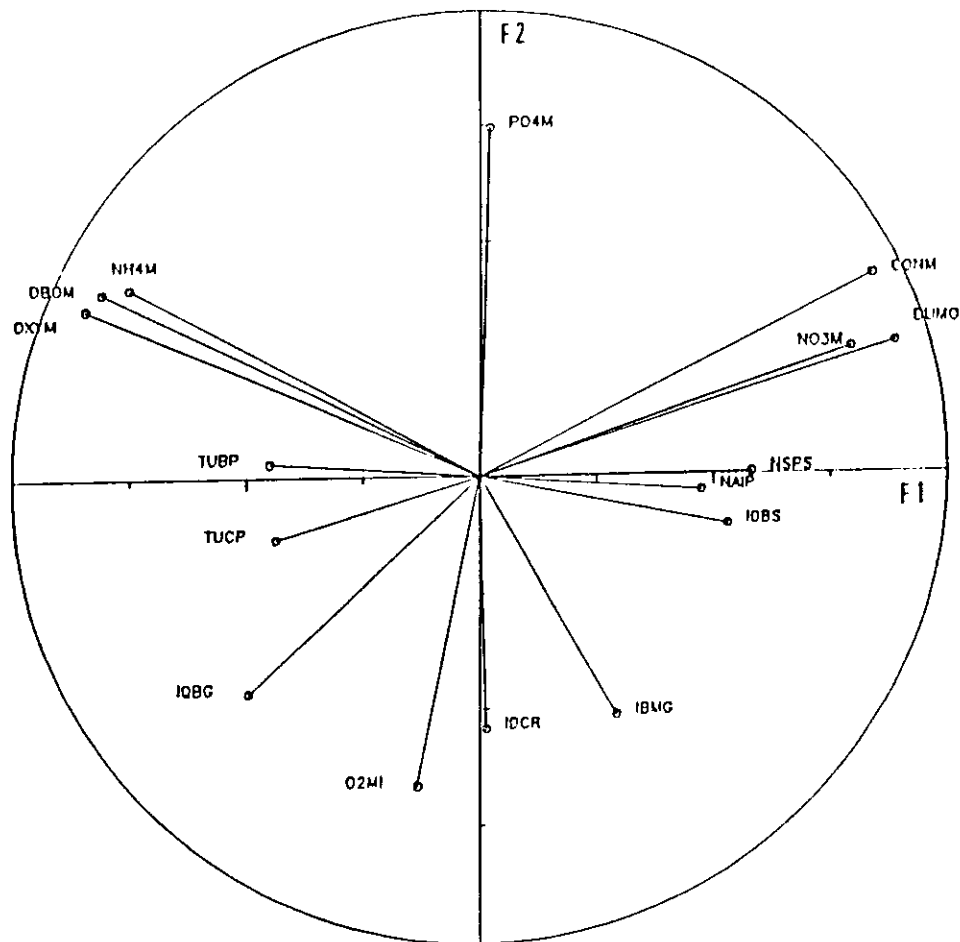


Figure 28 : Cercle des corrélations dans le plan des deux premières composantes principales ; variables actives et supplémentaires ; nombre de stations analysées = 23.

position différente et se projette négativement sur les deux premiers axes factoriels, à l'opposé des variables CONM, DUMO, NO3M, PO4M. Cet indice tend, sur les 23 stations retenues, à se révéler plus élevé dans les stations où les eaux sont pauvres en Ca^{++} + Mg^{++} (et en phosphore + nitrates), riches en oxygène dissous et plutôt polluées organiquement (tab. 31).

- Contamination métallique des sédiments.

Sur 13 stations où il a été possible de disposer dans les sédiments de la somme des concentrations en chrome + cadmium + cuivre + mercure + plomb + zinc (SMTX, exprimée en mg/kg du poids sec des sédiments) (cf. § VI.2.2 et tab. 22), nous avons eu recours à une analyse en composantes principales normée (ACPN), comprenant huit variables actives, transformées en \log_{10} : NH4M, OXYM, DBOM, NO3M, PO4M, CONM, DUMO et SMTX.

Deux composantes principales représentent 85% de la variance totale. La première (65,4% de la variance totale) forme une composante de pollution organique des eaux (OXYM, DBOM, NH4M) et de contamination métallique des sédiments (SMTX). La composante F1 (fig. 29) peut être qualifiée de variable de pollution "mixte" (organique et toxique). Elle est caractérisée par un antagonisme entre deux stations non polluées (P1 et P2 contribuant pour 30% de la variance expliquée par F1) et deux stations riches en NH_4^+ et en métaux (F6 et F9) contribuant pour 31% de la variance expliquée par F1. La deuxième composante principale, de signification moindre (19,9% de la variance totale), est corrélée avec la teneur en orthophosphates (PO4M) et, dans une moindre mesure, avec les sels ammoniacaux (NH4M).

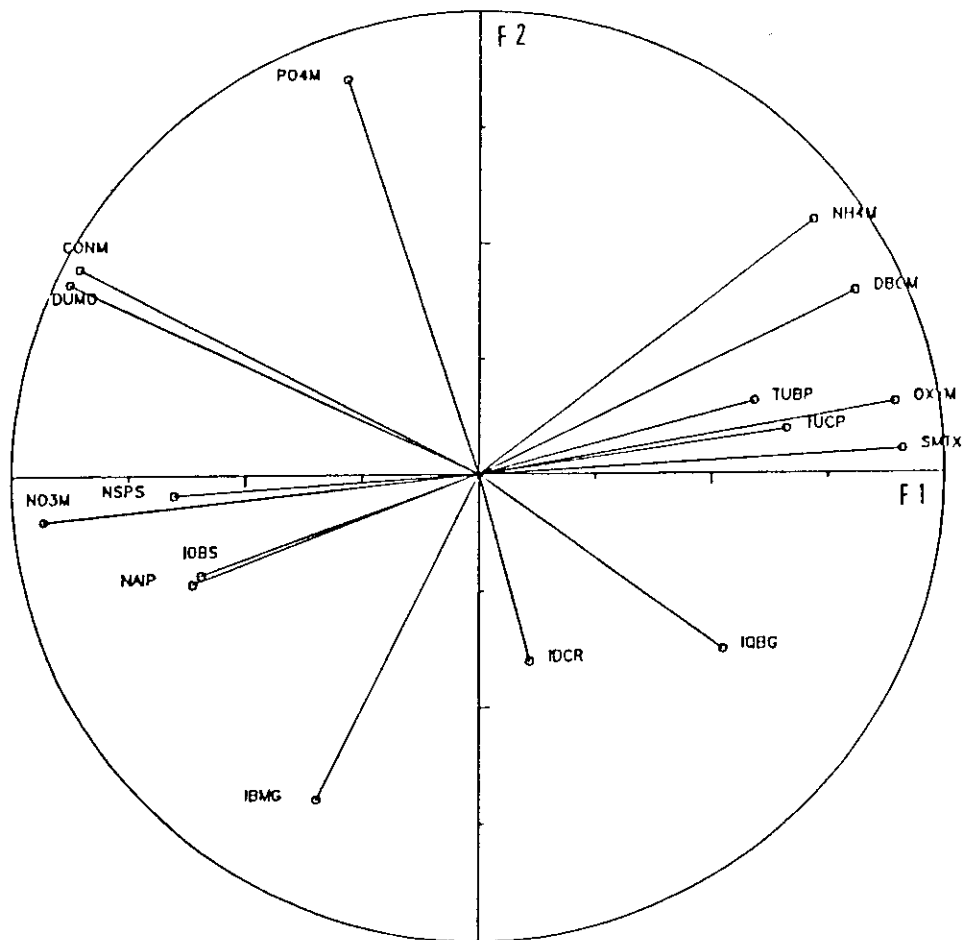


Figure 29 : Cercle des corrélations dans le plan des deux premières composantes principales ; variables actives et supplémentaires ; nombre de stations analysées = 13.

Sur le premier plan principal, les variables biologiques relatives aux oligochètes se projettent essentiellement dans la direction de la première composante, à l'opposé des variables décrivant la pollution organique et toxique (fig. 29), le nombre total d'espèces (NSPS) se plaçant pratiquement dans le prolongement de la somme des métaux (SMTX), l'indice IOBS et le pourcentage de Naididae (NAIP) se trouvant à l'opposé de la direction des variables NH₄M-DBOM et OXYM-SMTX.

L'indice biotique IBMG se situe dans une direction contraire à celle de NH₄M-DBOM et PO₄M, l'indice diatomique s'oriente à l'opposé de PO₄M. L'IQBG se projette en sens inverse des variables CONM-DUMO et PO₄M.

o Discussion, conclusion.

La technique de traitement des données retenue (analyse en composantes principales normée) a été utilisée dans un but essentiellement descriptif. Les deux ACPN ne font que refléter ici des tendances, liées en partie au jeu de données considéré. Il conviendra par la suite de vérifier la validité de ces tendances à partir d'un plan d'échantillonnage établi dans un but statistique. Celles-ci peuvent se résumer comme suit. L'indice oligochètes (IOBS) se révèle être un descripteur de la pollution organique des eaux et de la contamination des sédiments en métaux lourds.

L'indice biotique (IBMG) peut être considéré comme un descripteur global de pollution, mais sa projection dans des directions opposées à celles des paramètres de charge organique (OXYM, DBOM, NH₄M) s'avère moins significative que celle de l'index oligochètes.

Il ne faut pas oublier toutefois la simplicité de mise en oeuvre de l'indice biotique (DE PAUW et VANHOOREN, 1983 ; DEPIEREUX et FEYTMANS, 1985) tout en soulignant que celle-ci ne résout pas le problème de l'inventaire de la qualité des grands cours d'eau (fleuves, rivières canalisées, canaux), en particulier dans le jeu de données présenté ici où dominent les systèmes potamiques (Doubs, Saône, Rhône, Dore en FA, FB, FC) (tab. 37). A l'inverse, la mise au point des indices IOBS (et IDCR) a tenu compte, dès l'origine, de ce problème.

L'indice diatomique IDCR apporte une information complémentaire à celle de IOBS, et proche de celle de IBMG. Il s'oppose surtout aux teneurs en orthophosphates (PO_4M). Il est cependant nécessaire de rappeler que les diatomées sont des organismes à cycles vitaux très courts, susceptibles d'intégrer des changements instantanés de la qualité des eaux. Il est très probable qu'un échantillonnage reposant sur une ou deux campagnes annuelles de récolte ne s'avère pas suffisant pour intégrer la charge organique (ou toxique) chronique d'un milieu (COSTE, travaux en cours).

En ce qui concerne l'IQBG, sa valeur en tant qu'indicateur de l'impact des pollutions n'est pas démontrée ici. Il intègre entre autres des variables telles que dureté et conductivité des eaux. Son intitulé même, "Indice de qualité biologique globale" ne présente pas en principe d'ambiguïté vis-à-vis de la signification espérée de l'indice. Sa conception même (prospection obligatoire d'une gamme aussi variée que possible de 6 habitats par station) entraîne une forte dépendance entre la valeur de l'indice et la diversité des habitats.

C'est ainsi que la richesse en habitats d'un secteur donné peut à elle seule entraîner des différences faunistiques sensibles et indépendantes de l'impact d'une pollution (LA POINT et al., 1984), lorsque celle-ci ne revêt pas un caractère dramatique. Le cas de la station F8 de la Dore est à ce titre significatif (tab. 37). L'IQBG atteint la note de 19/20 dans cette station riche en habitats aquatiques et en oxygène dissous, alors que l'indice oligochètes et l'indice biotique présentent des valeurs comparativement plus basses (IOBS = 1/5, IBMG = 7/10). En outre, l'utilisation de l'IQBG dans les systèmes potamiques pose des problèmes d'échantillonnage et des interrogations sur la validité de certains des groupes faunistiques repères retenus pour estimer l'indice (CELLOT et al., 1987).

Il n'est peut-être pas judicieux de rechercher la méthode unique et universelle, l'indice "idéal" n'existant probablement pas (SLEPUKHINA, 1984). Par exemple, l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY (1968) est bien adapté aux enquêtes et aux études rapides (DEPIEREUX et FEYTMANS, 1985 ; DE PAUW et VANHOOREN, 1983). Il a permis de dresser des cartes de qualité sur tout un territoire national, en particulier en France où il est utilisé depuis une quinzaine d'années par les Services Régionaux d'Aménagement des Eaux (SRAE). Un indice n'est pas mauvais a priori, mais certaines précautions doivent présider à son utilisation et à son interprétation.

Comme le souligne MC INTYRE (1986), la difficulté est réelle lorsque les concentrations en polluants n'entraînent pas une limitation sévère de tous les organismes vivants, mais altèrent la structure de certaines communautés végétales ou animales. En travaillant sur un nombre limité de substrats aquatiques, comparables d'un secteur à l'autre, une méthode reposant sur la prise en considération d'une communauté donnée (diatomées, oligochètes, etc.) peut détecter des changements subtils de la qualité des eaux et des sédiments. Un indice qui tient compte d'un grand nombre d'habitats aquatiques intégrera d'autres facteurs que la pollution. Il n'est sans doute pas inutile de recueillir simultanément ces deux types d'information qui se complètent mutuellement.

VI.2.5 Conclusion sur les communautés d'oligochètes peuplant les sédiments fins.

Lorsque j'ai traité mes données, l'objectif était double : d'une part, je désirais vérifier les hypothèses énoncées au § V. ; d'autre part j'espérais contribuer à une meilleure connaissance de l'autécologie des espèces. Il me semblait logique de ne pas oublier que les oligochètes, comme le rappelaient BRINKHURST et JAMIESON (1971), existaient avant l'apparition de l'homme. La pollution, facteur essentiellement anthropique, s'est donc superposée secondairement aux autres facteurs de l'environnement, chaque espèce, selon ses capacités originelles, présentant une plus ou moins grande sensibilité.

Au vu des différents traitements de données, certaines tendances se précisent ; quelques unes sont banales, d'autres se révèlent plus originales. L'ensemble est illustré par les tableaux 40 et 41.

En ce qui concerne les variables globales les plus intéressantes à retenir pour évaluer l'impact des rejets domestiques et industriels, on notera les effectifs/0,1 m², le nombre d'espèces, le pourcentage de Naididae (tab. 40), ainsi que le pourcentage de Tubificidae avec ou sans soies capillaires. Le nombre d'espèces et le pourcentage de Tubificidae sont synthétisés par l'indice IOBS, qui décrit un état global de pollution organique et toxique. A partir de valeurs indicielles < 1, l'effet toxique devient prédominant, en particulier si les effectifs d'oligochètes sont < 3000 exemplaires pour 0,1 m² (tab. 40). La nocivité des métaux lourds du sédiment semblerait certaine pour des concentrations ≥ 600 mg/kg de sédiment sec.

L'information tirée de l'examen des espèces est illustrée par le tableau 41.

Les analyses en composantes principales ont permis la mise en évidence de facteurs, qui constituent de nouvelles variables exprimant synthétiquement les renseignements apportés par les variables originelles. Dans le tableau 41, les espèces sont rangées selon leur attirance ou leur répulsion pour les facteurs qui sont ressortis des analyses. J'ai ajouté dans ce tableau les variables originelles les plus corrélées avec les espèces, ainsi que la valence saprobique de chaque taxon établie par UZUNOV (1979a et b) et UZUNOV et KOVACHEV, (1987).

Les quinze premiers oligochètes du tableau peuvent être considérés comme très sensibles à la pollution au sens large (organique et toxique). S'il ne s'agit pas d'une découverte pour les naididés (VEIN, SCJO, AMLE etc.), la sensibilité des immatures de tubificidés (TUSS, TUBC) mérite d'être soulignée.

On peut également mettre l'accent sur les points suivants :

- les seules espèces vraiment favorisées par la pollution, c'est-à-dire dont les effectifs augmentent significativement selon un gradient de charge organique croissante, sont T. tubifex, P. jenkiniae, P. longiseta et L. variegatus. Ce dernier taxon prolifère dans la Dore et semble indifférent aux métaux lourds du sédiment. Son utilisation comme organisme test au laboratoire, proposée par BAILEY et LIU (1980), me paraît inadéquate pour éprouver la nocivité des ions métalliques ;
- la dureté des eaux favoriserait principalement D. digitata, L. claparedeanus, P. frici et U. uncinata ; inversement, T. tubifex préférerait des eaux peu calciques (JUGET et GIANI, 1974 ; JUGET, 1984) ;

- les Naididae, en particulier V. intermedia, N. barbata, N. pardalis, S. lacustris, C. diastrophus, C. langi, N. communis, le Tubificidae P. hammoniensis et les immatures de Tubificidae avec soies capillaires se plaisent dans des sédiments carbonatés, riches en matières organiques (carbone, azote) **mais exempts de pollution industrielle.**

Il y a ici à mon sens une ambiguïté, la prédilection pour des sédiments riches en carbone et en azote pouvant être à tort assimilée à une résistance à la pollution organique. On a pu voir que les stations les plus contaminées par des rejets industriels sont précisément celles qui renferment les plus faibles teneurs en carbone-azote de la fraction solide des sédiments. La valence saprobique de 2,50 attribuée à P. hammoniensis par UZUNOV (1979a) me paraît en ce sens justifiée, comparée à celle qu'il assigne aux seules espèces de mon jeu de données avantagées par les rejets industriels (L. variegatus, S = 3,00 ; T. tubifex, S = 3,80).

Inversement, la valence S = 3,00 attribuée à D. digitata (UZUNOV, 1979a) n'a pas de signification dans les données analysées ici, l'espèce se révélant sensible à la charge organique.

- L. claparedeanus, généralement tenue pour une forme extrêmement résistante aux rejets industriels, se place ici parmi les espèces sensibles, notamment au zinc ;

- B. sowerbyi est intolérante à une forte charge organique et toxique. Ces observations rejoignent celles de la littérature (PRATER et al., 1980 ; DAVIS, 1982 ; MACIOROWSKI et al., 1977). Ce tubificidé, déterminable à l'état immature, pourrait constituer un organisme test intéressant (CHAPMAN et al., 1982 ; CHAPMAN et BRINKHURST, 1984), notamment pour éprouver la nocivité du cadmium sur sédiments reconstitués.

Les Naididae mentionnés ici présentent incontestablement un caractère descripteur de sédiments riches en carbone-azote. JUGET et al. (1989) ont constaté également, à partir d'expériences en conditions semi-naturelles, que la productivité des populations de Nais spp. est favorisée par un accroissement de la charge en carbone organique des milieux de culture.

De plus, les naïdés sont ici affectés par les métaux lourds, en particulier par le mercure. N. communis se révèle en effet sensible à la nocivité du mercure (et du NAPCP) en conditions expérimentales (CHAPMAN et MITCHELL, 1986), N. elinguis, N. communis et N. variabilis à celle du cuivre (LEARNER et EDWARDS, 1963).

- La texture des sédiments, considérée généralement comme un facteur écologique prépondérant, varie plus ou moins indépendamment des autres variables dans les ACPN, du moins en ce qui concerne la variable retenue (pourcentage de particules dont le diamètre est < 50 µm). Seule P. moldaviensis, préférerait des sédiments plus grossiers, dans la fourchette des valeurs considérées ici (30 à 90% de particules dont le diamètre est < 50 µm).

- Le phosphore total de la fraction particulaire des sédiments, comme le pourcentage de particules fines, n'est pas corrélé (dans ce jeu de données) avec les autres variables chimiques.

Tableau 40 : Valeurs de l'indice IOBS et variables chimiques décrivant la pollution organique et toxique.

	Sédiments	Eaux libres	Commentaires
IOBS ≥ 2 Effectifs/0,1 m ² 1700-14000 Nombre d'espèces 11 - 19 % Naididae 9 - 52	Métaux < 1000 mg/kg Indices de contamination ≤ 41 Rapport SMPF ≤ 43 NH ₄ E ≤ 13 mg/l CARB $\leq 8,5\%$; NTKJ $\leq 0,40\%$ CDIN $\leq 21,3$	NH ₄ M $\leq 0,30$ mg/l	Milieux de bonne qualité générale ; fortes charges en C et N particulières associées à une faible charge en N ammoniacal (eaux interstitielles et eaux libres).
IOBS 1,1-1,9 Effectifs/0,1 m ² 1700-14000 Nombre d'espèces 8 - 13 % Naididae 5 - 25	Métaux < 1000 mg/kg ¹ Indices de contamination ≤ 59 Rapport SMPF ≤ 88 NH ₄ E ≤ 49 mg/l CARB $\leq 6\%$; NTKJ $\leq 0,45\%$ CDIN ≤ 18	NH ₄ M = 0,30-0,50 mg/l	Pollution organique moyenne à très importante. Effet toxique masqué mais présent.
IOBS ≤ 1 Effectifs /0,1 m ² 50-4000 Nombre d'espèces 2 - 8 % Naididae 0 - 8	Métaux = 600 à 1000 mg/kg Indices de contamination > 59 Rapport SMPF > 88 NH ₄ E ≤ 49 mg/l ; CARB $\leq 3,4\%$ NTKJ $\leq 0,24\%$; CDIN $\leq 17,1$	NH ₄ M $\geq 0,50$ mg/l	Effet toxique dominant (métaux lourds + autres micropolluants) si effectifs $\leq 3000/0,1$ m ² .

Beaucoup d'interrogations subsistent. De nombreuses espèces n'apparaissent pas dans les analyses, ce qui ne veut pas dire qu'il est impossible de définir leurs exigences autécologiques. Plus simplement, le jeu de données où il est permis de croiser les variables physico-chimiques et les variables biologiques s'avère trop réduit.

A mon sens, le point le plus important évoqué ici concerne la diminution des effectifs de toutes les espèces (excepté *L. variegatus*, *T. tubifex*, *P. longiseta* et *P. jenkinsae*) le long d'un gradient de pollutions organiques et toxiques croissantes. L'augmentation des pourcentages de Tubificidae TUBP, TUCP et TUSP (pourcentage total et pourcentage de tubificidés avec et sans soies capillaires) dans les secteurs les plus contaminés, traduit simplement que certains taxons de Tubificidae disparaissent moins rapidement que les autres. Le qualificatif de "formes plus résistantes" me paraît alors très justifié. Le lumbriculidae *L. variegatus* se révèle probablement l'oligochète le plus robuste, la pollution organique l'avantage et les métaux lourds ne lui sont pas nocifs.

Tableau 41 : Données sur la sensibilité à la pollution et les exigences autécologiques des espèces les plus contributives dans les ACPN ;
 ■ espèce corrélée négativement avec un facteur ;
 ○ espèce corrélée positivement avec un facteur ou une variable donnée ;
 CHRO = chrome ; ZINC = zinc ; MERC = mercure ; CUIV = cuivre ;
 CADM = cadmium.
 F.POL = Facteur pollution organique des eaux ou des sédiments ;
 F.MTX = Facteur charge en métaux lourds des sédiments ;
 C.N = Charge en carbone total et en azote total particulaires ;
 S = valence saprobique selon UZUNOV (1979a), UZUNOV et KOVACHEV, (1987) ;
 GRAN = % de particules fines ;
 DUMO = Dureté des eaux.

	F.POL	F.MTX	C. N	S	GRAN	DUMO
Tubificidae immatures avec s. c. (TUBC)	■	■	○			
Tubificidae immatures sans s. c. (TUSS)	■	■				
<u>P. moldaviensis</u> (POMO)	■	■ CHRO		2,50	■	
<u>A. pigueti</u> (AUPI)	■	■				
<u>A. leydigii</u> (AMLE)	■	■ ZINC MERC				
<u>S. josinae</u> (SCJO)	■	■				
<u>V. intermedia</u> (VEIN)	■	■	○			
<u>U. uncinata</u> (UNCI)	■	■ CUIV				○
<u>D. digitata</u> (DEDI)	■	■ CADM		3,00		○
<u>P. frici</u> (PAFR)	■	■ CHRO		2,35		○
<u>L. claparadeanus</u> (LICL)	■	■ ZINC		2,75		○
<u>B. sowerbyi</u> (BRSO)	■	■ CADM				
<u>C. diastrophus</u> (CHDS)	■	■	○	2,50		
<u>P. barbatus</u> (PSBA)	■	■ CUIV		2,00		
<u>I. templetoni</u> (ILTE)	■	■				
<u>P. hammoniensis</u> (POHA)	■		○	2,50		
<u>N. barbata</u> (NABA)	■		○	2,40		
<u>N. pardalis</u> (NAPA)	■		○	2,40		
<u>S. lacustris</u> (SYLA)	■		○	2,00		
<u>C. langi</u> (CHLA)	■		○			
<u>N. communis</u> (NACO)	■		○	1,65		
<u>T. tubifex</u> (TBTU)	○			3,80		■
<u>L. variegatus</u> (LUVA)	○			3,00		■
<u>P. jenkiniae</u> (PRJE)	○					■
<u>P. longiseta</u> (PRLO)	○					■
Espèces peu fréquentes						
<u>P. bedoti</u> (POBE)			○			
<u>S. appendiculata</u> (SLAP)	■		○			
<u>D. nivea</u> (DENI)			○			
<u>P. heuscheri</u> (POHE)	○					
<u>D. obtusa</u> (DEOB)	○					
<u>L. profundicola</u> (LIPR)	○					
<u>O. serpentina</u> (OPSE)	○			2,50		

VI.2.6 Relations entre les composantes biologiques des sédiments grossiers et les variables chimiques de l'eau.

Le cas des sédiments grossiers, dépôts sableux, blocs, galets, graviers en courant lent et rapide, sera traité dans ce paragraphe. La technique d'analyse retenue sera constituée par l'analyse en composantes principales normée (ACPN), les variables physico-chimiques de l'eau formant les éléments actifs, les variables biologiques étant projetées en données supplémentaires.

Neuf variables physico-chimiques, transformées en \log_{10} , ont été prises en considération : valeur moyenne et maximale des sels ammoniacaux (NH_4M , NH_4X), des nitrates (NO_3M , NO_3X), des orthophosphates (PO_4M , PO_4X), de la conductivité (CONM , CONX), et valeur moyenne de la dureté totale ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$, DUMO).

La valeur de ces variables, ainsi que les stations étudiées, font l'objet du tableau 42.

VI.2.6.1 Sédiments sableux (codes = 4 et SO).

Ce terme concerne des sédiments grossiers à forte dominance de la fraction sableuse. Ils se caractérisent sur le terrain par un aspect délavé et forment en général des lentilles ou des plages transitoires, fréquemment déplacées par les crues. Les prélèvements par carottage sont impossibles et un filet de type Surber se révèle indispensable pour récolter les oligochètes (cf. § II).

Cependant, les sédiments sableux s'avèrent parfois les substrats dominants dans certains systèmes d'eau courante, comme les petits cours d'eau et les rivières à lit instable. Il m'a donc paru opportun d'apporter ici quelques éléments concernant ce type particulier de dépôt.

Un aperçu sommaire du tableau 43 permet de constater la forte amplitude de variation des variables biologiques globales. Les effectifs d'oligochètes passent de 132 individus/0,1 m² (la Dordogne à Argentat E5) à 72508/0,1 m² (la Dordogne en aval de Messeix, E2). Les pourcentages de Tubificidae (TUBP) varient de 0 (Ain à Port-Galland C1) à 94,5 % (le Doubs en aval des égouts de Rochejean D2), les indices IOBS et IOOS de 0,9 à 100, etc... On peut discerner, dans ces constatations, la marque de l'instabilité des supports sableux.

° Résultats de l'ACPN.

Deux composantes principales représentent 87% de l'inertie. La première (70%) est corrélée positivement avec les 9 variables actives (tab. XI, annexe II) ; elle forme une composante de charge globale en sels dissous intégrant la pollution organique. La deuxième (17%) est caractérisée par un antagonisme entre les nitrates et les sels ammoniacaux. L'examen des coordonnées factorielles des stations (tab. XII, annexe II et fig. 30) met en évidence une opposition entre les secteurs de la Dordogne, peu minéralisés et en général peu chargés organiquement (CTGREF, 1982b) ($\text{E2} + \text{E5} + \text{E6} + \text{E8} + \text{EG} + \text{EH} + \text{N4} + \text{VE} = 60\%$ de la variance sur

ST.	NH4M mg/l	NH4X mg/l	NO3M mg/l	NO3X mg/l	PO4M mg/l	PO4X mg/l	DUMO mg/l	CONM µS/cm2	CONX µS/cm2
E1	0.01	0.01	1.10	2.00	0.01	0.01	5.0	42.0	48.0
E3	0.01	0.01	2.10	2.30	0.01	0.01	9.0	53.0	59.0
E6	0.01	0.01	2.60	3.80	0.01	0.01	8.0	51.0	58.0
E8	0.01	0.01	2.70	3.10	0.01	0.01	10.0	65.0	74.0
E9	0.01	0.01	2.70	3.20	0.01	0.01	16.0	100.0	115.0
EA	0.01	0.01	2.70	3.20	0.01	0.01	16.0	100.0	115.0
ED	0.01	0.02	2.60	2.70	0.01	0.01	35.0	171.0	180.0
O7	0.01	0.01	2.30	2.60	0.01	0.01	12.0	73.0	88.0
E5	0.02	0.08	2.40	3.00	0.01	0.01	8.0	50.0	57.0
EC	0.02	0.07	2.70	3.20	0.01	0.01	26.0	139.0	150.0
EF	0.02	0.04	2.90	3.20	0.01	0.01	34.0	175.0	185.0
E2	0.03	0.08	3.90	7.30	0.40	0.97	11.0	102.0	120.0
AF	0.04	0.08	11.60	15.60	0.12	0.19	92.0	457.0	489.0
EG	0.04	0.10	4.00	6.00	0.01	0.01	35.0	187.0	192.0
VE	0.04	0.09	3.20	4.30	0.01	0.01	43.0	240.0	275.0
DG	0.05	0.34	5.90	10.00	0.20	0.43	110.0	322.0	360.0
P3	0.05	0.18	15.50	22.00	0.37	0.80	94.0	436.0	500.0
AA	0.06	0.11	13.00	16.50	0.15	0.24	88.0	467.0	491.0
D1	0.06	0.12	2.50	3.40	0.12	0.28	40.0	259.0	300.0
EH	0.06	0.16	9.90	12.50	0.01	0.01	38.0	215.0	235.0
N4	0.06	0.10	0.90	1.30	0.01	0.01	9.0	59.0	70.0
P2	0.06	0.26	15.70	23.00	0.35	0.75	99.0	433.0	500.0
D5	0.07	0.11	1.60	2.80	0.02	0.06	88.0	268.0	320.0
P1	0.07	0.29	15.20	23.00	0.37	0.89	95.0	433.0	500.0
A8	0.08	0.22	10.60	13.40	0.14	0.22	94.0	441.0	469.0
C1	0.08	0.25	3.50	4.80	0.12	0.66	72.0	331.0	367.0
DA	0.08	0.34	6.90	11.20	0.31	1.09	88.0	317.0	390.0
L6	0.08	0.13	4.50	8.40	0.12	0.23	74.0	263.0	360.0
D2	0.09	0.21	3.10	5.90	0.12	0.38	52.0	275.0	325.0
DE	0.09	0.46	6.70	10.00	0.33	0.75	90.0	315.0	350.0
EB	0.09	0.16	2.60	3.10	0.01	0.01	19.0	107.0	120.0
D7	0.10	0.50	5.30	14.70	0.24	1.10	96.0	358.0	455.0
D1	0.12	0.44	4.50	8.00	0.22	0.40	110.0	349.0	421.0
S1	0.12	0.23	8.60	11.00	0.38	0.85	75.0	364.0	445.0
DB	0.14	0.75	4.70	8.40	0.57	1.40	97.0	346.0	397.0
FC	0.17	0.19	3.30	3.80	0.21	0.29	9.0	109.0	140.0
DC	0.18	1.65	6.10	13.80	0.43	2.50	100.0	349.0	474.0
F4	0.25	0.25	2.70	3.00	0.14	0.18	9.0	82.0	95.0
FB	0.27	0.29	3.10	3.60	0.28	0.43	9.0	102.0	129.0
S2	0.29	0.66	8.90	12.00	0.47	0.98	121.0	792.0	1630.0
S4	0.31	0.81	7.10	11.00	0.43	0.74	104.0	630.0	1035.0
R6	0.48	0.75	5.60	8.40	2.90	6.30	85.0	431.0	490.0
F6	0.56	0.70	1.30	1.70	0.40	0.82	18.0	179.0	280.0
F8	0.63	0.76	1.80	1.90	0.35	0.49	9.0	119.0	159.0
F7	1.65	2.90	3.90	6.00	0.24	0.30	9.0	221.0	414.0

Tableau 42 : Variables physico-chimiques des eaux libres ;
ST. : stations d'échantillonnage ;
NH4M,NO3M,PO4M,DUMO,CONM : valeurs moyennes des sels ammoniacaux,
des nitrates,de la dureté totale et de la conductivité ;
NH4X,NO3X,PO4X,CONX : valeurs maximales des mêmes variables ;
0.01 mg/l = traces .

ST.	POHA n/0.1m2	POVE	RHOO	B000	CHPA	PAFR	VEIN	PRFO	PRJE	CE00	NSPS	TUBP %	TUCP %	TUSSP %	NAIP %	LUMB %	ENCP %	IOBS	EFBR n/0.1m2
E6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	13.0	21.6	21.6	0.0	53.4	1.1	23.9	6.0	340.0
E8	0.0	0.0	0.0	0.0	65.0	0.0	0.0	65.0	0.0	131.0	9.0	25.0	6.0	19.0	6.0	1.0	67.0	4.7	6529.0
E5	0.0	0.0	0.0	0.0	52.0	0.0	0.0	6.0	0.0	16.0	9.0	8.8	0.0	8.8	73.5	1.5	16.2	10.2	132.0
E2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	2.1	0.7	1.4	87.7	4.8	5.4	71.4	72508.0
EG	0.0	0.0	252.0	0.0	0.0	756.0	1197.0	0.0	0.0	63.0	21.0	31.6	10.5	21.1	59.4	2.2	6.8	10.0	8380.0
VE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	194.0	0.0	91.0	9.0	2.5	0.0	2.5	5.8	5.8	85.9	36.0	11381.0
DG	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	45.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.0	80.8	17.9	62.9	19.2	0.0	0.0	2.7	1114.0
P3	0.0	0.0	0.0	0.0	29.0	88.0	2013.0	0.0	0.0	87.0	11.0	2.4	0.8	1.6	95.2	0.0	2.4	68.8	3617.0
EH	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.0	30.0	0.0	0.0	0.0	16.0	48.2	7.0	41.2	35.7	0.7	15.4	3.9	4289.0
N4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	166.0	77.0	77.0	19.0	16.5	7.5	9.0	74.5	1.5	7.5	21.1	11036.0
P2	0.0	0.0	0.0	0.0	124.0	247.0	4079.0	0.0	0.0	0.0	20.0	19.2	10.7	8.5	80.2	0.0	0.6	18.7	22005.0
P1	0.0	0.0	0.0	0.0	111.0	0.0	9.0	0.0	0.0	11.5	10.5	12.8	1.0	11.8	42.3	9.1	35.6	48.2	1990.5
A8	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	51.0	14.0	72.0	56.8	15.2	9.6	16.8	1.6	2.5	3173.0
C1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	12.0	0.0	0.0	0.0	51.9	3.6	44.5	99.0	137.0
O2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	94.5	58.2	36.3	1.1	4.4	0.0	0.9	273.0
DE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	512.0	0.0	0.0	0.0	12.0	70.4	8.4	62.0	24.5	2.5	2.6	1.9	6003.0
D7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.0	34.9	32.2	2.7	13.7	21.9	27.4	4.0	438.0
S1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	164.0	0.0	5.0	0.0	21.0	67.3	8.1	59.3	30.6	1.8	0.7	3.8	2201.0
F4	0.0	0.0	270.7	0.0	0.0	0.0	0.0	168.7	44.7	177.7	16.7	42.6	28.5	14.1	41.6	5.1	10.7	5.6	2253.0
S4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.0	6.7	5.7	17.3	5.7	16.3	72.2	6.8	65.4	26.2	0.0	1.6	2.5	2307.0
R6	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.0	75.0	1.9	73.1	22.1	0.0	2.9	1.0	515.0
F7	179.7	24.7	165.0	194.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	32.7	7.7	68.7	57.7	11.0	29.0	1.8	0.5	2.3	6153.0

TABLEAU 43 : Variables biologiques oligochètes (sédiments sableux).

POHA : *P. hammoniensis* ; POVE : *P. vejvodskyi* ; RHOO , B000 : immatures des genres *Rhyacodrilus* et *Bothrioneurum* ;
 CHPA : *C. parvus* ; PAFR : *P. frici* ; VEIN : *V. intermedia* ; PRFO : *P. aequisetia (foreli)* ;
 PRJE : *P. jenkinsae* ; CE00 : immatures du genre *Cernosvitoviella* ; NSPS : nombre moyen d'espèces ;
 TUBP, TUCP, TUSSP : % moyen de Tubificidae, de Tubificidae avec et sans soies capillaires ;
 NAIP : % moyen de Naididae ; LUMB : % moyen de Lumbriculidae ; ENCP : % moyen d'Enchytraeidae ;
 IOBS : indice oligochètes ; EFBR : effectifs moyens / 0,1 m2 .

F1), et ceux de la Saône (S4), du Rhône (R6), aux eaux bicarbonatées calciques et polluées ou de la Dore (F4, F7, eaux polluées mais peu calciques, 46% de la variance sur F2, axe expliqué par les sels ammoniacaux, tab. XII, annexe II et fig. 30).

La station D2 (Doubs en aval de Rochejean), située dans le cours supérieur du Doubs, ne contribue pratiquement pas à la construction de la première composante. Bien que se trouvant à l'aval des égouts d'une petite agglomération, cette station ne montre pas de concentrations excessives en sels dissous (notamment en sels ammoniacaux ; $\text{NH}_4\text{M} = 0,09 \text{ mg/l}$; $\text{NH}_4\text{X} = 0,21 \text{ mg/l}$, tab. 42). Inversement l'indice IOBS présente des valeurs faibles $\text{IOBS} = 0,9$ et intègre l'impact des rejets domestiques (tab. 43).

Au sein des taxons dont le coefficient de corrélation avec les deux premiers facteurs de l'ACPN égale ou dépasse la valeur de 0,42 (seuil théorique de signification du coefficient de corrélation pour $P = 0,05$ et $n-2 = 20$ degrés de liberté, tab. XX, annexe II), on note, corrélés positivement avec la première composante, le pourcentage de Tubificidae (TUBP), en direction des sels ammoniacaux (fig. 31), et le pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires, en direction des orthophosphates. Inversement, le \log_{10} moyen des effectifs de P. aquiseta (foreli) (PRFO) et des immatures du genre Cernosvitoviella (CEOO) sont liés négativement avec le premier facteur (charge totale des eaux en sels dissous). Ces deux taxons s'avèrent d'ailleurs caractéristiques du bassin de la Dordogne (tab. 43).

Sur la composante F2, les espèces les plus associées à un état de pollution organique des eaux sont constituées par P. jenkiniae (PRJE), P. hammoniensis (POHA), P. vej dovskyi (POVE) et les immatures des genres Rhyacodrilus (RHOO) et Bothrioneurum (BOOO). Ces taxons s'avèrent d'ailleurs caractéristiques des stations F4, F7 et R6 (tab. 43), très contributives à l'explication de la deuxième composante.

Enfin les nauidés P. frici (PAFR), V. intermedia (VEIN) et N. pardalis (NAPA) tendent à rejoindre la direction des nitrates (NO_3M , NO_3X , fig. 31).

° Conclusion.

L'analyse s'avère quelque peu décevante. Le jeu de données est peu conséquent (22 stations) et l'instabilité physique propre aux supports sableux ne permettait pas d'espérer de fortes relations entre les différentes variables. Toutefois, le facteur pollution est intégré principalement par le pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires (TUSP) et par le pourcentage total de Tubificidae (TUBP). Ces deux variables pourraient être alors retenues pour caractériser l'impact des rejets domestiques ou industriels, de préférence aux indices IOBS et IOOS. Cependant les deux indices présentent des valeurs très basses aussi bien dans un cas de pollutions domestiques (D2) que dans celui de rejets industriels importants (R6).

VI.2.6.2 Sédiments grossiers en courant lent : blocs, galets, graviers - vitesse de courant < 5 cm/s ; code = 2 et CL.

Sur une série de 28 stations, je disposais simultanément des variables physico-chimiques de l'eau libre et des relevés d'oligochètes. Ces relevés, relativement récents (1978-1980), avaient été effectués selon le protocole standard défini dans le § II.

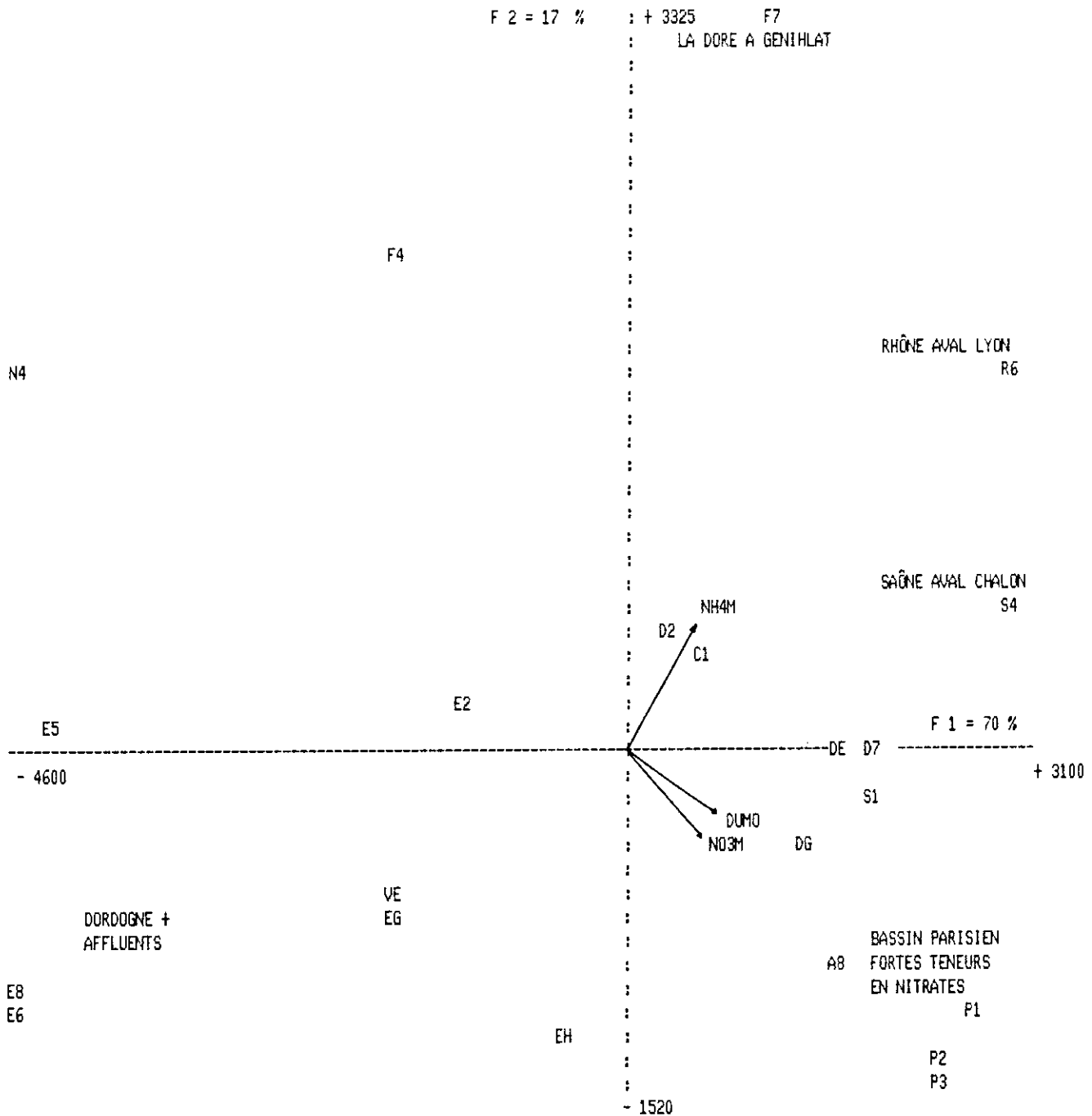


Figure 30. Carte factorielle des stations sur le premier plan factoriel (sédiments sableux) ; la direction de trois variables actives est figurée (sels ammoniacaux NH4M, nitrates NO3M et dureté totale DUMO).



Figure 31. Sédiments sableux : cercle des corrélations entre les variables et les deux premiers facteurs de l'ACP ; les variables actives sont soulignées.

° Résultats de l'ACPN.

Deux composantes principales expliquent 90% de la variance. La première (81,5%) est corrélée positivement avec l'ensemble des variables chimiques (tab. XIV., annexe II). C'est une composante de charge minérale et organique des eaux qui explique pratiquement toute l'analyse. En effet, l'ACPN est dominée par une opposition, sur l'axe F1, entre les stations de la Dordogne et de ses affluents, dont les eaux sont pauvres en sels dissous, et quatre stations connues pour être polluées, DB (Doubs en aval des papeteries de Novillars), DC (Doubs en aval de Besançon), S4 (Saône en aval de Chalon), S2 (Saône en aval des rejets Solvay), (fig. 32 et tab. XV., annexe II). Il s'agit du premier jeu de données où les stations affectées par des rejets sont peu nombreuses. A ce sujet, les points EH, VE, EG, E2 et E3, considérés comme pollués (CEMAGREF, 1982b), se révèlent en fait peu chargés en sels dissous, y compris en sels ammoniacaux. Cela ressort notamment de la comparaison de ces stations avec celles qui reçoivent des effluents industriels ou urbains (DB, DC, S2, S4). On retrouve d'ailleurs, sur la deuxième composante (8,7% de la variance totale), le facteur pollution caractérisé, comme on l'a déjà vu dans les chapitres précédents, par un antagonisme $\text{NH}_4\text{-NO}_3$.

° Projection des variables biologiques globales (tab. XXI, annexe II et fig. 33).

Les variables biologiques supplémentaires se projettent sur la première composante principale. Les meilleures projections (coordonnée factorielle avec l'axe F1 $\geq 0,37$, seuil théorique de signification du coefficient de corrélation linéaire pour $P = 0,05$ et $n-2 = 26$) s'obtiennent pour les indices IOOS, IOBS et le pourcentage d'Enchytraeidae (ENCP), qui s'opposent aux variables décrivant la charge des eaux en sels dissous (fig. 33). Le pourcentage de Tubificidae (TUBP), le pourcentage de Tubificidae sans soies capillaires (TUSP) et le \log_{10} des effectifs rejoignent inversement ces mêmes variables. Le nombre moyen d'espèces (NSPS) et le pourcentage de Naididae (NAIP) n'interviennent pas dans l'analyse.

Par rapport aux analyses concernant les sédiments fins, si les indices et le pourcentage de Tubificidae caractérisent le facteur pollution, le nombre d'espèces et le pourcentage de naididés n'apparaissent pas ici très corrélés avec ce facteur. En revanche, les effectifs d'oligochètes sont liés positivement avec la composante F1, au contraire de ce qui était observé avec les sédiments fins. Dans les sédiments grossiers, drainés en permanence par un courant d'eau si faible soit-il, la dégradation des conditions de vie s'avère moins marquée que dans les sédiments fins.

° Projection des variables biologiques individuelles (espèces).

Vingt-et-une espèces (ou taxons) présentent une projection sur les deux premières composantes principales ($> 0,37$). Un premier groupe de six taxons est corrélé positivement avec la composante F1 (fig. 33). Il s'agit de T. ignotus (TBIG), L. hoffmeisteri (LIHO), P. moldaviensis (POMO), P. barbatus (PSBA) et des immatures de Tubificidae (TUBC, TUSS) : il n'y a donc, dans ce premier groupe, que des représentants de la famille des Tubificidae, dont la projection positive sur une composante exprimant la richesse des eaux en sels dissous et en matières organiques n'a rien de surprenant.

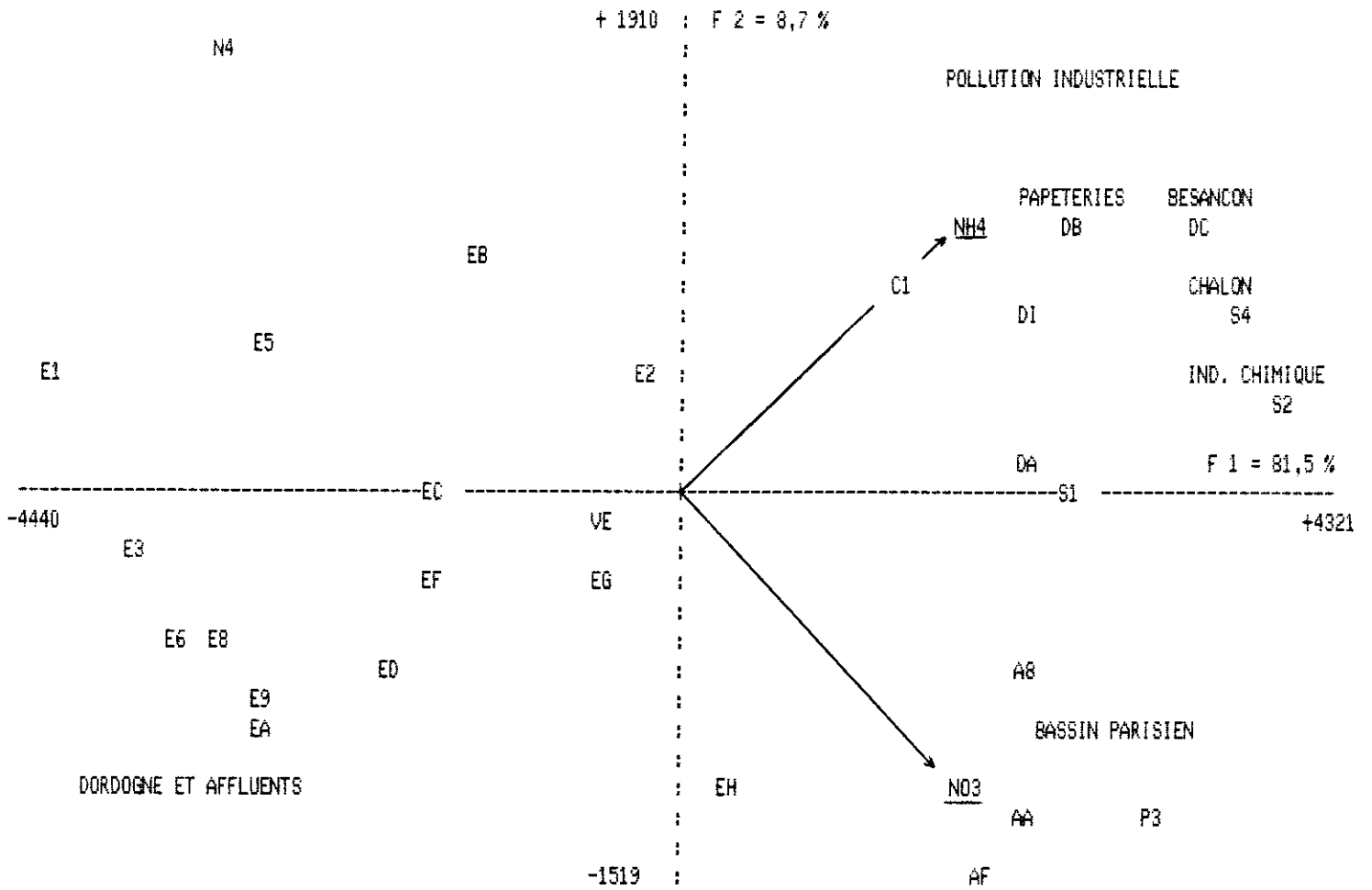


Figure 32. Position des stations d'échantillonnage dans le plan des deux premiers facteurs (ACPN sur sédiments grossiers en courant lent) ; la direction des sels ammoniacaux et des nitrates est figurée.

Le deuxième groupe renferme trois espèces corrélées négativement avec la première composante principale, N. alpina (NAAL), Cernosvitoviella sp. (CEOO) et S. velutinus (SPVE). En ce qui concerne N. alpina, sa préférence connue pour des eaux froides (SPERBER, 1950 ; WACHS, 1967) en fait un hôte privilégié des substrats grossiers des stations de la Dordogne, très contributives à la première composante principale. Le preferendum thermique de N. alpina combiné à sa relative intolérance à la charge organique des eaux (SZCZESNY, 1974 ; LEARNER et al., 1978), concorderaient avec la place de ce naïdité dans l'analyse. Les immatures du genre Cernosvitoviella suivent ici la même tendance dans les sédiments grossiers en courant lent et les sables. La préférence de S. velutinus pour des eaux de bonne qualité, notoire dans les systèmes lacustres (MILBRINK, 1978, 1980, 1983b ; LANG, 1984 et § VII), s'affirme ici d'une manière évidente dans les cours d'eau.

Le troisième groupe est constitué par un lot de six espèces dont les effectifs sont corrélés positivement avec le facteur F1, et dont la direction tend à rejoindre celle des sels ammoniacaux (NH₄M, NH₄X, fig. 33). On trouve des formes telles que D. digitata (DEDI), T. tubifex (TBTU), L. claparedeanus (LICL), bien connues pour rechercher des milieux pollués organiquement ; on rencontre également C. langi (CHLA), A. pigueti (AUPI) et B. sowerbyi (BRSO), qui disparaissaient des sédiments fins pollués (cf. § VI-2.2, VI-2.3 et VI-2.4). Toutefois, excepté C. langi, ces oligochètes sont peu fréquents (récoltés dans moins de 5 stations sur 28, tab. 44).

Le quatrième groupe comprend les espèces N. elinguis (NAEL), N. communis (NACO) et tous les Enchytraeidae non déterminés (ENCH). Ce groupe se projette sur le deuxième facteur dont la signification demeure peu importante, bien que l'opposition NH₄ - NO₃ en soit le trait dominant. La préférence de N. elinguis et de N. communis pour des eaux chargées en sels ammoniacaux ne serait pas contradictoire avec les données de la littérature (WACHS, 1967 ; BRINKHURST, 1965 ; DUMNICKA, 1978 ; LEARNER et al., 1978 ; [4], [5] ; GIANI, 1984b ; VEDOVINI et al., 1985 ...).

On peut réunir dans un dernier groupe (groupe 5, fig. 33) trois espèces qui s'orientent en direction de la concentration des eaux en nitrates (NO₃M, NO₃X) : N. simplex (NASI), et S. josinae (SCJO), espèces peu fréquentes, récoltées dans des secteurs à forte activité agricole du Bassin Parisien, (A8, AA, AF, P3) et S. lacustris (SYLA), naïdité fréquent mais dont les plus fortes densités se relèvent dans les stations riches en nitrates (AA et EH notamment, cf. tab. 42).

VI-2.6.3 Sédiments grossiers en courant rapide : blocs, galets, graviers - vitesse de courant > 5 cm/s ; code = I et CR.

Sur un jeu de 37 stations, échantillonnées entre 1978 et 1983, j'ai eu recours à une ACPN comprenant les mêmes variables actives que précédemment.

Deux composantes principales expliquent 88,5% de la variance. La première (68,2%) est corrélée positivement avec toutes les variables chimiques, dont les sels ammoniacaux (tab. XVII, annexe II). C'est une composante de charge minérale et organique des eaux.

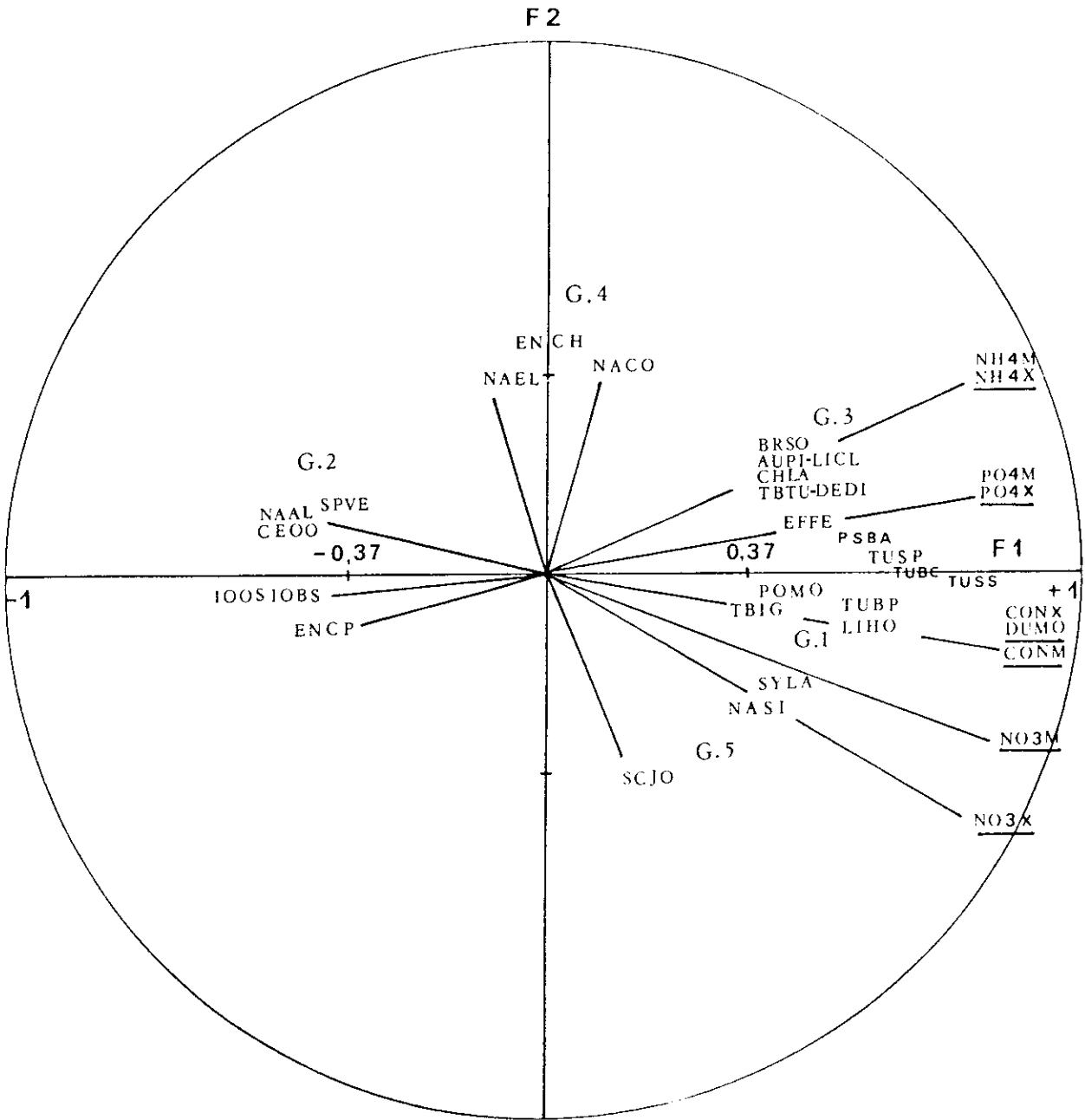


Figure 33. Cercle des corrélations des variables actives (soulignées) et supplémentaires avec les deux premiers facteurs de l'ACPN (sédiments grossiers en courant lent).

ST. :	NSPS	TUBP	TUCP	TUSP	NAIP	ENCP	EFBR	IOBS	IOOS	TUBC	TUSS	TBTU	TBIG	PSBA	LICL	LIHO	SPVE
E1 :	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	4.0	30.0	30.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
E3 :	11.0	4.8	3.4	1.4	66.6	9.5	1762.0	32.4	78.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.0
E6 :	14.0	59.3	59.2	0.0	13.4	18.2	295.0	2.4	90.8	2.0	0.0	0.0	8.0	0.0	0.0	0.0	141.0
E8 :	11.0	0.7	0.0	0.7	16.9	77.5	1668.0	99.0	99.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
E9 :	12.0	10.7	0.0	10.7	45.9	38.0	2368.0	52.9	52.9	0.0	343.5	0.0	0.0	0.0	0.0	12.0	0.0
EA :	15.0	0.8	0.0	0.8	10.7	63.3	1008.0	99.0	99.0	0.0	8.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ED :	18.0	2.7	0.0	2.7	52.7	37.3	827.0	66.7	66.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	22.0	0.0
E5 :	10.0	0.0	0.0	0.0	88.9	7.8	218.0	99.0	99.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EC :	15.0	8.7	8.7	0.0	65.9	21.4	1300.0	17.2	99.0	9.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	104.0
EF :	17.0	4.4	3.2	1.2	48.0	32.7	1135.0	53.1	99.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.0	36.0
E2 :	11.0	1.9	1.9	0.0	84.0	10.9	5979.0	57.9	99.0	36.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
AF :	17.0	33.1	8.2	24.9	41.3	0.8	406.0	8.0	15.0	13.0	84.0	0.0	0.0	17.0	0.0	10.0	0.0
EG :	12.0	42.5	15.0	27.5	50.0	2.5	200.0	4.4	4.4	10.0	55.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
VE :	8.0	1.0	0.0	1.0	7.0	89.0	2375.0	80.0	80.0	0.0	24.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P3 :	7.0	1.8	1.2	0.6	0.0	79.6	1454.0	58.3	99.8	9.0	9.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
AA :	20.0	56.1	23.7	32.4	43.1	0.8	3253.0	6.2	6.2	293.0	947.0	0.0	26.0	0.0	0.0	107.0	0.0
EH :	16.0	4.1	1.4	2.7	85.3	3.3	1367.0	59.3	59.3	10.0	37.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
N4 :	15.0	3.3	3.3	0.0	70.7	22.0	2609.0	45.5	99.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	86.0
A8 :	7.0	94.8	89.6	5.2	0.9	0.0	7661.0	0.8	13.5	4137.0	329.0	0.0	666.0	1731.0	0.0	69.0	0.0
C1 :	8.0	1.6	0.0	1.6	3.2	58.1	114.0	50.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DA :	12.5	5.5	3.3	2.2	68.7	3.2	4224.0	60.0	60.0	172.5	45.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EB :	16.5	0.6	0.0	0.6	43.3	43.1	8320.5	99.0	99.0	0.0	7.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DI :	8.0	32.4	13.9	18.5	6.5	0.0	1080.0	4.3	4.3	0.0	160.0	0.0	0.0	150.0	10.0	30.0	0.0
S1 :	25.0	60.7	11.0	49.7	35.3	1.9	2359.3	6.7	6.7	43.7	868.7	3.7	7.3	135.3	10.7	94.7	7.7
DB :	10.5	52.9	28.0	24.9	47.1	0.0	12070.5	3.8	3.8	2603.0	3756.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DC :	15.5	42.5	25.1	17.4	49.6	0.3	18335.5	8.3	9.8	1716.5	2456.0	0.0	440.0	237.0	0.0	268.0	0.0
S2 :	11.0	76.4	7.8	68.6	23.1	0.5	7013.3	2.2	2.2	46.0	5356.0	3.0	13.0	209.7	18.3	174.7	0.0
S4 :	17.0	55.1	19.3	35.9	39.3	0.0	2509.3	4.8	4.8	242.7	819.0	16.7	0.0	59.0	40.0	26.3	0.0

:	POMO	BRSO	AUPI	CHLA	SCJO	NAAL	NACO	NAEL	NASI	SYLA	DEDI	ENCH	CEOO
E1 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
E3 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0	72.0
E6 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.0	36.0
E8 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	188.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	93.0
E9 :	0.0	0.0	0.0	32.5	0.0	0.0	68.0	49.5	0.0	0.0	0.0	0.0	12.0
EA :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	31.0	15.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.0
ED :	0.0	0.0	0.0	6.0	6.0	33.0	33.0	65.0	0.0	0.0	0.0	0.0	77.0
E5 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	78.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.0
EC :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	337.0	0.0	95.0	0.0	26.0	0.0	0.0	9.0
EF :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	29.0	15.0	429.0	0.0	7.0	0.0	0.0	0.0
E2 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	269.0	269.0	4256.0	0.0	0.0	0.0	36.0	0.0
AF :	7.0	0.0	0.0	7.0	3.0	0.0	0.0	0.0	3.0	7.0	0.0	0.0	0.0
EG :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	35.0	0.0	5.0	0.0
VE :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	119.0	0.0	48.0	0.0	0.0	0.0	0.0	71.0
P3 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	61.0
AA :	0.0	0.0	0.0	0.0	26.0	0.0	107.0	0.0	26.0	215.0	0.0	0.0	0.0
EH :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	236.0	0.0	0.0	0.0	668.0	0.0	0.0	0.0
N4 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	856.0	470.0	52.0	0.0	0.0	0.0	52.0	418.0
A8 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
C1 :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	13.0	2.0
DA :	0.0	0.0	0.0	1486.0	0.0	0.0	137.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EB :	0.0	0.0	0.0	7.5	0.0	1938.0	114.0	684.0	0.0	0.0	0.0	0.0	647.0
DI :	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0
S1 :	38.0	22.3	2.3	171.7	0.0	0.0	21.3	19.0	21.7	16.3	0.0	4.3	4.3
DB :	0.0	0.0	0.0	651.5	0.0	0.0	1424.5	116.0	0.0	77.5	0.0	0.0	0.0
DC :	0.0	172.0	86.0	628.5	0.0	0.0	2871.0	314.5	0.0	27.5	0.0	105.0	0.0
S2 :	97.3	0.0	79.0	3.0	0.0	0.0	0.0	152.7	0.0	39.3	477.0	0.0	0.0
S4 :	0.7	282.3	0.0	79.3	0.7	0.0	63.0	0.3	8.3	26.3	16.3	0.0	0.0

Tableau 44 : Variables biologiques oligochètes (sédiments grossiers en courant lent) ;

NSPS : nombre moyen d'espèces ; TUBP : % moyen de Tubificidae ; TUCP,TUSP : % moyen de Tubificidae avec et sans soies cap. ;
 NAIP : % moyen de Naididae ; ENCP : % moyen d'Enchytraeidae ; EFBR : effectifs moyens / 0,1 m² ; IOBS,IOOS : indices (val. moy.) ;
 TUBC,TUSS : immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires ; TBTU : T. tubifex ; TBIG : T. ignotus ; PSBA : P. barbatus ;
 LICL : L. claparedeanus ; LIHO : L. hoffmeisteri ; SPVE : S. velutinus ; POMO : P. moldaviensis ; BRSO : B. sowerbyi ;
 AUPI : A. piqueti ; CHLA : C. langi ; SCJO : S. josinae ; NAAL : N. alpina ; NACO : N. communis ; NAEL : N. elinguis ;
 NASI : N. simplex ; SYLA : S. lacustris ; DEDI : D. digitata ; ENCH : Enchytraeidae indéterminés ; CEOO : Cernovitoviella sp. .

La deuxième composante (20,3% de la variance) exprime la pollution d'origine organique, décrite principalement par l'antagonisme des concentrations moyennes en sels ammoniacaux (NH₄M) et en nitrates (NO₃M). La présence de 6 stations très polluées de la Dore (F4, F6, F8, FB, FC) entraîne l'individualisation d'un axe caractéristique de pollution organique (tab. XVIII, annexe II et fig. 34). Dans l'ACPN précédente (courants lents), ce même axe n'expliquait que 8% de la variance.

° Projection des variables biologiques globales (tab. XXII, annexe II, fig. 35 et tab. 45).

Sur le cercle des corrélations (fig. 35), les projections montrant quelque signification appartiennent au pourcentage total de Tubificidae (TUBP) et surtout au pourcentage de Tubificidae avec soies capillaires (TUCP). Ces deux variables sont corrélées positivement avec le deuxième facteur (pollution organique). A l'inverse des analyses concernant les courants lents, les Tubificidae avec soies capillaires occupent la niche des Tubificidae sans soies capillaires. On peut discerner ici l'action combinée de l'existence d'un courant plus important et de stations polluées appartenant à un système dont les eaux sont déficitaires en calcium (la Dore).

° Projection des variables biologiques individuelles (espèces et taxons, fig. 35, tab. 46 et tab. XXII, annexe II).

Schématiquement se définissent ici quatre groupes d'espèces ou de taxons dont le coefficient de corrélation avec les facteurs F1 et F2 sont $> |0,32|$, seuil théorique de signification du coefficient de corrélation linéaire, pour $P = 0,05$ et $n-2 = 35$ degrés de liberté).

Le premier groupe (fig. 35) renferme des variables que l'on peut qualifier d'opposées à la charge organique et minérale des eaux.

<u>V. comata</u> (VECO)	<u>Cernosvitoviella</u> sp. (CEOO)
<u>R. carsticus</u> (RHCA, forme rare)	<u>N. brestcheri</u> (NABR)
<u>S. velutinus</u> (SPVE)	<u>P. volki</u> (PPVO)
<u>C. diastrophus</u> (CHDS)	<u>P. osborni</u> (PROS)
<u>C. langi</u> (CHLA)	Immatures de <u>Stylodrilus</u> (STOO)
Nombre moyen d'espèces (NSPS).	

Dans ce groupe les espèces VECO, SPVE et PROS affichent tout particulièrement une préférence pour les secteurs pauvres en calcium (espèces caractéristiques de la Dordogne, tab. 46).

Un deuxième groupe comprend des espèces récoltées en abondance dans des stations riches en nitrates et en sels de calcium (Seine P1, P2, P3, Saulx AA, A8, AF et Dordogne EH) :

<u>C. setosus</u> (CHSE)	<u>V. intermedia</u> (VEIN)
--------------------------	-----------------------------

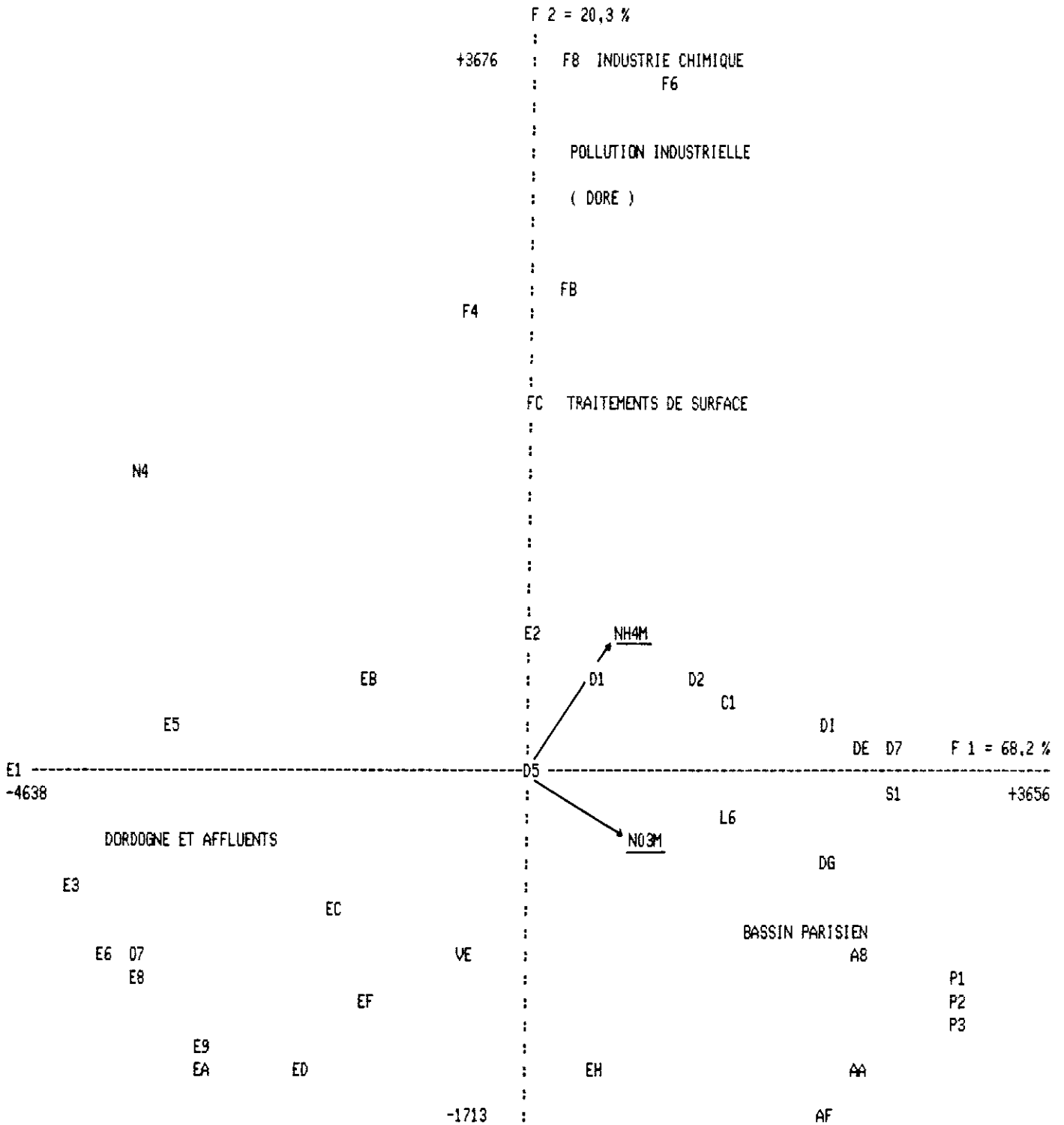


Figure 34. Position des stations d'échantillonnage dans le plan des deux premiers facteurs (ACPN sur sédiments grossiers en courant rapide) ; la direction des sels ammoniacaux et des nitrates est figurée.

Le troisième groupe est représenté par des taxons favorisés par la charge organique, c'est-à-dire dont les effectifs augmentent dans les secteurs pollués de la Dore :

<u>T. tubifex</u> (TBTU)	<u>P. foreli</u> (PRFO)
Immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC)	
<u>R. coccineus</u> (RHCO)	<u>L. hoffmeisteri</u> (LIHO)
<u>L. variegatus</u> (LUVA)	

pourcentage de Tubificidae (TUBP) et de Tubificidae avec soies capillaires (TUCP).

On trouve ici des données classiques dans la littérature. Si la polluorésistance de T. tubifex et celle de L. hoffmeisteri font désormais partie d'observations universelles, on confirmera ici le statut "d'espèce favorisée par la charge organique", attribué à L. variegatus (MARSHALL et WINTERBOURN, 1979), à P. jenkiniae (= P. idrensis) (EYRES et al., 1978 ; GIANI, 1984b) et à R. coccineus (GIANI, 1984b). L'attraction de milieux pollués organiquement pour P. aequiseti (foreli) constitue une originalité, mais on soulignera que la prolifération de ce naïdide, ainsi que celle de P. jenkiniae, sont aussi sous la dépendance de facteurs hydrauliques (CETE, 1985 et ce travail).

Le groupe 3' peut être assimilé au groupe 3 (fig. 35). Il comprend les effectifs des formes immatures de Tubificidae sans soies capillaires (TUSS) et des adultes de S. heringianus (STHE). Dans le cas de cette dernière espèce, les effectifs les plus élevés se rencontrent sur la Dore en aval d'une usine chimique (F6, 1674 individus/0,1 m²). Les immatures du genre Stylodrilus (STOO) se projettent au contraire négativement sur la composante F2. S'il est vraisemblable que tous les immatures n'appartiennent pas nécessairement à S. heringianus, il n'en reste pas moins que l'association forte pollution organique - forts effectifs de S. heringianus reflète une certaine réalité dans ce jeu de données, réalité que j'ai eu l'occasion de souligner auparavant [4], [5]. Dans le cas des Tubificidae avec soies capillaires, les formes immatures (TUBC) et les adultes de T. tubifex (TBTU) se projettent dans des directions très voisines (fig. 35).

La relative résistance de S. heringianus à une charge organique dans des secteurs à fortes vitesses de courant me paraît un fait incontestable, alors que ce lumbriculidae est considéré par de nombreux auteurs comme typique de lacs oligotrophes (MILBRINK, 1983b ; LANG, 1984 ; HOWMILLER et SCOTT, 1977). Mais cette résistance peut avoir deux significations parallèles :

- comme les Tubificidae, S. heringianus recherche les substrats grossiers colmatés par des dépôts organiques ;
- et/ou S. heringianus affectionne des habitats bien drainés par le courant, riches en oxygène et en substances nutritives.

Cette dernière affirmation me semble la plus plausible et la plus cohérente avec ce que l'on peut connaître de ce lumbriculidae. Dans les sables ou les sédiments fins, S. heringianus n'apparaît effectivement pas favorisée par une augmentation de la charge organique (cf. également chapitre VII sur les systèmes stagnants).

Enfin, je voudrais mettre l'accent sur le cas de deux espèces, R. carsticus (RHCA) et V. comata (VECO).

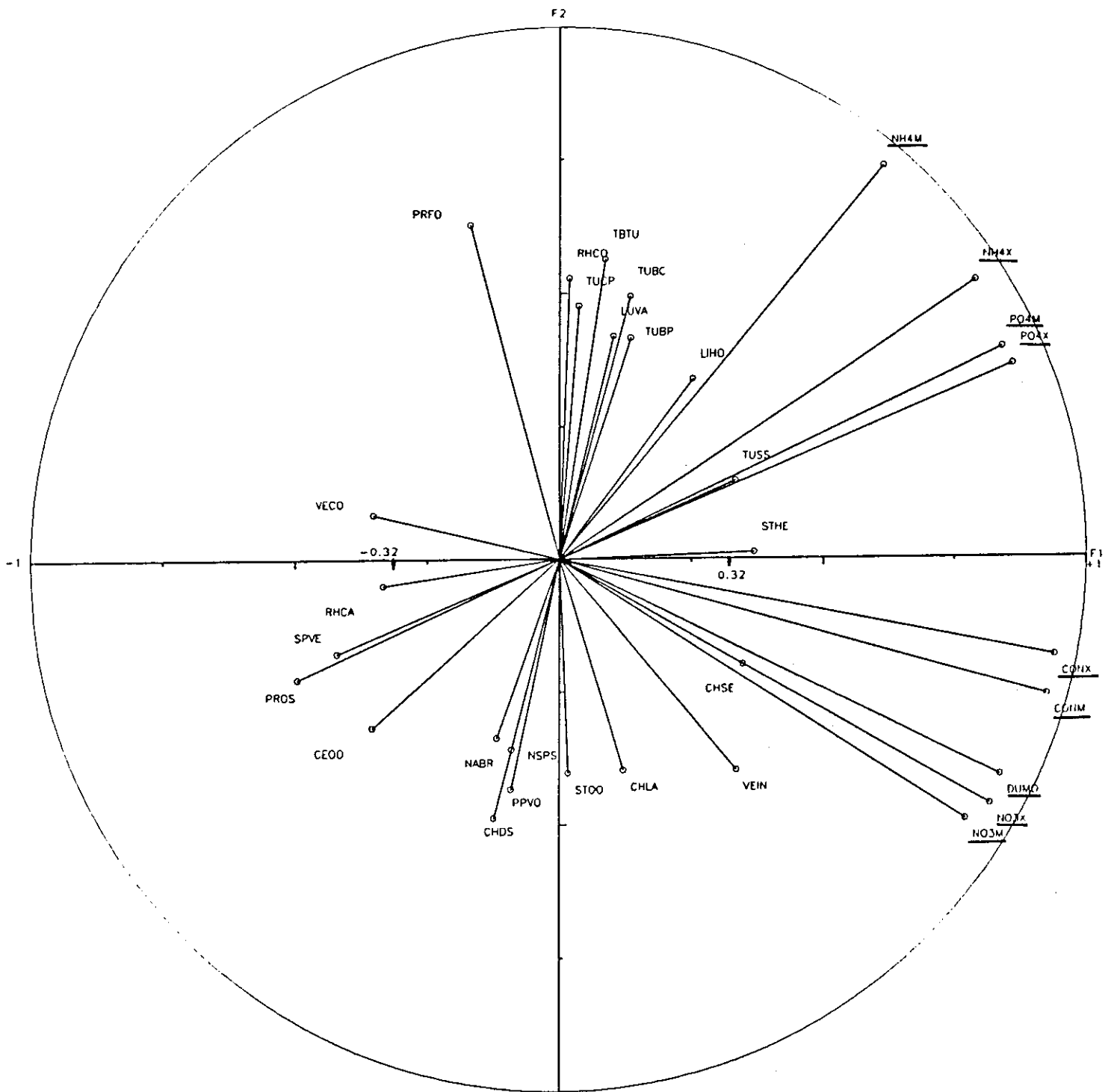


Figure 35. Cercle des corrélations entre les variables et les deux premiers facteurs de l'ACP (sédiments grossiers en courant rapide) ; les variables actives sont soulignées.

ST.	NSPS	TUBP	TUCP	TUSP	NAIP	ENCP	EFBR	LUVA	STOO	STHE	TUBC	TUSS
E1	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	88.0	25.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0
E3	16.0	1.3	0.0	1.3	84.8	2.0	3429.0	0.0	226.0	0.0	0.0	0.0
E6	8.0	30.3	30.3	0.0	47.9	11.3	572.0	0.0	56.0	0.0	8.0	0.0
E8	15.0	2.0	2.0	0.0	9.0	73.0	3921.0	0.0	510.0	20.0	0.0	0.0
E9	14.0	7.8	0.6	7.2	73.3	12.8	3437.0	0.0	134.0	76.0	0.0	248.0
EA	17.0	0.9	0.9	0.0	86.5	10.8	968.0	0.0	9.0	0.0	0.0	0.0
ED	12.0	4.0	3.0	1.0	16.0	76.0	788.0	0.0	32.0	0.0	0.0	0.0
O7	12.0	0.0	0.0	0.0	95.2	1.0	1280.0	0.0	24.0	0.0	0.0	0.0
E5	21.0	9.8	2.7	7.1	70.3	17.2	296.0	0.0	7.0	0.0	0.0	15.0
EC	17.0	20.6	19.3	1.3	38.0	32.7	1473.0	0.0	128.0	0.0	0.0	0.0
EF	18.0	1.3	1.3	0.0	39.5	43.9	482.0	0.0	74.0	0.0	0.0	0.0
E2	14.0	0.4	0.4	0.0	64.3	33.4	1704.0	0.0	27.0	5.0	1.0	0.0
AF	14.0	14.8	4.2	10.6	31.4	3.4	236.0	0.0	75.0	44.0	4.0	17.0
VE	7.0	16.6	2.0	14.6	2.7	77.3	2734.0	0.0	74.0	19.0	0.0	399.0
DG	6.5	0.0	0.0	0.0	7.7	37.7	347.5	0.0	18.0	11.0	0.0	0.0
P3	9.0	0.4	0.4	0.0	26.0	64.9	5415.5	0.0	298.5	83.0	0.0	0.0
AA	23.0	16.6	8.3	8.3	53.4	15.0	1456.0	0.0	170.0	48.0	48.0	97.0
D1	11.0	0.2	0.0	0.2	4.8	0.6	993.0	27.0	814.0	38.0	0.0	0.0
EH	12.0	0.0	0.0	0.0	69.0	4.0	752.0	0.0	199.0	4.0	0.0	0.0
N4	17.0	1.4	1.4	0.0	67.5	24.2	3049.0	0.0	210.0	0.0	0.0	0.0
P2	19.0	0.7	0.0	0.7	96.0	1.3	3154.0	0.0	41.0	0.0	0.0	21.0
D5	11.0	16.6	15.6	1.0	26.5	8.1	910.0	0.0	338.0	98.0	0.0	9.0
P1	12.0	1.3	0.0	1.3	30.1	40.2	958.5	0.0	219.5	36.0	0.0	9.5
A8	16.0	17.2	16.3	0.9	39.2	11.1	1174.0	0.0	340.0	40.0	0.0	11.0
C1	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	36.0	0.0	36.0	0.0	0.0	0.0
L6	9.0	41.9	6.2	35.7	1.8	56.3	448.0	0.0	0.0	0.0	0.0	104.0
D2	11.0	11.3	7.6	3.7	21.7	28.9	2854.0	0.0	910.0	120.0	4.0	104.0
DE	14.0	3.5	0.0	3.5	84.4	6.8	1327.0	0.0	30.0	4.0	0.0	46.0
EB	14.5	10.7	1.3	9.4	35.1	31.0	1078.5	0.0	153.5	10.0	0.0	0.0
D7	12.0	0.0	0.0	0.0	8.3	68.3	154.0	0.0	12.0	10.0	0.0	0.0
DI	4.0	10.6	2.7	7.9	28.9	0.0	95.0	0.0	20.0	5.0	0.0	15.0
S1	20.0	40.9	15.6	25.3	42.8	2.1	486.0	2.0	54.0	0.0	2.0	121.0
FC	13.0	19.4	6.7	12.7	76.4	3.6	165.0	0.0	1.0	0.0	2.0	19.0
F4	8.0	2.7	2.7	0.0	97.0	0.0	1088.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0
FB	9.0	0.9	0.7	0.2	93.0	0.0	556.0	0.0	33.0	1.0	0.0	0.0
F6	6.0	78.0	68.9	9.1	1.7	0.0	13840.0	1141.0	0.0	1674.0	5194.0	904.0
F8	8.0	42.0	36.1	5.9	50.3	1.1	700.0	0.0	46.0	0.0	229.0	41.0

Tableau 45 : Variables oligochètes dans les sédiments grossiers en courant rapide ;

NSPS : nombre moyen d'espèces ; TUBP : % moyen de Tubificidae ;
TUCP,TUSP : % moyen de Tubificidae avec et sans soies capillaires ;
NAIP,ENCP : % moyen de Naididae et d'Enchytraeidae ;
EFBR : effectifs moyens/0,1 m² ; LUVA : *L. variegatus* ;
STOO : formes immatures de Lumbriculidae ; STHE : *S. heringianus* ;
TUBC,TUSS : formes immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires .

Le naïdité V. comata se récolte essentiellement dans des eaux déficitaires en sels de calcium (Dordogne, stations E3 et N4, tab. 46). Ceci vient à l'appui des constatations de JUGET et GIANI (1974) sur la préférence de ce taxon pour des eaux pauvres en calcium ; je l'ai récolté au même titre dans les lacs de Gérardmer et Longemer [11] (bassins cristallins).

En ce qui concerne R. carsticus, considérée originellement comme une forme endémique du karst (KOSEL, 1980), sa récolte exclusive dans des eaux provenant de bassins cristallins (Dordogne, points E3 et E5, tab. 46) ne permet pas de soutenir les conclusions exprimées par KOSEL (1980). Il semble plus simplement que R. carsticus soit associée à des perturbations de nature hydraulique, comme P. volki [13], (GASCHIGNARD-FOSSATI, 1986), P. jenkiniae ou P. foreli. J'ai trouvé en effet R. carsticus dans deux stations perturbées par des aménagements (E3, aval du barrage de Bort-les-Orgues, E5, aval du barrage de Chastans). Dans les substrats grossiers en courant lent, je la mentionne en E8 (Dordogne en aval de la gravière de Calmejane).

VI.2.6.4 Analyses complémentaires

Compte tenu de la grande richesse spécifique que présentent les sédiments grossiers, il pouvait s'avérer intéressant d'effectuer en complément des analyses multivariées comprenant les effectifs moyens des espèces comme variables actives.

Les sédiments grossiers en courant lent et rapide ont été regroupés sur les 43 stations où les données physico-chimiques des eaux et les relevés d'oligochètes étaient simultanément disponibles. Les espèces les plus fréquentes (trouvées au moins sur 4 stations) ont été prises en considération (49 espèces au total), les espèces les plus rares (mentionnées sur 2 ou 3 stations) et la physico-chimie des eaux ont constitué les éléments supplémentaires des analyses.

a. Première analyse (fig. 36)

Il s'agit d'une analyse en composantes principales normée (ACPN), prenant en compte le \log_{10} moyen des effectifs des 49 espèces les plus fréquentes comme variables actives. Le \log_{10} moyen des effectifs des 18 espèces les plus rares et le \log_{10} de la valeur moyenne des sels ammoniacaux (NH₄M), des nitrates (NO₃M), des orthophosphates (PO₄M), de la dureté totale (DUMO) et de la conductivité (CONM) ont été projetés en données supplémentaires.

Deux facteurs expriment 27,3 % de la variance totale (fig. 36). Le premier (F1 = 14,1 %) est expliqué par une opposition entre les espèces caractéristiques de milieux pauvres en sels dissous (cf. ACPN précédentes) et les espèces caractéristiques de milieux riches en sels dissous et/ou pollués. En effet, les sels ammoniacaux (NH₄M) se projettent négativement sur le facteur F1 (coefficient de corrélation linéaire r avec F1 = -0,57), de même que les orthophosphates (PO₄M, r = -0,58), les nitrates (NO₃M, r = -0,41), la conductivité (CONM, r = -0,59) et la dureté (DUMO, r = -0,49).

Que l'on retienne comme éléments actifs les variables chimiques ou biologiques, le premier facteur est toujours mobilisé par une opposition entre des stations aux eaux pauvres en sels dissous et des stations à forte charge minérale et/ou polluées.

On peut distinguer les groupements d'espèces suivants (fig. 36), dans l'ordre décroissant de la valeur du coefficient de corrélation linéaire r avec le premier facteur :

STAT.	TBTU	LIHO	SPVE	RHCO	RHCA	CHLA	CHDS	CHSE	NABR	VECO	VEIN	PRFO	PROS	PPVO	CEOO
E1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
E3	0.0	0.0	0.0	0.0	45.0	0.0	864.0	0.0	113.0	24.0	0.0	0.0	24.0	0.0	0.0
E6	0.0	0.0	165.0	0.0	0.0	0.0	12.0	0.0	85.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	61.0
E8	0.0	0.0	78.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	78.0	0.0	0.0	39.0	0.0	2215.0	529.0
E9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	210.0	1949.0	0.0	134.0	0.0	0.0	0.0	19.0	401.0	19.0
EA	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	52.0	252.0	0.0	9.0	0.0	0.0	0.0	261.0	17.0	9.0
ED	0.0	0.0	23.0	0.0	0.0	0.0	16.0	0.0	0.0	0.0	16.0	0.0	16.0	536.0	47.0
O7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	797.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.0
E5	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	22.0	0.0	44.0	0.0	0.0	7.0	1.0	0.0	46.0
EC	0.0	0.0	285.0	0.0	0.0	0.0	19.0	0.0	19.0	0.0	99.0	10.0	78.0	345.0	59.0
EF	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	10.0	3.0	3.0	200.0	3.0
E2	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	16.0	0.0	13.0	0.0	0.0	0.0	0.0	64.0	0.0
AF	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	10.0	0.0	4.0	0.0	23.0	0.0	0.0	4.0	2.0
VE	0.0	0.0	19.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	74.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2094.0	0.0
DG	0.0	5.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	9.0	0.0	0.0	228.0	39.5
P3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	71.5	1000.5	143.0	286.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2819.0	11.5
AA	0.0	12.0	0.0	0.0	0.0	0.0	109.0	0.0	25.0	0.0	157.0	25.0	0.0	0.0	73.0
D1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
EH	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	64.0	0.0	4.0	0.0	0.0	30.0	0.0
N4	0.0	0.0	43.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	146.0	21.0	0.0	21.0	21.0	104.0	296.0
P2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	62.0	1235.0	391.0	62.0	0.0	247.0	0.0	0.0	21.0	0.0
D5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	181.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
P1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.5	118.0	25.5	41.5	0.0	6.5	0.0	0.0	309.0	0.0
A8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.0	40.0	0.0	60.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	80.0
C1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
L6	0.0	48.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	248.0	0.0
D2	4.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DE	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	132.0	0.0	22.0	0.0	22.0	0.0	0.0	0.0	22.0
EB	0.0	0.0	9.0	0.0	0.0	0.0	28.5	14.5	33.0	0.0	6.0	43.0	14.5	110.5	136.5
D7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
D1	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0
S1	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	115.0	0.0	11.0	0.0	0.0	0.0	2.0
FC	0.0	2.0	1.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.0	0.0	0.0	0.0
F4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.0	0.0	0.0	48.0	0.0	0.0	0.0
FB	0.0	1.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	372.0	0.0	0.0	0.0
F6	533.0	350.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	240.0	0.0	0.0	0.0
F8	8.0	0.0	0.0	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.0	0.0	0.0	0.0

Tableau 46 : Oligochètes récoltés dans les sédiments grossiers en courant rapide ;

TBTU : *T. tubifex* ; LIHO : *L. hoffmeisteri* ; SPVE : *S. velutinus* ; RHCO : *R. coccineus* ; RHCA : *R. carsticus* ;
 CHLA : *C. langi* ; CHDS : *C. diastrophus* ; CHSE : *C. setosus* ; NABR : *N. bretscheri* ; VECO : *V. comata* ;
 VEIN : *V. intermedia* ; PRFO : *P. aequiseta (foreli)* ; PROS : *P. osborni* ; PPVO : *P. volki* ;
 CEOO : formes immatures du genre *Cernosvitoviella* .

Groupe A - formes associées à une forte concentration des eaux en sels dissous et/ou en sels ammoniacaux :

- | | |
|---|--------------------|
| - immatures de Tubificidae sans soies capillaires | - TUSS - r = -0,89 |
| - immatures de Tubificidae avec soies capillaires | - TUBC - r = -0,80 |
| - <u>Limnodrilus hoffmeisteri</u> | - LIHO - r = -0,76 |
| - <u>Branchiura sowerbyi</u> | - BRSO - r = -0,60 |
| - <u>Psammoryctides barbatus</u> | - PSBA - r = -0,60 |
| - <u>Chaetogaster langi</u> | - CHLA - r = -0,48 |
| - <u>Limnodrilus claparadeanus</u> | - LICL - r = -0,47 |
| - <u>Potamothrix moldaviensis</u> | - POMO - r = -0,46 |
| - <u>Stylaria lacustris</u> | - SYLA - r = -0,44 |
| - <u>Nais simplex</u> | - NASI - r = -0,42 |
| - <u>Nais barbata</u> | - NABA - r = -0,39 |

Stations correspondantes, rangées par ordre décroissant de la valeur de la coordonnée factorielle (négative) sur F1 : DC*, S4*, S2*, S1, AA, DB*, AF, A8, DA (* : rejets industriels ou urbains).

Groupe A' : espèces liées à des eaux déficitaires en calcium mais excessivement enrichies en sels ammoniacaux (Dore en F6) :

- | | |
|---------------------------------|--------------------|
| - <u>Tubifex ignotus</u> | - TBIG - r = -0,52 |
| - <u>Tubifex tubifex</u> | - TBTU - r = -0,40 |
| - <u>Lumbriculus variegatus</u> | - LUVA - r = -0,34 |

Ces trois espèces se positionnent en direction des sels ammoniacaux (NH₄M, fig. 36).

Au groupe A peuvent être rattachées quatre espèces (projetées en données supplémentaires) :

- | | |
|-----------------------------------|--------------------|
| - <u>Aulodrilus pigueti</u> | - AUPI - r = -0,53 |
| - <u>Psammoryctides moravicus</u> | - PSMO - r = -0,47 |
| - <u>Potamothrix heuscheri</u> | - POHE - r = -0,44 |
| - <u>Dero digitata</u> | - DEDI - r = -0,44 |

A l'opposé des ensembles A et A' se trouve le groupe C, constitué de formes dont les plus fortes abondances correspondent à des secteurs pauvres en sels dissous, et/ou en sels ammoniacaux :

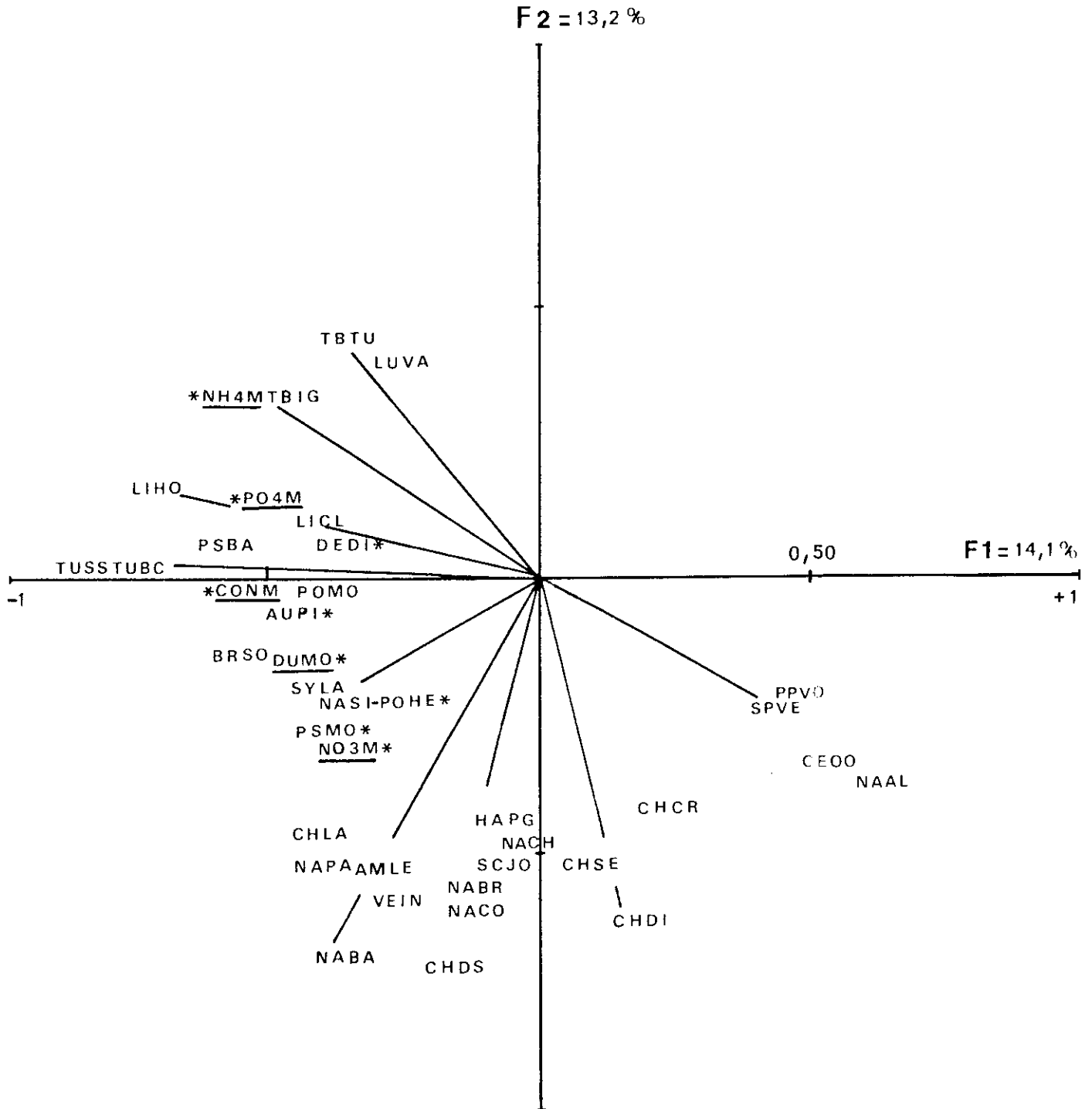


Figure 36 : Cercle des corrélations entre les variables et les deux premiers facteurs de l'ACP sur les espèces d'oligochètes (sédiments grossiers en courant lent et rapide) ; les variables supplémentaires sont repérées par un * ; les variables chimiques sont soulignées ; pour le code des espèces, voir texte.

Groupement C :

- | | |
|--------------------------------|-------------------|
| - <u>Nais alpina</u> | - NAAL - r = 0,62 |
| - <u>Cernosvitoviella sp</u> | - CEOO - r = 0,49 |
| - <u>Propappus volki</u> | - PPVO - r = 0,46 |
| - <u>Spirosperma velutinus</u> | - SPVE - r = 0,40 |

Stations caractéristiques : stations de la Dordogne (excepté EG), et de ses affluents (D7, VE, N4), la Seine (P1, P3), la Dore (F4).

On retrouve là les structures mises en évidence dans les ACPN précédentes (sédiments grossiers en courants lents et rapides).

Le deuxième facteur (F2 = 13,2 % de la variance totale, fig. 36) est corrélé négativement avec de nombreux représentants de la famille des Naididae et avec H. gordioides (HAPG). Mais la station P2 contribue pour 26 % à l'explication du deuxième facteur et s'oppose à la station F6 (dépourvue de Naididae, 15 % de la variance sur F2). La pollution n'est probablement pas totalement absente du facteur F2, mais les variables physico-chimiques ne présentent pas de projection très significative sur l'axe F2 (excepté les sels ammoniacaux, $r/F2 = 0,33$).

On pourrait en conséquence définir un quatrième groupement B formé des espèces suivantes, dont la sensibilité à la pollution n'apparaît pas formellement dans cette analyse :

Groupement B :

<u>A. leydigii</u> (AMLE),	<u>V. intermedia</u> (VEIN),
<u>C. diastrophus</u> (CHDS),	<u>N. communis</u> (NACO),
<u>N. bretscheri</u> (NABR),	<u>S. josinae</u> (SCJO),
<u>N. christinae</u> (NACH),	<u>C. setosus</u> (CHSE),
<u>H. gordioides</u> (HAPG),	<u>C. cristallinus</u> (CHCR),
<u>C. diaphanus</u> (CHDI).	

Dans ce groupe N. bretscheri apparaissait opposée au facteur pollution (ACPN sur courants rapides, fig. 35), N. communis plutôt associée à ce même facteur (ACPN sur courants lents, fig. 33).

b. Deuxième analyse

J'ai eu recours à la technique de l'analyse factorielle des correspondances (AFC, logiciel ADDAD), comprenant, comme éléments actifs, les effectifs moyens des 49 espèces les plus fréquentes.

Les variables chimiques, projetées en données supplémentaires, ont été découpées en cinq classes à partir des valeurs moyennes consignées dans le tableau 42 :

Sels ammoniacaux : NH₄M :

classe 1 : $\leq 0,01$ mg/l (absence ou traces) ; code : * NH1 ;

classe 2 : 0,02-0,05 mg/l ; code : * NH2 ;

classe 3 : 0,06-0,10 mg/l ; code : * NH3 ;
 classe 4 : 0,11-0,50 mg/l ; code : * NH4 ;
 classe 5 : > 0,50 mg/l ; code : * NH5
 Nitrates : NO3M :
 classe 1 : 1-3,9 mg/l ; code : * NO1
 classe 2 : 4-6,9 mg/l ; code : * NO2
 classe 3 : 7-10,9 mg/l ; code : * NO3
 classe 4 : 11-14,9 mg/l ; code : * NO4
 classe 5 : \geq 15 mg/l ; code : * NO5

Orthophosphates : PO4M :

classe 1 : \leq 0,01 mg/l (absence ou traces) ;
 code : * PO1
 classe 2 : 0,02-0,10 mg/l ; code : * PO2
 classe 3 : 0,11-0,30 mg/l ; code : * PO3
 classe 4 : 0,31-0,50 mg/l ; code : * PO4
 classe 5 : \geq 0,51 mg/l ; code : * PO5

Dureté totale DUMO :

classe 1 : \leq 10 mg/l ; code : * DU1
 classe 2 : 11-20 mg/l ; code : * DU2
 classe 3 : 21-50 mg/l ; code : * DU3
 classe 4 : 51-80 mg/l ; code : * DU4
 classe 5 : \geq 81 mg/l ; code : * DU5

Ont été également projetées en données supplémentaires la présence ou l'absence d'un aménagement susceptible d'influencer les échanges hydrauliques entre la nappe phréatique et le cours d'eau :

1 : absence d'aménagement ; code : * NAM

2 : présence d'un barrage ; code : * BAR

3 : présence d'une extraction de granulats dans le lit mineur ;
code : * SAB

Ces données sont exprimées sous forme du critère de présence (1) ou d'absence (0) dans la classe correspondante (codage disjonctif complet) ; par exemple :

- la classe 3 de sels ammoniacaux est lue : 00100 ;
- la présence d'une sablière est lue : 001, etc.
- Résultats de l'AFC :

Les principaux résultats tirés de l'analyse sont illustrés par la figure 37 (A et B).

Les deux premiers facteurs expliquent 25 % de l'inertie totale. Dans le plan formé par ces deux facteurs, la distribution des espèces s'effectue selon une structure analogue à celle que l'on observait dans l'ACPN sur les espèces :

- les taxons T. tubifex (TBTU), T. ignotus (TBIG), L. variegatus (LUVA), S. heringianus (STHE), les immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC), L. hoffmeisteri (LIHO) et P. barbatus (PSBA) s'opposent à des formes considérées comme sensibles à la pollution organique (S. velutinus, SPVE, P. volki, PPVO, N. alpina, NAAL, Cernosvitoviella sp, CEOO, etc) ;

- les cinq modalités de sels ammoniacaux (* NH1, * NH2, * NH3, * NH4, * NH5) se projettent de façon continue sur cette structure, à l'inverse des autres classes de variables chimiques des eaux (fig. 37B ; * NO1 à * NO5, * PO1 à * PO5, * DU1 à * DU5).

Il s'avère donc que la pollution organique décrite par les sels ammoniacaux (cf. § VI.2.3), est prépondérante pour expliquer la distribution des espèces dans ce jeu de données.

En outre, l'AFC apporte une précision intéressante : l'effet sablière (* SAB) est bien représenté sur le premier facteur (fig. 37A) et associé à des espèces telles que S. velutinus (SPVE), N. variabilis (NAVA), P. volki (PPVO), C. parvus (CHPA, variable supplémentaire) et Cernosvitoviella sp (CEOO).

Mais la variable * SAB se révèle également bien représentée sur les facteurs 4 (7,6 % de l'inertie totale) et 6 (6,2 % de l'inertie totale).

A l'aide d'une classification ascendante hiérarchique (logiciel ADDAD), comprenant la coordonnée factorielle des 49 espèces sur les six premiers facteurs de l'AFC (soit 49 lignes et 6 colonnes), on peut définir 7 groupements d'espèces (fig. 37A) :

- le groupe 1 correspond aux taxons favorisés par la pollution organique (cf. Analyses en composantes principales) ;

- le groupe 2 correspond à des taxons favorisés simultanément par un enrichissement des eaux en sels dissous et en sels ammoniacaux, si l'on se réfère aux ACPN (fig. 33, 35 et 36) ;

- le groupe 3 comprend des espèces aux exigences moins claires, avec une majorité de représentants de la famille des Naididae qui se trouvent corrélés avec le deuxième facteur de l'ACPN retenant les espèces comme variables actives (fig. 36) ;

- le groupe 4 contient tous les taxons considérés comme sensibles à la pollution organique (N. alpina, NAAL, S. velutinus SPVE, etc) ;

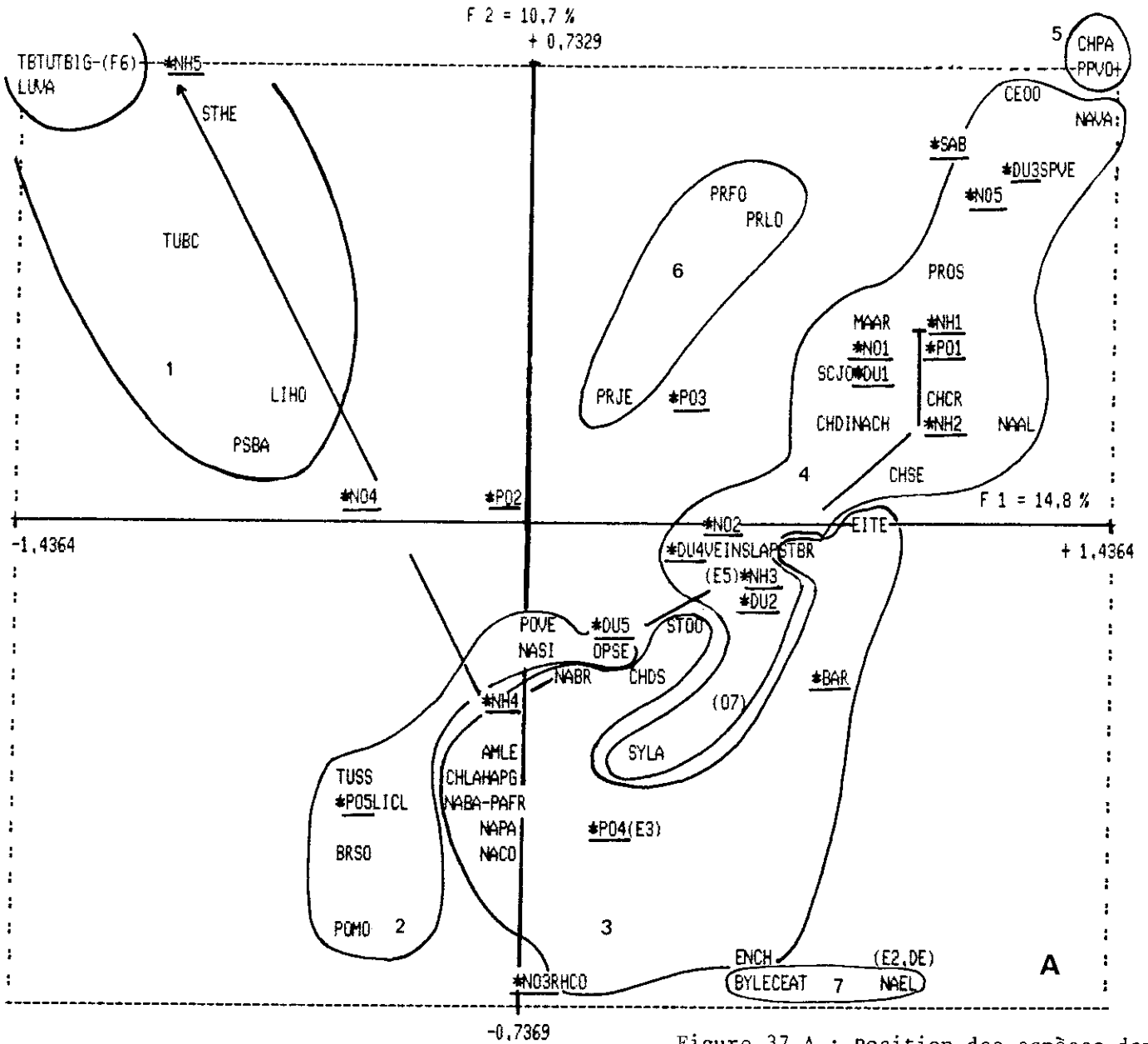
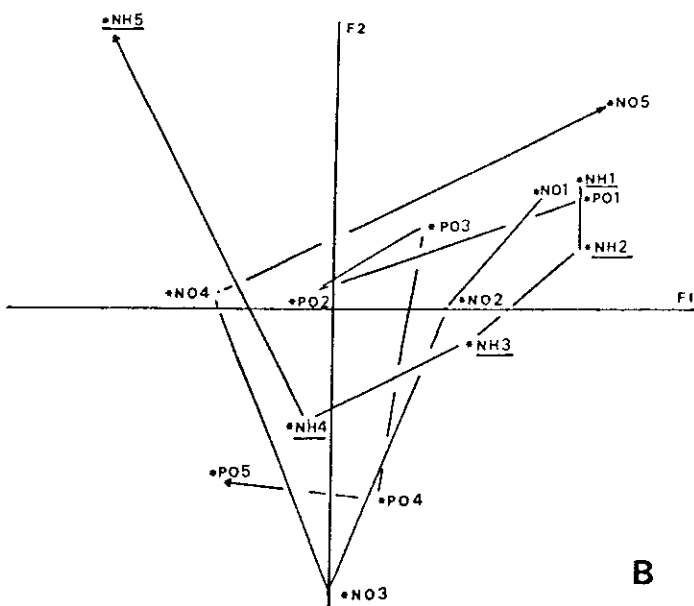


Figure 37 A : Position des espèces dans le plan des deux premiers facteurs de l'AFC.

B : position des modalités des variables chimiques supplémentaires dans le plan des deux premiers facteurs ;

- * NH1 à * NH5 : sels ammoniacaux ;
- * NO1 à * NO5 : nitrates ;
- * PO1 à * PO5 : orthophosphates ;
- * DU1 à * DU5 : dureté totale (en $Ca^{++} + Mg^{++}$).



- le groupe 5 est caractérisé par P. volki (PPVO) ; en fait cet Enchytraeidae, associé dans les ACPN à des eaux pauvres en sels dissous, semble présenter une signification particulière, déjà signalée par ailleurs et liée, semble-t-il, à des perturbations de nature hydraulique ; au demeurant, cette espèce a été récoltée en Pologne dans une station riche en nitrates et en sels ammoniacaux (STARZECKA et al., 1988).

On peut associer C. parvus (CHPA, variable supplémentaire) à P. volki.

- Le groupe 6 inclut des espèces du genre Pristina (P. aquiseta foreli, PRFO, P. jenkinsae, PRJE, P. longiseta, PRLO), très liées sur le facteur 6 à la station FB de la Dore (48,6 % d'inertie relative), station soumise à l'impact simultané de rejets industriels, détectés dans les sédiments fins, et d'extractions de granulats dans le lit mineur.

- Enfin le groupe 7 contient trois espèces dont l'abondance relative est plus élevée au printemps (N. elinguis NAEL, Bythonomus lemani BYLE, Cernosvitoviella atrata CEAT). Pour N. elinguis, les pics d'abondance semblent généralement se situer au printemps (LEARNER et al., 1978).

VI.2.6.5 Signification du pourcentage de Tubificidae (TUBP) ; comparaison avec trois indices de qualité biologique.

Nous avons vu que, dans les analyses en composantes principales (fig. 31, 33 et 35), le pourcentage moyen de Tubificidae (TUBP) est toujours corrélé positivement avec un facteur exprimant une richesse globale des eaux en sels dissous (dont les sels ammoniacaux). Compte tenu de l'importance que semble revêtir la concentration moyenne en NH_4 pour décrire l'impact de rejets polluants, j'ai eu recours à la technique de la régression linéaire simple, la variable à expliquer étant constituée par le \log_{10} des concentrations moyennes des eaux en sels ammoniacaux (NH_4M).

Les variables explicatives appartiennent au pourcentage de Tubificidae (TUBP), à l'indice biotique TUFFERY et VERNEAUX (1968) (IBMG), à l'indice de qualité biologique globale (IQBG) (VERNEAUX et al., 1976) et à l'indice diatomique IDCRCR (COSTE, 1978). Cette analyse a été conduite sur un lot de 29 stations où tous les indices étaient disponibles simultanément (tab. 47). Les teneurs en sels ammoniacaux sont tirées du tableau 42 et le pourcentage de Tubificidae (TUBP) a été calculé en regroupant les sédiments grossiers en courant lent et rapide. Ce pourcentage a été estimé en excluant l'espèce S. velutinus (SPVE), considérée comme sensible à l'impact de pollutions industrielles ou urbaines (cf. paragraphes précédents).

L'examen de la matrice des corrélations (tab. 48) confirme que le pourcentage de Tubificidae (TUBP) est corrélé positivement avec les sels ammoniacaux (NH_4M , $r = 0,625$). De plus, la variable explicative TUBP présente le plus fort coefficient de corrélation (supérieur au seuil théorique de significativité du coefficient de corrélation, pour $P = 0,01$ et $n-2 = 27$ degrés de liberté).

En fait, il ne s'agit pas de faire ici le procès des indices IBMG, IQBG et IDCRCR. Plus simplement, et à l'appui des observations du § VI.2.4, il convient de souligner que, si les oligochètes forment de bons descripteurs du phénomène

ST.	IBMG	IQBG	IDCR	TUBP	NH4M
E3	2.00000	5.00000	3.50000	1.90000	-2.00000
E6	9.00000	18.00000	9.80000	9.10000	-2.00000
E8	8.50000	18.00000	8.00000	0.40000	-2.00000
ED	10.00000	18.00000	8.00000	1.90000	-2.00000
O7	7.00000	16.00000	3.00000	0.00000	-2.00000
E5	8.50000	14.00000	3.50000	4.90000	-1.69900
EC	9.00000	18.00000	6.00000	0.60000	-1.69900
EF	9.00000	17.00000	8.50000	0.60000	-1.69900
E2	9.00000	18.00000	3.00000	1.10000	-1.52290
EG	8.00000	16.00000	7.00000	42.50000	-1.39790
VE	9.00000	16.00000	6.00000	8.40000	-1.39790
P3	9.00000	12.00000	7.50000	0.90000	-1.30100
D1	8.00000	17.00000	9.00000	0.20000	-1.22180
EH	8.00000	15.00000	8.50000	2.00000	-1.22180
D5	7.50000	14.50000	8.00000	16.60000	-1.15490
P1	9.00000	11.00000	8.00000	1.30000	-1.15490
DA	6.25000	7.50000	6.50000	5.50000	-1.09690
EB	9.00000	15.00000	8.50000	5.50000	-1.04580
D7	10.00000	19.00000	8.00000	0.00000	-1.00000
DI	8.00000	11.00000	6.00000	17.80000	-0.92080
S1	6.83000	10.67000	5.83000	55.40000	-0.92080
FC	6.50000	11.00000	5.00000	18.80000	-0.76960
DC	5.75000	8.00000	5.50000	42.50000	-0.74470
F4	10.00000	15.00000	6.00000	2.70000	-0.60210
FB	8.50000	13.00000	6.00000	0.90000	-0.56860
S2	7.50000	11.00000	3.50000	76.40000	-0.53760
S4	5.00000	11.00000	5.00000	55.10000	-0.50860
F6	5.00000	14.00000	5.00000	78.00000	-0.25180
F8	7.00000	19.00000	6.00000	42.00000	-0.20070

Tableau 47 : Variables retenues dans la régression multiple ;
 IBMG : indice biotique ; IQBG : indice de qualité biologique globale ;
 IDCR : indice diatomique ; TUBP : % de Tubificidae (à l'exclusion de
S. velutinus) ; NH4M : log10 des concentrations moyennes en sels
 ammoniacaux.

IBMG	1000				
IQBG	685	1000			
IDCR	479	374	1000		
TUBP	-463	-266	-328	1000	
NH4M	-198	-247	-150	625	1000
	IBMG	IQBG	IDCR	TUBP	NH4M

Tableau 48 : Matrice des corrélations entre les variables ; tous
 les coefficients de corrélation sont multipliés par
 1000 .

"pollution nutritionnelle chronique", les autres organismes (diatomées, insectes aquatiques ...) apportent des informations complémentaires et décrivent une qualité biologique globale ou l'impact de rejets intermittents (dans le cas notamment de l'indice diatomique, CTGREF, 1982 b, M. COSTE, travaux en cours et comm. pers.). Qui plus est, DE PAUW et ROELS (1988) trouvent des corrélations significativement négatives entre les sels ammoniacaux et l'indice biotique utilisé en Belgique (dérivé de l'IBMG, DE PAUW et VANHOOREN, 1983).

VI.2.6.6 Conclusion sur les sédiments grossiers (SO, CL, CR).

Les sédiments grossiers peuvent s'avérer riches en oligochètes, tant sur le plan de la diversité des formes que sur celui des effectifs. MARSHALL et WINTERBOURN (1979) ont eu raison de souligner que la majorité des études concernant les oligochètes attribuaient une trop grande part aux sédiments fins. De plus, les sédiments grossiers constituent les habitats dominants dans la plupart des écosystèmes d'eau courante : leur prise en considération se révèle incontournable.

De toutes les analyses (ACPN, AFC, régression), il ressort que la charge des eaux en sels ammoniacaux constitue un facteur important, étroitement corrélé avec la distribution des oligochètes dans les sédiments grossiers, facteur auquel s'ajoute l'impact de perturbations de nature hydraulique, principalement mis en évidence dans le cas des extractions de granulats.

En revanche, il existe des structures plus délicates à appréhender dans ce jeu de données, et liées vraisemblablement à des interactions entre variables biologiques. Un aperçu de ce problème se discerne sur le facteur F2 de l'ACPN (fig. 36) ou au niveau des groupements d'espèces 3 et 4 dans l'AFC (fig. 37A). SÄRKKÄ et AHO (1980) soulignaient par ailleurs que dans les lacs pollués, l'occurrence des oligochètes se trouvait sous la dépendance de variables physico-chimiques, mais, dans les plans d'eau non pollués, celle-ci semblait dépendre principalement de facteurs biologiques. CHERAITIA (1984) arrivait aux mêmes conclusions en travaillant sur des systèmes stagnants peu profonds naturels ou contaminés par des effluents domestiques.

Sans que l'impact des perturbations de nature hydraulique soit certain (il semble toutefois prouvé pour *P. volki*, GASCHIGNARD-FOSSATI, 1986 et ce travail), ces observations posent le problème de la signification des communautés d'oligochètes dans les substrats grossiers. En effet, plus que les sédiments fins, ces substrats constituent des systèmes ouverts, conditionnés étroitement par le sous-écoulement et les eaux de la nappe phréatique. Les communautés d'invertébrés (oligochètes et autres) présentent une dynamique de migration verticale dans les alluvions grossières, constatée par maints auteurs (HYNES, 1970, 1983 ; BOU, 1977 ; POOLE et STEWART, 1976 ; DOLE, 1983a, 1983b ; DOLE et CHESSEL, 1986 ; JUGET, 1984, 1987). Le phénomène de pollution se superpose aux perturbations d'origine hydraulique, et les espèces, selon leur capacité de résistance à la charge contaminante, prolifèrent, ou inversement, s'enfoncent dans le substrat pour se protéger. Il est sans doute probable que des taxons comme *P. aequisetæ* et *P. jenkinæ* montrent une ambivalence résistance à la pollution-capacité à migrer verticalement, alors que *S. velutinus*, *R. carsticus* et *C. parvus* s'avèrent plutôt sensibles à la pollution.

Ces observations posent le problème de l'impact réel de la pollution dans les sédiments grossiers. Outre le fait que la stagnation des substances indésirables dans les horizons superficiels est limitée par le courant d'eau, l'impact de ces substances sera fort heureusement limité tant que les espèces garderont la possibilité de se réfugier au plus profond des alluvions.

Dans le milieu marin, BELLAN (1980) constate que le renouvellement des eaux sur substrats rocheux favorise "un meilleur équilibre général" des populations de Polychètes épigés, les formes endogées des sédiments meubles se trouvant plus exposées aux polluants. Nous avons vu que cette constatation est voisine des nôtres. Dans les sédiments fins, la faune d'oligochètes fouisseurs se révèle très affectée par les rejets industriels. Mais dans les sédiments grossiers, les espèces peuvent désertier les zones contaminées en se glissant dans les interstices alimentés par le sous-écoulement.

Dans le cas des formes favorisées par la pollution, on peut assimiler les sédiments grossiers à des "lits bactériens" assurant une minéralisation efficace des débris organiques (BOU, 1977). Ainsi, la présence de naïdés tels que *N. elinguis*, *P. foreli*, *P. jenkiniae* dans les lits bactériens de stations d'épuration (LEARNER, 1979b) ou celle de *N. communis* et de représentants du genre *Nais* dans les filtres à sable des usines de traitement d'eau potable (LEARNER et EDWARDS, 1963 ; HULLE et al., 1982), concordent avec la préférence des espèces incriminées pour des alluvions grossières polluées.

Les formes les moins saprophytes s'élimineront des horizons superficiels contaminés par enfouissement dans le lit du cours d'eau. Cette pénétration peut être limitée si les eaux souterraines deviennent à leur tour polluées. Il s'agit là d'hypothèses, les résultats des analyses multivariées ne permettant pas d'établir si la disparition d'une espèce provient de sa mort ou de sa fuite par migration verticale.

- Propositions pour une évaluation de l'impact des rejets industriels ou domestiques.

Deux critères peuvent être retenus dans ce but : le pourcentage de Tubificidae, à l'exception de *S. velutinus* (SPVE), et la dominance de groupements d'espèces caractéristiques d'un état de contamination du milieu.

En subdivisant le pourcentage de Tubificidae en 10 classes, on obtient l'indice IOSG suivant :

IOSG = 1	% Tubificidae	> 70 %
" = 2	"	61-70 %
" = 3	"	51-60 %
" = 4	"	41-50 %
" = 5	"	31-40 %
" = 6	"	21-30 %
" = 7	"	11-20 %
" = 8	"	6-10 %
" = 9	"	2- 5 %
" = 10	"	≤ 1 %

Cet indice, relativement facile à estimer puisqu'il n'implique que la reconnaissance de l'espèce *S. velutinus* (SPVE) et des familles d'oligochètes, intègre principalement les teneurs moyennes en sels ammoniacaux. Il ne décrit pas d'autres types de perturbations (rejets intermittents, impact de sablières etc) et constitue une "diagnose simplifiée", avec tous les inconvénients inhérents à une telle démarche.

En ce qui concerne les espèces, quatre groupements peuvent être définis en première approximation.

Groupement A : Dominance de formes favorisées par des rejets industriels ou domestiques :

. immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires (TUBC-TUSS).

. L. hoffmeisteri (LIHO), B. sowerbyi (BRSO), P. barbatus (PSBA), L. claparedeanus (LICL), P. hammoniensis (POHA), P. moldaviensis (POMO), C. langi (CHLA) ;

A ce groupe sont rattachées

1 - T. tubifex (TBTU), T. ignotus (TBIG), S. heringianus (STHE), Bothrioneurum sp. (BOOO), L. variegatus (LUVA), pour l'instant rencontrées dans les stations polluées de la Dore (eaux peu calciques).

2 - A. pigueti (AUPI), D. digitata (DEDI), P. vejovskyi (POVE), (espèces rares dans les données analysées).

Groupement B : Dominance de formes assez résistantes à l'impact de rejets industriels et domestiques, et/ou attirées par des eaux très minéralisées et riches en nitrates :

- S. lacustris (SYLA), N. simplex (NASI), P. frici (PAFR), N. barbata (NABA), C. setosus (CHSE), V. intermedia (VEIN), S. josinae (SCJO), C. diastrophus (CHDS), N. bretscheri (NABR), N. communis (NACO), N. elinguis (NAEL), N. christinae (NACH), C. diaphanus (CHDI), C. cristallinus (CHCR), A. leydigii (AMLE) et H. gordioides (HAPG).

A ce groupe se rattachent les espèces rares P. moravicus (PSMO) et P. heuscheri (POHE).

Groupement C : Dominance de formes intolérantes ou peu tolérantes aux rejets domestiques ou industriels :

- S. velutinus (SPVE), Cernosvitoviella sp. (CEOO) et probablement C. atrata (CEAT), N. alpina (NAAL), P. osborni (PROS), espèces auxquelles on peut joindre V. comata (VECO), R. carsticus (RHCA), M. argentea (MAAR) (espèces rares), et probablement beaucoup d'Enchytraeidae et de Lumbriculidae autres que S. heringianus (STHE). Rappelons que le pourcentage d'Enchytraeidae (ENCP) se situe dans une direction inverse de celle des sels ammoniacaux (ACPN sur sédiments sableux et sédiments grossiers en courant lent, fig. 31 et 33).

Groupement D : Dominance de formes vraisemblablement indicatrices de perturbations de nature hydraulique, en particulier celles dues à des extractions de granulats dans le lit mineur :

- P. volki (PPV0), C. parvus (CHPA), N. variabilis (NAVA)

Ce classement, bien que très imparfait, est proposé ici à titre de guide pour des recherches ultérieures. Beaucoup de points restent en suspens, mais certains travaux en cours actuellement (étude de la Dore en particulier) sembleraient confirmer le bien-fondé du cadre général exposé ici.

A titre d'exemple, la variation de l'indice IOSG de même que l'information tirée de l'examen des groupements d'espèces d'oligochètes et des indices biologiques sont présentées sur deux cours d'eau, la Dore (fig. 38) et la Dordogne (fig. 39).

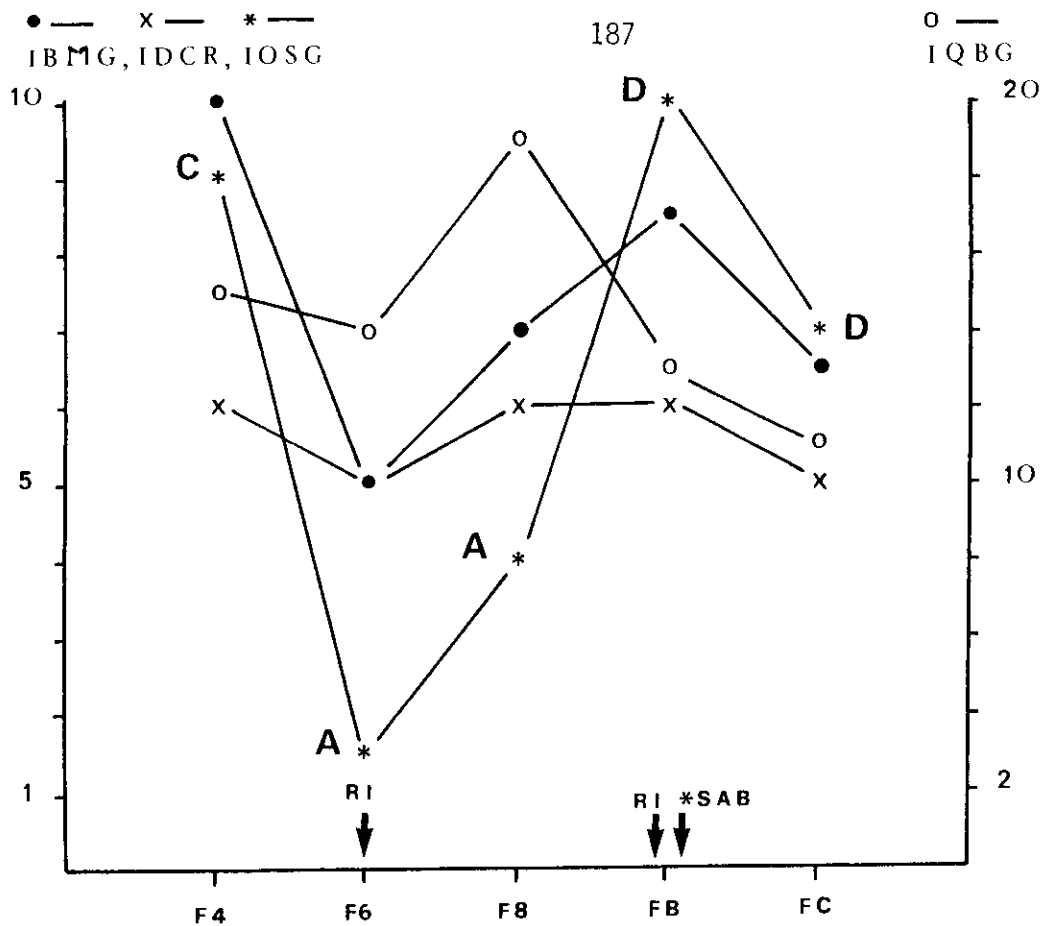


Figure 38 : Variation des indices biologiques (indice biotique IBMG, diatomique IDCR, oligochètes IOSG, indice de qualité biologique globale IQBG) sur les stations de la Dore ; RI : rejets industriels , * SAB : extractions de granulats dans le lit mineur ; A, C, D : Groupements d'espèces d'oligochètes.

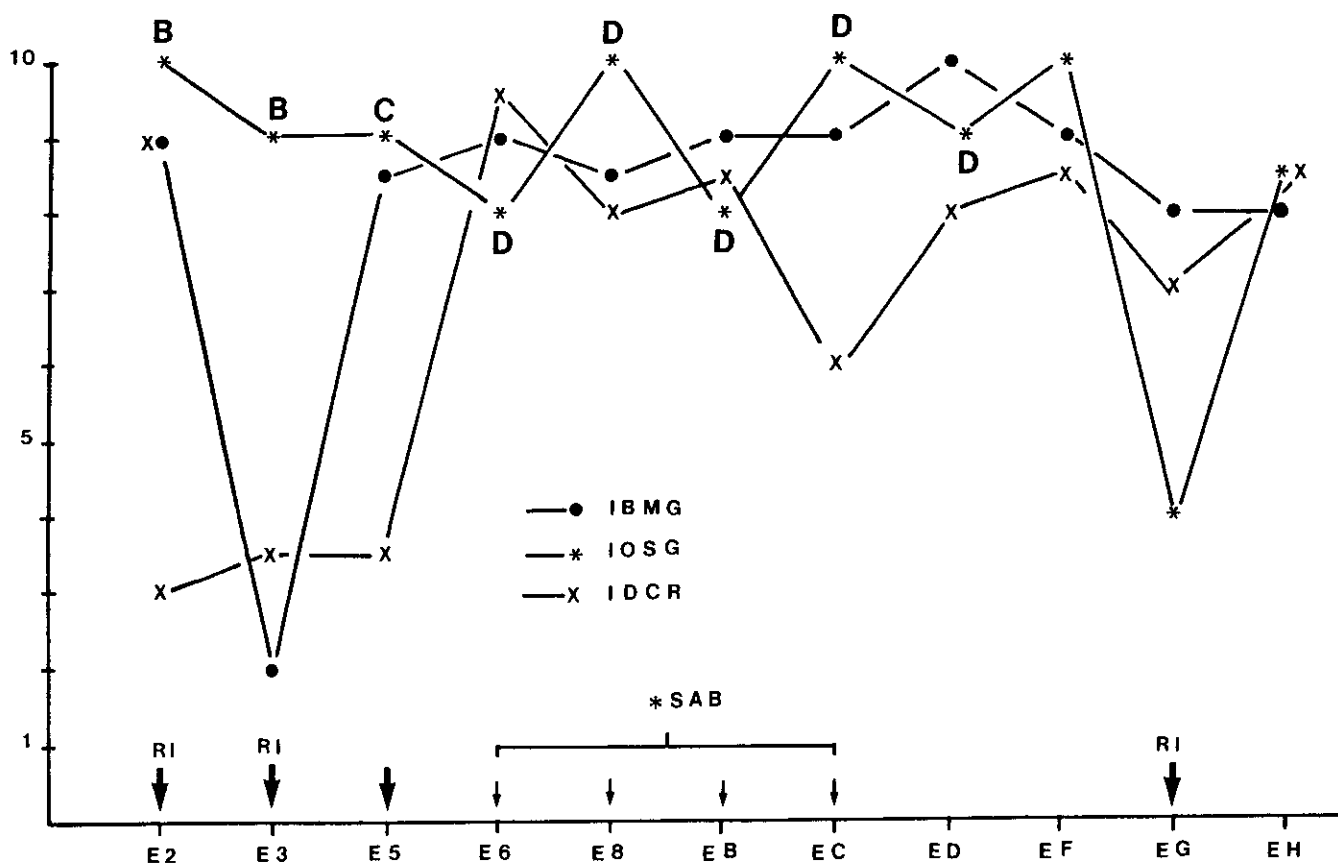


Figure 39 : Variation des indices biologiques sur les stations de la Dordogne ; même légende qu'à la figure 38 (l'IQBG n'est pas figuré).

Dans le cas de la Dore, tous les indices biologiques (IBMG, IQBG, IDCR, IOSG et appartenance au groupement A d'oligochètes) concordent pour décrire l'impact des rejets industriels (usine chimique) en F6.

Une récupération partielle du milieu s'observe en F8, les oligochètes donnant le diagnostic le plus "pessimiste". En FB, l'arrivée de rejets industriels (traitements de surface) est bien détectée au niveau des sédiments fins (cf. § VI.4.2.2).

Les oligochètes donnent en revanche un diagnostic "optimiste" dans les sédiments grossiers, mais décèlent l'impact de sablières (groupement d'espèces D, avec P. foreli, P. longiseta et P. jenkiniae).

En ce qui concerne la Dordogne (fig. 39), tous les indices s'avèrent en général élevés. On notera toutefois que l'indice diatomique IDCR intègre l'impact des rejets avec plus de précision que tous les autres indices, excepté la station EG, où les oligochètes se révèlent plus performants. La station E3, soumise à l'effet simultané du déversement de rejets industriels et du nettoyage du lit de la rivière par les lâchers du barrage de Bort-les-Orgues, constitue une illustration des limites d'utilisation de l'indice oligochètes IOSG. Le nettoyage des substrats empêche probablement la stagnation de boues polluées dans les sédiments grossiers, et le pourcentage de Tubificidae (TUBP) reste peu élevé (IOSG = 9, TUBP = 2 %). Mais les espèces N. pardalis et C. diastrophus représentent plus de 50 % des oligochètes récoltés en E3.

En outre, l'examen des groupements d'espèces classe les stations E2 et E3 en B, ce qui est en conformité avec l'examen des valeurs de l'indice diatomique IDCR.

L'impact des sablières se détecte au niveau des stations E6, E8, EB, EC (groupement d'espèces dominant D), avec semble-t-il, une rémanence des perturbations de nature hydraulique en ED (fig. 39).

En fait, à l'inverse des sédiments fins, il n'est peut-être ni possible ni même souhaitable de proposer une grille absolue de qualité biologique dans les sédiments grossiers. Si les oligochètes donnent de bons résultats sur la Dore, en ce qui concerne la Dordogne, les résultats s'avèrent plus discutables dans la mesure où des perturbations de nature hydraulique entrent en jeu.

Chapitre VII - LES MILIEUX LACUSTRES

Sommaire.

VII.1 Introduction.

VII.2 Utilisation des communautés d'oligochètes dans l'étude des lacs : problèmes posés.

VII.3 Proposition d'un indice d'état biologique des sédiments profonds.

VII.4 Analyses complémentaires.

VII.4.1 Relations entre les variables physico-chimiques des eaux et des sédiments et la structure des peuplements d'oligochètes dans la zone profonde des lacs.

VII.4.1.1 Sites étudiés : dates des récoltes.

VII.4.1.2 Liste des variables étudiées.

VII.4.1.3 Résultats : listes des espèces récoltées.

VII.4.1.4 Analyse des données : résultats.

VII.4.1.5 Discussion et conclusion.

VII.4.1.6 Comparaison avec quelques données de la littérature

VII.4.2 Cas de la retenue de Vouglans.

VII.4.3 Lac Léman et lac d'Annecy : sédiments profonds.

VII.4.3.1 Présentation des secteurs étudiés.

VII.4.3.2 Liste des espèces recensées.

VII.4.3.3 Comparaison des relevés effectués dans le lac Léman en 1959-1963 et en 1984.

VII.4.3.4 Conclusion.

VII.4.4 Cas des lacs montagnards.

VII.4.5 Cas de la zone sublittorale des lacs jurassiens et vosgiens.

VII.4.5.1 Liste des espèces récoltées.

VII.4.5.2 Conclusion.

VII.4.6 Cas de la zone littorale des lacs jurassiens.

VII.4.6.1 Substrats grossiers.

VII.4.6.2 Sédiments fins des lacs jurassiens.

VII.4.6.3 Conclusion.

VII.4.7 Cas de quelques milieux stagnants peu profonds.

VII.4.7.1 Retenue des Ullis (région parisienne).

VII.4.7.2 Cas de quelques lagunes réceptrices d'effluents domestiques.

VII.5 Discussion, conclusion sur les systèmes lacustres.

VII.5.1 Vers une diagnose lacustre simplifiée.

VII.5.2 Conclusion générale sur les systèmes stagnants.

CHAPITRE VII - Les milieux lacustres

Les études concernant les oligochètes peuplant la zone benthique profonde des lacs et leur utilisation pour apprécier l'état biologique des sédiments se sont concrétisées par cinq publications [9, 11, 15,16,20].

La première partie de ce chapitre sera consacrée au rappel des principaux résultats contenus dans ces travaux.

La deuxième partie traitera de la validité des indices lacustres proposés, et complètera les résultats obtenus précédemment.

VII.1 Introduction.

En France, les recherches portant sur le benthos lacustre ont principalement pris en considération les lacs subalpins. En effet, le Léman a servi de terrain de recherche à de nombreux travaux (consulter à ce sujet le travail de CROZET, 1984), ainsi que, dans une moindre mesure, les lacs d'Annecy et du Bourget (on citera notamment, en ce qui concerne ces deux derniers lacs, les travaux de PELOSSE (1934), JUGET (1958), DUSSART et JUGET (1954), VIRARD (1956), MICHEL (1966), LAURENT (1966).

En dehors des grands lacs subalpins, les recherches anciennes ou récentes ont en général négligé le benthos si l'on excepte les travaux de REY (1968), LAVILLE (1972), DUPIN (1972), GIANI (1972), GAY (1976), HULLE (1981), MOUTHON, (1981a, 1983, 1986a, 1986b, 1987).

Dans une série de trois publications, nous avons en effet souligné l'état fragmentaire des données concernant le benthos des plans d'eau de faible dimension, égale ou inférieure à 100 hectares [15] notamment dans les Vosges [11] et le Jura français [9].

Le caractère urgent que présentaient l'inventaire et le contrôle de la qualité biologique de ces plans d'eau, très nombreux en France, constituait une incitation à reprendre le problème à la base.

Par ailleurs, à partir des années 1980, on a pu constater un regain d'intérêt pour le benthos lacustre qui s'est concrétisé par des demandes d'études au CEMAGREF : lacs vosgiens Gérardmer et Longemer (rapport CTGREF, 1979, demande du département des Vosges), lacs jurassiens (rapports SRAE, 1982, 1984, 1985, 1986a, 1986b, 1987a, 1987b et 1988, demande de l'EPR Franche-Comté et du Ministère de l'Environnement), "diagnose rapide lacustre" (CEMAGREF 1987a et b,

demande de l'Agence de Bassin RMC, et travaux en cours) lac Vert (Vosges, CEMAGREF, 1986, demande de la commune de Sultzeren (67), Annecy et Paladru (demande de l'Agence de Bassin RMC).

Le lac Léman a parallèlement fait l'objet d'une étude de production benthique sur un site littoral, en collaboration avec l'INRA de Thonon-les-Bains [20] (ATP INRA "connaissance et gestion des écosystèmes lacustres subalpins").

Qui plus est, le benthos des lacs montagnards a été le sujet de recherches récentes (MOUTHON, 1983, 1986a ; CHACORNAC, 1986).

VII.2 Utilisation des communautés d'oligochètes dans l'étude des lacs : problèmes posés.

Globalement, trois voies de recherche peuvent être envisagées [9, 20] :

- élaboration d'une typologie des lacs ;
- évaluation de la qualité biologique des plans d'eau et de l'impact des activités humaines ;
- étude des cycles de développement et de la production des oligochètes.

Ce dernier domaine, abordé ici dans un travail récent [20], s'avère indispensable pour cerner la dynamique de répartition des espèces dans les systèmes lacustres (et les cours d'eau). De nombreux auteurs, parmi lesquels on peut citer ANDREANI et al. (1981, 1984), BONACINA et al. (1987a, 1987b), BONOMI et DI COLA (1980), JONASSON et THORAUGE (1976), HULLE (1981), PODDUBNAYA (1980), TIMM (H., 1987) ..., se sont penchés sur le problème des cycles de développement et de la production des oligochètes dans les systèmes lacustres. Incontestablement, de telles recherches se révèlent fondamentales, mais elles nécessitent la mise au point de méthodologies lourdes à manier (campagnes de prélèvements fréquentes, maintenance d'élevages au laboratoire, etc...). C'est d'ailleurs la raison qui avait motivé l'élaboration d'un protocole d'étude adapté aux travaux appliqués, et basé sur le principe de l'utilisation des montages d'oligochètes entre lame et lamelle pour simultanément évaluer le biovolume des oligochètes, à partir de mensurations, et déterminer les espèces [20].

Une approche typologique se heurte à deux écueils, l'euryécie de nombreuses espèces et la faible richesse spécifique des peuplements profonds d'oligochètes (HOWMILLER, 1974a et chapitre IV).

De même, l'évaluation de l'impact des activités humaines présente des difficultés techniques et pose un certain nombre de problèmes.

En effet, les références à des situations anciennes exemptes de pollution sont peu nombreuses. Par exemple, HUBAULT (1947) mentionne la simple présence "d'oligochètes" dans les sédiments de Gérardmer. On peut toutefois citer les travaux de JUGET (1958, 1964, 1967a, 1967b) sur le lac d'Annecy et le lac Léman, qui nous ont permis de disposer d'une référence fiable, et ceux plus anciens de VANDEL (1920), qui apportent des données fragmentaires sur la faune lacustre jurassienne.

De plus, les contradictions ne manquent pas dans la littérature lorsqu'il s'agit d'estimer les exigences écologiques d'une espèce donnée [9, 11, 16]. Ces contradictions sont une conséquence directe des incertitudes qui concernent la connaissance de l'autécologie des taxons d'oligochètes.

En milieu lacustre, le problème se complique dans la mesure où l'on a tenté de donner une valeur indicatrice du degré de trophie des lacs à chaque espèce, valeur indicatrice fondée sur les critères de présence et d'abondance dans des milieux dont le degré de trophie était estimé par l'intermédiaire de variables telles que les peuplements phytoplanctoniques ou les teneurs en phosphore dans l'eau ...).

Or, la valeur indicatrice d'une espèce ne tient pas compte de la nature du sédiment où celle-ci a été récoltée. A titre d'exemple, la formation d'un horizon tourbeux, lié à l'accumulation de matières organiques faiblement humifiées superposées au sol minéral, représente un environnement défavorable aux tubificidae sans soies capillaires, tels que le genre Limnodrilus (JUGET, 1984).

Qui plus est, les benthologues cherchent de préférence, comme les chimistes ou les planctonologues, à attribuer un degré de trophie au lac dans son ensemble. Les oligochètes peuvent donner une idée du degré de trophie du sédiment, mais pas a priori de celui de la masse d'eau surnageante : des discordances peuvent exister entre ces deux compartiments [9].

Enfin, l'évaluation de la qualité biologique des lacs, à partir d'indices définis sur la base des peuplements d'oligochètes benthiques, a été effectuée sur des grands lacs (le Léman par exemple), des lacs nordiques, et souvent à partir de données correspondant à des cycles annuels de prélèvements. Les résultats obtenus ne s'adaptent pas nécessairement aux lacs de moindre importance, en particulier la valeur indicatrice des espèces.

Toutes ces observations ont motivé la mise au point d'indices d'état biologique des sédiments profonds, utilisables dans les grands lacs, mais adaptés aux petits plans d'eau et calculables à partir d'une seule ou de plusieurs campagnes de prélèvements [9, 15].

VII.3 Proposition d'un indice d'état biologique des sédiments profonds [9, 15].

Compte tenu des contradictions ayant trait à la valeur indicatrice des espèces [9, 11, 16], les indices ont été conçus en tenant compte, en priorité, de variables telles que le nombre total d'espèces par échantillon et la densité des vers.

Il s'est notamment avéré que si l'on porte en abscisse la densité des oligochètes pour 0,1 m² (exprimée en log₁₀), et en ordonnée la richesse spécifique (nombre d'espèces dans le même échantillon), la tendance générale de la distribution des points s'apparente, en coordonnées semi-log, à une fonction puissance. Aux plus fortes valeurs de la richesse spécifique correspondent statistiquement les densités numériques les plus élevées [15]. Cette courbe avait été construite à partir de la prise en considération de 13 lacs, 6 lacs jurassiens, 2 lacs vosgiens, 3 lacs pyrénéens, un lac alpin et le lac Léman.

L'indice d'état biologique Eo proposé en 1981 [9], puis modifié en 1985 [15], était fondé sur l'exploitation des trois composantes biologiques suivantes : la richesse spécifique, le log10 de l'abondance absolue/0,1 m² et le nombre d'espèces qualifiées d'oxyphiles, considérées comme exigeantes vis-à-vis de l'oxygène dissous par référence à un stock de 25 espèces recensées dans le Léman, dans un secteur (zone occidentale du Grand Lac) et à une période (1958-1963) où le Léman était moins affecté par la pollution.

Les plus fortes valeurs de Eo correspondaient au Léman des années 1960, les plus faibles valeurs aux plans d'eau de moindre importance, où des déficits en oxygène dissous accusés se détectaient dans les eaux profondes : 0% de saturation dans le lac de Clairvaux (Jura), alors que l'on relevait 84% de saturation dans le Léman en baie de Sciez [15].

Mais dans les lacs jurassiens ou vosgiens, l'impact des activités humaines semblait interférer avec d'autres facteurs défavorables aux oligochètes, liés par exemple à la composition géo-chimique ou à la nature pédologique des sédiments [15]. Cette affirmation ne reposait toutefois que sur une analyse empirique et intuitive des situations rencontrées.

Depuis, d'autres plans d'eau ont fait l'objet d'investigations relativement complètes depuis 1983 : dans le Jura on notera les lacs Maclu (SRAE, 1985), Ilay (SRAE, 1986a), Chalain (SRAE, 1986b), Etival (2 lacs) (SRAE, 1987b), Bonlieu (SRAE, 1987a), la retenue de Vouglans (SRAE, 1988).

Le lac Léman a été échantillonné sur la rive occidentale française (de -10 à -120 m) en 1984 ; des prélèvements effectués par l'INRA en 1974 dans le lac d'Annecy ont également été dépouillés.

Dans les paragraphes qui suivent, j'ai tenu compte des données supplémentaires obtenues depuis 1983 en utilisant diverses techniques d'analyse de données.

VII.4 Analyses complémentaires.

VII.4.1. Relations entre les variables physico-chimiques des eaux et des sédiments et la structure des peuplements d'oligochètes dans la zone profonde des lacs.

VII.4.1.1. Sites étudiés : dates des récoltes.

Les dix-huit lacs étudiés figurent dans la liste des stations (chapitre IV et annexe II) et dans les tableaux 49 et 50 où sont notées également les profondeurs et les dates auxquelles les prélèvements ont été effectués.

Les variables physico-chimiques de l'eau et des sédiments, ainsi que les données biologiques concernant d'autres groupes faunistiques sont puisées dans les ouvrages suivants : rapport CTGREF-Université de Franche-Comté 1976, 1979 ; CTGREF 1979 ; SRAE Franche-Comté 1982, 1984, 1985, 1986a et b, 1987a et b, 1988 ; BERNARD, DEROLETZ, PATRET et RUIZ, 1985 ; rapport Université Franche-Comté, 1987.

Tableau 49 : Liste des milieux lacustres étudiés.

Lacs	Altitude (mètres)	Superficie (ha)	Volume (Mm ³)	Profondeur maximale (mètres)	Département
Petit Etival	795	3,6	-	7,5	39
Petit Maclu	779	6,4	0,3	11	39
Grand Etival	796	16	0,7	9,5	39
Petit Clairvaux	527	17,1	0,9	15	39
Bonlieu	803	20,9	1,5	15	39
Grand Maclu	779	24,4	2,7	26	39
Grand Clairvaux	525	56,5	5	20	39
Ilay	779	72,6	8,2	30	39
Longemer	750	76,2	10,8	29,5	88
Abbaye	879	80	5,8	19,5	39
Les Rousses	1059	89,8	6,9	18	39
Remoray	850	95	9,6	27	25
Gérardmer	660	115,5	19,5	36	88
Chalain	500	232	46,7	30	39
Saint-Point	850	419	81,6	43	25
Anancy	447	2400	1124	64,5	74
Vouglans (retenue)	429	1600	425	90	01-39
Léman	372	58200	89000	309	74

Tableau 50 : Profondeurs et dates des prélèvements dans les différents lacs étudiés.

LACS	Profondeurs prospectées (mètres)				Mois et années des récoltes		
Petit Etival	7,5				05 07 11 (1985)		
Petit Maclu	10	5	0,5	09 (1983) 05 07 (1984)			
Grand Etival	9				05 07 11 (1985)		
					05 (1985)		
Petit Clairvaux	15	10	5	04 07 10 (1982)			
Bonlieu	15				05 07 11 (1985)		
					05 (1985)		
Grand Maclu	26	15	5	0,5	09 (1983) 05 07 (1984)		
Grand Clairvaux	20	10	5	04 07 10 (1982)			
Ilay	30	15	5	0,5	05 07 10 (1984)		
Longemer	25	5	0,5	05 08 (1976)			
					05 (1976)		
Abbaye	18	10	5	10 (1980)			
Rousses	18				05 07 10 (1975) 10 (1980)		
					05 07 (1975)		
	15	10	5	10 (1980)			
Remoray	25	15	10	5	05 (1978)		
Gérardmer	30	5	0,5	05 08 (1976)			
					05 (1976)		
Chalain	30	20	5	0,5	05 07 10 (1984)		
Saint-Point (Grangettes)	20	15	5	05 (1978)			
Saint-Point (Saint Point)	35	20	15	10	5	05 (1978)	
Retenue de Vouglans	80	60	40	20	08 10 (1986)		
Anancy (Grand Lac)	60	30			07 (1973) 02 (1974)		
Anancy (Petit Lac)	50			07 (1973) 02 (1974)			
Léman (Baie de Sciez)	120	60	30	20	03 08 10 (1984)		
" (Thonon)					03 04 06 08 09 10 11		
					12 (1984) 01 (1985)		
" (Yvoire)	60			03 (1984)			
" (Nernier)	75			03 (1984)			

Plusieurs collègues m'ont obligeamment fait part de données non publiées ou en cours de publication : Messieurs CAMUS (zooplancton), PHILIPPE (mesures d'ATP et de production primaire), MOUTHON (Mollusques), ROFES, GARAT et VALLON (sédiments).

J'ai également bénéficié de discussions fructueuses avec Messieurs LE PIMPEC (chimie des eaux), ROFES et DESPREAUX (chimie des sédiments).

Monsieur F. TROCHERIE s'est occupé avec patience et sans ménager son temps des protocoles de saisie et de traitement des données.

VII.4.1.2 Liste des variables étudiées.

1° Qualité chimique des eaux.

Les résultats des analyses chimiques de l'eau proviennent des ouvrages cités dans le paragraphe précédent.

Les eaux ont été analysées à partir d'échantillons prélevés à diverses profondeurs sur une verticale à l'aplomb du point le plus profond des lacs (fig. 40). J'ai retenu les variables analysées à la profondeur correspondant à celle où les relevés d'oligochètes avaient été effectués (cf fig. 40).

Les variables retenues, provenant de 6 à 7 campagnes, réalisées en général la même année que les relevés biologiques, sont les suivantes :

<u>Variables</u>	<u>Codes</u>
Profondeur (mètres) :	PROF
pH moyen :	PHMO
O ₂ dissous -valeur minimale (mg/l) :	O2MI
O ₂ dissous -valeur maximale (mg/l) :	O2MX
NH ₄ ⁺ -valeur maximale (mg/l) :	NH4X
NH ₄ ⁺ -valeur moyenne (mg/l) :	NH4M
NO ₃ ⁻ -valeur moyenne (mg/l) :	NO3M
PO ₄ ⁻ -valeur moyenne (mg/l) :	PO4M
PO ₄ ⁻ -valeur maximale (mg/l) :	PO4X
Dureté totale -valeur moyenne Ca ⁺⁺ Mg ⁺⁺ (mg/l) :	DUMO
Bicarbonates, valeur moyenne (mg/l) :	ALCM
Conductivité moyenne (µS/cm ²) :	CONM

2° Qualité chimique des sédiments.

Les résultats des analyses chimiques du sédiment proviennent des ouvrages cités précédemment.

Les prélèvements de sédiments ont été effectués sensiblement aux mêmes endroits que les échantillons de benthos (fig. 40). La couche correspondant aux 10

premiers centimètres du sédiment a seule été prise en considération, aussi bien en ce qui concerne la phase solide que l'eau interstitielle prélevée par centrifugation.

En général, deux campagnes de mesures ont été réalisées sur chaque lac. Dans ce cas, la valeur moyenne d'une variable donnée calculée à partir des deux campagnes a été retenue.

Les variables étudiées sont les suivantes :

- Phase solide : variables

	<u>Codes</u>
% de particules dont le diamètre moyen est $\leq 50 \mu\text{m}$:	GRAN
Perte au feu (%) :	PERF
Carbone organique (%) :	CARB
Azote Kjeldahl (%) :	NTKJ
Rapport carbone organique/azote Kjeldahl :	CDIN
Produit carbone organique x azote Kjeldahl :	CMUN
Phosphore total (en P205) (%) :	PHOS
Carbonates (%) :	CACO

- Phase liquide (eau interstitielle)

NH_4^+ (mg/l) :	NH4E
NO_3^- (mg/l) :	NO3E
PO_4^{3-} (mg/l) :	PO4E
HCO_3^- (mg/l) :	HCO3

- Eau de contact : échantillon d'eau prélevé à la bouteille au voisinage de la surface des sédiments, sur les mêmes points de prélèvements (cf. fig 40).

NH_4^+ (mg/l) :	SNH4
NO_3^- (mg/l) :	SNO3
PO_4^{3-} (mg/l) :	SPO4
Potentiel redox (exprimé en unités Rh) :	SRHM

3° Variables biologiques.

	<u>Codes</u>
"Indice mollusques" zone profonde :	IMOP
"Indice mollusques" zone littorale :	IMOL
Nombre moyen d'espèces/relevé :	NSPS
Nombre total d'espèces/relevé :	NSPT
Nombre moyen d'espèces oxyphiles/relevé :	NSPO
Nombre total d'espèces oxyphiles/relevé :	NSOT
% moyen d'espèces oxyphiles :	PSPO
Log10 des effectifs/0,1 m ² (valeur moyenne) :	EFFE
Effectifs bruts/0,1 m ² (valeur moyenne) :	EFBR
Taxons et espèces : exprimés en log10 des effectifs : mêmes codes que pour les cours d'eau.	

Lorsque je disposais de plusieurs campagnes saisonnières sur un lac donné, j'ai considéré la valeur moyenne des variables biologiques.

Tableau 51 : Liste des espèces récoltées dans les lacs du Jura, les lacs vosgiens, le lac Léman et le lac d'Annecy.

	LACS JURASSIENS ET VOSGIENS			LAC LEMAN	LAC D'ANNECY
	Zone littorale et sublittorale < -10 m	zone profonde sensu lato > 10 m	zone la + profonde -10 à -40 m selon les lacs	-5 à -120 m	-70 à -65 m
<i>L. varicosatus</i>	+			+	+
<i>B. heringianus</i>	+	+		+	
<i>B. ismari</i>					+
<i>B. sanguinea</i>				+	+
<i>I. ignotus</i>	+	+		+	
<i>I. montanus</i>	+	+	+		
<i>I. tubifex</i>	+	+	+	+	+
<i>I. rempletoni</i>	+	+	+	+	
<i>P. barbatus</i>	+	+	+	+	+
<i>L. claparèdeanus</i>	+			+	
<i>L. hoffmeisteri</i>	+	+	+	+	+
<i>L. profundicola</i>				+	
<i>L. adakemianus</i>	+	+			
<i>Limnodrilus</i> sp. 5	+				
<i>B. ferox</i>	+	+		+	+
<i>B. velutinus</i>	+	+	+	+	
<i>H. simsi</i>	+				
<i>C. pavaricus</i>				+	
<i>E. bedoti</i>	+	+	+		
<i>E. nemmoniensis</i>	+	+	+	+	+
<i>E. neuscheri</i>				+	
<i>E. vajdovskyi</i>				+	
<i>R. coccineus</i>	+				
<i>R. falciformis</i>	+				
<i>Bostrichoneurum</i> sp.	+				
<i>A. limnophilus</i>	+	+	+	+	
<i>A. piqueti</i>	+				
<i>A. plurisere</i>	+	+	+	+	
<i>C. cristallinus</i>	+				
<i>C. diechani</i>	+				
<i>C. diastrophus</i>	+	+		+	
<i>C. lenzi</i>	+				
<i>C. sericus</i>				+	
<i>P. longicirrus</i>	+				
<i>A. leydiarii</i>	+	+		+	
<i>S. josinae</i>	+	+		+	
<i>U. uncinata</i>	+	+			
<i>D. serpentina</i>	+				
<i>M. sigale</i>	+				
<i>M. barbara</i>	+	+	+	+	
<i>M. areolaris</i>	+			+	

Tableau 51 (suite).

	LACS JURASSIENS ET ROGGIENS			LAC LEMAN	LAC D'ANNÉCY
	Zone littorale et sublittorale < -10 m	zone profonde sensu lato ≥ 10 m	zone la + profonde -10 à -40 m selon les lacs	-5 à -120 m	-10 à -65 m
<i>N. complanata</i>	+	-			
<i>N. communis</i>	+			+	
<i>N. cordata</i>	+	+		+	
<i>N. simplex</i>	+			+	
<i>N. variabilis</i>	+				
<i>S. appendiculata</i>	+				
<i>V. comata</i>	+				
<i>V. intermedia</i>	+	+		+	
<i>R. parvula</i>	+				
<i>S. lacustris</i>	+	+		+	
<i>P. diardi</i>	+	+		+	
<i>D. digitata</i>	+	+			
<i>D. obtusa</i>	+				
<i>P. foveoli</i>	+				
<i>P. benkiniae</i>	+				
<i>P. longiseta</i>	+			+	
<i>E. tetraedra</i>	+				
<i>C. atrata</i>	+				
<i>L. fennicus</i>	+				
<i>M. argentata</i>	+				
<i>M. nigra</i>	+	+			
Nombre total d'espèces	55	26	11	31	8

4° Codage des systèmes lacustres étudiés.

Le codage retenu a été exposé dans l'annexe II. J'en rappellerai brièvement son principe :

- chaque lac est codé par une lettre suivie de trois chiffres (code à 4 caractères) ;
- la lettre indique le nom du lac ;
- le premier chiffre code le secteur prospecté : 1 = amont ; 2 = milieu ; 3 = aval ; 4 = tout le lac ;
- le deuxième indique la saison : 1 = printemps ; 2 = été ; 3 = automne ; 0 : toutes les saisons sont confondues (= valeurs moyennes) ;
- le troisième chiffre code la profondeur : 3 = profondeurs intermédiaires ; 4 = profondeurs maximales (ici, de -7 à -40 mètres).

VII.4.1.3 Résultats : listes des espèces récoltées.

La liste des espèces répertoriées dans les 18 lacs étudiés fait l'objet des tableaux 51 et 52. Soixante-deux espèces au total ont été récoltées. Je ne m'étendrai pas sur la répartition de celles-ci, le sujet a été largement évoqué dans le § IV. Je voudrais simplement insister sur deux points : "l'effet de fosse" (cf. § IV) et l'originalité des peuplements des grands lacs subalpins (Annecy, Léman), par rapport aux plans d'eau d'importance moindre.

a) Effet de fosse.

Cet effet apparaît d'une manière évidente dans le tableau 51. Cinquante-cinq espèces sont répertoriées dans les lacs jurassiens et vosgiens en zones littorale et sublittorale (< 5m de profondeur). Vingt-six peuvent coloniser la "zone profonde" au sens large et onze seulement se trouvent aux profondeurs maximales, qui atteignent -7 ou -40 mètres selon les lacs.

Qui plus est, on ne remarque pas l'existence d'espèces propres à la zone profonde, toutes les espèces mentionnées existent dans les zones littorale et sublittorale.

b) Peuplements des grands lacs subalpins (tableau 52).

Un certain nombre d'oligochètes, présents dans le lac Léman et le lac d'Annecy, n'ont pas été répertoriés dans les lacs jurassiens et vosgiens, aussi bien en zone littorale qu'en zone profonde.

Il s'agit de Bichaeta sanguinea, Bythonomus lemani, Limnodrilus profundicola, Potamothrix bavaricus et Potamothrix vejdoskyi. Par ailleurs, Potamothrix heuscheri et Stylodrilus heringianus sont rares, voire absents. Cette observation est d'autant plus surprenante que ces 7 espèces sont mentionnées dans les eaux courantes avoisinantes (cf § IV), ou même dans la bordure des lacs cités, comme S. heringianus.

De plus, elles revêtent une importance primordiale dans le calcul des indices de trophie en milieu lacustre, notamment S. heringianus, B. sanguinea ou B. lemani, indicatrices de conditions "oligotrophes" (HOWMILLER et SCOTT, 1977 ;

MILBRINK, 1980, 1983b ; LANG, 1984 ; LANG et LANG-DOBLER, 1980 ; SÄRKKÄ, 1987a, PROBST, 1987). En l'absence de telles espèces, on pourrait considérer, à partir de l'examen du tableau 51, que tous les lacs jurassiens ou vosgiens étudiés se situent dans un état "eutrophe", ou "mésio-eutrophe" dans le meilleur des cas et en faisant abstraction des zones les plus profondes, peuplées presque exclusivement par des espèces indicatrices d'eutrophie.

Cette classification restrictive ne me paraît pas refléter la diversité des situations rencontrées dans les plans d'eau qui ont retenu mon attention. A l'appui de cette affirmation, on peut souligner que *P. heuscheri* est absente des lacs prospectés. Cette espèce précisément fait partie du lot des formes indicatrices "d'eutrophie", voire de pollution importante des sédiments. En France et en Italie, elle est recensée, en populations monospécifiques, dans des lacs pollués (lac de Petichet, GAY, 1976, lac de Paladru, § VII.5.1, lac de Nemi [16], BAZZANTI et SEMINARA, 1985, 1987a, 1987b ; BAZZANTI, 1983)

Dans les lignes qui suivent, je vais essayer de proposer des solutions aux problèmes posés dans cet exposé introductif.

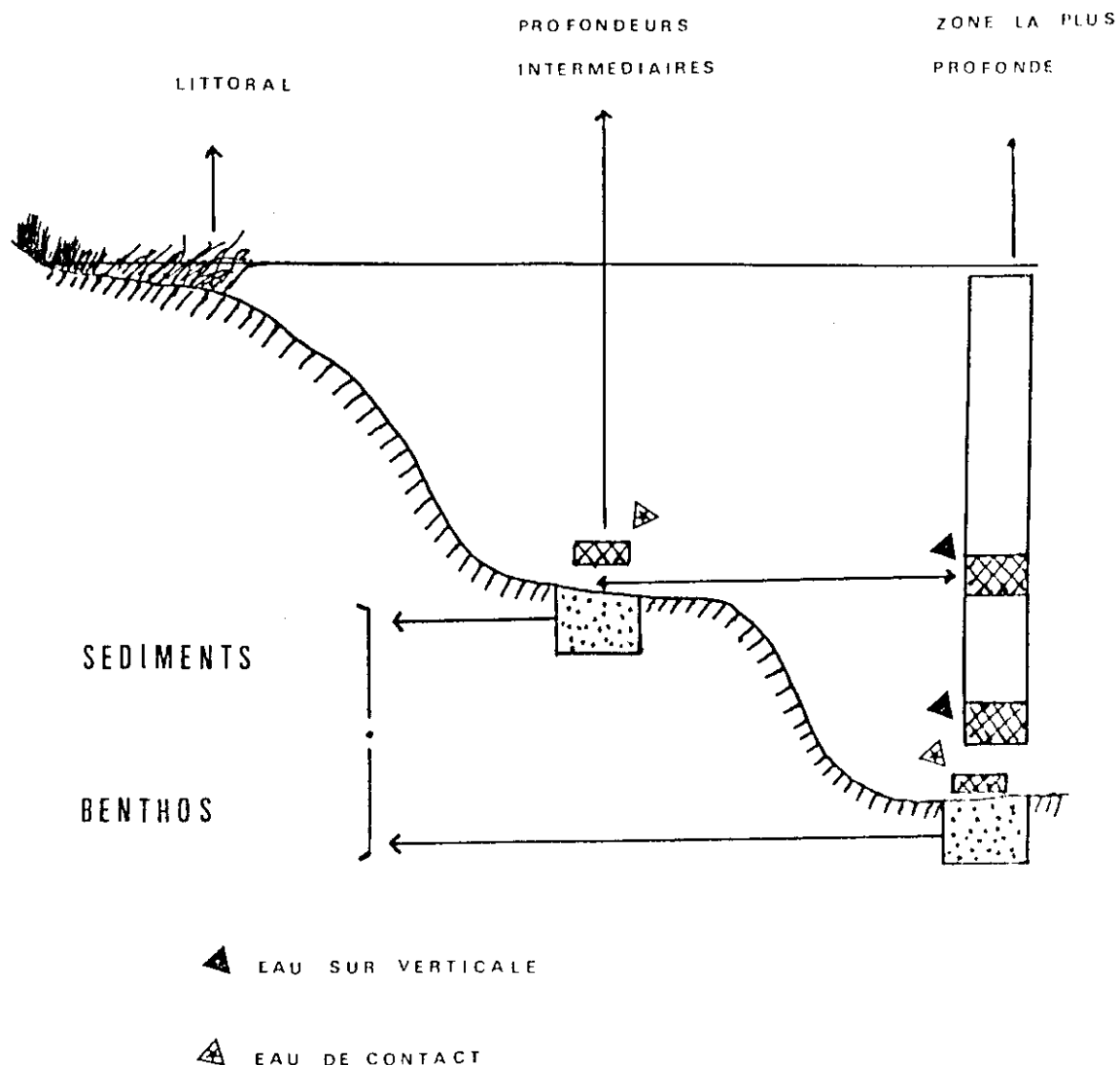


Figure 40 : Protocole d'échantillonnage des eaux, des sédiments et du benthos dans les systèmes lacustres étudiés.

Tableau 52 : Oligochètes récoltés à différentes profondeurs dans le lac Léman et le lac d'Annecy.

	LEMAN (Thonon, Baie de Sciez)						ANNECY		
	printemps, été, automne 1984						été 1973	hiver 1974	1974
Nombre d'espèces	: 11	15	14	12	13	11	3	8	2
Profondeurs (m)	: -5	-10	-15	-30	-60	-120	-55	-30	-65
<u>C. diastrophus</u>	-	+	+	-	+	-	-	-	-
<u>C. setosus</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>A. leydigii</u>	-	-	+	+	+	+	-	-	-
<u>V. intermedia</u>	+	+	-	+	-	+	-	-	-
<u>S. josinae</u>	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<u>S. lacustris</u>	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<u>P. blanci</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<u>N. barbata</u>	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<u>N. bretscheri</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<u>N. communis</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<u>N. pardalis</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>N. simplex</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>P. longiseta</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<u>T. tubifex</u>	+	+	+	+	+	-	+	+	-
<u>T. ignotus</u>	-	-	-	+	-	-	-	-	-
<u>S. velutinus</u>	-	-	-	+	+	+	-	-	-
<u>S. ferox</u>	+	-	+	+	-	-	+	+	+
<u>I. templetoni</u>	-	-	+	-	-	-	-	-	-
<u>P. heuscheri</u>	+	+	+	+	+	+	-	-	-
<u>P. hammoniensis</u>	-	-	+	+	+	+	+	+	+
<u>P. vej dovskyi</u>	-	+	-	+	+	+	-	-	-
<u>P. barbatus</u>	-	-	-	+	+	+	-	+	-
<u>P. bavaricus</u>	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<u>A. pluriseta</u>	-	+	+	+	+	+	-	-	-
<u>L. hoffmeisteri</u>	+	+	+	+	+	-	-	+	-
<u>L. claparedeanus</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<u>L. profundicola</u>	-	-	-	-	+	+	-	-	-
<u>A. limnobius</u>	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<u>L. variegatus</u>	+	+	+	-	-	-	-	+	-
<u>S. heringianus</u>	+	-	-	-	+	+	-	-	-
<u>B. sanguinea</u>	-	-	-	-	+	+	-	+	-
<u>B. lemani</u>	-	-	-	-	-	-	-	+	-

VII.4.1.4 Analyse des données : résultats.

Sur une série de 12 lacs, j'ai pu disposer simultanément de l'analyse chimique de l'eau et des sédiments. La liste des lacs, ainsi que l'ensemble des données chimiques et biologiques, figurent dans les tableaux 53 à 59.

J'ai utilisé ici la technique de l'analyse en composantes principales normée (ACPN). Les variables chimiques du sédiment (phase solide et eau interstitielle) ont constitué les variables actives de l'ACPN (12 variables au total).

Les variables chimiques de l'eau, transformées en log₁₀ (eaux profondes sur verticale et eaux de contact) et les composantes biologiques du benthos (oligochètes, indices mollusques), ont été projetées en données supplémentaires, les effectifs étant transformés en log₁₀. En ce qui concerne les variables biologiques, j'ai considéré les valeurs moyennes lorsque plusieurs campagnes saisonnières de récolte avaient été effectuées.

Dans le cas du lac de Chalain (D103, D104, D303, D304) et du lac de Saint-Point (Q113, Q213, Q313, Q314), je ne disposais que d'une seule analyse chimique du sédiment pour deux relevés biologiques. J'ai en conséquence attribué aux lignes correspondantes un coefficient de pondération égal à 0,5.

Lacs	Profondeurs étudiées (m)	Codes
Abbaye	-10, -18	B433, B434
Bonlieu	-15	C404
Chalain (zone amont)	-18, -30	D103, D104
Chalain (zone aval)	-18, -30	D303, D304
Grand Etival	-9	G404
Grand Maclu	-26	M404
Grand Clairvaux	-15, -20	E403, E404
Petit Maclu	-11	N404
Gérardmer	-15, -30	I413, I404
Longemer	-15, -30	K413, K404
Ilay	-18, -30	J403, J404
Les Rousses	-15, -18	P433, P404
Saint-Point (Saint-Point)	-10, -30	Q313, Q314
Saint-Point (Les Grangettes)	-10	Q113
Saint-Point (Les Grangettes)	-20	Q213

Tableau 53 Liste des lacs étudiés et de leur codes d'identification

1 - Résultats

Les deux premières composantes principales expliquent 80% de la variance. La première (F1 = 45,4%) est corrélée négativement avec les variables représentatives de la charge organique : carbone organique, ainsi qu'azote total et phosphore à l'état particulaire et dissous (tab. 60). Elle est corrélée positivement avec le carbone minéral (carbonates de la fraction solide CaCO_3 , bicarbonates de l'eau interstitielle, HCO_3^-). Cette première composante peut être assimilée à un facteur de charge en carbone - azote - phosphore (CNP), s'opposant à la richesse en sels de calcium.

La deuxième composante principale (34,5% de l'inertie) associe le phosphore particulaire et dissous (PHOS et PO_4E) au % de particules fines ($\leq 50 \mu\text{m}$, GRAN), et oppose ces deux variables aux teneurs en azote (NH_4E , NO_3E) et en carbone minéral (HCO_3^-) de l'eau interstitielle.

L'examen de la représentation des individus (points d'échantillonnage) dans le premier plan factoriel permet de souligner que presque tous les points s'avèrent bien représentés sur le premier axe F1 (fortes valeurs du $\text{Cos}^2 \theta$ "COR" annexe III, tab. I). Le lac de l'Abbaye (B433 et B434) contribue pour 31% de la variance sur la composante F1. Ce lac pollué se caractérise précisément par de fortes teneurs en matières organiques et en sels ammoniacaux, (tab 54, 55 et 56).

Inversement, les individus sont sensiblement moins bien représentés sur l'axe F2, où pour 13 stations le $\text{Cos}^2 \theta$ est $< 0,15$. Cette deuxième composante principale est dominée par un antagonisme entre les deux lacs vosgiens Gérardmer et Longemer (I403, I404, K403, K404 = 56% de la variance) et le lac de l'Abbaye (B434 = 21% de la variance). Les lacs pauvres en calcium et chargés en phosphore s'opposent au lac calcaire le plus pollué.

	GRAN	PERF	CARB	NTKJ	CDIN	CMUN	PHOS	CACO	HCO3	NH4E	NO3E	PO4E
	%	%	%	%			%	%	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
GRDCLVX E403	67,00	5,70	2,00	0,20	10,00	0,40	0,02	85,00	248,00	6,32	0,22	0,06
GRDCLVX E404	89,00	5,80	2,20	0,18	12,20	0,40	0,03	85,00	201,00	1,94	0,40	0,09
ROUSSES P433	69,00	20,50	9,70	0,78	12,40	7,60	0,09	57,00	234,00	1,94	1,15	0,52
ROUSSES P404	96,00	28,00	12,80	0,98	13,10	12,50	0,13	53,00	230,00	1,50	0,26	0,46
ABBAYE B433	30,00	33,80	17,30	1,65	10,50	28,50	0,15	21,00	132,00	16,77	0,22	0,24
ABBAYE B434	33,00	45,90	24,20	2,10	11,50	50,80	0,21	25,00	181,00	17,90	0,71	0,55
PTMACLU N404	91,00	34,00	17,40	1,58	11,00	27,50	0,23	31,00	252,00	6,80	0,40	0,05
GRMACLU M404	99,00	12,50	6,10	0,55	11,10	3,40	0,14	74,00	230,00	4,45	0,40	0,05
ILAY J403	91,00	23,00	11,80	1,06	11,10	12,50	0,11	63,00	204,00	2,59	0,40	0,08
ILAY J404	92,00	21,20	10,60	0,86	12,30	9,10	0,22	60,00	236,00	7,86	0,40	0,28
CHALAIN D303	97,00	4,60	1,60	0,16	10,00	0,30	0,06	86,00	236,00	1,65	0,40	0,07
CHALAIN D103	97,00	4,60	1,60	0,16	10,00	0,30	0,06	86,00	236,00	1,65	0,40	0,07
CHALAIN D104	98,00	5,40	2,00	0,17	11,80	0,30	0,09	80,00	237,00	2,60	0,40	0,10
CHALAIN D304	98,00	5,40	2,00	0,17	11,80	0,30	0,09	80,00	237,00	2,60	0,40	0,10
STPOINT Q313	49,00	8,40	3,90	0,45	8,70	1,80	0,09	79,00	268,00	1,42	0,62	0,31
STPOINT Q113	49,00	8,40	3,90	0,45	8,70	1,80	0,09	79,00	268,00	1,42	0,62	0,31
STPOINT Q213	61,00	9,50	4,20	0,38	11,10	1,60	0,11	69,00	244,00	0,26	0,49	0,55
STPOINT Q314	78,00	10,10	4,30	0,39	11,00	1,70	0,14	69,00	234,00	0,77	0,62	0,40
BONLIEU C404	94,00	33,00	17,30	1,49	11,60	25,80	0,31	13,00	260,00	7,15	0,40	0,13
GETIVAL G404	94,00	16,00	6,90	0,74	9,30	5,10	0,27	33,00	249,00	3,17	0,40	0,03
GERARDM I433	100,00	18,00	8,20	0,70	11,70	5,70	0,53	1,00	30,00	2,30	0,00	3,20
GERARDM I404	100,00	21,00	9,60	0,70	13,70	6,70	0,62	1,00	30,00	2,70	0,00	2,90
LONGEME K433	100,00	20,00	11,10	0,90	12,30	10,00	0,44	1,00	30,00	2,20	0,00	2,40
LONGEME K404	100,00	22,00	10,70	0,80	13,40	8,60	0,40	1,00	30,00	2,30	0,00	3,20

TABLEAU 54 : Variables physico-chimiques des sédiments des lacs jurassiens et vosgiens.

		PHMO	O2MI	O2MX	NH4M	NH4X	NO3M	PO4M	PO4X	CONM	DUMO	ALCM
		u.pH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µS/cm ²	mg/l	mg/l
GRACLVX E403		7,9	07,8	12,8	0,04	0,08	1,00	0,02	0,02	273	76	222
GRACLVX E404		7,6	00,0	12,8	0,30	0,70	0,70	0,02	0,02	288	80	236
ROUSSES P433		8,0	04,8	09,9	0,08	0,16	0,30	0,11	0,14	262	49	173
ROUSSES P404		7,9	00,1	09,7	0,27	0,97	0,40	0,10	0,10	264	51	177
ABBAYE B433		7,9	03,6	09,2	0,06	0,23	0,20	0,02	0,02	189	47	146
ABBAYE B434		7,7	01,8	08,5	0,31	0,87	0,40	0,02	0,02	196	49	152
PTMACLU N404		7,5	03,0	10,0	0,20	0,38	0,50	0,02	0,02	211	58	175
GRMACLU M404		7,6	04,0	10,0	0,28	0,41	0,90	0,02	0,02	202	56	165
ILAY J403		7,8	05,1	11,0	0,15	0,30	0,40	0,02	0,02	177	47	140
ILAY J404		7,6	02,1	09,5	0,40	0,68	0,30	0,02	0,04	183	48	145
CHALAIN D303		7,8	03,2	11,0	0,04	0,09	1,60	0,02	0,04	237	64	188
CHALAIN D103		7,8	03,2	11,0	0,04	0,09	1,60	0,02	0,04	237	64	188
CHALAIN D104		7,6	02,4	10,6	0,10	0,22	1,20	0,03	0,07	240	64	189
CHALAIN D304		7,6	02,4	10,6	0,10	0,22	1,20	0,03	0,07	240	64	189
STPOINT Q313		8,2	05,9	12,0	0,02	0,04	1,50	0,02	0,02	281	74	220
STPOINT Q113		8,0	04,4	11,8	0,02	0,03	1,60	0,02	0,02	280	74	219
STPOINT Q213		8,0	04,0	11,8	0,02	0,05	2,10	0,02	0,03	282	74	220
STPOINT Q314		8,0	03,2	11,2	0,03	0,06	2,20	0,03	0,08	282	74	222
BONLIEU C404		7,3	00,0	11,2	1,64	4,30	0,20	0,11	0,75	231	60	184
GETIVAL G404		7,8	04,2	13,7	0,06	0,16	0,80	0,02	0,03	214	59	170
GERARDM I413		6,6	06,6	10,6	0,12	0,17	1,30	0,02	0,02	068	07	003
GERARDM I404		6,4	03,3	07,5	0,19	0,41	1,30	0,00	0,00	068	07	003
LONGEME K413		6,9	08,8	12,0	0,17	0,38	2,20	0,00	0,00	058	08	003
LONGEME K404		6,5	02,4	09,9	0,31	0,72	1,80	0,00	0,00	058	08	005

TABLEAU 55 : Variables physico-chimiques de l'eau sur verticale dans les lacs jurassiens et vosgiens.

		SRHM	SNH4	SN03	SPO4
		u.rH	mg/l	mg/l	mg/l
GRACLVX E403		24,7	0,09	3,77	0,09
GRACLVX E404		18,5	0,05	2,20	0,06
ROUSSES P433		23,5	0,03	0,75	0,37
ROUSSES P404		24,3	0,05	0,53	0,34
ABBAYE B433		22,7	0,84	2,12	0,06
ABBAYE B434		16,3	1,10	0,70	0,06
PTMACLU N404		30,0	0,54	0,80	0,05
GRMACLU M404		26,0	0,14	0,90	0,05
ILAY J403		29,0	0,27	0,65	0,05
ILAY J404		24,5	0,50	0,70	0,05
CHALAIN D303		30,5	0,03	2,10	0,05
CHALAIN D103		30,5	0,03	2,10	0,05
CHALAIN D104		27,0	0,06	1,40	0,05
CHALAIN D304		27,0	0,06	1,40	0,05
STPOINT Q313		28,3	0,05	1,78	0,06
STPOINT Q113		28,3	0,05	1,78	0,06
STPOINT Q213		24,5	0,05	2,22	0,06
STPOINT Q314		25,9	0,05	1,80	0,21
BONLIEU C404		19,9	1,26	0,40	0,13
GETIVAL G404		32,3	0,05	1,20	0,06
GERARDM I413		18,5	0,25	0,40	0,00
GERARDM I404		18,5	0,25	0,40	0,00
LONGEME K413		18,5	0,07	0,64	0,00
LONGEME K404		18,5	0,07	0,64	0,00

TABLEAU 56 : Variables physico-chimiques des eaux de contact des sédiments dans les lacs jurassiens et vosgiens.

La structure est illustrée par la carte factorielle des stations sur le plan F1-F2 (fig. 41), sur laquelle figure également la direction des variables actives. Globalement, quatre groupes d'individus peuvent être distingués, leur existence étant confirmée par une classification ascendante hiérarchique sur les quatre premiers facteurs de l'ACPN.

Le groupe 1 correspond aux sédiments pollués du lac de l'Abbaye (B433, B434), riches en carbone organique et en azote (NTKJ, NH₄E) et plutôt pauvres en carbonates. Le groupe 2 englobe des lacs dont les sédiments présentent une situation intermédiaire, les zones profondes du Petit Maclu (N404) et de Bonlieu (C404) se révélant les plus chargées en matières organiques.

Dans ce groupe, le lac d'Ilay (rejets domestiques en zone littorale, SRAE, 1986a), le lac des Rousses (CTGREF, 1976) et probablement le lac de Bonlieu (SRAE, 1987a) sont pollués par l'homme.

Le groupe 3 renferme les stations des lacs vosgiens (Gérardmer et Longemer, I et K), caractérisées par leur déficit en carbonates et en bicarbonates de calcium, leur pauvreté en nitrates et leur grande richesse en phosphore. Ces deux lacs s'avèrent également chargés en matières organiques, notamment en carbone, le rapport C/N (CDIN) atteignant les plus fortes valeurs dans mon jeu de données (11,7 à 13,7). Mais les teneurs en sels ammoniacaux de l'eau interstitielle ne montrent pas de seuils élevés (2,2 à 2,7 mg/l, tab. 54). Les deux lacs, surtout Gérardmer, reçoivent des rejets humains modérés (CTGREF, 1979).

Le dernier groupe (groupe 4) est caractérisé par la présence de tous les sédiments fortement carbonatés à faibles teneurs en matières organiques et en sels ammoniacaux, comme par exemple ceux de Chalain (D1-D3) ou du grand lac de Clairvaux (E403, E404). Parmi ces lacs, certains comme le Saint-Point, le Grand Clairvaux et dans une moindre mesure Chalain, ne sont pas exempts de déversements d'eaux usées (CTGREF, 1979 ; SRAE, 1984, 1986b).

La mise en évidence de ces quatre groupes recoupe dans ses grandes lignes l'esquisse de classement des sédiments profonds lacustres, proposée empiriquement par VERNEAUX et al. (1987), et se basant sur les % de perte au feu et de carbonates.

Remarque : Parmi les relations entre variables chimiques, en excluant les plus banales, comme carbone organique et perte au feu par exemple, je noterai la corrélation négative carbone organique (CARB)-carbone minéral (CACO, tab. 61), déjà signalée par VERNEAUX et al., 1987).

Or nous avons vu que cette relation est positive dans les cours d'eau, précisément sur substratum calcaire (cf. § VI.2). L'origine biochimique commune des deux formes du carbone constituait l'hypothèse avancée pour expliquer la corrélation positive. La différence essentielle existant entre les écosystèmes courants et stagnants tient au fait que les lacs forment des récepteurs fermés. Il est possible que "l'effet de fosse", ou effet de stagnation, conjugué à des phénomènes de redissolution de la calcite (sous l'influence du pH et de la température ?), puisse expliquer en partie cette contradiction.

		EFBR	EFFE	NSPS	NSPO	PSPO	NSPT	NSOT	IMOP	IMOL
GRDCLVX E403		1003	3,0	5,0	2,7	11,0	8	5	8	6,3
GRDCLVX E404		1047	3,0	3,7	0,0	00,0	4	0	8	6,3
ROUSSES P433		261	2,4	3,0	0,0	00,0	3	0	5	7,2
ROUSSES P404		210	2,3	2,0	0,0	00,0	3	0	5	7,2
ABBAYE B433		10	1,0	2,0	1,0	11,1	2	1	5	5,5
ABBAYE B434		36	1,6	1,0	0,0	00,0	1	0	5	5,5
PTMACLU N404		18	1,3	1,0	0,0	00,0	1	0	4	6,3
GRMACLU M404		24	1,4	1,0	0,0	00,0	1	0	5	8,0
ILAY J403		346	2,5	3,0	0,0	00,0	5	0	4	6,8
ILAY J404		34	1,5	1,3	0,0	00,0	2	0	4	6,8
CHALAIN D303		831	2,9	8,3	3,7	24,3	12	5	9	6,3
CHALAIN D103		1726	3,2	10,5	6,0	39,7	14	7	9	6,3
CHALAIN D104		456	2,7	3,0	1,0	1,0	4	1	9	6,3
CHALAIN D304		513	2,7	3,5	1,0	11,1	4	1	9	6,3
STPOINT Q313		1240	3,1	4,0	0,0	00,0	4	0	8	8,6
STPOINT Q113		740	2,9	3,0	0,0	00,0	3	0	8	8,6
STPOINT Q213		420	2,6	4,0	0,0	00,0	4	0	8	8,6
STPOINT Q314		480	2,7	3,0	0,0	00,0	3	0	8	8,6
BONLIEU C404		21	1,4	0,7	0,0	00,0	1	0	3	5,4
GETIVAL G404		303	2,5	2,7	0,3	00,7	4	1	6	6,5
GERARDM I413		4	0,6	1,0	0,0	00,0	1	0	6	5,0
GERARDM I404		730	2,9	1,0	0,0	00,0	1	0	6	5,0
LONGEME K413		210	2,3	1,0	0,0	00,0	1	0	9	5,6
LONGEME K404		330	2,5	1,0	0,0	00,0	1	0	9	5,6

TABLEAU 57 : Variables biologiques globales des sédiments profonds des lacs jurassiens et vosgiens;
 EFBR: effectifs moyens/0,1m²;
 EFFE: log10 moyen des effectifs/0,1m²;
 NSPS: nombre moyen d'espèces;
 NSPO: nombre moyen d'espèces oxyphiles;
 PSPO: pourcentage moyen d'espèces oxyphiles;
 NSPT: nombre total d'espèces;
 NSOT: nombre total d'espèces oxyphiles;
 IMOP: indice mollusques de la zone profonde;
 IMOL: indice mollusques de la zone littorale.

		STOO	TUBC	TUSS	TBTU	TBIG	TBMO	PSBA	ILTE	LIHO	LIUD	SPFE	SPVE	POHA
GRDCLVX E403		751	3										1	62
GRDCLVX E404		899	9	7				33						99
ROUSSES P433		87	144							12				
ROUSSES P404		182	12						3	7				
ABBAYE B433		9												
ABBAYE B434		36												
PTMACLU N404		17		1										
GRMACLU M404		21		4										
ILAY J403		315	2	12		2				2				12
ILAY J404		28		5										
CHALAIN D303		555	1	8	1			36				5	35	19
CHALAIN D103		956	8		3			38		6		8	5	12
CHALAIN D104		424		22				1					5	4
CHALAIN D304		392		25				45					44	7
STPOINT Q313		300		100						20	20			
STPOINT Q113		600	40	40						40				20
STPOINT Q213		250	10	60						10				70
STPOINT Q314		320	20	20										120
BONLIEU C404		20												1
GETIVAL G404		117												
GERARDM I413														
GERARDM I404		710		20										
LONGEME K413		190		20										
LONGEME K404		310		20										

TABLEAU 58 : Espèces d'oligochètes récoltées dans les sédiments profonds des lacs jurassiens et vosgiens;
 STOO: immatures du genre Stylodrilus;
 TUBC: immatures de Tubificidae avec soies capillaires;
 TUSS: immatures de Tubificidae sans soies capillaires;
 TBTU: T.tubifex;
 TBIG: T.ignotus;
 TBMO: T.montanus;
 PSBA: P.barbatus;
 ILTE: I.templetoni;
 LIHO: L.hoffmeisteri;
 LIUD: L.udekemianus;
 SPFE: S.ferox;
 SPVE: S.velutinus;
 POHA: P.hammoniensis; les données sont exprimées en effectifs moyens/0,1 m².

	POBE	AUPL	AULI	CHDS	AMLE	SCJO	UNCI	NABA	VEIN	SYLA	PIBL	DEDI
GRDCLVX E403	-	77	-	-	84	19	3	-	-	3	-	-
GRDCLVX E404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ROUSSES P433	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ROUSSES P404	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ABBAYE B433	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ABBAYE B434	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PTMACLU N404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GRMACLU M404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ILAY J403	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ILAY J404	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHALAIN D303	-	4	-	33	128	5	1	-	-	-	-	-
CHALAIN D103	8	-	-	106	418	17	9	-	21	-	110	1
CHALAIN D104	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHALAIN D304	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
STPOINT Q313	-	801	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
STPOINT Q113	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
STPOINT Q213	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
STPOINT Q314	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BONLIEU C404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GETIVAL G404	1	178	5	-	-	-	-	2	-	-	-	-
GERARDM I413	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GERARDM I404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LONGEME K413	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LONGEME K404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TABLEAU 59 : Espèces d'oligochètes récoltées dans la zone profonde des lacs jurassiens et vosgiens;

POBE: P.bedoti;

AUPL: A.plurisetia;

AULI: A.limnobioides;

CHDS: C.diastraphus;

AMLE: A.leydigii;

SCJO: S.josinae;

UNCI: U.uncinata;

NABA: N.barbata;

VEIN: V.intermedia;

SYLA: S.lacustris;

PIBL: P.blanci;

DEDI: D.digitata;

les données sont exprimées en effectifs moyens pour 0,1 m².

	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:	4#F	COR	CTR:
GRAN:	970	24	83:	153	23	4:	-706	499	121:	510	260	280:	-432	187	294:
PERF:	984	24	83:	-909	825	152:	349	122	29:	187	35	38:	-43	2	3:
CARB:	988	24	83:	-908	825	151:	363	132	32:	169	29	31:	-49	2	4:
NTKJ:	983	24	83:	-875	765	140:	447	200	48:	88	8	8:	-102	10	16:
CDIN:	870	24	83:	-422	178	39:	-508	258	62:	560	313	337:	347	120	189:
CMUN:	950	24	83:	-802	643	118:	550	302	73:	55	3	3:	-41	2	3:
PHOS:	880	24	83:	-643	413	76:	-677	458	111:	-63	4	4:	-68	5	7:
CACO:	919	24	83:	872	760	139:	387	150	36:	79	6	7:	52	3	4:
HCO3:	945	24	83:	565	319	59:	714	510	123:	267	71	77:	-212	45	71:
NH4E:	843	24	83:	-630	398	73:	606	367	89:	-275	75	81:	-48	2	4:
NO3E:	852	24	83:	297	88	16:	693	481	116:	309	95	103:	433	188	295:
PO4E:	968	24	83:	-459	211	39:	-811	658	159:	-169	29	31:	265	70	110:

Tableau 60 : Coordonnées factorielles des variables actives des sédiments profonds des lacs jurassiens et vosgiens.

De plus, en accord avec les résultats expérimentaux d'ANDERSON et al. (1986), il est plausible de considérer les carbonates comme des agents de minéralisation de la matière organique. Ces auteurs ont en effet montré que le "flux" de carbonates se révélerait une mesure fiable de la minéralisation des sédiments et de la respiration benthique.

En toute logique, l'opposition lacs pauvres/lacs riches en carbonates serait alors la traduction directe d'une capacité des sédiments à métaboliser les matières organiques d'origines diverses, sans exclure les rejets polluants.

Cette notion rejoindrait, dans ses grandes lignes, les concepts dont les bases ont été établies dans un travail précédent [9]. Les concepts évoqués concernaient la "fragilité" ou la "résistance" au "plan biologique" des quatre lacs étudiés (Saint-Point, Abbaye, Les Rousses et Remoray). Plus simplement, la question se pose de savoir si les lacs "résistants au plan biologique" ne seraient pas ceux qui présentent les plus fortes teneurs en carbonates, et, partant, les plus fortes capacités à recycler la matière organique. La proposition inverse pourrait être attribuée aux lacs "fragiles au plan biologique". Ce sera le propos des lignes qui suivent.

2 - Projection des variables supplémentaires.

a) Variables chimiques de l'eau de contact des sédiments et des eaux profondes sur verticale (fig. 42).

Sur les deux premiers axes factoriels, la projection des variables supplémentaires, illustrée par le cercle des corrélations (fig. 42), s'établit comme suit, en tenant compte de celles dont le coefficient de corrélation linéaire sur l'axe correspondant est le plus élevé (annexe III, tab. II).

Sur l'axe F1, en direction des variables actives caractéristiques des teneurs en matières organiques, on trouve la concentration en NH_4 de l'eau de contact (SNH4). Les concentrations en sels ammoniacaux de l'eau sur verticale (NH4M, NH4X) se trouvent sur l'axe F1 lui-même, à l'opposé de l'oxygène dissous maximal (O2MX) de même provenance.

Le Rh (SRHM) et les nitrates (SNO3) de l'eau de contact suivent la direction des carbonates de la fraction solide des sédiments (CACO). De même, toutes les variables de l'eau sur verticale décrivant la minéralité des eaux (bicarbonates, ALCM, pH, PHMO, dureté totale, DUMO, conductivité CONM), se regroupent avec les bicarbonates de la fraction liquide des sédiments (HCO_3) sur l'axe F2, caractérisé par un antagonisme entre les orthophosphates (PO_4M , eau sur verticale) et le phosphore total de la fraction particulaire (PHOS).

Sont liées également, sur la deuxième composante principale, les teneurs en nitrates (NO_3M , eau sur verticale) et le % de particules fines (GRAN), ainsi que le phosphore particulaire (PHOS) et dissous (PO_4E) des sédiments, qui s'opposent aux orthophosphates dissous dans les eaux sur verticale et de contact (PO_4M , PO_4X , SPO_4).

En résumé, sur les deux premières composantes principales, toutes les variables décrivant un état de charge ou de pollution en carbone, azote, phosphore, présentent un antagonisme avec toutes les variables décrivant soit la minéralité du milieu (CACO, ALCM, PHMO, DUMO, CONM), soit son caractère oxydé (SRHM, NO_3E , NO_3M , SNO_3 , O_2MX).

F2=34,5%

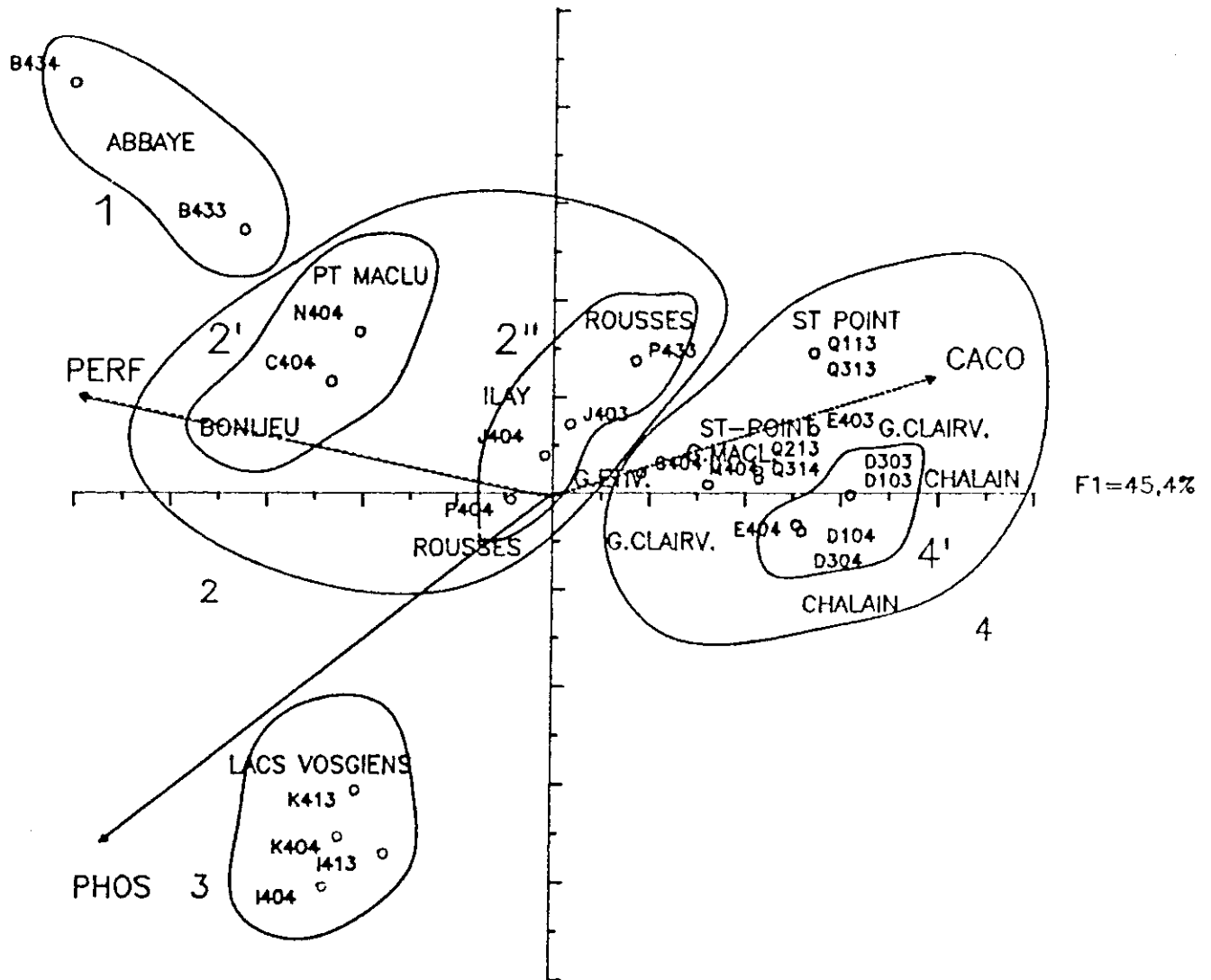


Figure 41 : Position des stations d'échantillonnage lacustres dans le premier plan factoriel de l'ACPN ; la direction de trois variables actives est figurée : % de perte au feu (PERF), % de phosphore total (PHOS) et % de carbonates (CACO).

Tableau 61 : Matrice des corrélations entre les variables actives de l'analyse en composantes principales (variables physico-chimiques des sédiments profonds lacustres) ; tous les coefficients de corrélation sont multipliés par 1000.

	GRAN	PERF	CARB	NTKJ	CDIN	CMUN	PHOS	CACO	HCO3	NH4E	N03E	P04E
GRAN	1000											
PERF	-282	1000										
CARB	-294	996	1000									
NTKJ	-364	982	989	1000								
CDIN	413	280	259	125	1000							
CMUN	-453	917	929	943	89	1000						
PHOS	382	338	327	266	481	124	1000					
CACO	-122	-651	-644	-602	-432	-459	-883	1000				
HCO3	-210	-197	-197	-130	-547	-53	-798	747	1000			
NH4E	-620	703	718	761	-106	838	-19	-278	-13	1000		
N03E	-443	13	17	53	-279	127	-606	495	677	63	1000	
P04E	309	100	89	5	563	-93	850	-722	-926	-202	-607	1000

La structure, illustrée par la figure 42, apporte des arguments supplémentaires en faveur des hypothèses avancées précédemment. Les lacs les plus riches en carbonates de calcium forment un ensemble de systèmes aptes à minéraliser la matière organique. Il y a redondance entre les phénomènes décrits par les variables de l'eau et celles des sédiments.

En particulier, la position des sels ammoniacaux de l'eau sur verticale (NH₄X, NH₄M), pratiquement sur l'axe F1 lui-même, et à l'opposé des valeurs maximales de l'oxygène dissous de même provenance (O₂MX), fait apparaître que ces variables se comportent comme les résultantes d'un phénomène commun à tous les lacs : en fait les lacs vosgiens (Gérardmer et Longemer), très contributifs à l'axe F2, s'avèrent également le siège de déficits en O₂ dissous, et les teneurs en NH₄ relevées dans les eaux profondes sont loin d'être négligeables (0,12 à 0,31 mg/l en moyenne, 0,17 à 0,72 mg/l au maximum, tab. 55, 56).

Il est à ce titre assez surprenant que ce soit la valeur maximale de l'O₂ dissous, et non la valeur minimale, comme on aurait pu s'y attendre, qui se projette le mieux sur la première composante. Les lacs les plus riches en carbonates et pauvres en matières organiques (le groupe 4 de la figure 41), garderaient une capacité à reconstituer une réserve importante d'oxygène dissous, même si des déficits accusés existent en période de stagnation (le lac de Clairvaux n'a plus d'oxygène en zone profonde à la fin de l'été, tab 55). Inversement, la pollution organique n'entraîne pas pour les lacs des groupes 1, 2, 3, de déficits en O₂ dissous plus accentués que ceux des autres plans d'eau, mais la valeur maximale de cet élément (O₂MX) se révèle en général plus basse (tab. 55).

b) Projection des variables biologiques (fig. 42 et annexe III, tab. II)

Je ne prendrai en considération que les variables biologiques dont la coordonnée factorielle (ou coefficient de corrélation linéaire avec un axe) est $\geq 0,40$, seuil théorique de significativité du coefficient de corrélation pour $n-2$ (= 22 degrés de liberté et $P = 0,05$ (in SNEDECOR et COCHRAN, 1957).

Les meilleures projections des variables biologiques s'observent essentiellement sur l'axe F1 (fig. 42), et toutes les directions des variables se rassemblent schématiquement dans un secteur étroit du cercle des corrélations, à l'opposé des descripteurs chimiques de la charge en C, N, P. Les oligochètes préféreraient, selon ce jeu de données, les sédiments riches en carbonates et pauvres en matières organiques. Ce n'est donc pas la quantité de matière organique qui favoriserait les oligochètes, mais bien son degré de minéralisation et d'incorporation à la fraction minérale.

Les meilleures relations avec l'axe F1 appartiennent au nombre d'espèces cumulé ou moyen (NSPT, NSPS, coordonnée factorielle $> 0,60$) et aux effectifs bruts ou transformés en log₁₀ (EFBR, EFFE). La richesse spécifique s'oriente dans une direction contraire à celle de la charge en C, N, P, les effectifs s'opposent principalement à la pollution organique (carbone, azote, sels ammoniacaux), de même que les effectifs de Tubificidae immatures avec soies capillaires (TUBC).

On remarquera au passage la position des effectifs d'adultes de Potamothrix hammoniensis, très opposée à celle des sels ammoniacaux de l'eau sur verticale (NH₄M, NH₄X), ce qui peut paraître surprenant pour un tubificidé indicateur de conditions "eutrophes", si l'on se réfère à la littérature (LANG, 1984 ; MILBRINK, 1983b, PROBST, 1987, SÄRKKÄ, 1987a).

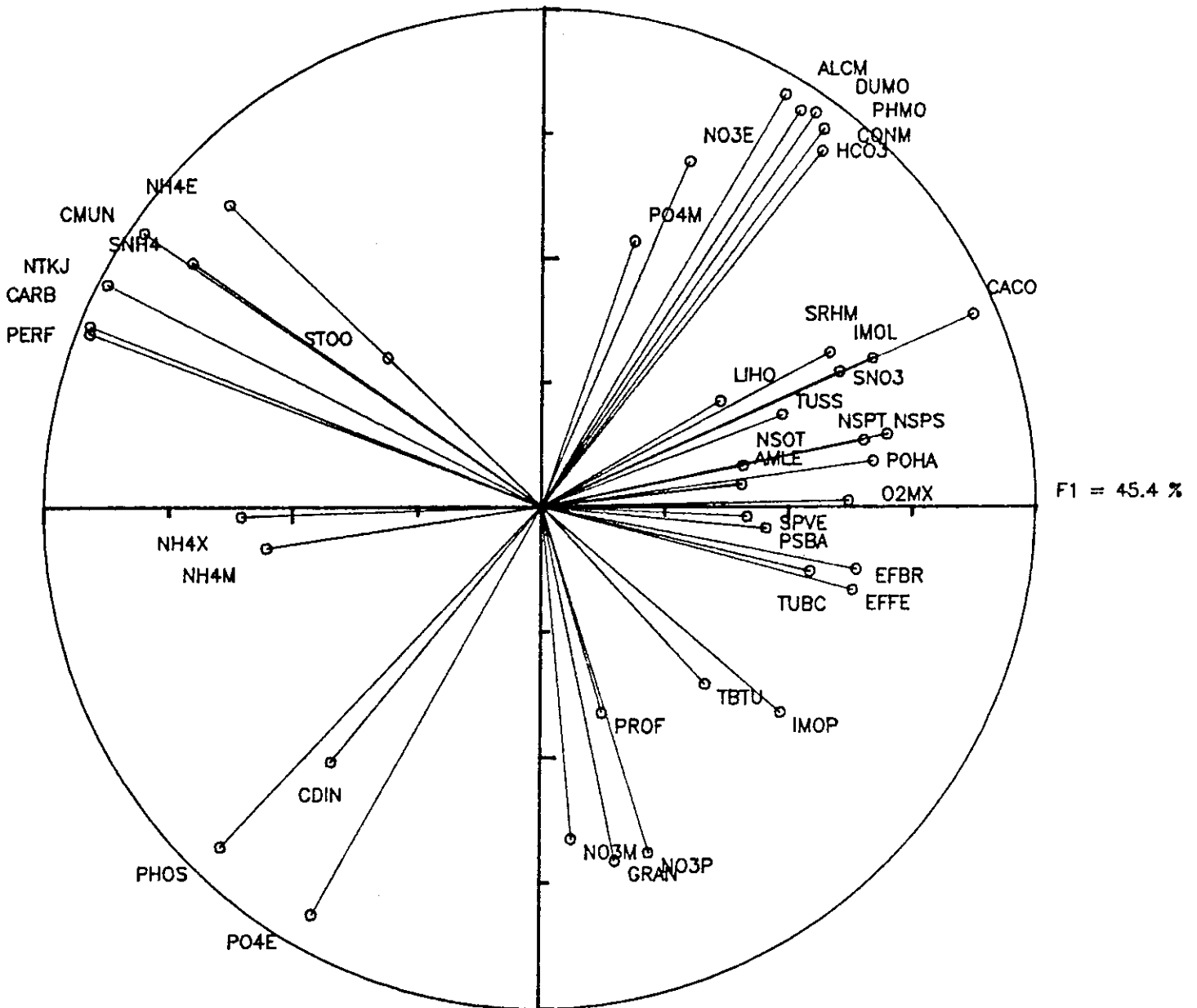


Figure 42 : Cercle des corrélations entre les deux premiers facteurs et les variables actives et supplémentaires - voir texte pour la légende des codes des variables.

Les effectifs des immatures sans soies capillaires (TUSS), qui appartiennent ici au genre Limnodrilus, s'orientent dans le sens des carbonates. Ce fait vient à l'appui des conclusions de JUGET et GIANI (1974) et de JUGET (1984), sur l'inaptitude des Limnodrilus à se développer dans des sédiments présentant des déficits en calcium, comme certains lacs de montagne ou de tourbières. Les Limnodrilus, autres indicateurs "d'eutrophie", préfèrent les sédiments carbonatés pauvres en matières organiques !

Les variables, dont la relation avec l'axe F1 se montre moins significative, comprennent le nombre total d'espèces "oxyphiles" cumulé (NSOT), les taxons Amphichaeta leydigii (AMLE, espèce "oxyphile" [15]), Spirosperma velutinus (SPVE, espèce oxyphile indicatrice d'oligotrophie) et Psammoryctides barbatus (PSBA). Ces trois espèces suivent la direction de la valeur maximale de l'oxygène dissous (O2MX, eau sur verticale).

L'indice mollusque de la zone littorale (IMOL, MOUTHON, travaux en cours) se trouve très corrélé avec la composante F1, et suit la direction des carbonates. L'indice mollusques de la zone profonde (IMOP, MOUTHON, comm. pers.) s'oppose principalement aux sels ammoniacaux de l'eau interstitielle des sédiments (NH4E).

3 - Analyses complémentaires.

J'ai utilisé la même technique d'analyse des données que précédemment (ACPN), mais j'ai retiré du jeu de données 5 individus, les lacs vosgiens et la zone profonde du lac de l'Abbaye (qui contribuait pour 22% de la variance sur l'axe F1).

Les résultats de cette ACPN montrent que la signification de la première composante reste pratiquement inchangée (fig. 43). La zone profonde intermédiaire du lac de l'Abbaye (B433), les lacs du Petit Maclu (N404) et de Bonlieu (C404) contribuent pour 61% de l'explication de cette composante.

En revanche, le deuxième facteur se montre plus délicat à interpréter. Il est corrélé positivement avec les nitrates de l'eau interstitielle (NO3E) et le rapport carbone/azote (CDIN), négativement avec les sels ammoniacaux (eau interstitielle, NH4E). Mais les corrélations sont en général faibles ($< |0,60|$). La troisième composante oppose le % de fines (GRAN) et les orthophosphates (eau interstitielle, PO4E). La quatrième est principalement corrélée avec le rapport C/N (CDIN).

Pour ce qui est des variables supplémentaires, j'ai considéré surtout celles dont le coefficient de corrélation r avec chaque facteur (ou coordonnée factorielle) était $> |0,58|$ (seuil de signification pour $P = 0,01$ et $n-2$ degrés de liberté, soit $19-2 = 17$). La structure est illustrée par le cercle des corrélations (fig. 43).

On constate que le changement intervenu dans le jeu de données ne modifie pas fondamentalement la signification des variables supplémentaires. L'absence des lacs vosgiens se traduit par un regroupement des variables décrivant la minéralité des eaux sur F1, à l'opposé des descripteurs de charge en carbone azote et phosphore (C, N, P). Les nitrates de l'eau sur verticale (NO3M) suivent la même structure et s'opposent à NH4+ (cf. chapitre sur les cours d'eau, § VI). La première composante principale est renforcée dans sa signification de facteur décrivant la charge organique et le degré de minéralisation de celle-ci.

F2 = 15,8%

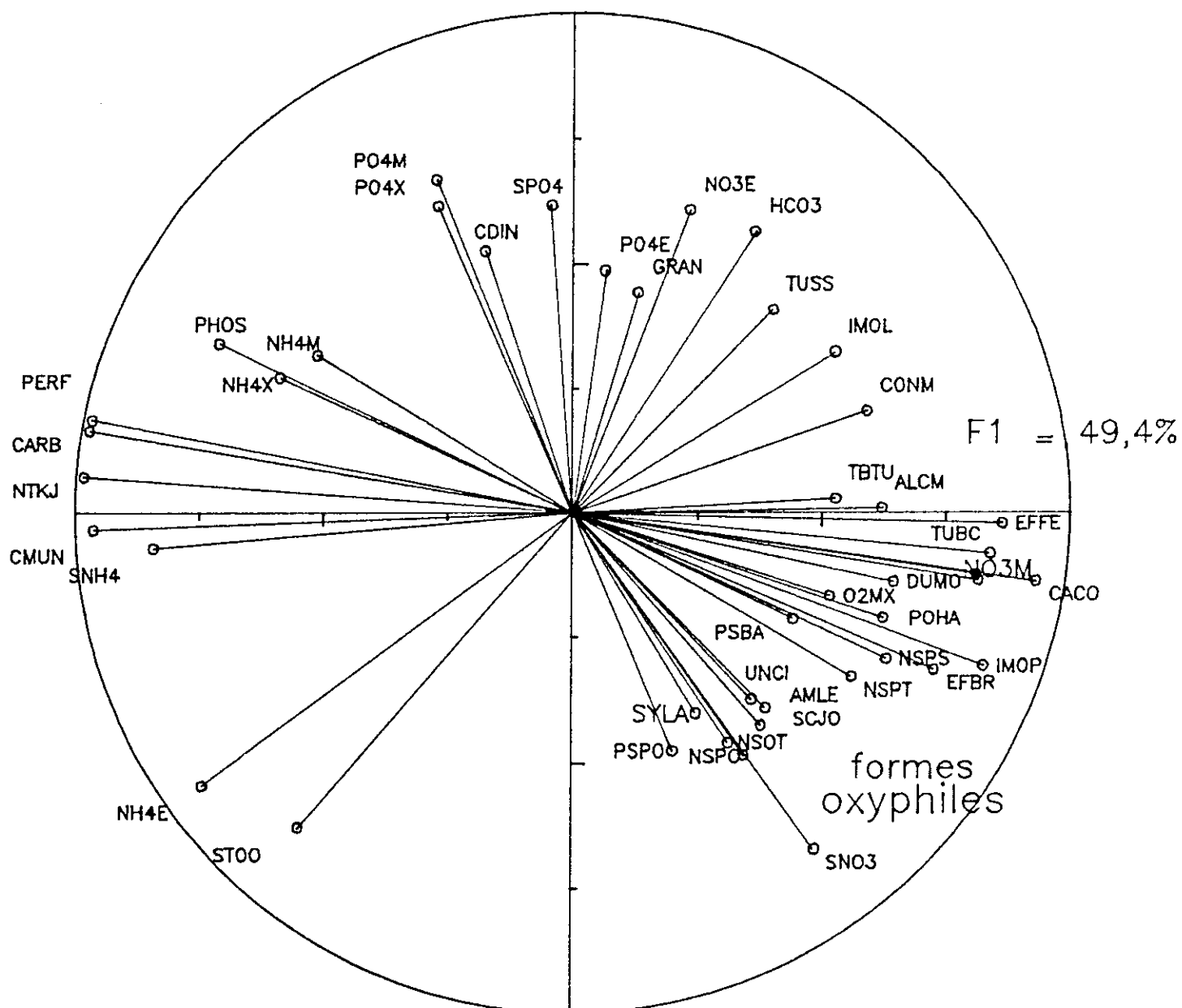


Figure 43 : Cercle des corrélations entre les deux premiers facteurs et les variables actives et supplémentaires ; (ACPN sans les lacs vosgiens et la zone la plus profonde du lac de l'Abbaye).

La figure 43 apporte des éclaircissements sur l'information fournie par la deuxième composante, qui exprimerait le degré de minéralisation de l'azote des eaux interstitielles (antagonisme $\text{NH}_4\text{E}-\text{NO}_3\text{E}$), et un antagonisme entre les teneurs en orthophosphates des eaux (PO_4M , PO_4X , SPO_4) et les nitrates des eaux de contact (SNO_3).

La majorité des variables biologiques les plus corrélées avec le facteur F1 se projettent à l'opposé des descripteurs de pollution organique (cf. 1ère ACPN), l'indice mollusques des zones profondes adoptant une direction contraire à celle du phosphore total des sédiments (PHOS).

On observe également un regroupement des variables représentant les formes oxyphiles, nombre d'espèces (NSPO, NSOT), % (PSPO), *Stylaria lacustris* (SYLA), *Specaria josinae* (SCJO), *Uncinaxis uncinata* (UNCI), *A. leydigii* (AMLE) sur l'axe F2, à l'opposé des orthophosphates.

Mais bien que les coefficients de corrélation restent peu élevés (-0,37 à -0,48), il semble qu'au sein des espèces oxyphiles des distinctions doivent être faites.

Les taxons *S. velutinus* et *P. barbatus*, de même que *P. hammoniensis* (qui n'appartient pas aux formes qualifiées d'oxyphiles), s'orientent dans la même direction que l'oxygène dissous maximal (O2MX).

La notion d'espèce oxyphile, suggérée par l'examen des relevés benthiques du lac Léman [15], reste délicate à interpréter dans les lacs jurassiens et vosgiens. Sans doute cette notion recoupe-t-elle une préférence pour des tensions élevées en oxygène dissous, surtout la valeur maximale de cette variable ; mais la même observation est la règle pour des espèces comme *P. hammoniensis* et *P. barbatus* qui n'ont pas reçu le qualificatif "d'oxyphile".

Dans le cas de l'ACPN sans les lacs vosgiens (fig. 43), les variables biologiques réellement liées à la notion d'oxyphilie (PSPO, NSOT, NSPO, UNCI, AMLE, SCJO, SLAP) s'opposent à la charge en carbone, azote et phosphore des sédiments, et à la charge en orthophosphates et sels ammoniacaux de l'eau (eau de contact et eau sur verticale). La notion d'oxyphilie recouperait un caractère de sensibilité à la pollution des eaux surnageantes plus qu'à celle des sédiments. Le fait que la plupart des espèces appartiennent à la famille des Naididae, dont les représentants sont inféodés à l'horizon superficiel des sédiments et en contact étroit avec les eaux surnageantes, pourrait apporter un élément d'explication à ce phénomène.

Sur la troisième composante principale (non illustrée ici), marquée par un antagonisme entre le % de particules fines (GRAN) et les orthophosphates de l'eau interstitielle (PO_4E), le pH des eaux (sur verticale) et le \log_{10} des effectifs de Tubificidae immatures sans soies capillaires (TUSS) sont corrélés positivement ($r > 0,62$). La relation positive phosphore total-Tubificidae sans soies capillaires a été notée dans des eaux courantes par VERDONSCHOT (1987).

VII.4.1.5 Discussion et conclusion

Les deux analyses en composantes principales ont mis en évidence un premier facteur, caractérisé par un antagonisme carbone-azote-phosphore/carbonates des sédiments. On peut considérer que ce facteur exprime la charge organique brute du sédiment, opposée aux capacités de minéralisation (ou potentiel de minéralisation) de celle-ci, capacité décrite par la teneur en carbonate de calcium du sédiment.

La composante F1 constitue de toute évidence un facteur trophique commun à tous les lacs.

Ce facteur transparait également au niveau des variables physico-chimiques des eaux (eau sur verticale et eau de contact). Il se caractérise, comme pour les sédiments, par un antagonisme entre les descripteurs de charge en carbone-azote-phosphore et les descripteurs de la dureté des eaux et de leur état oxydé.

Les autres facteurs des analyses s'interprètent moins aisément ou traduisent des antagonismes entre quelques individus très typés : les deux lacs vosgiens (Gérardmer et Longemer, bassin cristallin) s'opposent aux lacs jurassiens (bassin calcaire) sur la composante F2 de la première ACPN.

Le facteur F1 intègre également les rejets humains, mais il ne les caractérise pas avec précision sur ce jeu de données : le lac du Petit Maclu, en principe exempt de pollution, rejoint le lac de l'Abbaye pollué (SRAE, 1982). On peut donc considérer le facteur F1 comme une composante trophique et une aptitude en valeur absolue des lacs à métaboliser les matières organiques d'origines diverses (autochtones et allochtones).

Il est intéressant de noter que les variables biologiques oligochètes se projettent essentiellement sur la première composante principale, à l'opposé des variables décrivant la charge organique des sédiments. Les variables les mieux projetées sont représentées par le nombre d'espèces, total (NSPT) ou moyen (NSPS), les effectifs pour 0,1 m², bruts (EFBR) ou transformés en log 10 (EFFE), le log10 des effectifs/0,1 m² des immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC) et des adultes de l'espèce P. hammoniensis (POHA).

Un indice lacustre, qui décrirait de façon optimale la structure physico-chimique mise en évidence, reposerait sur la prise en considération de ces variables.

Dans la mesure où les stations d'échantillonnage peuvent être repérées par la valeur de leur coordonnée factorielle sur l'axe F1, notamment dans la première ACPN (cf. annexe III, tab. I), j'ai recherché les corrélations linéaires pouvant exister entre la coordonnée factorielle des individus lacs sur le premier facteur et la valeur des variables biologiques les plus aisées à relever au laboratoire, soit le nombre moyen d'espèces (NSPS) et le log10 des effectifs/0,1 m² (EFFE).

J'ai eu recours à la technique de la **régression multiple** pas à pas ascendante (de type stepwise), la variable à expliquer Y correspondant à la coordonnée factorielle, les variables explicatives à NSPS et EFFE. Le logiciel utilisé provient de la bibliothèque ADDAD.

On obtient l'équation suivante :

$\boxed{\text{Coordonnée factorielle} = 131 \text{ EFFE} + 44 \text{ NSPS} - 3941}$, avec $r = 0,756$
et F de FISCHER SNEDECOR = 14,008, pour 21 degrés de liberté.

L'équation peut s'écrire plus simplement en supprimant la constante, dans la mesure où l'absence totale d'oligochètes a été notée à certaines saisons (lac de Bonlieu en été par exemple) :

Coordonnée factorielle $Y = 131 \text{ EFFE} + 44 \text{ NSPS}$, soit encore :

$$\boxed{Y = \text{NSPS} + 3 \text{ EFFE}}$$

A partir de cette équation, j'ai défini un indice lacustre

$\boxed{\text{EOLA} = \text{NSPS} + 3 \text{ EFFE}}$ qui intégrerait simultanément la charge organique des sédiments et leur potentiel de minéralisation, conformément aux conclusions énoncées plus haut.

Cet indice ne décrit pas spécialement l'effet de rejets allochtones d'origine humaine, mais un état biologique global du lac et une capacité des vases profondes à héberger des oligochètes.

J'ai calculé la valeur de cet indice pour 15 lacs, en incluant les lacs de Remoray et du Petit Etival pour lesquels je ne disposais pas d'analyses physico-chimiques complètes du milieu (cf. annexe III, tab. IV).

L'indice EOLA varie ici de 0 (Bonlieu en juillet 1984) à 20,2 (Chalain à -20 mètres, juillet 1984). On peut estimer une valeur moyenne EOLA pour chaque lac et classer les plans d'eau selon cette valeur moyenne.

Remarque :

Deux modes de calcul sont possibles :

- soit estimer la moyenne des indices saisonniers ;
- soit calculer un indice moyen à partir du nombre moyen d'espèces et du log₁₀ des effectifs moyens.

Si l'on porte en abscisses la coordonnée factorielle des lacs et en ordonnées les moyennes indicielles (EOLA : indice moyen, EOLA2 : moyenne des indices, fig. 44A) on s'aperçoit que l'on peut indifféremment retenir l'une ou l'autre des deux valeurs. Les différences les plus notables concernent les lacs présentant de grands écarts dans les valeurs indicielles saisonnières (Grand Maclu, Bonlieu).

Dans ce cas, l'indice EOLA2 (moyenne d'indices) donne un diagnostic plus pessimiste que EOLA (indice moyen). Je retiendrai donc systématiquement le code EOLA pour tous les indices, qu'il s'agisse de valeurs moyennes ou de valeurs saisonnières ; dans le texte, la légende des figures ou des tableaux, le mode de calcul sera spécifié (valeur moyenne de l'indice, indice moyen, valeur saisonnière).

L'ensemble des résultats est illustré par la figure 44.

On constate que la relation entre la première coordonnée factorielle des stations lacustres et l'indice moyen EOLA n'est pas purement linéaire (fig. 44A), au contraire des indices mollusques, du pourcentage de perte au feu (PERF), de carbonates (CACO), de phosphore total (PHOS) (fig. 44 B, C, D) et, dans une moindre mesure, des concentrations maximales en oxygène dissous (O2MX).

L'examen de la figure 44A et les résultats des analyses en composantes principales suggèrent un découpage des valeurs de EOLA en trois modalités :

EOLA \geq 10
 EOLA = 6,1-9,9
 EOLA \leq 6

On peut faire correspondre à ces modalités un classement des lacs en trois types :

EOLA \geq 10 : type 1 ; lacs à fortes capacités biotiques ;
 EOLA = 6,1-9,9 : type 2 ; lacs à capacités biotiques faibles à moyennes ;
 EOLA \leq 6 : type 3 ; lacs à faibles capacités biotiques.

Le classement obtenu est confronté aux indications fournies par les variables chimiques et biologiques de l'eau et des sédiments : indices mollusques profond (IMOP) et littoral (IMOL), % d'espèces d'oligochètes oxyphiles + % P. barbatus (PSPO), % d'espèces d'oligochètes indicatrices d'eutrophie (PSPE), selon les propositions de MILBRINK ((1983b), LANG (1984), SARKKA, (1987a), PROBST (1987), l'indice chironomidae de SAETHER (1979), le biovolume moyen du zooplancton (en cm^3/m^3), la concentration moyenne en nucléotides adényliques (ATP) de l'eau sur verticale (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et des sédiments (en ng/mg de sédiments secs), la concentration moyenne en chlorophylle a active de l'eau sur verticale (en $\mu\text{g}/\text{l}$) et un diagnostic global de trophie tiré de l'examen du phytoplancton (espèces, chlorophylle a, production primaire).

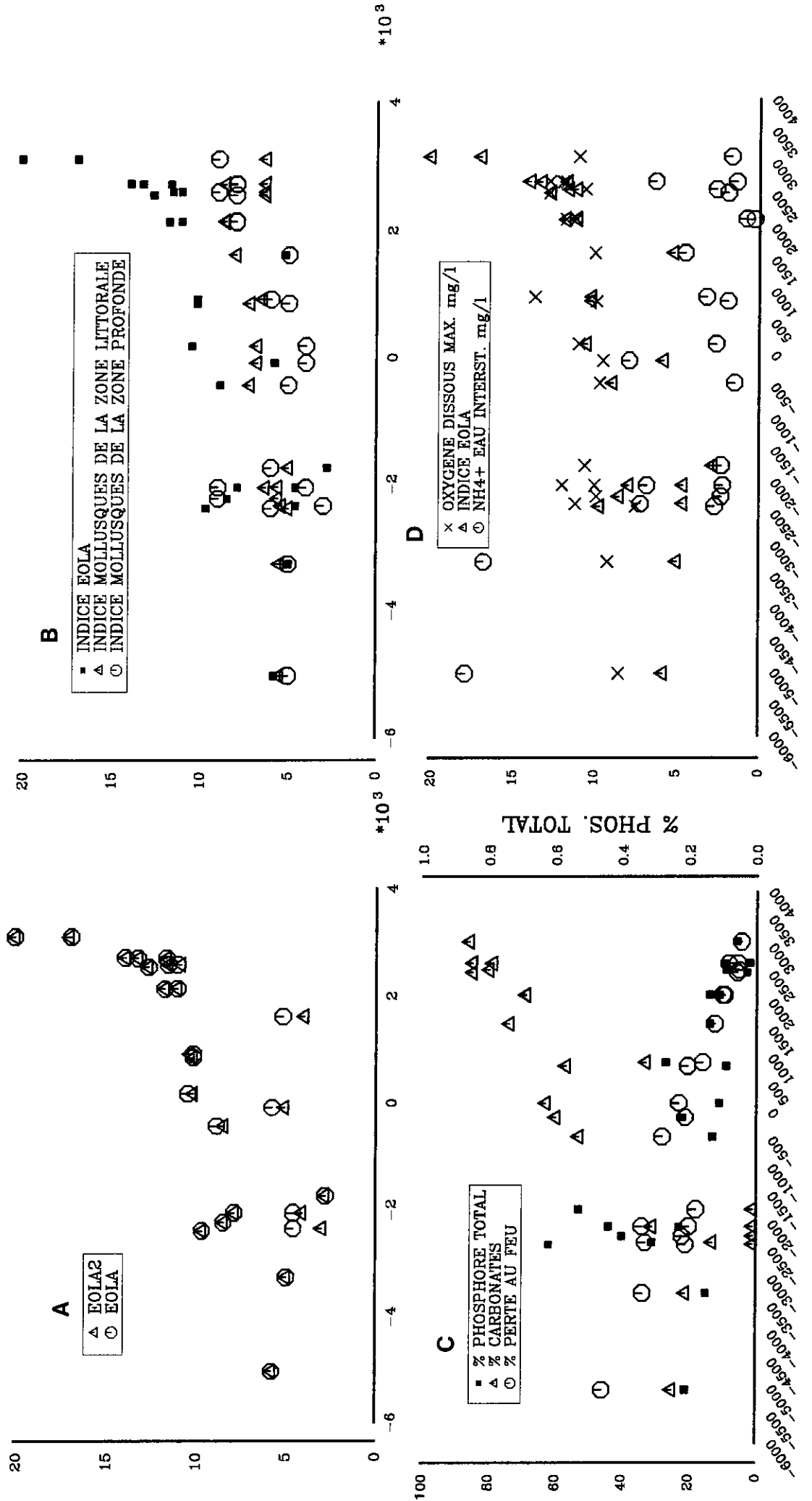
Le classement obtenu fait l'objet des tableaux 62, 63 et 64 où j'ai mentionné également les espèces rencontrées dans les lacs correspondant à chaque type.

Le premier type comprend des lacs à forte capacité biologique, aux sédiments pauvres en matières organiques et riches en carbonates (tab. 62). Des concordances intéressantes se manifestent. Les fortes valeurs de EOLA s'associent à des valeurs élevées de tous les autres indices biologiques, les lacs correspondants se classant dans la catégorie des systèmes mésotrophes ou eutrophes par référence au phytoplancton.

Il s'agit donc de plans d'eau à hautes potentialités biologiques globales, qui, s'ils ne sont pas exempts d'apports d'origine humaine, s'avèrent encore capables de les assimiler et de les transformer en matière vivante. Les peuplements d'oligochètes sont riches en espèces et abondants.

Mais le basculement vers une situation plus dégradée se discerne déjà au niveau de Remoray, des deux Clairvaux et surtout du lac Saint-Point. Pour ce dernier, les espèces oxyphiles désertent la zone profonde, alors que VANDEL, en 1920, mentionnait encore la présence de Bythonomus lemani, espèce oxyphile [15] ou caractéristique de conditions oligotrophes (LANG, 1984).

Figure 44 : Relation entre la valeur de la première coordonnée factorielle (en abscisse) et quelques variables biologiques et physico-chimiques ; A : indice moyen EOLA et valeur moyenne des indices (EOLA2) ; B: indice EOLA et indices mollusques ; C: phosphore total, carbonates et perte au feu ; D:02 dissous maximal, indice EOLA et NH4+(eau interstitielle).



Comparativement au Saint-Point, le grand lac d'Etival, malgré sa petite taille, présente une capacité biologique relativement élevée. Le lac de Chalain, quant à lui, constitue le système ayant le meilleur état général dans l'absolu, que ce soit au plan biologique ou physico-chimique. Mais dans sa zone la plus profonde (-30 m), l'indice oligochètes ne dépasse pas la valeur de 12,4 (10,2-12,4), alors qu'il atteint 20,2 à -18 m de profondeur (tab. 62 et annexe III, tab. IV).

Dans ce dernier cas, la prise en considération du % d'espèces "oxyphiles" peut apporter des compléments d'information. Celui-ci atteint 0,6 à 14,2 % au point le plus profond du lac ; à titre de comparaison des valeurs de 12,4 à 48,3% sont relevées dans les profondeurs intermédiaires. Ces observations décrivent l'existence de signes de dégradation dans l'horizon le plus profond. Elles illustrent aussi "l'effet de fosse" exposé dans le § VII.4.1.3.

Le deuxième type (type 2, tab. 63) caractérise des lacs à capacité biologique moyenne à faible ; des discordances biologiques entre les compartiments eau et sédiments apparaissent nettement. On trouve en effet des plans d'eau qualifiés d'eutrophes, de mésotrophes ou d'oligotrophes par le phytoplancton. Le nombre d'espèces d'oligochètes susceptibles d'être rencontrées diminue de moitié par rapport au type 1.

Les lacs des Rousses (eutrophe), d'Ilay (mésotrophe) et de Gérardmer (mésotrophe) reçoivent des apports allochtones d'origine humaine (cf. travaux cités dans le § VII.4.1.2), bien marqués par l'indice EOLA et l'indice mollusques profond (IMOP).

Deux cas de contradictions entre variables biologiques doivent être pris en considération. Le lac de Longemer oppose de faibles valeurs de l'indice oligochètes (EOLA = 8,3) à de fortes valeurs de l'indice mollusques (IMOP = 9). Ce plan d'eau défini par sa charge organique importante et ses déficits en carbonates (tab. 63), décrits par un indice EOLA < 10, ne présente pas en revanche de concentrations élevées en NH_4^+ dans l'eau interstitielle des sédiments, concentrations auxquelles l'indice mollusques répond négativement dans la première analyse en composantes principales.

Le lac du Grand Maclu, caractérisé par un état biologique dégradé, pose un autre problème.

Il y a en effet redondance entre les diagnostics mollusques et oligochètes, mais la masse d'eau se montre peu productive (zooplancton = 0,5 cm^3/m^3 , lac oligotrophe selon le phytoplancton). Le Grand Maclu se révèle donc globalement comme un écosystème aux sédiments assez peu biogènes, chargés en NH_4^+ (4,45 mg/l, tab. 63), dont les eaux sont peu productives. Inversement, il se situerait dans un état eutrophe d'après les peuplements larvaires de Chironomidae et le % d'espèces d'oligochètes typiques des systèmes eutrophes (PSPE = 100%).

Enfin dans le type 3 (tab. 64) se rangent les plans d'eau les plus pollués, ou, comme le Petit Maclu, à très faible potentiel biologique (lac oligotrophe d'après le phytoplancton).

Les lacs du type 1, bien que résistants par nature à toute agression, ne sont pas à l'abri d'un basculement vers une situation biologique plus dégradée : le lac Saint-Point en constitue à ce titre une image.

Tableau 62 : Classement des lacs en fonction de la valeur moyenne de l'indice EOLA ; variables biologiques et physico-chimiques associées ; PSPO = % moyen d'espèces d'oligochètes oxyphiles ; PSPE = % moyen d'espèces d'oligochètes indicatrices d'eutrophie ; IMOP - IMOL = indices mollusques.

TYPE I	OLIGOCHETES		MOLLUSQUES		CHIRONOMIDAE Indice de SAETHER (1979)	PLANCTON		Nucleotides sédimentaires (ATP)		Chlorophylle a active Eau sur verticale µg/l	Variables physico-chimiques (sédiments et eau)			
	EOLA Min.	Max.	IMOP	IMOL		Diagnostic global phytoplankton	Biovolume zooplankton	Eau µg/m ³	Sédiments ng/mg					
Chalais	14,6	10,2	20,2	19,7	80,3	9	6,3	12 (eutrophie)	mésotrophie	5,6	559	-	2,5	% Perte au feu (PBRF) 4,6 à 10,1 moyenne = 7,6 % Azote total Kjeldahl (NTKD) 0,16 à 0,74 moyenne = 0,33 % Carbonates (CAED) 33 à 86 moyenne = 72 % Phosphore total (PHOS) 0,02 à 0,27 moyenne = 0,10 NH4+ eau interstitielle (NH4E) (mg/l) 0,26 à 5,30 moyenne = 2,44 NH4+ eau sur verticale (NH4M) (mg/l) 0,02 à 0,37 moyenne = 0,11 NH4+ eau de contact (NH4C) (mg/l) 0,03 à 0,09 moyenne = 0,05 Oxygène dissous max. (O2MX) (mg/l) 10,6 à 14 moyenne = 11,9
Remoray	14,3	12,3	15,3	0,5	99,5	5	8,1	-	eutrophie	-	-	-	-	
Grand Clairvaux	13,3	11,7	17	6,3	93,7	8	6,3	12 (eutrophie)	mésotrophie	4,7	715	-	2,2	
Petit Clairvaux	12,7	10,7	14,6	2,1	97,9	5	5	13 (eutrophie)	mésotrophie	3,6	553	-	2,7	
Saint-Point	11,6	10,1	13,3	0	100	8	8,6	-	eutrophie	-	-	-	-	
Grand Etivail	10,4	9,2	11,8	0,7	99,3	6	6,5	12 (eutrophie)	mésotrophie	7,2	1065	2,1	1,9	

Espèces ou taxons d'oligochètes associés : immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires (TUBC, TUSS),
 T. tubifex (TBTU), T. ignotus (TBIG), P. barbatus (PSBA), L. hoffmeisteri (LIHO), L. udekemianus (LIUD), S. ferox (SPFE),
 S. velutinus (SPVE), P. hammoniensis (POHA), P. bedoti (POBE), A. pluriseti (AUPL), A. limnobioides (AULI),
 C. diastrophus (CHDS), A. leydigii (AMLE), S. losinae (SCJO), U. uncinata (UNCI), N. barbata (NABA), V. intermedia
 (VEIN), S. lacustris (SYLA), P. blanci (PIBL), D. digitata (DEDI) ;
 TOTAL = 22 espèces ou taxons.

Effectifs moyens/relevé : 303 - 1726 exemplaires/0,1 m² ;

Nombre moyen d'espèces/relevé : 3 - 10,5

Nombre total d'espèces/relevé : 3-14 ;

Nombre moyen d'espèces oxyphiles/relevé : 1 - 6

Nombre total d'espèces oxyphiles/relevé : 1 - 7

De même, il est presque banal de souligner que les systèmes de plus petites dimensions (Petit et Grand Maclu, Petit et Grand Etival, Petit Clairvaux, Bonlieu) s'avèrent, par nature, des milieux confinés peu aptes à assimiler des apports organiques excessifs, qu'ils soient d'origine allochtone ou autochtone.

En conclusion, je me pose ici la question de savoir quelle réalité expriment les discordances sédiments/pleine eau évoquées précédemment [9], [11]). En fait, il paraît somme toute logique qu'un lac incapable de recycler la matière organique du sédiment, notamment dans le cas d'un déficit en carbonates, ne soit pas productif au niveau de la masse d'eau **si des apports exogènes ne viennent pas contaminer le système**. La même logique vaut pour la proposition inverse : un lac qui recycle la matière organique accumulée dans les sédiments se montrera productif au niveau de la masse d'eau (ex : Chalain).

Des situations intermédiaires sont mises en valeur par les lacs vosgiens, considérés comme mésotrophes ; ils piègent en effet une partie des nutriments, en l'occurrence le phosphore, dans des vases de qualité biologique moyenne à médiocre.

On s'écarte ici des classifications habituelles, basées exclusivement sur le degré de trophie ; celles-ci me paraissent ne souligner qu'incomplètement la réalité d'un écosystème lacustre. WASSON (1984) suggère d'ailleurs fort judicieusement de ne pas utiliser l'indice chironomidae de SAETHER (1979) sans faire référence aux autres compartiments de l'écosystème.

La même critique pourrait s'appliquer à la **définition d'un degré de trophie à partir des espèces d'oligochètes**, tous les lacs se situant sensiblement au même niveau trophique (eutrophie à méso-eutrophie, % d'espèces indicatrices d'eutrophie = 80 à 100%).

Il n'est pas dans mon propos de contester la validité de ce type de classification. Cependant, je voudrais insister sur le caractère trop restrictif qu'il peut revêtir [9]. Par exemple, en ce qui concerne les lacs étudiés ici, un simple classement par degré de trophie ne peut rendre compte de la diversité des situations rencontrées. Ces affirmations viennent d'ailleurs à l'appui des propos de RAVERA (1983). Cet auteur, sans remettre en cause le principe d'une classification des lacs par leur degré de trophie, soulignait les problèmes rencontrés pour appliquer le concept à certains plans d'eau.

Remarques : Deux points méritent d'être précisés.

En premier lieu, quelle signification accorder aux espèces oxyphiles [9] [15] ? Leur pourcentage n'est pas corrélé avec la première coordonnée factorielle. Seuls les effectifs (transformés en log10) de A. leydigii, S. velutinus et de P. barbatus, qui peut être rajoutée à la liste des 25 espèces oxyphiles [15], se projettent en direction de la valeur maximale de l'oxygène dissous (O2MX) et à l'opposé de la charge organique (fig. 42 et 43).

Cependant P. hammoniensis, descripteur privilégié d'eutrophie (LANG, 1984 ; MILBRINK, 1983b), suit la même tendance. De même, des individus immatures appartenant au genre Stylodrilus (= oligotrophie) n'ont été récoltés que dans le lac de l'Abbaye, pollué par des rejets domestiques. Or ce taxon fait partie de la liste des espèces oxyphiles. Toutefois, ses effectifs ne dépassent pas quelques individus/0,1 m² et il disparaît totalement de la zone la plus profonde du lac.

Vraisemblablement, la notion d'oxyphilie recoupe plusieurs facteurs autécologiques plus ou moins liés entre eux :

Tableau 63 :

Classement des lacs en fonction de la valeur moyenne de l'indice EOLA ; variables biologiques et physico-chimiques associées ; PSPO = % moyen d'espèces d'oligochètes oxyphiles ; PSPE = % moyen d'espèces d'oligochètes indicatrices d'eutrophie ; IMOP - IMOL = indices mollusques.

TYPE 2	OLIGOCHETES			MOLLUSQUES		CHIRONOMIDAE	PLANCTON	Nucléotides adényliques (ATP)		Chlorophylle a active µg/l	Variables physico-chimiques (sédiments et eau)		
	EOLA	Min.	Max.	PSPO %	PSPE %	IMOP		IMOL	Indice de SAETHER (1979)			Diagnostic global phytoplankton	Biovolume zooplankton
Les Rousses	9,2	3,4	11,7	0	100	5	7,2	-	eutrophie	-	-	-	% Perte au feu (PERF) 12,5 à 28 moyenne = 20,8
Longemer	8,3	7,9	8,8	0	100	9	5,6	-	mésotrophie	-	-	-	% Azote total Kjeldahl (NTKJ) 0,55 à 1,10 moyenne = 0,86
Ilay	7,7	3,4	11,4	0	100	4	6,8	14 (eutrophie)	mésotrophie	5,5	-	3,7	% Carbonates (CACD) 1 à 74 moyenne = 45
Sérardner	7,2	3,1	10,3	0	100	6	5	-	mésotrophie	-	-	-	% Phosphore total (PHOS) 0,09 à 0,62 moyenne = 0,30
Petit Etival	6,2	2,8	8,3	1,4	98,6	9 ?	-	-	mésotrophie	-	-	4,5	NH4+ eau interstitielle (NH4E) (mg/l) 1,5 à 8,85 moyenne = 3,67
Grand Maclu	6,1	2,5	10,8	6,1	93,9	5	8	12 (eutrophie)	oligotrophie	0,5	-	-	NH4+ eau sur verticale (NH4M) (mg/l) 0,08 à 0,40 moyenne = 0,22

Espèces ou taxons d'oligochètes associés : immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires (TUBC, TUSS), T. tubifex (TBTU), T. montanus (TBMO), I. templetoni (ILTE) L. hoffmeisteri (LIHO), P. hammoniensis (POHA) P. bedoti (POBE), A. plurisetia (AUPL), S. josinae (SCJO, lac du Petit Etival, SCJO = 1,4%), C. diastrophus (lac du Grand Maclu à -15 mètres, relevés non retenus dans les ACPN, (cf. annexe III, tab. IV).

TOTAL = 11 espèces ou taxons.

Effectifs moyens/relevé : 4 - 730 exemplaires/0,1 m² ;
 Nombre moyen d'espèces/relevé : 1 - 3 ;
 Nombre total d'espèces/relevé : 0 - 1 ;
 Nombre total d'espèces oxyphiles/relevé : 0 - 1

- une préférence globale des espèces pour de fortes teneurs en oxygène dissous ;
- un caractère de polluosensibilité qui se traduit par la disparition des espèces oxyphiles selon un gradient de charge organique des sédiments et, dans le cas des Naididae, de charge organique des eaux (cf. fig. 42 et 43).

Nous avons déjà vu que si la densité de P. hammoniensis suit dans les ACPN la même direction que celle de certaines espèces oxyphiles, son comportement écologique diffère. Ce tubificidae demeure en effet le seul oligochète présent en effectifs clairsemés dans le lac pollué de Bonlieu (cf. tab 58).

En fait, l'abondance absolue de tous les taxons se réduisant selon un état croissant de pollution, les Tubificidae T. tubifex, L. hoffmeisteri et P. hammoniensis ne font pas exception à la règle. En revanche, ils peuvent se maintenir en effectifs réduits dans des sédiments désertés par les autres espèces.

Qui plus est, l'information apportée par les espèces oxyphiles semble diluée dans la richesse biologique générale des sédiments. Un % d'espèces oxyphiles > 10 s'associe toujours à des valeurs d'indices > 10, mais ces mêmes valeurs indiciaires peuvent aussi décrire des sédiments sans espèces oxyphiles (tab. 62).

Il convient alors de considérer ces taxons particuliers comme des éléments précisant la signification de l'index EOLA, notamment lorsque celui-ci conduit à des valeurs élevées.

Par ailleurs, le qualificatif d'oxyphilie recoupe également dans ses grandes lignes le caractère indicateur du degré de trophie proposé par divers auteurs (tab. 65) : les formes oxyphiles décrivent en général un état oligotrophe ou mésotrophe ; j'ai rajouté à la liste proposée en 1985 [15] N. barbata (Petit Etival) et P. barbatus.

En second lieu, le métabolisme du phosphore mérite quelque attention. Les problèmes que posent cet élément ont été analysés par BARROIN (1986). Dans mon jeu de données, le phosphore total particulaire constitue un descripteur de pollution des sédiments (dans les cours d'eau, le phosphore total particulaire n'est lié à aucune variable physico-chimique des sédiments). De plus, en accord avec les résultats de BARROIN (1986), les plus fortes concentrations en orthophosphates dans l'eau (eaux de contact et eau sur verticale) se relèvent dans des lacs récepteurs d'effluents domestiques comme le Saint-Point, les Rousses ou Bonlieu (PO_4X , PO_4M , $SPO_4 = 0,10$ à $0,75$ mg/l ; valeur minimale de l'oxygène dissous = 0 à 4,8 mg/l, tab. 55 et 56).

VII.4.1.6 Comparaison avec quelques données de la littérature.

J'ai calculé la valeur de l'indice EOLA à partir de résultats puisés dans divers travaux (lacs finlandais, néo-zélandais, italiens ou français) faisant mention des données brutes (nombre d'espèces, effectifs/m², effectifs des différentes espèces).

Les études où la maille de tamisage des prélèvements ne dépassait pas 0,400 mm ont été retenues en convertissant les effectifs/m² en effectifs/0,1 m². Les résultats obtenus font l'objet des tableaux 66 à 71.

Tableau 64

Classement des lacs en fonction de la valeur moyenne de l'indice EOLA ; variables biologiques et physico-chimiques associées ; PSPO = % moyen d'espèces d'oligochètes oxyphiles ; PSPE = % moyen d'espèces d'oligochètes indicatrices d'eutrophie ; IMOP - IMOL = indices mollusques.

TYPE 3	OLIGOCHETES			MOLLUSQUES		CHIRONOMIDAE	FLANCTON		Nucléotides adényliques (ATP)		Chlorophyllie a active Eau sur verticale µg/l		
	EOLA	Min.	Max.	PSPO %	PSPE %	IMOP	IMOL	Indice de SAETHER (1979)	Diagnostic global phytoplankton	Biovolume zooplankton		Eau µg/m ³	Sédiments ng/mg
Abbaye	5,4	5	5,8	3,7	96,3	5	5,5	-	eutrophie	-	2919	-	3,7
Petit Maclu	4,1	1,9	5,5	0	100	4	6,3	13 (eutrophie)	oligotrophie	1,3	-	-	2,2
Bonlieu	3	0	6,4	0	100	3	5,4	15 (eutrophie)	eutrophie	8,8	1419	11,9	10,5

Variables physico-chimiques (sédiments et eau)

% Perte au feu (PERF) 33 à 45,90

moyenne = 36,70

% Azote total Kjeldahl (NTKJ)

1,49 à 2,10 moyenne = 1,71

% Carbonates (CACD) 13 à 31

moyenne = 23

% Phosphore total (PHOS)

0,15 à 0,31 moyenne = 0,23

NH4+ eau interstitielle (NH4E)

(mg/l) 6,80 à 17,90 moyenne = 12,16

NH4+ eau sur verticale (NH4M)

(mg/l) 0,06 à 1,60 moyenne = 0,54

NH4+ eau de contact (SNH4) (mg/l)

0,54 à 1,26 moyenne = 0,94

Oxygène dissous max. (OZMX) (mg/l)

8,50 à 11,20 moyenne = 9,7

Espèces ou taxons d'oligochètes associés : immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC), T. tubifex (TBTU), P. hammoniensis (POHA), immatures de Lumbriculidae du genre Stylodrilus (ST00, 1 individu/0,1 m² dans le lac de l'Abbaye) ; TOTAL = 4 espèces ou taxons.

Effectifs moyens/relevé : 10 - 36 individus/0,1 m² ;

Nombre moyen d'espèces/relevé : 1 - 2

Nombre moyen d'espèces oxyphiles/relevé : 0 - 1

Nombre total d'espèces/relevé : 1 - 2 ;

Nombre total d'espèces oxyphiles/relevé : 0 - 1

Tableau 65 : Liste des espèces oxyphiles (d'après [15] ; les espèces P. barbatus et N. barbata ont été rajoutées à la liste originelle ; appréciation de leur caractère indicateur de trophie par divers auteurs.

	Présence dans la zone profonde des lacs jurassiens et vosgiens	MILBRINK 1980, 1983b	HOWMILLER & SCOTT (1977)	LANG, 1984	SARKKA, 1987a et b	PROBST 1987
<u>A. leydigii</u>	+	-	-	-	eutrophie	-
<u>C. cristallinus</u>	-	-	-	-	-	-
<u>C. diaphanus</u>	-	-	-	-	-	-
<u>C. diastrophus</u>	+	-	-	-	-	-
<u>C. langi</u>	-	-	-	-	-	-
<u>C. limnaei</u>	-	-	-	-	-	-
<u>C. setosus</u>	-	-	-	-	-	-
<u>N. bretscheri</u>	-	-	-	-	-	-
<u>N. barbata</u>	+	-	-	-	-	-
<u>N. communis</u>	-	-	-	-	-	-
<u>N. elinguis</u>	-	-	mésotrophie	-	-	-
<u>N. pardalis</u>	-	-	-	-	-	-
<u>N. variabilis</u>	-	-	-	-	-	-
<u>O. serpentina</u>	-	-	-	-	-	-
<u>P. blanci</u>	+	-	-	-	-	-
<u>S. appendiculata</u>	-	-	mésotrophie	-	-	-
<u>S. josinae</u>	+	-	-	-	eutrophie	-
<u>S. lacustris</u>	+	-	-	-	-	-
<u>U. uncinata</u>	+	-	mésotrophie	-	-	-
<u>V. intermedia</u>	+	-	-	-	-	-
<u>B. sanguinea</u>	-	-	-	oligotrophie	-	-
<u>B. lemani</u>	-	oligotrophie	-	"	-	-
<u>S. heringianus</u>	+	"	oligotrophie	"	-	-
<u>S. velutinus</u>	+	"	-	"	-	oligotrophie
<u>R. falciiformis</u>	-	"	-	-	-	-
<u>P. barbatus</u>	+	mésotrophie oligotrophie	-	mésotrophie	oligotrophie	mésotrophie
<u>M. argentea</u>	-	-	-	-	-	-

Sans trop insister toutefois sur ces données de provenance hétérogène, on note que les valeurs de l'indice EOLA, relevées sur tous les écosystèmes envisagés, sont comprises dans la fourchette de celles que j'ai proposées pour classer les lacs jurassiens et vosgiens (tab. 62 à 64). Les plans d'eau européens pollués (Nemi, Petichet, tab. 66 et 67) ou enrichis en matières nutritives (Endine, tab. 68), présentent des notes indicielles voisines de celles que je mentionne pour des plans d'eau du type 2 (tab. 63), avec toutefois des teneurs en NH_4 dans les eaux profondes sensiblement plus élevées que dans mes données.

En ce qui concerne le lac de Nemi (tab. 66), la dégradation des conditions ambiantes pour le benthos profond entre les années 1979 et 1983-1984 (BAZZANTI et SEMINARA, 1987a), se discerne nettement à la lecture des valeurs indicielles. De même, dans le lac d'Endine (tab. 68), l'index EOLA varie en sens inverse des teneurs en sels ammoniacaux (converties en NH_4^+ à partir de teneurs publiées en N- NH_4). Le diagnostic proposé pour la station 1, la meilleure au vu des oligochètes (EOLA = 16,8), est confirmé par l'examen de tous les autres compartiments de la biocénose (BARBANTI et al., 1974). Le lac d'Endine, dont la profondeur n'excède pas 8 mètres, se situe au même niveau d'état biologique que le Grand Etival (-9 mètres de profondeur maximale, tab. 62).

Les lacs néo-zélandais (tab. 69) se rangeraient dans les types 2 et 3, avec un état biologique moyen à faible, et un pourcentage de matières organiques correspondant globalement aux valeurs repères de cette variable pour les types 2 et 3 (tab. 63 et 64). On remarque par ailleurs une progression parallèle degrés de trophie -EOLA : sont oligotrophes Lyndon et Hawdon (EOLA = 5,3-7,6), oligo-mésotrophes Laetitia, Marymere et Pearson (EOLA = 7,3-9,6) et mésotrophes Sarah et Grasmere (EOLA = 8-9,9).

Les lacs finlandais (tab. 70 et 71) constituent un cas intéressant. En effet, dans le lac Päijänne, si les valeurs de EOLA intègrent l'incidence des effluents de papeteries, notamment à la station 6, et la récupération progressive du milieu (tab. 70), l'index oligochètes ne dépasse pas le seuil de 7,3. En revanche, le pourcentage d'espèces oxyphiles PSPO caractérise l'impact des pollutions et l'autoépuration du système, avec des pourcentages variant de 40 à 60% dans les secteurs exempts de perturbations. En fait, le lac Päijänne, originellement oligotrophe et pauvre en sels de calcium (SÄRKKÄ, 1979), se révèle un milieu sans doute peu favorable par nature à l'implantation de communautés d'oligochètes abondantes et diversifiées ("oligotrophie vraie"). La récupération des conditions ambiantes se caractérise en conséquence par une élévation modérée des valeurs de l'indice EOLA et surtout par une prépondérance des formes oxyphiles (ici S. heringianus et Lamprodilus isoporus).

La prise en considération d'une série de lacs finlandais communicant entre eux (tab. 71, SÄRKKÄ, 1987a) renforcerait la valeur indicatrice de l'index EOLA, qui suit les épisodes de pollution et de récupération du milieu, avec un effet biologique différé dans le lac Vatia des rejets reçus par le lac Kuhnamo. L'absence d'espèces oxyphiles pourrait être attribuée à la persistance d'un état de pollution et semblerait démontrer que la récupération des milieux n'est pas totale.

VII.4.2 Cas de la retenue de Vouglans.

La retenue hydro-électrique de Vouglans (429 mètres d'altitude, 1600 hectares de superficie) est alimentée par les eaux de la rivière Ain (massif du Jura). Elle s'étend sur 36 kilomètres et sa profondeur maximale varie d'une dizaine

Tableau 66 : Calcul de l'indice EOLA dans le lac pollué de Nemi (Italie) :
PSPO : % d'espèces oxyphiles.

Stations du lac Nemi 1979		EOLA	PSPO	Calculé à partir de BAZZANTI (1983)
N20	(-20 m)	10,2	0	
G20	(-20 m)	7,6	0	
G31	(-31 m)	3,4	0	
Valeur moyenne		7,1	0	

Stations du lac Nemi (1983-84)		EOLA	PSPO	Calculé à partir de BAZZANTI et SEMINARA (1987a)
N20	(-20 m)	8,9	0	
G20	(-20 m)	6	0	
G31	(-31 m)	3,9	0	
Valeur moyenne		6,3	0	

Tableau 67 : Calcul de l'indice EOLA dans le lac pollué de Petichet (Isère, France ; d'après GAY, 1976) ; PSPO = % d'espèces oxyphiles ; comparaison avec quelques variables physico-chimiques des sédiments et des eaux sur verticale.

Lac de Petichet	EOLA	PSPO	PERF %	Ca+Mg mg/l	O2MI mg/l	O2MX mg/l	NH4M mg/l
-12 m	8,6	0	7	43	2,8	12,2	0,77
-18 m	7,6	0	8,5	44	0,6	11,8	1,07
Valeur moyenne	8,1	0	7,8	44	-	-	0,92

Tableau 68 : Calcul de l'indice EOLA dans le lac d'Endine (d'après BARBANTI et al., 1974) ;
PSPO : % d'espèces oxyphiles.

Lac d'Endine	Valeurs moyennes		pH	Ca++ mg/l	NH4+ mg/l	O2 dissous mg/l	Phytoplankton % trophie
	EOLA	PSPO					
St. 1 (-6m)	16,8	3,4	7,4-8,1	46-60	0,31 (0,12-0,57)	0-12	-
2 (-7m)	7	2,6	-	-	-	-	-
3 (-8m)	5	7,1	7,1-8,1	55-70	1,17 (0,10-3,01)	0-12	-
4 (-5 -6m)	13,1	44,3	-	-	-	-	-
5 (-6m)	8,3	0	7,2-8,1	47-59	0,54 (0,09-2,15)	0-12	-
Valeur moyenne totale	10	11,5	-	-	-	-	-
Valeur moyenne 1 + 3 + 5	10	3,5	-	-	0,67 (0,09-3,01)	0-12	très eutrope

Tableau 69 : Calcul de l'indice EOLA dans 7 lacs néo-zélandais (d'après TIMMS, 1983) ; PSPO : % d'espèces oxyphiles.

Surface : 20-179 ha Profondeur : -4 à -28 m	EOLA	PSPO	Degré de trophie	Sédiments : pourcentages de matières organiques	
GRASMERE	9,9	0	mésotrophe	13 %	(10,3-15,8%)
PEARSON	9,6	0	oligo-mésotrophe	10,6 %	(8-13,9%)
MARYMERE	9	0	"	31,8 %	(30,2-33,3%)
SARAH	8	0	mésotrophe	24,7 %	(24-25,4%)
LYNDON	7,6	0	oligotrophe	12,1 %	(10,4-14,1%)
LETITIA	7,3	0	oligo-mésotrophe	24,1 %	(21,5-28,4%)
HAWDON	5,3	0	oligotrophe	23 %	(22,2-23,7%)

Tableau 70 : Calcul de l'indice EOLA dans le lac Päijänne (Finlande) pollué par l'industrie du papier (d'après SÄRKKÄ, 1979) ; PSPO : % d'espèces oxyphiles.

Lac Päijänne		EOLA	PSPO	
Stations	1	5,9	0,5	Valeurs minimales et maximales de certaines variables physico-chimiques tolérées par les oligochètes : Ca ⁺⁺ = 2,7 - 5,8 mg/l O ₂ dissous = 32,4 - 98,3% Conductivité = 50 - 109 µS
(-25 -34m de profondeur)	6	0	0	
zone de récupération	(9 10)	6,1 5,4	13,9 60,4	
Stations	2	3,4	0	Pollution : papeteries
(>34 m de profondeur)	6	0	0	
	9	6,4	26,5	
	10	7,3	42,5	

Tableau 71 : Calcul de l'indice EOLA dans des plans d'eau finlandais pollués par des papeteries (d'après SÄRKKÄ, 1987 a); PSPO : % d'espèces oxyphiles

Lacs	Profondeurs	EOLA	PSPO	Remarques
Kuhnamo	-8 -42 m	11,1	0,6%	Effluents de papeterie
Vatia	"	2,8	0	8-16 km en aval de l'effluent
Saraver	"	4,9	0	18-24 km en aval de l'effluent
Torronselkä	"	9,5	0	Arrivée d'eaux non polluées en amont
Leppävesi	"	8,5	0	
Päijänne S	"	2,8	0	Eutrophisation et arrivée d'un autre rejet de papeterie
Päijänne P	"	6,1	0	

Tableau 72 : Invertébrés benthiques récoltés dans la retenue de Vouglans ;
 saisons : 08 : août 1986 ; 10 : octobre 1986 ;
 EOLA : indice lacustre d'oligochètes ; les données concernant
 les taxons sont exprimées en nombre d'individus/0,1 m².

Taxons	Stations : 1		2		3		4	
	Saisons : 08 10		08	10	08	10	08	10
MOLLUSQUES	0	0	0	0	0	0	0	0
CHIRONOMIDAE (N/0,1 m ²)	82	0	49	0	98	0	66	0
TUBIFICIDAE								
Tubificidae imm. avec s. c.	14	298	5684	1757	501	4889	196	403
Tubificidae imm. sans s. c.	100	67	359	43	76		41	7
<u>Tubifex tubifex</u>		13	120		22		3	
<u>Ilyodrilus templetoni</u>	9		1197	103				
<u>Psammoryctides barbatus</u>			299		22		12	
<u>Potamothrix hammoniensis</u>			60	13			6	
<u>Limnodrilus hoffmeisteri</u>							12	
<u>Limnodrilus udekemianus</u>	9							
<u>Aulodrilus plurisetia</u>			179				3	
<u>Spirosperma velutinus</u>			60					
LUMBRICULIDAE								
Lumbriculidae immatures					22			
NAIDIDAE								
<u>Uncinaiis uncinata</u>			120		11			
<u>Vejdovskyella intermedia</u>					751		107	
<u>Nais christinae</u>			60					
<u>Nais pardalis</u>					11			
<u>Stylaria lacustris</u>							6	
<u>Piguetiella blanci</u>				13				
<u>Dero digitata</u>	9							
Nombre d'espèces	4	2	9	4	7	1	7	2
Effectifs/0,1 m ²	141	378	8138	1929	1416	4889	386	410
Log10 effectifs	2,2	2,6	3,9	3,3	3,2	3,7	2,6	2,6
Nombre d'espèces oxyphiles	0	0	3	1	4	0	2	0
% d'espèces oxyphiles (PSP0) + % <u>P. barbatus</u>	0	0	6,6	0,7	57,7	0	32,4	0
3 x log10 effectifs	6,6	7,8	11,7	9,9	9,6	11,1	7,8	7,8
EOLA	10,6	9,8	20,7	13,9	16,6	12,1	14,8	9,8
EOLA : valeur moyenne	10,2		17,3		14,4		12,3	
PSP0 : valeur moyenne	0		3,7		28,9		16,2	
MOYENNE GENERALE	EOLA = 13,6				PSP0 = 12,2			

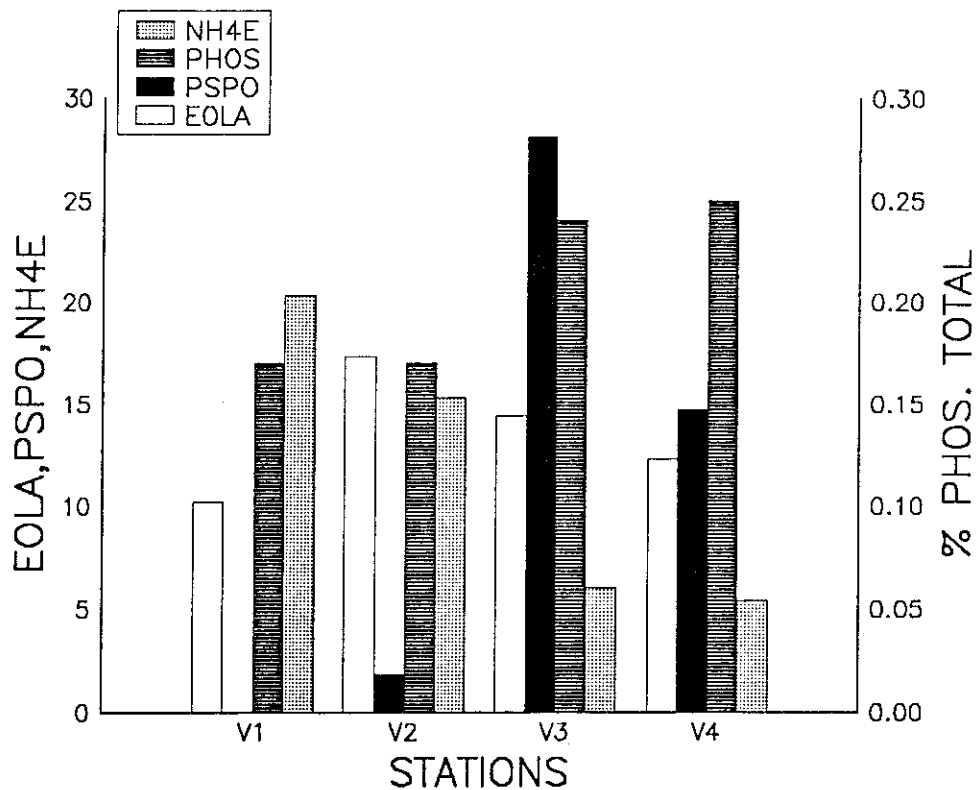
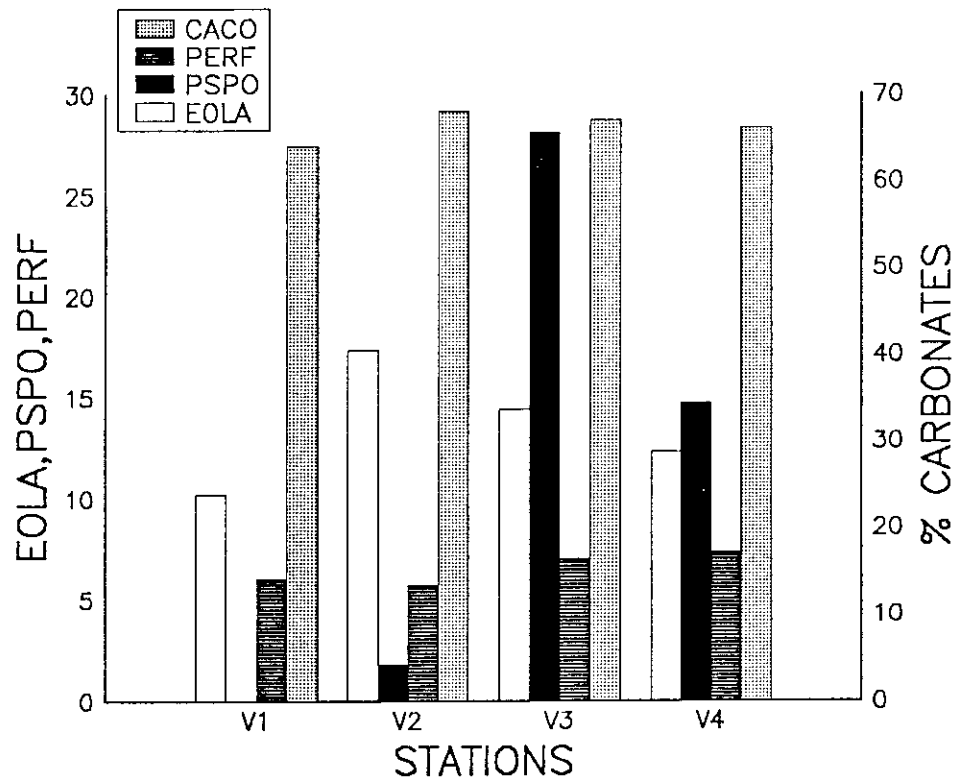


Figure 45 : Relations entre les valeurs moyennes de l'indice oligochètes (EOLA) et du % d'espèces oxyphiles (PSPO) et quelques variables physico-chimiques du sédiment (% de carbonates CACO, % de perte au feu PERF, % de phosphore PHOS, concentrations en sels ammoniacaux de l'eau interstitielle NH4E) dans la retenue de Vouglans.

de mètres à l'amont à environ 100 mètres à l'aplomb du barrage. Le marnage des eaux concerne une tranche de 30 mètres d'épaisseur.

Des relevés de benthos ont été effectués en été et en automne 1986, sur 4 points situés de l'amont à l'aval de la retenue : station 1 (-15 mètres de profondeur), station 2 (-40 m), station 3 (-60 m), station 4 (-80 m). Les résultats obtenus font l'objet du tableau 72 et de la figure 45.

Globalement, la retenue de Vouglans se rangerait dans le type I du tableau 62 : EOLA = 13,6, PSPO = 12,2%, PERF = 5,7 à 7,3% (G. ROFES et M. VALLON in SRAE, 1988), sels ammoniacaux de l'eau sur verticale = 0,04 à 0,06 mg/l (SRAE, 1988), zooplancton abondant et diversifié, état mésotrophe à eutrophe selon les données du phytoplancton (J.C. CAMUS et J. BARBE in SRAE, 1988).

Font exception à la règle les teneurs en sels ammoniacaux de l'eau interstitielle des sédiments sur les deux premières stations (20,3 et 15,7 mg/l) ; ceux-ci traduisent l'incidence d'une charge organique apportée par la rivière Ain. Cette charge se marque, au niveau des organismes benthiques, par l'absence des mollusques, qui tendent à désertier en général les sédiments riches en NH_4^+ (cf. fig. 42), par la disparition des larves de Chironomidae en automne et par le faible pourcentage d'espèces d'oligochètes oxyphiles sur les deux stations amont.

Inversement, l'indice oligochètes, relativement peu élevé sur le point 1 (EOLA = 10,2 ; 10,6-9,8), atteint la valeur de 17,3 (20,7-13,9) sur la deuxième station ($\text{NH}_4\text{E} = 15,3 \text{ mg/l}$). L'indice EOLA, qui n'a pas été prévu initialement pour des lacs de retenue, se trouve probablement à sa limite de validité dans de tels écosystèmes. Mais le pourcentage d'espèces oxyphiles permet dans le cas présent d'affiner un diagnostic trop optimiste. Il s'avère probable que ce "diagnostic optimiste" traduise en fait la réalité d'une circulation et d'un renouvellement rapides des eaux, liés à la nature de l'écosystème en cause (retenue hydro-électrique). Dans ces conditions, "l'effet de fosse" ou de "stagnation" ne peut se produire avec la même intensité que dans un lac naturel, qui constitue un système plus fermé. Dans les cours d'eau en effet (écosystèmes "ouverts"), les oligochètes sont susceptibles de se maintenir en présence de fortes concentrations en NH_4 dans l'eau interstitielle des sédiments (cf. § VI). La question se pose de savoir si "l'effet de fosse", évoqué dans ce chapitre, ne serait pas lié à un drainage insuffisant des zones profondes, les déficits en oxygène dissous ne constituant pas le principal facteur limitant.

VII.4.3 Lac Léman et lac d'Annecy : sédiments profonds.

VII.4.3.1 Présentation des secteurs étudiés.

Le lac Léman (fig. 46) a fait l'objet d'une prospection en 1984 sur la rive française en baie de Sciez (-30, -60, -120 mètres, mars, août, octobre 1984), sur le seuil d'Yvoire (-60 mètres, mars 1984) et à l'entrée du Petit Lac, au large de Nernier (-70 mètres, mars 1984).

Le lac d'Annecy a été prospecté en 1973-1974 sur divers points de la cuvette. J'ai retenu ici les horizons -30 mètres et -60 mètres dans le Grand Lac, au large de Veyrier (juillet 1973-février 1974), et le fond du Petit Lac (-55 mètres, juillet 1973-février 1974, fig. 46). Les prélèvements ont été effectués par l'INRA (station d'hydrobiologie lacustre de Thonon-les-Bains) selon un protocole identique aux miens (3 bennes Ekman par profondeur, tamisage des vases à 0,200 mm). Monsieur G. BALVAY nous a transmis le matériel obtenu.

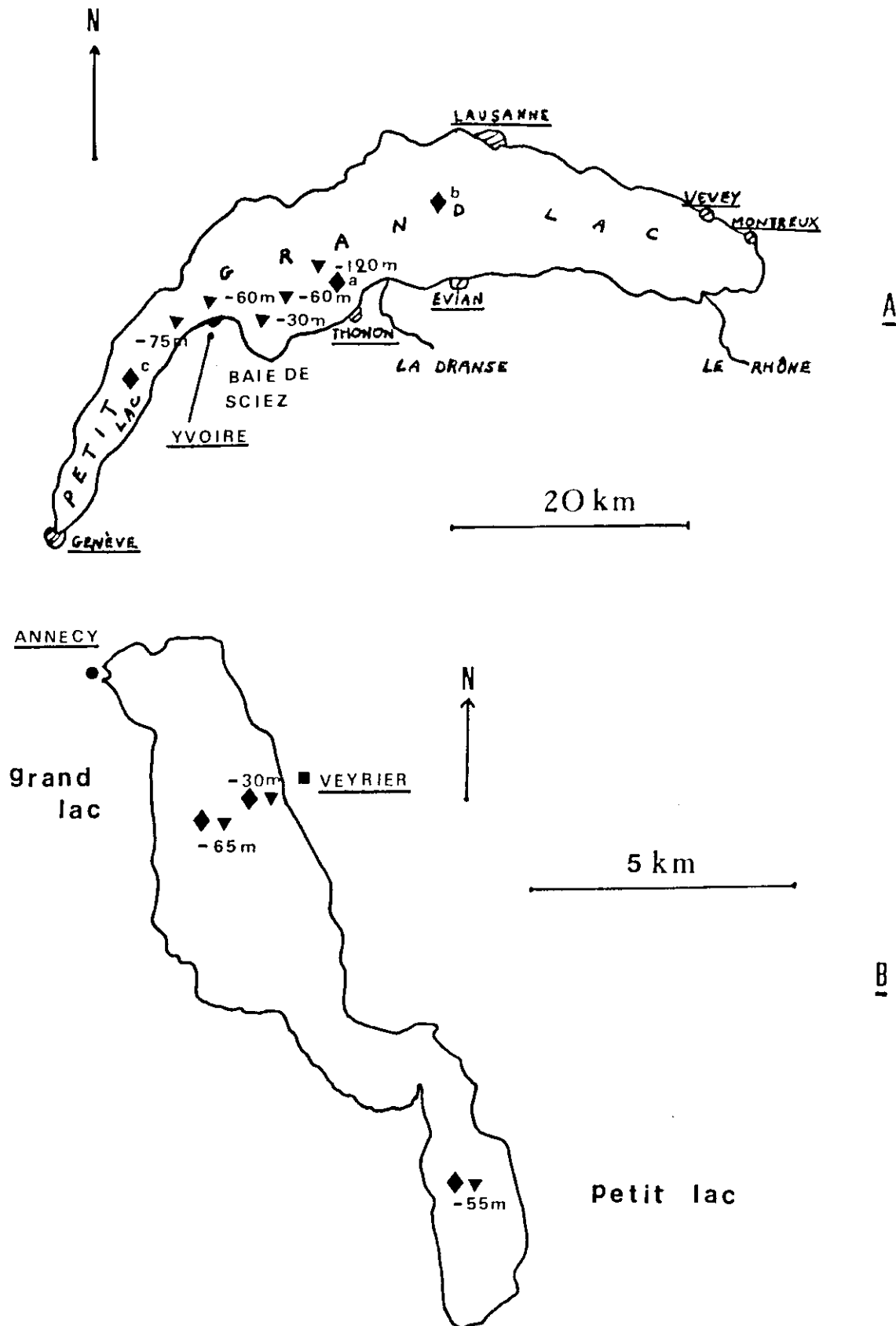


Figure 46 : Emplacement des points de prélèvements d'oligochètes et de physico-chimie des eaux dans le lac Léman (A) et le lac d'Annecy (B) ; ▼ : prélèvements de benthos ; ◆ : prélèvements d'eau CIPEL ; a : point SHL1 ; b : point SHL2, c : point GE3.

VII.4.3.2 Liste des espèces recensées (tab. 73).

Excepté les formes immatures de Tubificidae (TUBC, TUSS) ou de Lumbriculidae (STOO), les espèces présentant le plus fort % F de fréquence d'occurrence ($F = \text{nombre d'échantillons renfermant une espèce donnée} \times 100 / \text{nombre total d'échantillons}$) sont dans l'ordre : Potamothrix hammoniensis, P. vej dovskyi, Spirosperma velutinus, S. ferox, Tubifex tubifex, Potamothrix heuscheri et Psammoryctides barbatus.

Dans le Léman (tab. 74), P. vej dovskyi constitue l'oligochète le plus abondant ; il forme 60 à 90% des peuplements de vers à partir de -30 mètres. Cette espèce est considérée comme caractéristique de conditions mésotrophes par LANG (1984). Cette observation alliée à l'existence de pourcentages d'espèces oxyphiles de l'ordre de 3 à 24 %, confirmerait le caractère encore privilégié de la baie de Sciez [15], comparativement à d'autres secteurs du lac où les espèces typiques de conditions eutrophes représentent au moins 75% des peuplements de vers (LANG, 1985).

Le lac d'Annecy abrite une faune moins diversifiée et surtout moins abondante, où dominent les formes décrivant un état eutrophe (P. hammoniensis et T. tubifex). Seuls les relevés effectués à -30 mètres indiquent la présence d'espèces oxyphiles (B. sanguinea et B. lemani), dont le pourcentage est compris entre 6,4 et 16,3% (tab. 73 et 74).

Comme je l'avais signalé précédemment, les espèces P. heuscheri, P. vej dovskyi, L. variegatus, B. lemani, B. sanguinea, S. heringianus, L. profundicola sont très rares ou absentes dans les écosystèmes lacustres de moindre importance (cf. VII.4.1.3), alors qu'elles se révèlent très communes ou significativement présentes dans le Léman et dans le lac d'Annecy.

Le calcul des indices lacustres EOLA sur le Léman et à -30 mètres à Annecy permet d'obtenir des valeurs en moyenne élevées (12,2 à 19,3, tab. 74). Celles-ci décrivent des sédiments à fortes capacités biologiques, assimilables au type 1 du tableau 62. L'indice mollusque (IMOP) fournit un diagnostic similaire dans le lac Léman (IMOP = 8 ou état biologique = B1, MOUTHON, 1986b, 1987 et comm. pers.).

Inversement, les zones les plus profondes du lac d'Annecy (Petit et Grand Lac) se caractérisent par de plus faibles valeurs indicielles que dans le Léman (inférieures à 10, tab. 74) et par l'absence totale d'espèces oxyphiles. Les potentialités biologiques des sédiments profonds d'Annecy sont plus réduites ; elles peuvent être comparées à celles du type 2 du tableau 63.

Grâce à l'obligeance de nombreux collègues, j'ai pu disposer des données brutes concernant les variables physico-chimiques des eaux profondes correspondant aux dates des relevés de benthos dans le lac Léman et le lac d'Annecy. Je tiens donc à remercier Monsieur R. MONOD (Commission Internationale pour la protection des eaux du Léman, CIPEL), qui m'a communiqué des données ayant trait aux points SHL2 (centre du Grand Lac) et GE3 (centre du Petit Lac), Monsieur P. BLANC (INRA Thonon-les-Bains) qui m'a fourni les analyses physico-chimiques effectuées sur le point SHL1 (situé face à la ville de Thonon) et Monsieur G. BALVAY (INRA Thonon-les-Bains) qui m'a fait part des analyses d'eaux profondes correspondant aux stations d'échantillonnage d'oligochètes dans le lac d'Annecy. Les résultats sont illustrés par le tableau 74.

Tableau 73 : Espèces recensées dans le lac Léman et le lac d'Annecy de -30 à -120 mètres de profondeur ; les données sont exprimées en nombre d'exemplaires/0,1 m².

	Léman Sciez -30		Annecy Grand Lac (Veyrier) -30		Léman Sciez -50		Léman Yvoire -60		Léman Marnier -70		Annecy Petit Lac -55		Grand Lac -65		Léman Sciez -120		%	
	03/84	08/84	10/84	02/74	07/73	03/84	08/84	10/84	03/84	03/84	07/73	02/74	07/73	02/74	03/84	08/84		10/84
TUBC Tub. immat.	1074	304	316	119	51	932	923	611	558	422	115	89	32	65	213	75	263	100
avec S. cad.																		
TUBS Tub. immat.	25	376	236	-	-	58	179	112	226	38	-	-	-	-	-	-	86	53
sans S. cad.																		
TBLU L. turkice	10	-	-	2	1	10	-	-	3	5	2	-	-	-	-	-	-	41
TBLZ L. ionotus	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
LIND L. hoffmeisteri	-	17	18	1	-	12	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	29
LIFR L. profundicola	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	22	15
SPFE S. ferax	18	36	6	6	14	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	47
POBA P. hammoniensis	33	17	18	12	7	45	43	-	-	-	28	10	11	10	3	-	-	71
POBE P. heuschneri	10	4	-	-	-	-	10	80	-	10	-	-	-	-	33	-	121	41
POVE P. velkovskyi	3170	1434	1788	-	-	2272	4517	2085	2544	1762	-	-	-	-	962	1755	1342	85
ALCL A. plurisetæ	-	4	12	-	-	-	-	16	-	-	-	-	-	-	-	2	22	29
LUNA L. variegatus	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
SPVE S. velutinus	5	-	87	-	-	40	-	32	10	13	-	-	-	-	6	11	-	47
PSBA P. barbatus	40	117	103	2	-	13	-	-	-	-	-	-	-	33	-	-	-	35
CHDS C. diastrophus	-	-	-	-	-	-	-	65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
AMEL A. leydigii	-	-	-	-	-	-	581	229	-	-	-	-	-	-	-	98	32	24
VEIN V. intermedia	131	-	360	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33	18
STOD Lumbriculidae	-	-	-	25	4	10	10	32	68	78	-	-	-	-	3	10	241	59
immat.																		
STHE S. heringianus	-	-	-	-	-	13	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	18
BISA B. sardouneæ	-	-	-	2	-	-	-	48	-	5	-	-	-	-	-	6	66	29
SYLE S. lemani	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12

Espèces oxyphiles

Tableau 74 : Caractéristiques des peuplements d'oligochètes du lac Léman et du lac d'Annecy ; comparaison avec quelques variables physico-chimiques des eaux profondes ; NSP : nombre d'espèces ; EFF : effectifs bruts/0,1 m² ; EFFE : log10 des effectifs bruts/0,1 m² ; 3EFFE : 3 x EFFE ; EOLA : indice oligochètes lacustre ; NSPO : nombre d'espèces oxyphiles ; PSPO : % d'espèces oxyphiles ; O2MI : valeur minimale de l'oxygène dissous ; O2MX : valeur maximale de l'oxygène dissous ; NH4M : valeur moyenne des sels ammoniacaux ; POVE % : % de P. vej dovskyi ; SHL1, SHL2, GE3 : points de prélèvements des eaux dans le Léman (cf. fig. 46).

	NSP.	EFF.			EOLA	NSPO	PSPO	1984			
		/0,1 m ²	EFFE	3EFFE				POVE %	O2MI mg/l	O2MX mg/l	NH4M mg/l
Léman-Sciez									SHL1	SHL1	SHL1
-30 03/84	10	4519	3,7	11,1	21,1	3	3,9	70,1	8,1	11,7	0,03
									SHL2	SHL2	SHL2
-30 08/84	7	2309	3,4	10,2	17,2	4	5,1	62,1	8,2	11,5	0,02
-30 10/84	9	3140	3,5	10,5	19,5	3	23,8	56,9			
(Valeur moyenne)					(19,3)		(10,9)	(63)		(-30 m)	
Léman-Sciez									SHL1	SHL1	SHL1
-60 03/84	7	3445	3,5	10,5	17,5	3	2,2	66	8	10,6	0,03
08/84	6	6298	3,8	11,4	17,4	2	9,9	71,7			
10/84	8	3326	3,5	10,5	18,5	4	12,2	62,7	8,7	10,5	0,02
(Valeur moyenne)					(17,8)		(8,1)	(66,8)		(-50 m)	
Léman-Yvoire									GE3	GE3	GE3
-60 03/84	5	3414	3,5	10,5	15,5	2	2,3	74,5			
-Nernier									8,2	11,8	0,05
-75 03/84	6	2333	3,4	10,2	16,2	2	4,1	75,5		(-60 m)	
Léman-Sciez									SHL1	SHL1	SHL1
-120 03/84	5	1247	3,1	9,3	14,3	2	2,9	77,1			(-150 m)
08/84	6	1953	3,3	9,9	15,9	3	6,2	89,9	7,5	11	0,03
10/84	9	2463	3,4	10,2	19,2	5	16,4	62,6	8,7	10,5	0,02
(Valeur moyenne)					(16,5)		(8,5)	(76,5)	8,9	10,5	0,02
Annecy-Veyrier											
-30 07/73	8	172	2,2	6,6	14,6	2	16,3	-			
02/74	4	78	1,9	5,7	9,7	1	6,4	-	6,7	13,6	0,03
(Valeur moyenne)					(12,2)		(11,4)	-		(-30 m)	
Annecy-Petit Lac											
-55 07/73	3	146	2,2	6,6	9,6	0	0	-	0,5	12,2	0,12
02/74	1	99	2	6	7	0	0	-		(-50 m)	
(Valeur moyenne)					8,3	0	0	-			
Annecy-Grand Lac											
-64 07/73	2	45	1,7	5,1	7,1	0	0	-	0,10	13,1	0,21
02/74	2	76	1,9	5,7	7,7	0	0	-		(-60 m)	
(Valeur moyenne)					7,4	0	0	-			

Pour le lac Léman et le lac d'Annecy (Veyrier à -30 m de profondeur), les fortes valeurs moyennes de l'indice EOLA (>12) et du pourcentage d'espèces oxyphiles (8 à 11%) correspondent à de faibles teneurs en sels ammoniacaux (<0,05 mg/l) et à des concentrations minimales en O₂ dissous >7,5 mg/l. Ces valeurs correspondent à celles que je relève dans les lacs jurassiens et vosgiens pour le type 1. Les concentrations minimales en O₂ dissous s'avèrent même supérieures dans le lac Léman à celles du type 1 et le pourcentage d'espèces oxyphiles est toujours plus élevé. Toutefois, les prélèvements d'eau du Léman n'ont pas été effectués aux mêmes emplacements que les échantillons de faune benthique.

Inversement, dans le lac d'Annecy, les échantillons d'eau et de benthos coïncident dans l'espace et dans le temps. Dans ce cas, il y a une forte concordance entre les données chimiques et biologiques. Des indices EOLA < 10, ainsi que l'absence d'espèces oxyphiles, correspondent à des secteurs où les eaux profondes renferment des teneurs élevées en NH₄⁺ (>0,10 mg/l) et présentent des déficits en O₂ dissous très accusés (≈0), ce qui classe les zones les plus profondes du lac d'Annecy dans le type 2.

VII.4.3.3 Comparaison des relevés effectués dans le lac Léman en 1959-1963 et en 1984.

Monsieur J. JUGET m'a obligeamment permis de disposer des données saisonnières concernant tous les relevés de benthos effectués dans le lac Léman de 1959 à 1963, sur les mêmes points d'échantillonnage que les miens. Cette étude s'inscrit dans le prolongement de travaux publiés en commun [15].

Le tableau 75 contient la liste des espèces recensées de 1959 à 1984. Celles-ci sont notées avec leur pourcentage de fréquence d'occurrence (F).

On constate parmi les espèces les plus fréquentes au début des années 1960 (F ≥ 25%), que deux n'ont pu être retrouvées en 1984 (Chaetogaster langi et B. lemani) ; deux oligochètes sont sensiblement moins fréquents : V. intermedia et S. heringianus. En revanche, les pourcentages d'occurrence de P. barbatus et de P. vej dovskyi s'avèrent plus élevés en 1984 qu'en 1960.

Si l'on examine à présent la valeur des indices EOLA et le pourcentage d'espèces oxyphiles PSPO (tableau 76), les points suivants peuvent être soulignés :

- à -30 mètres on constate une légère amélioration de la situation de 1960 à 1984, marquée surtout par l'augmentation significative du pourcentage d'espèces oxyphiles ;
- à -60 mètres se discerne une dégradation sensible de la situation en 1984 (baisse de EOLA et du pourcentage d'espèces oxyphiles PSPO) ;
- à -120 mètres, on note une augmentation de la capacité biologique en 1984 mais une diminution du pourcentage d'espèces oxyphiles, la même tendance s'observant à Yvoire et Nernier.

A ce titre, on peut souligner que la baisse la plus significative du pourcentage d'espèces oxyphiles se manifeste dans les vases les plus proches de la zone centrale du lac, et ceci indépendamment de la profondeur. Ainsi, le phénomène est plus accusé au large d'Yvoire (-60 à -70 mètres de profondeur), dans

Tableau 75 : Espèces récoltées dans le Léman en 1950-1963 et en 1984 sur les mêmes secteurs d'étude : %F = % de fréquence d'occurrence.

	1959-1963	1984	1959-1963			
	%F total (N=38)	%F total (N=11)	SCIEZ -30 (N=12) %F	SCIEZ -60 (N=8) %F	SCIEZ -120 (N=9) %F	YVOIRE -60 (N=9) %F
<i>Chaetogaster diastrochus</i>	13,2	9,1	25	12,5	11,1	-
" <i>diaphanus</i>	2,6	-	8,3	-	-	-
" <i>langi</i>	26,3	-	25	37,5	11,1	33,3
" <i>limnsei</i>	7,9	-	-	12,5	-	22,2
" <i>astosus</i>	2,6	-	8,3	-	-	-
" <i>crystallicus</i>	2,6	-	-	12,5	-	-
" <i>oervus</i>	2,6	-	-	37,5	-	-
<i>Amphichaeta leydigii</i>	28,9	36,4	8,3	75	33,3	11,1
<i>Spetaria josinae</i>	7,9	-	25	-	-	-
<i>Uncinaxis uncinata</i>	2,6	-	8,3	-	-	-
<i>Opidonaxis sergentina</i>	2,6	-	8,3	-	-	-
<i>Nais bretscheri</i>	7,9	-	-	12,5	11,1	11,1
" <i>communis</i>	2,6	-	8,3	-	-	-
" <i>elinguis</i>	2,6	-	-	-	-	11,1
" <i>variabilis</i>	2,6	-	-	-	-	11,1
" <i>gardalis</i>	13,2	-	25	-	11,1	11,1
<i>Vejdovskyella intermedia</i>	52,6	27,3	25	75	55,6	66,7
<i>Piquetiella blanci</i>	5,3	-	8,3	12,5	-	-
<i>Slavina appendiculata</i>	7,9	-	16,7	-	-	-
<i>Tubifex tubifex</i>	42,1	36,4	33,3	75	55,6	11,1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	47,4	36,4	66,7	87,5	22,2	11,1
" <i>profundicola</i>	7,9	18,2	8,3	-	11,1	11,1
" <i>udekemianus</i>	5,3	-	16,7	-	-	-
<i>Aulodrilus plurisetus</i>	44,7	45,5	83,3	75	11,1	-
<i>Spirosperma ferox</i>	34,2	27,3	83,3	37,5	-	-
" <i>velutinus</i>	65,8	72,7	-	87,5	100	100
<i>Potamothenix heuscheri</i>	65,8	63,6	100	100	44,4	11,1
" <i>hammoniensis</i>	42,1	54,5	58,3	100	11,1	-
" <i>hedoti</i>	5,3	-	8,3	-	11,1	-
" <i>vejdovskyi</i>	50	100	83,3	100	-	11,1
<i>Psemmoryxoides barbatus</i>	21,1	45,5	41,7	37,5	-	-
<i>Rhyacodrilus falciformis</i>	2,6	-	-	-	-	66,7
<i>Dorvornilus michaelisani</i>	2,6	-	-	-	-	11,1
<i>Heplotaxis gardioides</i>	7,8	-	-	-	-	33,3
<i>Lumbriculus variegatus</i>	10,5	-	8,3	-	11,1	-
<i>Eythomonus lemani</i>	31,6	-	16,7	37,5	44,4	22,2
<i>Alchaeta sanguinea</i>	18,4	36,4	8,3	12,5	22,2	33,3
<i>Stylodrilus heringianus</i>	47,4	27,3	-	12,5	100	55,9
<i>Merionina argentea</i>	5,3	-	8,3	-	-	11,1
<i>Cernosvitoviella</i> sp.	2,6	-	-	-	-	11,1

une zone située pratiquement au centre de la cuvette, qu'à -120 mètres au large de la baie de Sciez, secteur encore éloigné du point le plus profond du lac (-309 mètres).

Dans le cas du secteur d'Yvoire où la présence de sources sous-lacustres a été pressentie, la raréfaction d'espèces telles que *Rhyacodrilus falciformis*, considérée comme bioindicateur de la présence ou de la proximité de sources (JUGET, 1967a et b, 1987), peut être associée au caractère oxyphile de ce taxon. La dégradation des capacités biotiques des sédiments du Léman (et de ce secteur du lac en particulier) serait à l'origine de la réduction spatiale de la niche écologique de ce Tubificidae, dont l'aire de répartition dans le Léman au début du siècle s'étendait aux plus grandes profondeurs (PIGUET et BRETSCHER, 1913). A l'effet de fosse se superposerait, dans le cas particulier du secteur d'Yvoire, un effet de colmatage des sources sous-lacustres.

VII.4.3.4 Conclusion.

Les lacs de grande taille comme le Léman ou dans une moindre mesure le lac d'Annecy, se caractérisent par la forte richesse spécifique globale de leurs peuplements profonds en dépit des agressions qu'ils subissent, et par leur originalité faunistique, si on les compare à des systèmes de taille plus réduite. Cette observation reste valable pour de nombreux systèmes de grande taille comme le lac de Neuchâtel (LANG, 1984), le lac de Constance (PROBST, 1987) ou le lac Majeur (BONOMI, 1967), sans parler des grands lacs américains (NALEPA et QUIGLEY, 1980 ; HOWMILLER et BEETON, 1970 ; LAURITZEN et al., 1985).

Les sédiments profonds du Léman et d'Annecy (à -30 mètres) présentent une capacité biologique élevée (EOLA >> 10), l'impact des apports nutritifs se traduisant dans un premier temps par une augmentation des effectifs d'oligochètes et une diminution du pourcentage d'espèces oxyphiles et du nombre d'espèces (cf. Léman 1960-1984, tab. 76).

On peut ranger les secteurs protégés du Léman et du lac d'Annecy à la limite supérieure du type 1 dans le tableau 62 : indices oligochètes EOLA et mollusques IMOP élevés, lacs mésotrophes à eutrophes, faibles teneurs en NH₄ des eaux profondes, pas de déficits élevés en O₂ dissous.

La baie de Sciez (lac Léman) constitue encore un secteur relativement privilégié, d'autant plus que les concentrations en métaux lourds ne s'avèrent pas encore trop préoccupantes, excepté le zinc (zinc = 150-340 mg/kg, MONDIN-MONVAL, 1985).

La dégradation des conditions de vie en profondeur se manifeste d'abord par une baisse du pourcentage d'espèces oxyphiles ou indicatrices d'oligotrophie, baisse plus accusée lorsque l'on se rapproche du centre de la cuvette lacustre, l'effet de fosse étant synergique avec l'impact des rejets anthropiques.

Mais la détérioration du milieu peut devenir également perceptible au niveau des valeurs indicielles dans les zones les plus profondes du lac d'Annecy (tab. 74).

L'indice EOLA se révélerait utilisable pour caractériser l'état biotique des grands lacs ou de secteurs de grands lacs. Mais les aptitudes biologiques élevées de ces systèmes s'expriment par de fortes valeurs indicielles lorsque la dégradation du milieu ne se révèle pas encore trop dramatique. La prise en considération du

pourcentage d'espèces oxyphiles permet alors d'affiner le diagnostic. Nous avons déjà perçu le même problème lors de l'étude d'écosystèmes jurassiens de grande taille, comme le lac Saint-Point ou la retenue de Vouglans.

VII.4.4 Cas des lacs montagnards.

J'ai calculé la valeur moyenne de l'indice EOLA dans les sédiments de quelques lacs d'altitude (> 1200 mètres), dont la profondeur atteignait ou dépassait 7 mètres. La série des plans d'eau envisagés comprend le lac de Tignes (2086 mètres, département de la Savoie), étudié par MOUTHON (1986a), cet auteur m'ayant légué des échantillons de vase prélevés à -18, -30 mètres, et 9 lacs alpins, étagés de 1259 mètres à 2352 mètres d'altitude (CHACORNAC, 1986), situés dans la partie méridionale du massif alpin des Aiguilles (Haute-Savoie) et dont j'avais déterminé les échantillons d'oligochètes. A cette série de 10 lacs, j'ai ajouté des données concernant trois plans d'eau pyrénéens, les lacs d'Aumar, du Port-Biehl et d'Orédon, situés dans le Massif du Néouvielle (Hautes-Pyrénées), à une altitude dépassant 1500 mètres (GIANI, 1972 ; JUGET et GIANI, 1974 et JUGET, comm. pers.).

Les valeurs de l'indice EOLA et du pourcentage d'espèces oxyphiles (PSPO) sont précisées dans le tab. 77. La lecture de ce tableau permet de souligner deux points importants :

- l'état biologique de ces systèmes montagnards se révèle en général moyen à faible (EOLA = 0 à 10,4) ;
- le pourcentage d'espèces oxyphiles peut être élevé (PSPO = 0 à 84,8%).

Ces deux observations s'avèreraient somme toute logiques, les milieux montagnards constituant a priori des écosystèmes peu biogènes, où les conditions de vie sont difficiles pour les organismes benthiques et où l'oxygénation des fonds demeure en principe satisfaisante.

En revanche, si le pourcentage d'espèces oxyphiles ne semble pas corrélé avec le taux d'oxygénation moyen (tab. 77), il existe une relation inverse entre l'indice EOLA et la teneur moyenne en sels ammoniacaux dans le cas de lacs où l'indice oligochètes n'est pas égal à 0 (tab. 78).

Inversement, lorsque l'indice EOLA = 0, deux cas de figure se présentent :

- teneurs en sels ammoniacaux très élevées (Pormenaz, lac du Roi) ;
- teneurs en sels ammoniacaux moins élevées (lac Blanc, lac Bleu, tab. 78).

L'examen des plans d'eau montagnards apporte des arguments en faveur de la signification attribuée à l'indice lacustre oligochètes. Celui-ci semblerait bien décrire ici la capacité des sédiments à métaboliser les apports organiques, quelle que soit leur importance. Les lacs surchargés et/ou peu aptes à minéraliser les apports nutritifs présentent des indices EOLA = 0.

Tableau 76 : Comparaison de la structure des peuplements du Léman entre les années 1959-1963 et l'année 1984 ;
EOLA = indice oligochètes ; PSPO = % d'espèces oxyphiles ;
POVE = *P. vejdovskyi*.

	1984		1959-1963		Relevés ponctuels 1960-1963		1984	1959-63
	EOLA	FSFO	EOLA	FSFO	EOLA	FSFO	% POVE	% POVE
Sciez -30 m	19,3 (17,2-21,1)	10,9 (3,9-23,8)	18,8 (14,9-24,5)	1,6 (0-3,9)			63	14,8
Sciez -60 m	17,8 (17,4-18,5)	8,1 (2,2-12,2)	20,6 (16,9-24,7)	14,2 (2,5-46,9)			66,8	53,5
Yvoire -60 m (03/84)	15,5	2,3	14,1 (11,4-16,3)	94,5 (82,8-98,8)	14 (04/62)	97,3	74,5	
Nernier -70 m (03/84)	16,2	4,1			13,2(04/63)	98,7		0,6
Sciez -120 m	16,5 (14,3-19,2)	8,5 (2,9-16,4)	14,1 (11,8-16,8)	45,7 (21,6-91,7)	13 (10/62)	80	75,5	
							76,5	0

Tableau 77 : Valeurs de l'indice lacustre EOLA et du pourcentage d'espèces oxyphiles (PSPO) dans 13 lacs de haute et moyenne montagne ;
CHLO : concentrations en chlorophylle a.

Lacs	Profondeurs (m)	EOLA	FSFO	Valeur moyenne NH4M mg/l	Valeur moyenne O2 dissous mg/l	CHLO ug/l	Ca ⁺⁺ + Mg ⁺⁺ mg/l
Aumar	-14	7,4	10,5				
Drédon	-30	9,2	0				
Fort Biehl	-10	10,4	8,6				
Fort Biehl	-17	8,8	0				
Fort Biehl Global		9,6	4,3				
Tignes	-18	0	0				
Tignes	-30	5,2	0				
Tignes Global		2,6	0				
Lac Blanc	-9,8	0	9	0,27		0,6	6,8
Lac Bleu	-7,5	0	0	0,23		0,1	90,8
Formenaz	-9,4	0	0	3,87		3,7	10,6
Lac du Roi	-11,3	0	0	0,76	7	6,1	55,2
Bénit	-8,2	1,9	0	0,98	5,2	4,5	34,4
Lac Vert	-8,3	4,5	40	0,65		11,9	141,5
Brévent	-20	7	29,2	0,35	2,1	3,3	13,8
Anterne	-12,5	5,9	84,8	0,46		5,5	42,2
Vernant	-9,1	8,2	4,8	0,05	9,4	5,2	30,6

Tableau 78 : Relation EOLA (indice oligochètes), PSPO (% d'espèces oxyphiles) et NH4M des eaux (valeur moyenne des concentrations en NH4⁺) dans cinq lacs où EOLA ≠ 0 ; l'indice et le pourcentage d'espèces oxyphiles ont été calculés d'après les données de CHACORNAC (1986).

Lacs	EOLA	PSPO %	NH4M mg/l
Vernant	8,2	4,8	0,05
Brévent	7	29,2	0,35
Anterne	5,9	84,8	0,46
Lac Vert	4,5	40	0,65
Bénit	1,9	0	0,98

La situation rencontrée dans le lac Bleu et le lac Blanc est à ce titre significative. Pauvres en organismes producteurs (chlorophylle a CHLO < 1µg/l, tab. 77), ces deux plans d'eau renferment des concentrations importantes en sels ammoniacaux ($\text{NH}_4\text{M} = 0,23\text{-}0,27$ mg/l, tab. 77) qui permettraient de les classer dans le type 2 (tab. 63). Avec des concentrations en NH_4^+ pourtant très inférieures à celles des lacs du Roi et de Pormenaz ($\text{NH}_4^+ = 0,76$ à $3,87$ mg/l), l'indice EOLA calculé dans le lac Bleu et le lac Blanc est égal à 0 et dénote des systèmes à capacités biotiques pratiquement nulles.

Si l'on considère la variation du pourcentage d'espèces oxyphiles en relation avec la teneur en sels ammoniacaux (tab. 78), on constate une augmentation puis une diminution du pourcentage selon un gradient croissant de concentration en NH_4^+ . Ceci pourrait signifier que la variable PSPO (pourcentage d'espèces oxyphiles) décrit ici une résistance des espèces incriminées (S. heringianus, N. communis, N. simplex, N. bretscheri, N. pardalis) à des eaux relativement chargées en NH_4^+ , jusqu'à un certain seuil (0,98 mg/l). Ce seuil est très sensiblement inférieur dans les lacs jurassiens et vosgiens. Dans ce cas, seule l'espèce P. hammoniensis supporte de telles concentrations en sels ammoniacaux.

CHACORNAC (1986) a souligné fort judicieusement plusieurs points importants concernant les lacs de montagne. Dans la mesure où les ..."chaînes trophiques partant des détritiques sont moins utilisées"... (CHACORNAC, 1986), il me semble logique de ne trouver que des systèmes où l'indice EOLA reste peu élevé. Dans la même logique, un apport nutritif s'avère probablement susceptible, dans la limite des capacités d'exploitation de celui-ci par le lac, de favoriser les oligochètes.

VII.4.5 Cas de la zone sublittorale des lacs jurassiens et vosgiens.

Parmi les 15 lacs jurassiens et vosgiens étudiés, 12 ont fait l'objet de relevés benthiques à -5 mètres de profondeur, relevés situés dans l'épilimnion pour les plans d'eau envisagés. Il importait de savoir comment ces peuplements sublittoraux se situaient par rapport à la structure définie dans la zone profonde. Le présent paragraphe sera consacré à cette tâche.

VII.4.5.1 Liste des espèces récoltées (tab. 79).

Trente-six espèces et taxons ont été recensés. Néanmoins, six seulement se montrent fréquents : les immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires (TUBC, TUSS), A. plurisetata (AUPL), L. hoffmeisteri (LIHO), Specaria josinae (SCJO) et C. diastrophus (CHDS). Excepté S. josinae et C. diastrophus, les espèces oxyphiles sont en général peu fréquentes et peu abondantes.

Le tableau 79 illustre un jeu de données délicat à traiter en analyses multivariées, compte-tenu de la prédominance d'espèces récoltées 1 à 3 fois. J'ai toutefois eu recours à une analyse factorielle des correspondances simple (AFC) sur les effectifs bruts et à une analyse en composantes principales normée (ACPN) sur le log10 des effectifs d'oligochètes, en retirant dans les deux cas la station B1 (Abbaye, zone amont, effectifs = 0).

	TUBC	TUSS	TBTU	ILTE	PSBA	LICL	LIHO	LIUD	LIHV	SPFE	POHA	RHOD	AULI	AUPI	AUPL	AMLE	PCLO	CHDI	CHLI
ABBAYE	28	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
CHALAIN AM.	138	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	8	50	0	0	0
CHALAIN AV.	67	46	0	0	0	0	4	2	0	2	0	0	104	0	19	299	0	0	0
G.CLAIRVAUX	337	10	0	20	0	0	0	0	0	0	3	0	0	4	32	10	0	2	0
P.CLAIRVAUX	265	241	0	0	14	0	2	0	28	0	22	0	12	0	68	25	0	0	0
GERARDMER	58	17	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	33	0	38	0	4
ILAY AM.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ILAY MI.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
ILAY AV.	17	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
GERARDMER	25	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	25	0	11	0	0
G.MACLU	59	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
P.MACLU	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
REMORAY	0	80	20	0	0	20	140	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LES ROUSSES	6	447	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
ST_POINT MI.	22	2	0	0	40	0	20	20	0	0	21	0	0	0	1	0	0	0	0
ST_POINT AV.	7	24	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0

	CHDS	SCJO	UNCI	OPSE	NABA	NACH	NACO	NASI	VECO	PIBL	SYLA	SLAP	RIPA	DEDI	DEOB	PRFO	PRLO
ABBAYE	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	34	0	0	0	5	0	5
CHALAIN AM.	0	30	62	0	0	0	0	0	0	152	0	0	0	0	0	0	0
CHALAIN AV.	29	13	0	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0
G.CLAIRVAUX	22	9	0	26	0	0	17	0	0	0	0	7	0	2	0	0	0
P.CLAIRVAUX	26	82	14	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GERARDMER	0	18	0	0	0	39	0	10	6	0	0	3	0	4	0	4	6
ILAY AM.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ILAY MI.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ILAY AV.	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LONGEMER	0	3	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	2	0	2	0	2
G.MACLU	32	34	5	0	22	0	17	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0
P.MACLU	4	25	0	0	0	0	11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
REMORAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LES ROUSSES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ST-POINT MI.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ST-POINT AV.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

TABLEAU 79 : Espèces d'oligochètes récoltées dans la zone sublittorale des lacs jurassiens et vosgiens ; les données sont exprimées en effectifs moyens/0,1 m² ; codes des espèces et taxons :

TUBC, TUSS : immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires	TBTU : <i>T. tubifex</i>	ILTE : <i>I. templetoni</i>
PSBA : <i>P. barbatus</i>	LICL : <i>L. claparedeanus</i>	LIHO : <i>L. hoffmeisteri</i>
SPFE : <i>S. ferox</i>	POHA : <i>P. hammoniensis</i>	LIUD : <i>L. udekemianus</i>
AUPL : <i>A. pluriseta</i>	AMLE : <i>A. leydigii</i>	LIHV : <i>L. "variant"</i>
CHDS : <i>C. diastroph.</i>	SCJO : <i>S. josinae</i>	PCLO : <i>P. longemeri</i>
NACH : <i>N. christinae</i>	NACO : <i>N. communis</i>	CHDI : <i>C. diaphanus</i>
SYLA : <i>S. lacustris</i>	NASI : <i>N. simplex</i>	CHLI : <i>C. limnaei</i>
PRFO : <i>P. foreli</i>	SLAP : <i>S. appendiculata</i>	OPSE : <i>O. serpentina</i>
	PRLO : <i>P. longiseta.</i>	VECO : <i>V. comata</i>
		PIBL : <i>P. blanci</i>
		DEDI : <i>D. digitata</i>
		DEOB : <i>D. obtusa</i>

Si les résultats de ces analyses ne sont pas globalement probants, ils permettent cependant de souligner quelques points. En particulier, les milieux les plus originaux sont mis en évidence. Trois tendances se dégagent :

- l'originalité du lac de Gérardmer, riche en oligochètes, avec une association caractéristique constituée par les espèces V. comata (VECO), P. aquiseta (foreli) (PRFO), C. limnaei (CHLI), N. christinae (NACH), N. simplex (NASI) et P. longemeri (PCLO). La préférence de V. comata pour des milieux pauvres en calcium, préférence signalée dans le chapitre cours d'eau (VI), se confirme ici ;
- l'originalité du lac de Chalain, riche en espèces, mais renfermant des peuplements particuliers avec A. limnobiis (AULI), A. leydigii (AMLE), U. uncinata (UNCI) et P. blanci (PIBL). Les deux Clairvaux (Grand et Petit) se situent, dans les analyses multivariées, à proximité de Chalain ;
- Saint-Point, Remoray et les Rousses forment des systèmes ayant en commun l'absence d'espèces oxyphiles et des peuplements dominés, en abondance relative, par des taxons de Tubificidae (A. pluriseta, L. hoffmeisteri, immatures avec et sans soies capillaires). Ces trois lacs reçoivent précisément une charge polluante, en particulier le Saint-Point et les Rousses.

Si l'on examine à présent les résultats du tableau 80, les indices lacustres sublittoraux EOLS, calculés à partir des mêmes critères que l'indice profond EOLA ($EOLS = NSPS + 3 \log_{10} \text{effectifs} + 1$), traduisent l'existence de conditions défavorables dans l'Abbaye (lac pollué, SRAE, 1982), dans le lac d'Ilay (qui reçoit des rejets détectés en zone littorale, SRAE, 1986a), et dans le Petit Maclu (lac à faible capacité biologique). Mais le pourcentage d'espèces oxyphiles reste élevé (68,9%) dans ce dernier plan d'eau : il y a concordance entre les diagnostics de la zone profonde et de la zone sublittorale (lac à faible capacité biotique mais non pollué).

La même concordance s'observe pour les lacs du type 1, les diagnostics de la zone profonde s'accordant avec ceux de la zone sublittorale pour Chalain, les deux Clairvaux et le Saint-Point (tab. 80, indices EOLA et EOLS > 10).

Inversement, il y a discordance dans le cas de Gérardmer, du Grand Maclu et dans une moindre mesure, des Rousses et de Longemer.

Qui plus est, si l'on s'attache à présent à considérer les effectifs et le pourcentage des espèces sublittorales oxyphiles (PSPS, tab. 80), les lacs à faible capacité biologique présentent les pourcentages les plus forts. Ce fait pourrait être une conséquence de la formation de secteurs refuges en zone sublittorale lorsque la zone la plus profonde devient défavorable. Un phénomène analogue a été relevé dans les cours d'eau (cf. VI) où les substrats grossiers sont peuplés par des espèces ayant déserté les sédiments fins.

J'ai traité le tableau 80 par la technique de la régression multiple pas à pas ascendante de type stepwise. La variable à expliquer était représentée par l'indice lacustre de la zone profonde EOLA. Celui-ci est corrélé positivement avec le \log_{10} des effectifs d'oligochètes de la zone sublittorale. La corrélation ne s'avère d'ailleurs pas très significative (pour $P = 0,05$ et $n-2 = 10$, $r = 0,595$ et $F = 5,50$).

Tableau 80 : Variables biologiques globales de la zone profonde et de la zone sublittorale de 12 lacs jurassiens et vosgiens ;
 zone profonde : EOLA : indice oligochètes ; PSPO : % d'espèces oxyphiles ;
 zone sublittorale : EOLS : indice oligochètes ; PSPS : % d'espèces oxyphiles ;
 la moyenne des valeurs saisonnières des variables a été retenue.

Type de lac	Lacs	ZONE PROFONDE		ZONE SUBLITTORALE				
		EOLA	PSPO %	EOLS	PSPS %	Nombre moyen d'espèces	Nombre total d'espèces	log10 effectifs totaux +1
1	Chalain	14,8	15,8	15,3	54,3	7,4	11	2,7
	Remoray	14,3	0	10,2	0	3	3	2,4
	Gd. Clairvaux	13,3	4,7	15,2	23,4	7,3	13	2,7
	Pt. Clairvaux	12,7	1,7	15,4	21,7	6,7	11	2,9
	St Point	11,6	0	10,4	17,7	4,5	5	2
	Valeur moyenne		4,4		23,4			
2	Rousses	9,2	0	11,1	0	3	3	2,7
	Longemer	8,3	0	11,1	32,1	5,5	9	1,9
	Ilay	7,7	0	4,5	7	1,6	5	1,1
	Gérardmer	7,2	0	16,7	39,7	9,5	13	2,4
	Valeur moyenne		0		19,7			
3	Gd. Maclu	6,1	6,1	10,4	41,8	5	9	2,3
	Abbaye	5,4	3,7	6,7	20	3,5	7	1,8
	Pt. Maclu	4,1	0	8,3	68,9	3,7	7	1,8
	Valeur moyenne		3,3		43,6			

VII.4.5.2 Conclusion

La zone sublittorale des lacs prospectés se caractérise par une forte richesse spécifique (36 espèces), mais les peuplements restent clairsemés, la plupart des taxons n'étant représentés que par quelques individus.

Deux pôles faunistiques s'individualisent parmi les lacs riches en espèces. Le lac de Chalain et les deux lacs de Clairvaux (eaux calciques) s'opposent aux lacs vosgiens, principalement Gérardmer (bassin cristallin). La préférence du naïdide V. comata pour des eaux pauvres en calcium est confirmée.

En ce qui concerne l'appréciation de l'état biologique d'un lac, la zone sublittorale paraît moins intéressante à prendre en considération que la zone profonde. Elle peut servir de refuge aux espèces oxyphiles lorsque les sédiments profonds deviennent peu favorables. En effet, les effectifs et les % d'espèces oxyphiles peuvent se révéler significativement élevés aussi bien dans des systèmes à forte capacité biologique (Chalain) que dans des lacs à capacité moyenne ou faible (Gérardmer, Petit Maclu, Abbaye).

En réalité il est probable que des pollutions modérées, notamment en l'absence de toxiques, ne provoquent pas de perturbations importantes dans la mesure où l'effet de stagnation est moins accusé dans la zone sublittorale, excepté dans des cas extrêmes (exemple, le lac de l'Abbaye).

C'est en ce sens que BAZZANTI et SEMINARA (1987b) considèrent que l'abondance absolue des oligochètes ne constitue pas un critère fiable pour détecter la pollution. Mais si cette affirmation reflète une certaine réalité pour l'étage sublittoral, elle n'est pas fondée pour la zone profonde des lacs étudiés ici.

Je préconiserai cependant l'utilisation de l'indice oligochètes sublittoral EOLS pour définir la capacité biotique de la zone sublittorale et à titre de complément d'information pour définir la capacité biologique générale d'un lac.

La zone sublittorale constitue en fait un secteur de transition entre l'étage littoral et l'étage profond. En conséquence, l'interprétation des résultats obtenus reste délicate.

VII.4.6 Cas de la zone littorale des lacs jurassiens.

Ce paragraphe est consacré à l'examen des données provenant de relevés effectués dans les sédiments des rives lacustres, vers 0,5-1 mètre de profondeur.

L'intérêt de tels relevés sur le plan faunistique a été souligné dans le chapitre IV.

Inversement, quelle information peuvent-ils apporter pour la description de la capacité biologique d'un lac ? Le problème n'est pas simple. En effet, au contraire des secteurs plus profonds, la zone littorale se compose d'une mosaïque d'habitats, que l'on retrouve d'ailleurs dans les cours d'eau : sédiments fins, sables, galets, graviers etc.

Ces habitats se trouvent plus ou moins isolés physiquement les uns des autres, alors que dans les cours d'eau, l'isolement est rompu par un courant d'eau permanent.

Le risque est grand qu'un prélèvement effectué en zone littorale ne soit représentatif que de la qualité biologique d'un secteur localisé du plan d'eau. Ce risque ne semble pas toutefois exister lorsque l'on considère les communautés de mollusques, l'indice mollusques littoral (IMOL) étant fortement corrélé avec la première composante principale de l'ACPN sur sédiments profonds (cf. fig. 42).

Pour certains plans d'eau (Gérardmer, Longemer, Rousses, Saint-Point, Remoray, Abbaye), je n'ai pas utilisé de protocole d'échantillonnage bien défini dans la mesure où je cherchais principalement à récolter des données faunistiques (cf. § IV).

En revanche pour le Grand Maclu, le Petit Maclu, Ilay, Chalain, Bonlieu et le Grand Etival, j'ai essayé de mettre au point un protocole d'échantillonnage standard représentatif de toute la zone littorale des systèmes considérés, pour deux grands types d'habitats : substrats grossiers et sédiments fins.

VII.4.6.1 Substrats grossiers.

L'échantillonnage a été opéré de la façon suivante, lorsque les substrats grossiers étaient représentés :

- Grand et Petit Maclu : la rive sud étant essentiellement recouverte par des éboulis, j'ai effectué à trois saisons (printemps, été, automne) un échantillon par lac constitué de trois prélèvements au filet Surber (un prélèvement tous les 100 mètres environ).

- Ilay : . un échantillon à l'amont et à l'aval du lac (3 Surbers, printemps, été, automne).

. un échantillon vers le milieu du lac (3 Surbers, été, automne).

- Chalain : un échantillon à l'amont et à l'aval du lac (3 Surbers, printemps, été, automne).

- Bonlieu : un échantillon à l'amont et à l'aval du lac (3 Surbers, printemps).

- Etival : un échantillon à l'amont du lac (3 Surbers, printemps).

La liste des espèces récoltées fait l'objet du tab. 81. Quarante-quatre espèces sont mentionnées dans les six lacs. Elles appartiennent à un contingent de formes communes dans les cours d'eau (excepté T. montanus). Les espèces les plus fréquentes correspondent également à des taxons fréquents dans les substrats grossiers en courant lent (CL) des eaux courantes (chapitre IV) :

S. lacustris (F en CL = 44,2%),
N. barbata (F en CL = 51,2%),
N. pardalis (F = 69,8%),
T. ignotus (F = 20,9%),
L. hoffmeisteri (F = 41,9%).

C. cristallinus (F en CL = 23,3%),
N. communis (F = 60,5%),
P. aequisetia (foreli) (F = 44,2%),
P. barbatus (F = 39,5%),

Tableau 81 : Oligochètes récoltés à -0.5 m de profondeur dans les sédiments grossiers des lacs jurassiens.

	Grand Madiu	Petit Madiu	Ilav amont	Ilav milieu	Ilav aval	Chalais amont	Chalais aval	Bonlieu amont	Bonlieu aval	Petit Etival
<i>C. diaphanus</i>	-	-	12	-	49	1	-	-	-	2
<i>C. crystallinus</i>	12	6	-	-	4	1	47	-	-	-
<i>C. diastrophus</i>	8	20	37	22	222	10	92	-	-	4
<i>C. langi</i>	2	1	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. blanda</i>	-	-	-	4	-	1	1	-	-	-
<i>S. iosinae</i>	11	7	30	5	100	-	-	-	-	40
<i>S. lacustris</i>	11	2	31	1	14	7	45	17	15	7
<i>S. appendiculata</i>	7	3	8	-	1	-	-	-	-	-
<i>U. uncinata</i>	-	1	2	-	2	-	1	-	-	-
<i>N. alpine</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>N. barbata</i>	25	6	48	4	208	10	493	17	-	40
<i>N. breitscheri</i>	5	-	152	30	82	-	-	-	-	-
<i>N. communis</i>	72	27	89	3	523	12	28	-	-	9
<i>N. christinae</i>	-	-	-	-	-	-	22	-	-	-
<i>N. pardalis</i>	4	2	174	60	267	5	24	-	15	-
<i>N. simplex</i>	1	2	4	-	10	1	-	-	-	-
<i>F. acquiseta (foreli)</i>	11	5	8	23	20	1	37	-	-	-
<i>F. longiseta</i>	14	-	-	4	7	-	-	-	-	-
<i>F. jenkinae</i>	4	-	-	4	-	-	2	-	-	2
<i>T. tubifex</i>	1	-	8	-	13	-	-	154	59	-
<i>T. ignotus</i>	9	11	-	3	7	-	-	52	30	2
<i>T. templetoni</i>	2	-	5	-	14	-	-	103	74	-
<i>F. barbatus</i>	8	25	24	19	36	6	47	17	-	-
<i>Botriocioneurum</i> sp.	-	-	14	145	271	-	-	-	30	-
<i>L. hoffmeisteri</i>	2	1	6	1	12	-	-	34	15	2
<i>L. udakemianus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnodrilus</i> sp.5 "variant"	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-
<i>A. limnophilus</i>	29	5	3	3	-	-	-	17	-	-
<i>A. oliviseta</i>	1	1	10	14	3	-	-	-	-	-
<i>R. bedoti</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Rhynchodrilus</i> sp.	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-
<i>S. ferox</i>	4	1	-	2	-	-	-	-	15	-
<i>T. montanus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	118	-
<i>H. simsi</i>	-	-	-	27	-	-	-	-	-	-
<i>P. hammoniensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	327	206	-
Tubificidae imm. avec s. c.	120	46	116	170	200	56	369	943	810	7
Tubificidae imm. sans s. c.	115	24	303	181	285	48	81	413	221	11
<i>R. falciformis</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>B. sowerbyi</i>	-	-	-	-	-	-	-	34	-	-
<i>L. variegatus</i>	6	5	-	-	-	-	1	255	30	-
<i>S. neringianus</i>	2	1	-	-	-	1	-	-	-	-
Lumbriculidae imm.	10	5	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>M. nicaria</i>	-	-	2	-	7	-	-	-	-	-
<i>M. argentea</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cernosvitoviella</i> sp.	-	1	-	4	-	1	-	-	-	-
Enchytraeidae	3	1	8	4	-	25	43	-	-	2
<i>E. letreaedra</i>	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-
Nombre total d'espèces	26	26	24	24	23	17	17	11	11	11
Effectifs moyens /0,1 m ²	502	213	1100	738	2359	182	1334	2383	1638	128

Les Naididae et les Tubificidae dominent les peuplements, mais leurs effectifs absolus demeurent en général peu élevés, comparativement à ceux que l'on observe dans les cours d'eau (cf. § VI).

J'ai calculé sur ce jeu de données un indice littoral EOLL, à partir des mêmes variables que celles de l'indice profond (EOLL = nombre d'espèces + $3 \times \log_{10}$ effectifs + $1/0,1 \text{ m}^2$). Les résultats sont regroupés dans le tableau 82.

LACS	ZONE PROFONDE		ZONE LITTORALE				
	Indice EOLA	Nombre moyen d'espèces	$3 \cdot \log_{10}$ effectifs moyens	Indice littoral EOLL	% de Tubificidae	Indice mollusques littoral (IMOL)	
CHALAIN	14,8	8,5	8,6	17,1	42,9	6,3	
G.ETIVAL	10,4	11	6,3	17,3	17,2	6,5	
ILAY	7,7	13,7	10,1	23,8	52,2	6,8	
G.MACLU	6,1	17,7	8,1	25,8	51,4	8	
P.MACLU	4,1	17,3	7	24,3	48,9	6,3	
BONLIEU	3	11	9,9	20,9	92,1	5,4	

Tableau 82 : Variables biologiques globales dans la zone profonde et dans la zone littorale (sédiments grossiers) de 6 lacs jurassiens.

On constate que la capacité biologique, exprimée par l'indice EOLL, se révèle moins élevée dans la zone littorale du lac de Chalain, perturbée par des variations de niveau. Ce diagnostic est confirmé par l'examen des peuplements de mollusques.

L'impact de la pollution organique se traduit à Bonlieu par d'assez fortes valeurs indicielles au printemps (EOLL = 20,9) et un pourcentage de Tubificidae supérieur à 90 % (92,1 %). L'indice mollusques, quant à lui, affiche une faible valeur (IMOL = 5,4).

Enfin, la capacité biologique décrite par les oligochètes s'avère plus élevée dans le Grand Maclu, fait corroboré par l'indice mollusques.

Le lac du Grand Etival présente une zone littorale relativement peu biogène (EOLL = 17,3) : les sédiments grossiers, d'aspect délavé, se révèlent probablement pauvres en matières organiques et défavorables aux Tubificidae (Tubificidae = 17,2%).

En résumé, l'indice littoral EOLL, allié à la prise en considération du % de Tubificidae, semblent constituer des outils intéressants à retenir pour évaluer

la qualité et l'impact de diverses agressions (marnage, rejets organiques), dans un secteur littoral donné.

L'extrapolation des résultats à l'ensemble de la zone littorale peut être envisagée pour des lacs de petite taille (Bonlieu, lacs du Maclu, Grand Etival), et des plans d'eau où tout le littoral est soumis à la même perturbation (le marnage à Chalain par exemple). En toute logique, dans le cas d'une situation de pollution organique accusée, les diagnostics établis dans la zone littorale et la zone profonde se montrent concordants, en particulier si le système est de faibles dimensions (Bonlieu).

On notera que les immatures de Tubificidae avec ou sans soies capillaires ne sont pas associés à leurs formes adultes dans le lac de Chalain (tab 81) : les variations de niveau pourraient entraîner une prédominance des individus de petite taille (formes immatures, Enchytraeidae, Naididae), au détriment des formes de grande taille, excepté P. barbatus.

VII.4.6.2 Sédiments fins des lacs jurassiens.

J'ai rencontré des obstacles inattendus dans l'échantillonnage des sédiments fins littoraux des lacs jurassiens. En effet, mis à part le problème de la représentativité de ces échantillons pour évaluer la capacité biologique de tout le lac, problème général évoqué précédemment, se sont dressées des difficultés techniques liées à la nature des sédiments.

Dans les lacs étudiés, les sédiments fins de bordure sont caractérisés la plupart du temps par l'importance d'une fraction tourbeuse, riche en débris végétaux très grossiers, associée à des dépôts marneux et des concrétions calcaires. Un carottier ou une benne pénètrent difficilement, et l'efficacité opératoire des engins laisse à désirer, les débris végétaux grossiers faisant obstacle à la pénétration et à la fermeture des appareils.

Les meilleurs résultats (cf. tab. 83) sont obtenus en utilisant un filet troubleau (cf. § II), à maille de 0,16 mm, que l'on applique en râclant la surface des vases. L'inconvénient réside dans le caractère approximatif des relevés quantitatifs.

De plus, l'extraction des exemplaires d'oligochètes au laboratoire, en particulier les formes de petite taille, demeure aléatoire en raison de la grande quantité de débris végétaux qui subsiste malgré un tamisage énergique des prélèvements.

Les résultats du tableau 83 doivent être regardés avec prudence. Néanmoins, quelques tendances générales méritent d'être soulignées.

Les espèces S. josinae, P. longiseta, et A. pluriseta sont plus abondantes dans les sédiments tourbeux (tab. 83) que dans les substrats grossiers (tab. 81).

La tendance la plus significative concerne la prééminence des tubificidés avec soies capillaires sur les formes sans soies capillaires, à l'appui des remarques de JUGET et GIANI (1974) et de JUGET (1984), relevant l'inaptitude de ces derniers oligochètes, notamment le genre Limnodrilus, à coloniser des sédiments à forte composante tourbeuse.

Les oligochètes se révèlent peu abondants à Ilay, mais il est délicat de cerner ici ce qui est une simple conséquence de la nature des sédiments ou des difficultés d'échantillonnage. Les relevés les plus riches en espèces et en individus

Tableau 88 : Oligochètes récoltés dans des sédiments tourbeux littoraux de quatre lacs jurassiens ; EOLL : indice lacustre littoral :

Espèce	Nombre				Lac de Murtin		Lac de Moutier	
	Sept.1977	Sept. 1978	Sept. 1979	Sept. 1980	1978	1981	1981	1982
Chironomidae	-	4	9	11	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	1	1	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	31	36	46	47	44	-	-	44
Chironomus tentaculatus	77	107	141	177	171	-	-	174
Chironomus tentaculatus	2	-	31	1	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	-	1	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	11	-	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	14	8	16	7	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	-	1	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	16	8	10	11	-	-	-	7
Chironomus tentaculatus	-	-	-	10	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus / fontinalis	-	-	31	7	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	15	31	31	70	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	-	5	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	3	-	8	-	64	-	10	-
Chironomus tentaculatus	-	-	17	40	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	3	-	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	3	-	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	1	34	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	-	28	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	17	19	7	10	-	-	-	31
Chironomus tentaculatus	-	-	11	1	-	-	-	-
Chironomus tentaculatus	-	-	50	71	-	-	-	-
Tubificoides (incl. aver. s. d.)	308	24	130	87	87	8	40	20
Tubificoides (incl. aver. s. d.)	-	-	107	-	71	-	14	-
Hydrobia ulvae	-	-	1	5	-	-	-	-
Hydrobia ulvae	-	-	8	1	-	-	-	7
Hydrobia ulvae (excl. tubificoides)	15	-	20	-	-	4	7	1
Hydrobia ulvae (excl. tubificoides)	1478	1018	618	1080	1018	8	48	1188
Hydrobia ulvae (excl. tubificoides)	157	-	10	-	10	-	-	108
EOLL	14	118	14	14	118	4	8	107

appartiennent incontestablement aux deux lacs Maclu et au Grand Etival, où les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un troubleau.

Toutefois, si l'on examine à présent les échantillons littoraux récoltés dans les Maclu, en considérant les deux grands types d'habitats (tab. 81 et 83) où l'effort de capture est identique (3 campagnes de prélèvements), on note que seul le lac du Grand Maclu présente une forte capacité biologique dans les deux types d'habitats, fait confirmé par la prise en considération des peuplements de mollusques (IMOL = 8, MOUTHON, comm. pers.).

VII.4.6.3 Conclusion.

Le problème le plus important, posé par la prise en considération des peuplements de la zone littorale, concerne leur représentativité vis-à-vis de l'ensemble du lac. Celle-ci dépend, en toute logique, de la taille du plan d'eau. Il est certain que le protocole d'échantillonnage retenu ici présente une plus grande signification pour les lacs Maclu, d'Ilay et de Bonlieu, qui ne dépassent pas une superficie de 76 hectares.

Quelle signification accorder à la zone littorale en regard de la capacité biologique générale d'un plan d'eau ? La réponse apportée s'avère ambiguë. On peut penser de prime abord que les peuplements d'oligochètes littoraux décrivent avant tout la situation biologique de la zone littorale [11]. Dans les cas extrêmes de pollution, comme à Bonlieu, la zone littorale et la zone profonde donnent des informations concordantes. Il y a concordance également à Etival, où la qualité biologique reste moyenne dans les deux compartiments. Mais il s'agit là, comme Bonlieu, d'un lac de faible superficie (16 hectares).

Dans le cas des Maclu et d'Ilay, la zone littorale indique une capacité biologique plus forte que celle de la zone profonde.

En ce qui concerne les rives du lac de Chalain, seule l'incidence des variations de niveau est détectée, mais celles-ci perturbent l'ensemble du système.

J'ajouterai que l'indice EOLL, dont le mode de calcul est lié à l'utilisation de variables biologiques décrivant la zone profonde, arrive probablement ici à sa limite de validité.

Il semblerait, en conséquence, que la zone littorale apporte principalement des compléments d'information à celle, plus générale, qu'apporte la zone profonde. A ce titre les substrats grossiers constituent des habitats plus simples à manipuler que les sédiments fins, souvent surchargés de débris végétaux. Malheureusement, tous les lacs ne comportent pas de rives caillouteuses suffisamment étendues pour réaliser un échantillonnage représentatif.

On peut également utiliser les relevés littoraux pour cartographier, comme dans les cours d'eau, la qualité biologique et l'impact d'éventuels rejets. Une telle utilisation a été bien illustrée par MOUTHON (1986a).

Les communautés littorales de mollusques pourraient d'ailleurs s'avérer particulièrement intéressantes à prendre en considération, notamment lorsque les substrats grossiers sont peu représentés. L'indice mollusques littoral peut même donner des indications sur la qualité biologique de la zone profonde (cf. § VII.4).

En conclusion, l'utilisation des communautés littorales d'oligochètes peut se justifier en tant que complément d'information dans le cadre d'une étude plus générale, principalement lorsque l'on ne peut pas disposer de données concernant les mollusques.

VII.4.7 Cas de quelques milieux stagnants peu profonds (profondeur < 3 mètres).

VII.4.7.1. Retenue des Ulis (région parisienne).

Je n'entrerai pas dans le détail d'une étude qui a déjà fait l'objet d'une publication [19] et d'un rapport (LROP/CEMAGREF, 1984). J'ai eu d'ailleurs l'occasion d'évoquer ces milieux dans le chapitre concernant les métaux lourds des sédiments (§ VI.2.2).

J'ai testé la validité de l'indice lacustre EOLA et de l'indice IOBS dans les sédiments des cinq bassins constituant les deux plans d'eau des Ulis (tab. 84).

Les deux indices séparent les ensembles les plus opposés (U IV = qualité biologique moyenne, U sud = état extrêmement dégradé). Les compartiments U II et U III présentent un état biologique intermédiaire et sensiblement voisin. Les mollusques sont totalement absents, excepté dans U IV, où l'on ne rencontre qu'un gastéropode Physa acuta, considéré comme très pollueurésistant (MOUTHON, 1981b).

Si les deux indices utilisés, en particulier EOLA, me semblent, à titre comparatif, refléter l'état des plans d'eau, les valeurs absolues paraissent très élevées si l'on se réfère aux concentrations des sédiments en phosphore et en sels ammoniacaux (tab. 84).

Inversement, aux Ulis, les valeurs de la perte au feu (PERF) et de l'azote Kjeldahl (NTKJ) correspondent à celles que l'on observe associées à de fortes valeurs indicielles dans les lacs naturels (cf. tab. 62). Mais les teneurs en carbonates sont inférieures aux Ulis (3 à 5%).

Quoiqu'il en soit, on retombe sur le même paradoxe évoqué pour les plans d'eau profonds : une forte charge organique ne favorise pas a priori les oligochètes, considérés généralement comme des organismes étroitement associés à celle-ci !

Bien que les valeurs indicielles observées soient, comme je viens de le souligner, relativement élevées, elles n'atteignent pas néanmoins celles que je relève dans les substrats grossiers littoraux des lacs du Jura (tab. 82).

Pour des plans d'eau peu profonds comparables aux Ulis, le % de Tubificidae + Dero digitata pourrait être également retenu comme critère de qualité biologique [19] et d'impact des polluants (métaux lourds, etc.).

VII.4.7.2. Cas de quelques lagunes réceptrices d'effluents domestiques.

Je n'insisterai pas outre mesure sur ces écosystèmes particuliers étudiés en détail par CHERAITIA (1984). On peut souligner toutefois que ces milieux, extrêmement riches en matières organiques d'origine humaine, peuvent renfermer un nombre relativement important d'espèces (tab. 85).

Tableau 84 : Qualité biologique des bassins de retenue d'eaux pluviales des Ullis (région parisienne) ; valeurs de quelques variables chimiques et biologiques des sédiments ; EOLA : indice lacustre ; IOBS : indice cours d'eau (cf. § VI).

Bassins	% moyen de Tubificidae + <i>D. digitata</i>	Indices de qualité biologique		Commentaires biologiques	Commentaires physico-chimiques eau	PERF %	NTKJ %	CACO %	P2O5 %	NH4E mg/l
		CHERAMITA (1984)	EOLA							
U IV	56,9 % formes algivores = 39,3 %	A (meilleure qualité)	14	6,3	-	-	-	-	-	-
U II	86,9 % formes algivores = 33,1 %	B - C	13,9	1,7	Milieu relativement moins dégradé que les autres. Contaminations anciennes. Sédiments toxiques. Les deux bassins sont sensiblement au même niveau de dégradation biologique. En U III, la pollution a un caractère plus organique (peu d'espèces mais beaucoup d'individus).	11,7	0,50	3	0,52	22,2
U III	88,8 % formes algivores = 11,2 %	C	12,2	1,3	Teneurs en azote et phosphore élevés	8	0,30	4	0,40	8,8
U I	99,4 % formes algivores = 0,4 %	B - C	11,2	1,9	Sédiments très toxiques, particulièrement en surface : formes algivores < 1%. Présence de 5 espèces erratiques (<0,2%) sur les 9 recensées.	11,3	0,44	3	0,64	17,3
U sud	100 % formes algivores = 0 %	E (mauvaise qualité)	7,2	0,2	Très fortes teneurs en azote ammoniacal (parfois >10 mg/l) mauvaise oxygénation des eaux. sans soies capillaires.	14	0,46	5	0,58	56,3

Tableau 85 : Oligochètes récoltés dans les lagunes réceptrices d'effluents domestiques ; EOLA : indice lacustre (nombre d'espèces + 3 x log₁₀ des effectifs + 1/0,1 m²).

	Chaucenne 24/05/1981			Vaudresang 02/07/80	Saintes-Maries		
	Bassin 1	Bassin 2	Bassin 3		Bassin 3 07/80	Bassin 3 03/81	Roubine latérale 03/81
<i>A. sanna</i>	-	-	-	-	160	-	9600
<i>C. diastrophus</i>	34	-	10	877	-	-	-
<i>P. litoralis</i>	-	-	-	-	35	6	1385
<i>P. frici</i>	-	-	-	-	-	512	-
<i>N. barbata</i>	-	-	-	6140	-	-	-
<i>N. bretscheri</i>	-	-	-	3509	-	-	-
<i>N. communis</i>	1420	1002	550	3509	-	-	-
<i>N. elinguis</i>	-	-	-	57895	-	7368	-
<i>N. pardalis</i>	-	-	-	6140	-	-	-
<i>N. simplex</i>	-	-	-	877	-	-	-
<i>D. digitata</i>	-	572	-	-	-	-	-
<i>P. aequisetata (forel)</i>	-	-	-	877	-	-	-
<i>P. longiseta</i>	-	13452	20	4491	-	-	-
<i>P. jenkiniae</i>	86	-	-	-	-	-	-
<i>T. ignotus</i>	-	-	10	-	-	-	-
<i>T. tubifex</i>	-	143	-	7017	25	-	-
<i>L. hoffmeisteri</i>	17	-	-	-	-	-	-
<i>L. profundicola</i>	-	-	-	-	8	-	-
<i>L. udekemianus</i>	-	-	-	-	2	-	-
Tubificidae imm. avec s. capillaires	-	2576	20	8772	85	-	-
Tubificidae imm. sans s. capillaires	51	1145	-	-	50	-	-
Enchytraeidae	51	-	-	-	-	-	-
<i>M. riparia</i>	51	-	-	-	-	-	-
<i>L. kalbensis</i>	-	-	-	-	-	-	10
Nombre d'espèces	06	05	05	10	03	02	03
Effectifs/0,1 m ²	1710	18890	610	100104	170	195	7880
% Tubificidae + <i>Dero digitata</i>	4	20,5	4,9	15,8	100	0	0
log ₁₀ effectifs +1	3,2	4,3	2,8	5	2,2	2,3	3,9
EOLA	15,6	17,9	13,4	25	9,6	8,9	13,7

Mais les lagunes trop chargées ne contiennent pas d'oligochètes (CHERAITIA, 1984). Ceux-ci ont effectivement besoin de détritiques organiques pour se développer, mais la nature et/ou le degré de minéralisation de ces détritiques joue un rôle primordial.

Ainsi, le déversoir de la lagune de Chauenne s'avère le milieu le plus biogène. Ce déversoir est constitué par un fossé creusé dans une pelouse ; il reçoit des eaux qui ont transité dans les trois bassins de lagunage et les rejette dans un cours d'eau avoisinant, la Lanterne (STEINER, 1984). Sur un substratum argilo-terreux, un courant d'eau d'une dizaine de centimètres d'épaisseur draine et réoxygène le substrat. L'abondance des vers atteint 100 000 exemplaires/0,1 m², un record absolu dans tout mon jeu de données (lacs et cours d'eau réunis).

De même, les fortes densités d'oligochètes notées dans les bassins L2 de Chauenne et L3 des Saintes-Maries (tab. 85), tradiraient une bonne efficacité épuratoire de ces bassins, efficacité confirmée par l'examen de toutes les composantes biotiques et abiotiques (CETGREF, 1981 ; STEINER, 1984).

Ces observations apportent des arguments en faveur des hypothèses avancées dans les lignes précédentes. Des teneurs élevées en matières organiques ne favorisent pas a priori les oligochètes. Deux facteurs importants interviennent :

- le degré de minéralisation de cette matière organique, les oligochètes se rencontrant en fin de lagunage (CHERAITIA, 1984) ;
- le drainage du milieu (cf. déversoir de Chauenne).

Les Naididae peuvent se contenter d'une pellicule superficielle d'algues ou de bactéries (LEARNER, 1979b ; CHERAITIA, 1984) ; en revanche, le développement des Tubificidae est conditionné par la coexistence de composants organiques et minéraux (JUGET, 1979 ; ASTON et MILNER, 1981/1982 ; CHERAITIA, 1984).

Notons au passage que les oligochètes sont les hôtes habituels de systèmes riches en matières organiques mais subissant une décomposition intense par les microorganismes, comme les lits bactériens de stations d'épuration et les bassins d'aération ou de rétention (WILLIAMS et TAYLOR, 1968 ; WILLIAMS et al., 1969 ; SOLBE, 1975 ; SOLBE et al., 1974 ; SALA et al., 1977 ; LEARNER, 1979b).

VII.5. Discussion, conclusion sur les écosystèmes lacustres.

VII.5.1 Vers une diagnose lacustre simplifiée.

Dans le souci de disposer d'un indice biotique lacustre simple à mettre en œuvre et utilisable par du personnel non spécialiste, l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse a demandé au CEMAGREF de proposer une méthode allégée de diagnose des plans d'eau.

Cette étude s'est concrétisée par la rédaction d'un rapport de synthèse englobant des résultats de biologie et de chimie (CEMAGREF 1987a et 1987b).

En ce qui concerne les peuplements d'oligochètes (LAFONT, 1987, in CEMAGREF, 1987b), un indice simplifié EOS avait été proposé. Il dérivait de l'indice EO, mis au point en 1985 [15]. Un certain nombre de modifications étaient apportées :

- une maille de tamisage plus importante (0,50 mm au lieu de 0,16 mm) ;
- un examen plus aisé des oligochètes, tant sur le plan des manipulations que sur celui de la détermination (à la famille, au lieu de l'espèce) ;
- l'établissement d'un indice numérique non composé, s'appuyant sur le nombre de groupes repères d'oligochètes rencontrés et le \log_{10} de l'abondance des vers pour 0,1 m².

Les groupes repères, au nombre de 5, sont déterminables à l'aide de la clé simplifiée publiée en 1983 [13] :

- groupe 1 : Tubificidae avec ou sans soies capillaires,
- groupe 2 : Genre Spirosperma (Tubificidae),
- groupe 3 : Naididae,
- groupe 4 : Lumbriculidae,
- groupe 5 : Enchytraeidae.

L'indice retenu EOS s'exprimait ainsi :

$$\text{EOS} = \text{nombre de groupes repères} + \log_{10} \text{ effectifs} + 1/0,1 \text{ m}^2.$$

La valeur de EOS variait de 0 à 6,7 dans le jeu de données retenu (cf. lignes suivantes).

Les plus basses valeurs de EoS étaient considérées comme traduisant une faible capacité biologique des sédiments profonds que l'on attribuait, soit à un état de pollution (organique et/ou toxique), soit à la fragilité même de l'écosystème (petits lacs en cours de comblement, lacs entourés de tourbières, lacs de montagne, lacs "dystrophes" ...). Dans la plupart des cas, lorsque les valeurs de EoS sont basses, les oligochètes appartiennent au groupe I (Tubificidae).

Les plus fortes valeurs de EoS étaient à l'inverse symptomatiques d'une forte capacité biologique des sédiments profonds. Elles se rencontrent dans les grands lacs dont la qualité des eaux est encore acceptable (lac de Chalain par exemple), où les sédiments, en général très carbonatés, peuvent absorber une plus forte charge polluante. Il s'agirait en fait d'une "eutrophie" au sens étymologique du terme.

Ces observations contenaient déjà un certain nombre de concepts qui ont été développés par la suite. Elles s'appuyaient sur un jeu de données où je disposais de relevés tamisés à 0,500 mm. En effet, sur les deux lacs Maclu, Ilay, Chalain, le Léman et Annecy, les échantillons de sédiments avaient subi un double tamisage, selon les protocoles de prélèvements et d'extraction exposés dans le § II, les carottes extraites de la benne étant filtrées à 0,160 mm, le restant de la benne à 0,500 mm.

A la suite des tendances mises en évidence dans les analyses en composantes principales j'ai reconsidéré le problème de l'indice simplifié.

Sur les plans d'eau où le double tamisage avait été retenu (0,500 et 0,160 mm), j'ai calculé deux indices simplifiés :

EOS1 = nombre de groupes repères + $3 \log_{10}$ effectifs + $1/0,1 \text{ m}^2$ (0,500 mm) ;

EOS2 = nombre d'espèces + \log_{10} effectifs + $1/0,1 \text{ m}^2$ (0,500 mm).

J'ai également pris en considération le pourcentage d'espèces oxyphiles et établi la liste faunistique. A ce jeu de données se sont ajoutés des renseignements concernant des plans d'eau examinés en 1986-1987 dans le cadre de l'étude "diagnose rapide", et dont la filtration des vases avait été directement effectuée sur un tamis de 0,500 mm (Lac Vert, retenues de Dorlay, de Soulage, de Devesset, de Saint-Martial, lacs d'Annecy et de Paladru). Je remercie Messieurs DUBOUT et BORNARD (SRAE, Rhône-Alpes), Monsieur CHERAITIA et Monsieur LAVERGNE (CEMAGREF, Lyon) qui m'ont permis de disposer des échantillons d'oligochètes.

o Principaux résultats.

Vingt-cinq espèces et taxons ont été récoltés dans la zone profonde de tous les lacs étudiés (tab. 86) excepté la retenue de St Martial où les oligochètes sont absents.

Les taxons les plus fréquents sont représentés par T. tubifex, L. hoffmeisteri (en particulier dans les retenues), P. hammoniensis, et les immatures avec et sans soies capillaires. On retombe ici sur des constatations banales propres aux milieux lacustres (cf. WISNIEWSKI et DUSOGE, 1983).

Les Lumbriculidae ne sont présents qu'à Devesset (quelques exemplaires) et dans les grands lacs subalpins (Annecy, Léman). Dans ces relevés font logiquement défaut toutes les formes de petite taille comme les Naididae (A. leydigii, C. diastrophus etc.), excepté O. serpentina, U. uncinata et D. digitata (Naididae de grande taille).

D'un point de vue quantitatif, les immatures et les adultes de Tubificidae, notamment le groupe des Tubificidae avec soies capillaires, dominant dans tous les échantillons.

La confrontation des variables biologiques globales, tirées de ce jeu de données, avec la valeur correspondante de l'indice EOLA, calculée à partir des relevés filtrés à 0,160 mm, fait ressortir les points suivants, illustrés par le tableau 87 et la figure 47 (A, B, C, D).

Excepté les corrélations linéaires évidentes et sans grande signification, liant les indices EOS1-EOS2 et les variables ayant servi à les calculer (nombre d'espèces NSP5, nombre de groupes repères NGRP, \log_{10} des effectifs EFF5), on constate que l'indice lacustre EOLA est très fortement corrélé avec les deux indices simplifiés dérivés, EOS1 ($r = 0,93$) et EOS2 ($r = 0,96$) (fig. 47A et B).

De même, ce qui apparaissait moins nettement dans le jeu de données tenant compte des prélèvements filtrés à 0,160 mm, le pourcentage d'espèces oxyphiles PSO5 est corrélé avec les trois indices (EOS1, $r = 0,58$; EOS2, $r = 0,66$; EOLA, $r = 0,65$).

Sur la figure 47C et D est représentée la distribution du pourcentage PSO5 en fonction de EOS1 et EOS2. En fait, il se confirme ici que les espèces oxyphiles sont associées aux plus fortes valeurs indicielles (EOS1 >7, EOS2 >9).

On aurait pu penser que la part importante des Naididae de petite taille dans la liste des espèces oxyphiles [15] risquait d'entraîner une perte d'information lorsque la maille de tamisage passait de 0,160 à 0,500 mm. En fait il n'en est rien, ce qui est de bon augure en vue de l'utilisation des indices simplifiés.

Toutefois, la liste des formes oxyphiles reste réduite. On ne recense que les taxons suivants, *B. lemani*, *B. sanguinea*, *S. heringianus*, *S. velutinus*, *P. barbatus*, *O. serpentina*, *U. uncinata*, taxons par ailleurs considérés comme décrivant un état oligotrophe ou mésotrophe (LANG, 1984 ; MILBRINK, 1980, 1983b ; PROBST, 1987 ; SARKKA, 1987a ; HOWMILLER et SCOTT, 1977).

En passant par une analyse des corrélations de rangs de Spearman, les mêmes tendances s'observent, les rangs des indices se montrant très corrélés avec ceux des pourcentages d'espèces oxyphiles :

EOS1 - PSO5, $R_s = 0,81$;
 EOS2 - PSO5, $R_s = 0,84$;
 EOLA - PSO5, $R_s = 0,82$.

On soulignera au passage la résistance de *P. heuscheri* à l'impact de la pollution (BAZZANTI et SEMINARA, 1987a et b). Ce tubificidae ne se rencontre, en populations monospécifiques, que dans des plans d'eau récepteurs d'effluents domestiques comme les lacs de Nemi ([16], BAZZANTI et SEMINARA, 1987a et b), de Petichet (GAY, 1976) ou de Paladru (tab. 86).

Il peut donc être admis que l'on dispose à présent de deux indices simplifiés, dont la fiabilité s'avère satisfaisante pour le **jeu de données retenu** (24 lacs).

Le premier indice EOS1 est facile à utiliser car il ne nécessite pas de déterminations spécifiques (amplitude de variation dans mes données : 0 à 12,6).

Le second (EOS2) permet de tenir compte du pourcentage d'espèces oxyphiles, mais exige des déterminations à l'espèce (amplitude de variation dans mes données : 0 à 16,3). Il s'agit là d'un "obstacle" tout à fait surmontable dans la mesure où le nombre de taxons susceptibles d'être rencontrés reste modéré (une vingtaine).

Il serait d'ailleurs possible d'estimer la valeur de l'indice "non simplifié" EOLA à partir de EOS1 et EOS2 en utilisant les formules approchées suivantes :

$EOLA = 1,9 \times EOS1 - 3$	$r = 0,93 ; F = 207,4$
$EOLA = 1,3 \times EOS2 - 0,6$	$r = 0,96 ; F = 349,8$

o Comparaison avec quelques données de la littérature.

J'ai calculé la valeur de l'indice EOS2 sur des données provenant de 26 lacs du Wisconsin, dont les sédiments profonds avaient été tamisés à 0,568 mm (HOWMILLER, 1974a). Les résultats font l'objet du tableau 88. Les plans d'eau sont rangés selon leur degré de trophie (HOWMILLER, 1974a).

	LUA	STHE	BYLE	BISA	STOO	TUBC	TUSS	TBTU	ILTE	TBIG	PSBA	LICL	LIHO	LIPR	SPFE	SPVE	POBE
ANNECY	-30	0.8	0.0	0.3	0.5	6.3	249.0	0.0	5.8	0.0	3.8	0.0	0.3	0.0	2.8	0.0	0.0
"	-60	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	63.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CHALAIN	-30	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	237.8	0.0	13.0	0.0	0.8	12.4	0.0	0.0	3.0	4.4	1.4
"	-20	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	162.8	0.4	13.4	0.0	0.6	23.0	0.0	0.0	1.8	27.2	0.0
ILAY		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	54.0	0.7	3.7	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	1.0
LEMAN(SCIEZ)		0.0	9.2	0.0	20.2	38.0	149.5	60.5	0.0	0.0	25.8	0.0	5.8	6.3	1.7	17.5	0.0
GR.MACLU		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.8	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8
PT.MACLU		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.7	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LAC VERT		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	44.5	1.0	4.5	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
PALADRU	-30	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PALADRU	-20	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	107.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DORLAY		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	138.0	22.0	0.0	28.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.0	2.0	1.0	1.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DEVESSEY		0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	39.0	7.5	5.0	2.5	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SOULAGE		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.0	20.0	0.0	28.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	507.0	12.0	9.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

		POHA	POHE	POVE	AUPI	AUPL	UNCI	OPSE	DEDI
ANNECY	-30	48.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"	-60	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CHALAIN	-30	6.6	0.0	0.0	0.0	0.0	3.4	0.0	0.4
"	-20	11.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0
ILAY		5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LEMAN(SCIEZ)		13.0	35.8	347.3	0.0	9.3	0.0	0.0	0.0
GR.MACLU		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PT.MACLU		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
LAC VERT		12.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
PALADRU	-30	0.0	27.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"	-20	0.0	22.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DORLAY		0.0	0.0	0.0	2.0	16.0	0.0	0.0	2.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
DEVESSEY		0.5	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0
SOULAGE		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	8.0
"		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0

Tableau 86 : Liste des espèces récoltées dans les lacs retenus pour l'étude "diagnose rapide" ;

LUA : *L. variegatus* STHE : *S. heringianus* BYLE : *B. lemani* BISA : *B. sanguinea* STOO : Lumbriculidae immat.
 TUBC, TUSS : immatures de Tubificidae avec et sans soies capillaires TBTU : *T. tubifex* ILTE : *I. templetoni*
 TBIG : *T. ignotus* PSBA : *P. barbatus* LICL : *L. claparedeanus* LIHO : *L. hoffmeisteri* LIPR : *L. profundicola*
 SPFE : *S. ferox* SPVE : *S. velutinus* POBE : *P. bedoti* POHA : *P. hammoniense* POHE : *P. heuscheri*
 POVE : *P. vej dovskyi* AUPI : *A. piqueti* AUPL : *A. pluriseta* UNCI : *U. uncinata* OPSE : *O. serpentina*
 DEDI : *D. digitata* ; les données sont exprimées en effectifs moyens /0,1 m² .

LACS	STATION	PRELEVEMENT	NGRP	NSP5	EFF5	PS05	EOS1	EOS2	EOLA	
ANNECY	6	(1974)	15	002.0	02	001.8	000.0	07.4	07.4	007.7
ANNECY	6	(1987)	15	002.0	03	002.7	000.0	10.1	11.1	-
ANNECY	6		24	003.0	08	002.2	020.0	09.6	14.6	014.6
ANNECY	6		35	001.0	03	002.7	002.5	09.1	11.1	-
ANNECY	7		15	001.0	01	001.9	000.0	06.7	06.7	007.0
ANNECY	7		35	001.0	02	001.9	000.0	06.7	07.7	-
CHALAIN	1		14	002.0	03	002.1	001.7	08.3	09.3	010.2
CHALAIN	1		23	003.0	06	002.7	016.1	11.1	14.1	020.2
CHALAIN	1		24	002.0	03	002.2	001.7	08.6	09.6	011.1
CHALAIN	1		33	003.0	06	002.7	002.7	11.1	14.1	020.0
CHALAIN	1		34	002.0	03	002.3	004.7	08.9	09.9	011.4
CHALAIN	3		13	002.0	06	002.0	039.1	08.0	12.0	016.7
CHALAIN	3		23	003.0	06	002.5	019.1	10.5	13.5	019.0
CHALAIN	3		24	002.0	03	002.4	001.3	09.2	10.2	010.8
CHALAIN	3		33	002.0	05	002.5	016.1	09.5	12.5	015.7
CHALAIN	3		34	002.0	04	002.5	037.2	09.5	11.5	012.4
ILAY	4		13	001.0	02	001.3	000.0	04.9	05.9	008.7
ILAY	4		14	001.0	01	000.8	000.0	03.4	03.4	003.4
ILAY	4		23	001.0	03	002.2	000.0	07.6	09.6	011.4
ILAY	4		24	001.0	01	001.1	000.0	04.3	04.3	004.3
ILAY	4		33	001.0	02	002.2	000.0	07.6	08.6	010.5
ILAY	4		34	001.0	02	001.7	000.0	06.1	07.1	007.7
LEMAN	3		24	002.0	07	002.6	011.9	09.8	14.8	017.2
LEMAN	3		25	002.0	06	002.6	012.0	09.8	13.8	017.4
LEMAN	3		27	003.0	05	002.0	025.6	09.0	11.0	015.9
LEMAN	3		34	002.0	07	002.8	024.0	10.4	15.4	019.5
LEMAN	3		35	003.0	06	003.2	006.9	12.6	15.6	018.5
LEMAN	3		37	003.0	07	003.1	021.9	12.3	16.3	019.2
GD_MACLU	4		13	001.0	02	001.7	000.0	06.1	07.1	010.8
GD_MACLU	4		14	001.0	01	000.8	000.0	03.4	03.4	003.1
GD_MACLU	4		23	001.0	01	001.4	000.0	05.2	05.2	010.8
GD_MACLU	4		24	001.0	01	001.1	000.0	04.3	04.3	006.4
GD_MACLU	4		33	001.0	01	001.0	000.0	04.0	04.0	003.1
GD_MACLU	4		34	001.0	01	000.7	000.0	03.1	03.1	002.5
PT_MACLU	4		14	001.0	01	000.5	000.0	02.5	02.5	001.9
PT_MACLU	4		24	001.0	01	001.2	000.0	04.6	04.6	005.5
PT_MACLU	4		34	001.0	01	001.3	000.0	04.9	04.9	004.9
LAC_VERT	4		13	001.0	04	001.7	000.0	06.1	09.1	-
LAC_VERT	4		14	001.0	02	001.9	000.0	06.7	07.7	-
PALADRU	1		14	001.0	01	001.8	000.0	06.4	06.4	-
PALADRU	1		34	001.0	01	001.2	000.0	04.6	04.6	-
PALADRU	2		14	001.0	01	002.4	000.0	08.2	08.2	-
PALADRU	2		34	001.0	01	000.9	000.0	03.7	03.7	-
DORLAY	1		33	002.0	05	002.3	000.0	08.9	11.9	-
DORLAY	2		33	001.0	01	000.8	000.0	03.4	03.4	-
DORLAY	4		34	001.0	03	001.1	000.0	04.3	06.3	-
DEVESSET	4		24	000.0	00	000.0	000.0	00.0	00.0	-
DEVESSET	4		34	002.0	07	002.1	000.8	08.3	13.3	-
ST_MARTIAL	4		34	000.0	00	000.0	000.0	00.0	00.0	-
SOULAGE	1		33	002.0	03	001.6	000.0	06.8	07.8	-
SOULAGE	2		33	002.0	04	001.9	005.3	07.7	09.7	-
SOULAGE	4		34	002.0	04	002.7	000.0	10.1	12.1	-

Tableau 87 : Variables biologiques globales oligochètes des sédiments profonds de lacs retenus dans le cadre de l'étude "diagnostic rapide".

NGRP: nombre de groupes repères (tamisage à 0,500 mm)

NSP5: nombre d'espèces (tamisage à 0,500 mm)

EFF5: log10 des effectifs/0,1 m² (tamisage à 0,500 mm)

PS05: % d'espèces oxyphiles (tamisage à 0,500 mm)

EOS1: indice simplifié (groupes repères, tamisage à 0,500 mm)

EOS2: indice simplifié (espèces, tamisage à 0,500 mm)

EOLA: indice non simplifié (tamisage à 0,160 mm).

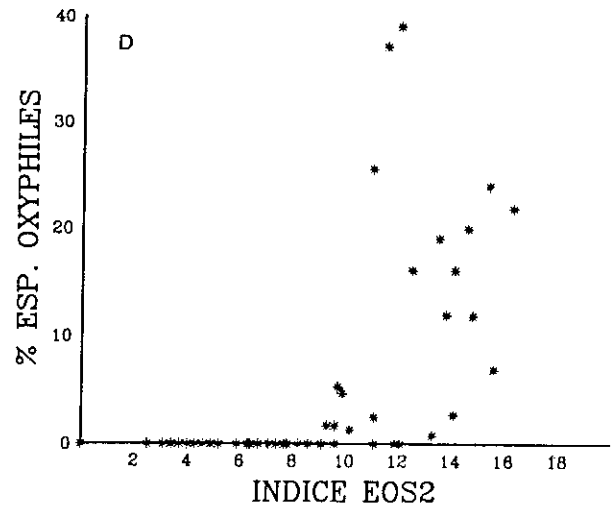
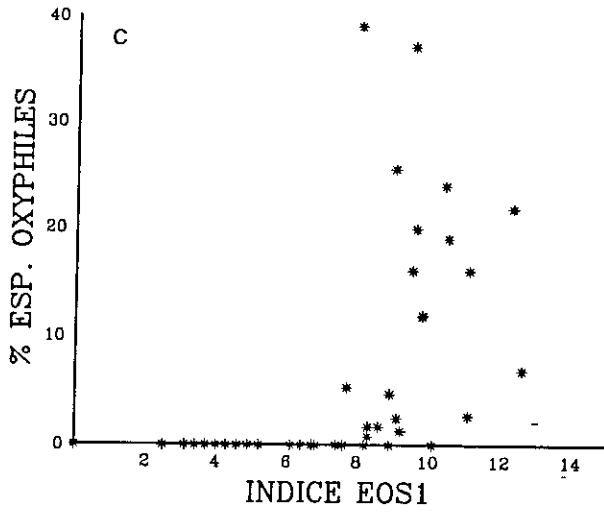
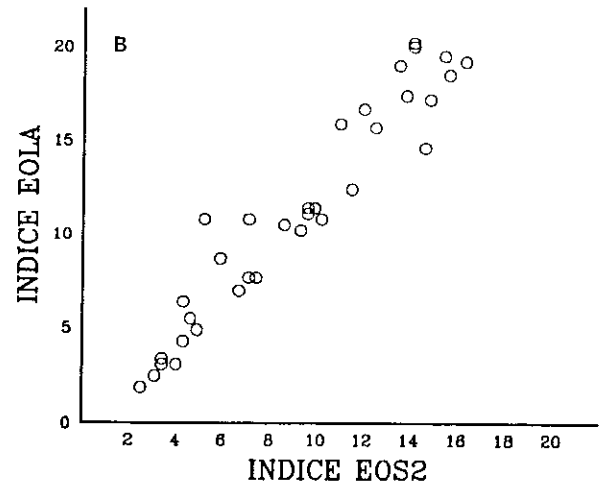
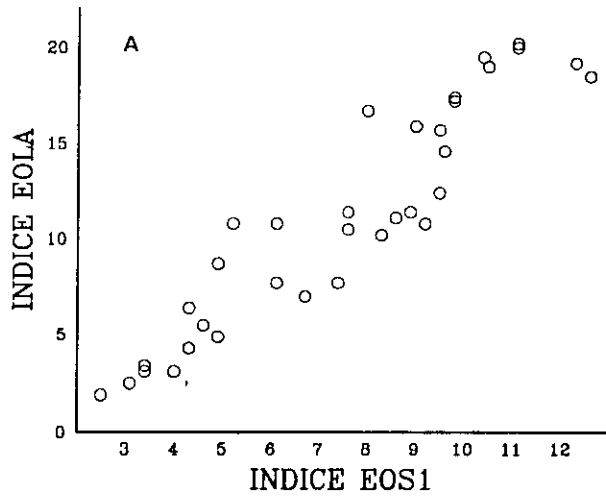


Figure 47 : Relations entre l'indice EOLA et les indices EOS1 (A) et EOS2 (B) ; variation du % d'espèces oxyphiles en fonction des indices EOS1 (C) et EOS2 (D).

Paradoxalement, les valeurs indicielles les plus fortes sont relevées dans des lacs qualifiés d'oligotrophes (EOS2 = 13,2, lac "Green"). L'auteur signalait d'ailleurs que les effectifs d'oligochètes les plus élevés se rencontraient dans les systèmes les plus oligotrophes.

Inversement, les lacs "eutrophes" présentent les plus faibles capacités biotiques (EOS2 = 0 à 8, tab. 88), ce qui amenait HOWMILLER (1974a) à émettre des réserves sur la valeur indicatrice des communautés d'oligochètes.

En fait, un examen sommaire des relations ente EOS2 et quelques variables chimiques remarquables (phosphore total et seston organique dans l'eau) permet de souligner des concordances équivalentes à celles que j'observe dans les lacs jurassiens et vosgiens (tab. 89). Les plus faibles valeurs indicielles sont associées en général aux plus fortes concentrations en phosphore total et en seston organique. Les valeurs indicielles les plus élevées se remarquent dans des lacs moyennement chargés en phosphore et à faibles teneurs en seston organique.

L'absence d'oligochètes est la caractéristique de plans d'eau "oligotrophes" (lac Round) ou très "eutrophes" (Oneonta, Pewaukee, Delavan ...). Aucun des lacs incriminés ne renferme toutefois d'espèces oxyphiles.

Si l'on considère à présent la zone profonde centrale du Lac Michigan dans les années 70 (HOWMILLER, 1974b), la valeur des indices EOS2 varie de 5,8 à 8,7, le pourcentage d'espèces oxyphiles de 10,6 à 100%, *S. heringianus* constituant l'espèce dominante. L'auteur met alors en cause la valeur des Tubificidae en tant qu'indicateurs d'une charge organique.

En fait, il est possible que la zone centrale du Michigan se soit révélée un secteur encore protégé, compte tenu de la taille immense du lac (longueur >500 km, largeur >100 km). A ce titre, on a pu voir que le Léman, malgré les agressions dont il est le siège, ne se dégrade que lentement.

Les données concernant le lac Vänern (Suède), gigantesque écosystème nordique (NAGELL et al., 1977), apportent des arguments en faveur de la fiabilité de l'indice EOS2 et du pourcentage d'espèces oxyphiles PSO5 (tab. 90). La valeur des indices suit globalement l'état croissant de pollution des secteurs étudiés. Le pourcentage d'espèces oxyphiles décrit avec précision un gradient d'altération de l'écosystème. Le pourcentage PSO5 passe en effet de 12,5 à 0,7%, d'un diagnostic "d'absence de pollution" à celui de "pollution légère".

Enfin, le lac finlandais Konnevesi, considéré comme se situant dans un état "relativement naturel" et "oligotrophe" (SÄRKKÄ, 1972), présente des indices EOS2 variant de 5,4 à 6,6 avec un pourcentage PSO5 compris ente 54,8 et 75% (zone la plus profonde >20 mètres).

Il me paraît plausible de considérer l'indice EOS2, associé au pourcentage d'espèces oxyphiles, comme des variables relativement fiables. Les valeurs indicielles, calculées à partir des divers travaux examinés ici, se situent dans la fourchette de celles que je relève dans mes propres données. Cependant, les valeurs absolues d'indice doivent être regardées avec prudence d'un lac à l'autre, dans la mesure où les protocoles d'échantillonnage et la présentation des résultats ne sont pas strictement comparables.

Je propose, en conclusion, de retenir les deux indices simplifiés EOS1 et EOS2 dans le cadre d'une diagnose rapide des écosystèmes lacustres.

Tableau 88 : Calcul de l'indice EOS2 dans 26 lacs du Wisconsin (USA), rangés par degré de trophie (d'après HOWMILLER, 1974a) ;
 μ_1 : moyenne des indices ; μ_2 : moyenne des indices sans les valeurs nulles ; PS05 : % d'espèces oxyphiles.

EOS2		
1. Crystal	9,2	Oligotrophie
2. Devils	7,3	
3. Green	13,2	
4. Geneva	9,9	
5. Trout (N)	7,7	
6. Trout (S)	1,9	
7. Round	0	
8. Pine (W)	0	
9. Middle	0	

10. Oconomowoc	0	EOS2 = 0 - 13,2 μ_1 = 5,5 μ_2 = 8,2 PS05 = 0
11. Pleasant	5,5	
12. Rheinhardt	3,7	
13. Booth	0	
14. Pine (O)	1,9	
15. Lime	0	
16. E. Horsehead	2,5	
17. Oneonta	0	
18. G. Portage	8	

19. Mendota	7,1	EOS2 = 0 - 8 μ_1 = 2,4 μ_2 = 4,3 PS05 = 0
20. Penwaukee	0	
21. Pepin	7,7	
22. Yellow	5,2	
23. L. Green	7,2	
24. Kegonsa	5,8	
25. Delavan	0	
26. Winnebago	5,3	

Tableau 89 : Calcul de l'indice EOS2 sur 26 lacs du Wisconsin (USA).
 Comparaison avec quelques variables chimiques des eaux
 (d'après HOWMILLER, 1974a) ; les variables sont exprimées en classes.

	EOS2	Seston organique mg/l			Phosphore total µg/l			Somme des classes Σ 1 + 2 + 3
		1-2	2-5	>5	<10	10-50	≥50	
		1	2	3	1	2	3	
Round	0	x			x			2
Pine (Waukesha)	0	x					x	4
Middle	0		x			x		4
Oconomowoc	0	x				x		3
Booth	0		x			x		3
Lime	0		x			x		3
Oneonta	0			x		x		5
Pewaukee	0		x				x	5
Delavan	0			x			x	6
								Moyenne = 3,9
Pine (Oneida)	1,9		x			x		4
Trout (S)	1,9	x			x			2
Horsehead	2,5	x			x			3
Rheinhardt	3,7		x			x		4
Yellow	5,2			x			x	6
Winnebago	5,3			x			x	6
Pleasant	5,5	x				x		3
Kegonsa	5,8			x			x	6
								Moyenne = 4,3
Mendota	7,1			x		x		5
L. Green	7,2			x			x	6
Devils	7,3	x			x			2
Trout (N)	7,7	x			x			2
Pepin	7,7		x				x	5
Gd Portage	8		x			x		4
Crystal	9,2	x			x			2
Geneva	9,9	x				x		3
Green	13,2	x				x		3
								Moyenne = 3,6

Tableau 90 : Calcul de l'indice EOS2 et du % d'espèces oxyphiles (PSO5) dans
 le lac Vänern (d'après NAGELL et al., 1977) ;
 EOS2 = valeur moyenne de l'indice EOS2 ; PSO5 = valeur moyenne de PSO5.

Parties du lac	Etat de pollution	EOS2	PSO5 %	Commentaires
Bärofjärden	non pollué	13,3	72,5	$\overline{\text{EOS2}} = 15$
Byviken	"	17,1	24,5	$\overline{\text{PSO5}} = 27,1$
Outer Säterholms	"	15,4	10,5	absence de pollution
Outer Äsfjorden	pollution légère	14,3	0,7	à pollution légère.
Outer Kattfjorden	pollution moyenne	12,1	0,2	$\overline{\text{EOS2}} = 11,2$
Inner Säterholms	"	9,2	0	$\overline{\text{PSO5}} = <0,1$
Inner Kattfjorden	"	13,1	0	pollution moyenne
Inner Äsfjorden	forte pollution	10,2	0	à forte

Les protocoles de prélèvement et d'extraction s'établissent comme suit (cf. LAFONT, 1987 in CEMAGREF, 1987b) :

- échantillonner la (les) zone(s) profonde(s) du lac :
 - . la zone la plus profonde,
 - . une ou plusieurs zones intermédiaires si elles existent.

Un lac de petite taille (ex : lacs du Maclu, Petit Lac de Clairvaux) ne nécessite qu'un seul point d'échantillonnage.

Pour des lacs de plus grande taille (ex : Grand Lac de Clairvaux, Chalain, ...), il est préférable d'avoir 2 ou 3 points de prélèvements ; les profondeurs d'échantillonnage varient suivant les lacs : -10 m au maximum dans le Petit Maclu (Jura), -30 m à Chalain (Jura), etc.

- Appareil de prélèvement : benne Ekman-Lenz ou benne Büchi : 3 bennes par profondeur suffisent pour avoir un échantillonnage représentatif ; (5 bennes représentent le nombre optimal de prélèvements).

- Tamisage sur le terrain : maille du tamis : 0,315 mm. En général, le refus de tamis a un volume peu élevé (1/2 litre au maximum). Cette procédure a pour simple but de réduire le volume du prélèvement ; elle est en conséquence facultative.

- Fixation du résidu au formol (maximum 6%, minimum 3% dans le récipient de récupération).

- Lavage du prélèvement au laboratoire sur un tamis de 0,500 mm : ce lavage doit être effectué avec douceur.

- Extraction des oligochètes à l'aide d'une loupe éclairante circulaire, ou simplement à vue dans une cuvette blanche.

- Récolter au moins 100 à 130 vers (cf. § II), compter le restant de l'échantillon pour avoir le nombre total de spécimens/surface échantillonnée.

- En principe, dans le cas de l'indice EOS1, la détermination des groupes repères d'oligochètes est conduite à l'aide d'une loupe binoculaire (sur fond noir) ; des montages d'exemplaires entre lame et lamelle dans de la glycérine ou même de l'eau peuvent s'avérer nécessaires. Ces lames sont observées à la loupe binoculaire (fort grossissement) sur fond noir.

Si l'on opte pour l'utilisation de l'indice EOS2, la détermination des espèces est indispensable (cf. clés de détermination citées dans le § III).

Si l'indice EOS1 est retenu, on utilisera les groupes repères établis précédemment (LAFONT, 1987, in CEMAGREF, 1987b) :

- groupe 1 : Tubificidae avec ou sans soies capillaires,
- groupe 2 : genre Spirosperma (Tubificidae),
- groupe 3 : Naididae,
- groupe 4 : Lumbriculidae,
- groupe 5 : Enchytraeidae.

On retiendra les indices suivants :

$$\begin{aligned} \text{EOS1} &= \text{nombre de groupes repères} + 3 \log_{10} \text{ effectifs} + 1/0,1 \text{ m}^2, \\ \text{EOS2} &= \text{nombre d'espèces} + 3 \log_{10} \text{ effectifs} + 1/0,1 \text{ m}^2. \end{aligned}$$

On pourra calculer le pourcentage des espèces oxyphiles qui appartiennent à la liste suivante :

- tous les Naididae, sauf D. digitata. En général on trouve les formes de plus grande taille comme S. lacustris, O. serpentina, U. uncinata ;
- tous les Lumbriculidae sauf L. variegatus : S. heringianus, B. lemani, B. sanguinea, etc. ;
- les Tubificidae P. barbatus et S. velutinus.

Dans le cas où EOS1 est retenu, on calculera éventuellement le pourcentage des groupes repères 2 + 3 + 4 + 5, qui restera toutefois une estimation très grossière du pourcentage d'espèces oxyphiles.

VII.5.2 Conclusion générale sur les systèmes stagnants.

Les hypothèses avancées dans les travaux précédents [9], [11], [15] semblent se vérifier.

Les oligochètes, qui sont des intégrateurs par excellence des sédiments, peuvent être considérés comme un **paramètre caractéristique des sédiments**. Ils donnent une idée du métabolisme et de l'activité globale des sols lacustres, dans la mesure où ils participent à la dynamique des échanges eaux-sédiment et aux processus de diagénèse et de pédogénèse [9], expressions de l'activité biologique des sols aquatiques.

En effet, l'indice oligochètes EOLA et son dérivé EOS2 décrivent un type de fonctionnement des sols lacustres, caractérisé par une capacité globale à minéraliser la matière organique. Cette capacité semble très liée aux teneurs en carbonates de la fraction solide des sédiments, dans la mesure tout au moins où sont pris en compte préférentiellement les processus de minéralisation primaire de la matière organique. Il existe cependant d'autres processus complexes, tels que l'humification, la minéralisation secondaire et la fertilisation des eaux par relargage de nutriments, auxquels participent également, à des titres divers, les carbonates des sols aquatiques.

On peut donc définir, plus qu'un degré de trophie, un potentiel de minéralisation, un degré de "capacité métabolique" de "digestion" ou "d'assimilation" des matières organiques par les sédiments. De plus, celui-ci peut être extrapolé à la masse d'eau, les variables physico-chimiques mesurées dans l'eau ne contredisant pas les structures définies à partir des variables du sédiment.

Les oligochètes semblent intégrer et décrire cette "capacité métabolique" globale d'un lac, si l'on se réfère au jeu de données présenté ici.

Ils intègrent également l'impact des rejets humains, pour autant que ceux-ci perturbent la capacité métabolique des plans d'eau : en ce sens **les oligochètes expriment un compromis entre un état de pollution et la capacité métabolique globale.**

Les concepts exposés ici sont résumés sous forme d'un tableau de synthèse (tab. 91), dans lequel sont mentionnés quelques exemples concernant les lacs étudiés dans ce chapitre.

On peut définir trois types principaux de lacs : types 1, 2 et 3 (ou encore types A, B, C pour éviter toute confusion avec des valeurs numériques). Les trois types peuvent se subdiviser en 9 sous-types selon le degré de trophie, évalué à partir des données du phytoplancton (quand elles existent). Cette classification reprend les éléments illustrés par les tableaux 62, 63, 64 (§ VII.4). Elle présente un **caractère indicatif**, les lacs considérés ne pouvant être renfermés dans des cases rigides.

L'objectif de cette classification est d'apporter des informations plus précises que la seule connaissance du degré de trophie des plans d'eau, pour guider les gestionnaires dans la prise de mesures de protection et d'amélioration de la qualité générale.

Je ne tiens pas pour erroné le fait de ranger les lacs selon un degré de trophie. Plus simplement, il me semble que cette pratique ne reflète qu'une partie de la réalité. Dire qu'un lac est eutrophe traduit en fait des situations très différentes, qui n'impliqueront pas nécessairement les mêmes mesures de gestion et de protection.

Par exemple un lac du type C (très faibles capacités biotiques) et oligotrophe doit être **préservé de tout rejet**, même le plus insignifiant (exemples : Petit-Maclu, lacs de montagne).

Un plan d'eau appartenant au même type et eutrophe se situe dans un état critique qui nécessite bien entendu la suppression des rejets et des **mesures de restauration** (ex : l'Abbaye, Bonlieu, Nemi etc.).

Un écosystème de type 1 (A) et oligotrophe doit être préservé, mais il peut assimiler une charge accidentelle. Lorsqu'il devient mésotrophe ou eutrophe, les rejets doivent être totalement supprimés ; dans le cas d'un état mésotrophe (Vouglans, Chalain), le lac garde la possibilité de s'auto-épurer plus ou moins lentement, alors que des mesures de restauration sont nécessaires s'il devient eutrophe (Saint-Point, Remoray).

Il est clair que l'on dispose à présent de techniques élaborées pour la restauration des écosystèmes lacustres, techniques qui récemment se sont concrétisées par une conférence internationale tenue à Zürich (International Conference on Lake Restoration, 3-4 novembre 1986, cf. VOLLENWEIDER, 1987 ; BERNHARDT, 1987 ; FORSBERG, 1987).

Il me paraît tout aussi évident que des mesures de restauration qui ne tiendraient compte que de la masse d'eau présenteraient le risque d'être soit trop coûteuses (cas d'un système à fortes capacités biotiques), soit inopérantes. BJÖRK (1988) souligne d'ailleurs à juste titre que, même si la charge des eaux a pu être réduite, la charge interne des sédiments peut faire obstacle à la récupération.

Les lacs de très grande taille (Léman, Annecy) ne font pas exception à la règle, **mais ils se situent par nature à un niveau de capacité biotique plus élevé que les systèmes de moindre importance.** En particulier, leurs peuplements d'oligochètes se révèlent très diversifiés et originaux comparativement à ceux des autres lacs. Ces peuplements se caractérisent par la présence de représentants de la famille des Lumbriculidae comme *S. heringianus*, *B. sanguinea* et *B. lemani*. Notons au passage que *B. lemani* colonisait autrefois les sédiments profonds du Lac Saint-Point, le plus grand des écosystèmes lacustres du Jura français (VANDEL, 1920).

Les facteurs responsables des capacités biotiques et métaboliques d'un plan d'eau sont multiples. Les teneurs en carbonates du sédiment jouent incontestablement un rôle important. De même, la nature et l'origine de la matière organique constituent des éléments dont la portée mérite d'être signalée (WASSON, 1984).

A titre d'exemple, les plus faibles capacités biotiques se rencontrent dans des systèmes qui, outre leur forte charge en matières organiques et leurs déficits relatifs en carbonates, se caractérisent par l'importance des ceintures végétales (macrophytes, characées) et la prédominance de sols rivulaires tourbeux (Petit Maclu, Grand Maclu, les Rousses, Bonlieu, Petit Etival, l'Abbaye, Ilay).

Parmi les facteurs expliquant la capacité biotique d'un lac, il convient d'ajouter également la taille du plan d'eau, le temps de renouvellement des eaux, les cycles de mélange et de stratification, la température et la profondeur.

Ces facteurs n'ont pas été étudiés ici, mais certains auteurs les ont utilisés pour établir une typologie lacustre (GRITSEVSKAYA et SOKOLOVA, 1967).

Dans mon jeu de données, les plus fortes capacités biotiques se rencontrent en général dans des systèmes comme le Léman, Vouglans, le Saint-Point et Chalain, dont la surface dépasse 2 km² ; les plus faibles capacités biotiques seraient l'apanage des lacs de moindre importance (<1 km²). Le lac de Chalain et surtout la retenue de Vouglans, présentent la particularité de subir un marnage des eaux en vue de la production d'électricité. Ce marnage joue incontestablement un rôle majeur dans la dynamique de renouvellement des eaux.

◦ Utilisation des espèces d'oligochètes.

Je n'ai pas exploité d'une manière exhaustive l'information amenée par les espèces. Il s'agit simplement d'un domaine délicat à **cerner dans mon jeu de données**, et non d'un désaveu de cette information.

Tableau 91 : Propositions pour une classification des lacs.

	Type	Sous-type	Degré de trophie évalué par l'examen du phytoplancton : production I, chlorophylle a, examen des espèces	Exemples	% espèces oxyphiles (PSP0)
Lacs à fortes capacités biotiques et métaboliques EOLA ≥ 10 EOS2 ≥ 9	1 (A)	1	Eutrophie	Remoray, St-Point, Lac d'Endine ...	0% - 3,5
		2	Mésotrophie	Léman (1984, baie de Sciez), Chalain, Vouglans, Grand Clairvaux, Petit Clairvaux, Grand Etival	2 - 48%
		3	Oligotrophie	Léman à la limite Grand Lac - Petit Lac (secteur d'Yvoire) au cours des années 1957-1960...	> 90%
Lacs à capacités biotiques et métaboliques moyennes à faibles EOLA = 6,1-9,9 EOS2 ≥ 6,1-8,9	2 (B)	1	Eutrophie	Les Rousses, Petitchet ...	0%
		2	Mésotrophie	Ilay, Longemer, Gérardmer, Pt Etival, Grasmere, Pearson, Marymere, Sarah, Laetitia ...	0 - 4%
		3	Oligotrophie	Grand Maclu, Hawdon, certains lacs de montagne, Lyndon ...	0 - 27%
Lacs à capacités biotiques et métaboliques très faibles EOLA et EOS2 ≤ 6	3 (C)	1	Eutrophie	Abbaye, Bonlieu, Nemi, Vatia (lacs très pollués) ...	En général = 0 (11% : lac de l'Abbaye)
		2	Mésotrophie	?	
		3	Oligotrophie	Lacs de montagne, Petit Maclu, Hawdon, Pâijänne ...	0 - 60%

J'insiste sur ce point, dans la mesure où un indice lacustre bon marché et simple à manier comme EOS1 par exemple, constitue un outil séduisant à court terme pour les aménageurs et les gestionnaires. Cet outil ne doit pas pour autant masquer toute la richesse potentielle de renseignements qu'apporte la détermination des oligochètes à l'espèce.

Mes critiques vis-à-vis des indices lacustres ne considérant que les espèces (cf. § VII.1) reposent essentiellement sur la **valeur indicatrice** de celles-ci, valeur attribuée à mon avis trop prématurément. En effet, l'examen des figures 48 et 49 illustre le fait que les effectifs de toutes les espèces, qu'elles soient indicatrices d'oligotrophie ou d'eutrophie du système, diminuent selon un gradient décroissant de capacité métabolique, représenté ici par les coordonnées factorielles négatives des stations d'échantillonnage lacustres retenues dans les analyses en composantes principales.

J'ai déjà eu l'occasion de souligner que le tubificidé P. hammoniensis, indicateur de conditions eutrophes (MILBRINK, 1978, 1980, 1983b ; WIEDERHOLM, 1979 ; LANG, 1984, 1986, LANG et HUTTER, 1981 PROBST, 1987, SARKKA, 1987a, LAURITZEN et al., 1985) préfère des sédiments pauvres en matières organiques (fig. 48d).

Le statut trophique de T. tubifex est loin d'être clarifié, [9], § VII.1, MILBRINK (1983b), de même que celui de S. ferox. L'espèce S. ferox décrit, selon les auteurs, des conditions oligotrophes (MILBRINK, 1983b) ou eutrophes (LANG, 1984). Dans mon jeu de données T. tubifex se trouve associé aux lacs les plus oligotrophes et à faibles capacités biotiques (fig. 48C). Il colonise, en formant des populations vraisemblablement monospécifiques, les systèmes les plus déficitaires en calcium (Longemer, Gérardmer, Petit Maclu, Grand Maclu) ou modérément pollués (Longemer, Gérardmer), et se révèle sans doute l'oligochète lacustre le plus rustique. Ce fait est attesté par sa forte plasticité métabolique, relevée en conditions expérimentales par FINOGENOVA et LOBASHEVA (1987).

Le tubificidé L. hoffmeisteri, indicateur d'eutrophie (MILBRINK, 1978, 1980, 1983b ; HOWMILLER et SCOTT, 1977 ; WIEDERHOLM, 1979 ; LANG, 1984) recherche des sédiments carbonatés pauvres en matières organiques. Il décrit ici principalement la capacité minéralisatrice des sédiments et disparaît des lacs les plus pollués (fig. 48F). JUGET et GIANI (1974) et JUGET (1984) notaient d'ailleurs l'absence de L. hoffmeisteri et des Tubificidae sans soies capillaires dans les systèmes à sédiments tourbeux déficitaires en carbonates.

Incontestablement, la nature des sédiments joue un rôle important dans la distribution des espèces, ce qui expliquerait également les contradictions et les incertitudes relevées dans la littérature [9]. GRIGELIS (1984), DERMOTT et al. (1986) avaient d'ailleurs pressenti l'importance de la nature et de la composition des sédiments, en tant que facteurs significatifs pour comprendre la distribution des espèces lacustres.

L'impact de la pollution n'en demeure pas moins aisé à caractériser. En effet, je l'ai souligné par ailleurs, la valeur des indices EOLA ou EOS2 n'est pas a priori toujours suffisante pour décrire le phénomène pollution. Le diagnostic que donnent ces indices, qui est essentiellement un diagnostic de capacité biotique, doit être complété par des remarques concernant les espèces.

Parmi les taxons disparaissant les premiers se trouvent précisément les formes oxyphiles (fig. 49). Nous l'avons déjà dit, le terme d'oxyphilie ne recoupe probablement qu'en partie des exigences précises pour l'oxygène dissous. Mais celui-ci, mesuré à partir d'échantillons d'eau prélevés à l'aplomb de la zone la plus profonde du lac, ne rend qu'imparfaitement compte des concentrations réelles en oxygène à l'interface eau-sédiment. De plus, les lacs à fortes capacités minéralisatrices (Chalain, les deux Clairvaux...) peuvent s'avérer autant déficitaires en oxygène que les lacs à faibles capacités minéralisatrices. Cette observation présente somme toute quelque logique, la minéralisation des matières organiques entraînant une forte consommation d'oxygène. La valeur maximale des teneurs en O₂ dissous (O₂MX dans les ACPN), décrit probablement la potentialité des eaux profondes à renouveler leur stock de gaz dissous, stock nécessaire à une assimilation efficace des substances organiques.

Les espèces oxyphiles décrivent apparemment ce type de fonctionnement, tout en étant sensibles à l'apparition d'un effet de fosse. L'effet de fosse (ou effet de stagnation) implique très certainement, outre des déficits en oxygène, un drainage insuffisant du milieu et la stagnation de substances indésirables pour les oligochètes (dérivés de décomposition des matières organiques, déchets excrétés par les oligochètes eux-mêmes, gaz carbonique, produits réducteurs et toxiques etc.). Effectivement, des sédiments bien drainés et en phase de minéralisation active (cf. le déversoir de la lagune de Chauenne tab. 85), renferment des effectifs considérables d'oligochètes (> 100 000 exemplaires/0,1 m²).

Le qualificatif "d'oxyphile" ou plus simplement de "**sensible**", peut être attribué à une trentaine de taxons (cf. [15] et liste du tab. 65). Leur disparition (baisse de leurs effectifs et de leurs pourcentages) constitue une première indication sur la diminution des capacités biotiques et/ou sur la dégradation du milieu (cf. comparaison du Léman des années 1960 avec le Léman de 1984, tab. 76).

Les premiers signes de pollution, dans les lacs à fortes capacités biotiques, sont donc décrits par une baisse des valeurs indicielles et/ou des % d'espèces sensibles.

Lorsque les formes sensibles ont été éliminées, il ne reste, dans les zones profondes, que des taxons "résistants" au sens propre, c'est-à-dire dont les effectifs **diminuent moins rapidement** que ceux des taxons sensibles.

Parmi les espèces résistantes, on note surtout la présence des immatures de Tubificidae, de L. hoffmeisteri (sédiments carbonatés), T. tubifex, P. hammoniensis, P. bedoti, P. heuscheri, I. templetoni, A. pluriseta, T. montanus (cf. fig. 48).

Dans des conditions environnementales devenues très défavorables (lacs à faibles capacités biotiques type 3 ou C), on peut distinguer trois cas :

- **lacs à faibles capacités biotiques mais exempts de pollution** : lacs oligotrophes au sens propre ; dominance de T. tubifex (Grand et Petit Maclu, lacs de montagne) ou de S. heringianus (lac d'Anterne, certains secteurs du lac Päijänne ou du lac Michigan...);
- **lacs modérément pollués** : dominance de T. tubifex (Gérardmer, Longemer) ;

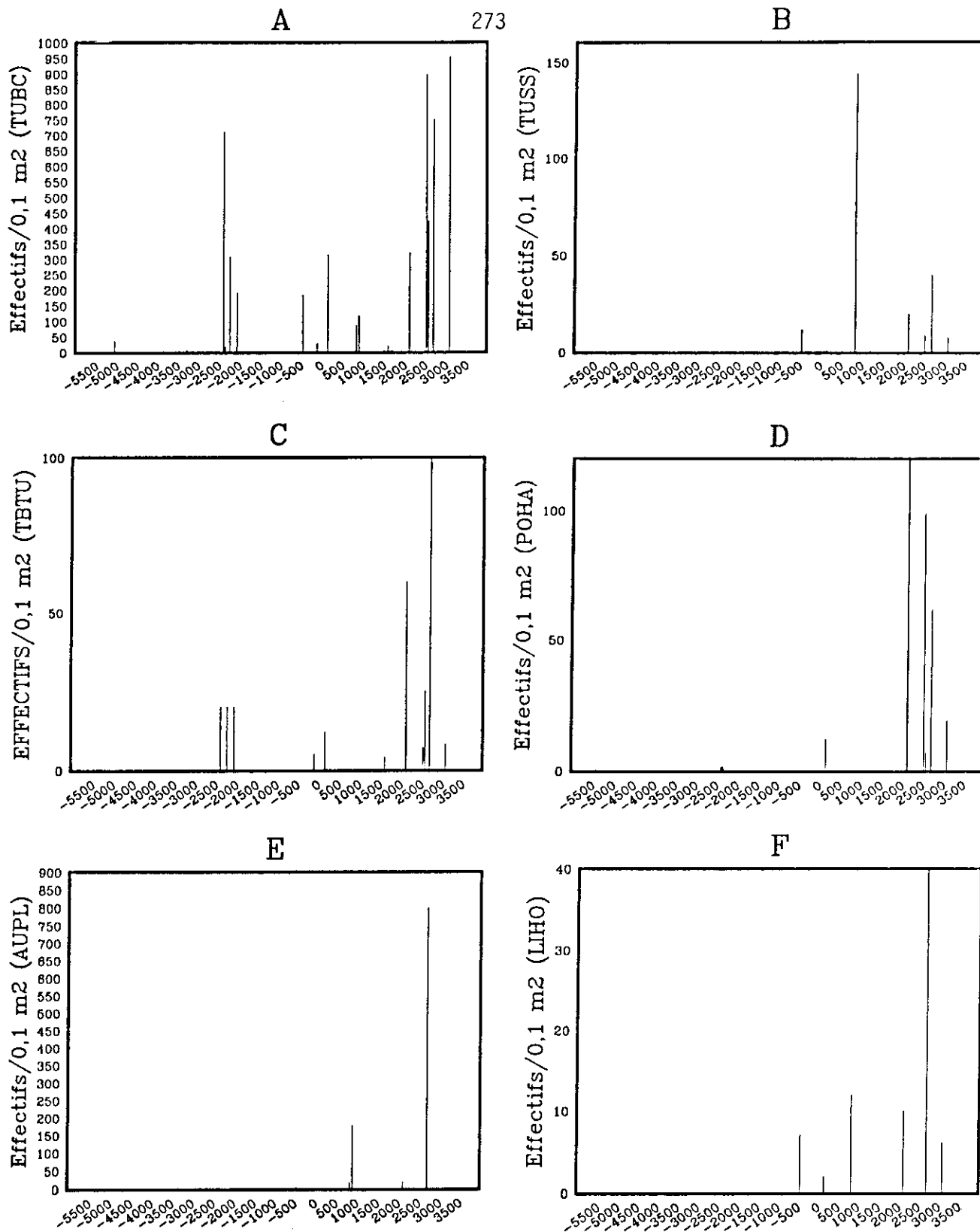


Figure 48 : Variation des effectifs /0,1 m² d'espèces et des taxons d'oligochètes en fonction de la valeur de la première coordonnée factorielle (axe F1) des stations d'échantillonnage lacustres ;

- A : immatures de Tubificidae avec soies capillaires (TUBC) ;
- B : immatures de Tubificidae sans soies capillaires (TUSS) ;
- C : T. tubifex (TBTU) ;
- D : P. hammoniensis (POHA) ;
- E : A. pluriseta (AUPL) ;
- F : L. hoffmeisteri (LIHO)

- lacs très pollués : dominance de P. heuscheri (Nemi, Petitchet, Paladru) ou de P. hammoniensis (Bonlieu), les effectifs de ces espèces restant peu élevés.

Le degré de trophie du plan d'eau est considéré comme un facteur parmi les autres, et les oligochètes ne sont pas nécessairement corrélés avec celui-ci (tab. 91). Ainsi le Léman à la limite Grand Lac-Petit Lac dans les années 60 (secteur d'Yvoire), la partie Bäröfjärden du lac Vanern (NAGELL et al., 1977) présentent l'association d'indices EOLA ou EOS2 très élevés (> 12) et de pourcentages d'espèces sensibles > 70%. Dans certains lacs montagnards (Anterne, tab. 78) ou nordiques (zones non polluées du lac Päijänne, tab. 70), on note des valeurs indicielles < 6 et des pourcentages d'espèces sensibles > 60%, de même que dans la zone centrale du lac Michigan.

Inversement, des lacs qualifiés d'oligotrophes ne contiennent pas d'espèces oxyphiles, compte-tenu de leurs trop faibles capacités biotiques (Grand et Petit Maclu, lacs montagnards, etc.). Pour ces derniers plans d'eau, le qualificatif de dystrophe, décrivant ici un "dysfonctionnement" du système, ne me semblerait pas erroné.

Dès que l'on s'affranchit de la notion de trophie comme base exclusive de classement, les problèmes me paraissent sensiblement clarifiés.

On pourrait multiplier les exemples. D'ailleurs, je ne suis pas le seul à rechercher des critères typologiques sortant des cadres communément admis, et les discussions animées qui émaillent les congrès tendent à me conforter dans cette position.

NAGELL et al. (1977) classent les secteurs du lac Vanern selon leur degré de "pollution". TIMMS et al. (1986) proposent quatre types de lac, établis selon leur taux de salinité.

BRADT et BERG (1987), travaillant sur l'impact de l'acidité, ne font pas référence au degré de trophie des plans d'eau. Dans cette étude, il n'est pas inintéressant de souligner que l'acidification du milieu ne semble pas favorable aux oligochètes. Ces résultats viennent à l'appui des observations concernant l'importance des carbonates dans le développement des oligochètes.

MOUTHON (1981a, 1986a et b, 1987), sans tenir compte du degré de trophie des lacs retenus, suit plus simplement l'altération des communautés de mollusques selon un gradient de pollution.

Qui plus est, des contradictions se relatent dans la littérature. NALEPA (1987) souligne que les oligochètes sont plus abondants en 1980-1981 dans le lac Michigan qu'au cours des années 60. Pour cet auteur, le benthos n'a pas encore intégré les améliorations de la qualité des eaux.

L'inverse s'avère en fait perceptible. Les résultats de NALEPA (1987) rappellent ceux que je tire de l'examen des données d'Annecy se rapportant aux années 1970 et 1987 (tab. 87). Comme dans le cas du lac Michigan, la composition spécifique n'a pas changé d'une décennie à l'autre, mais les effectifs totaux sont 6 fois plus élevés en 1987. On peut voir là les premiers effets bénéfiques des aménagements consentis par la collectivité.

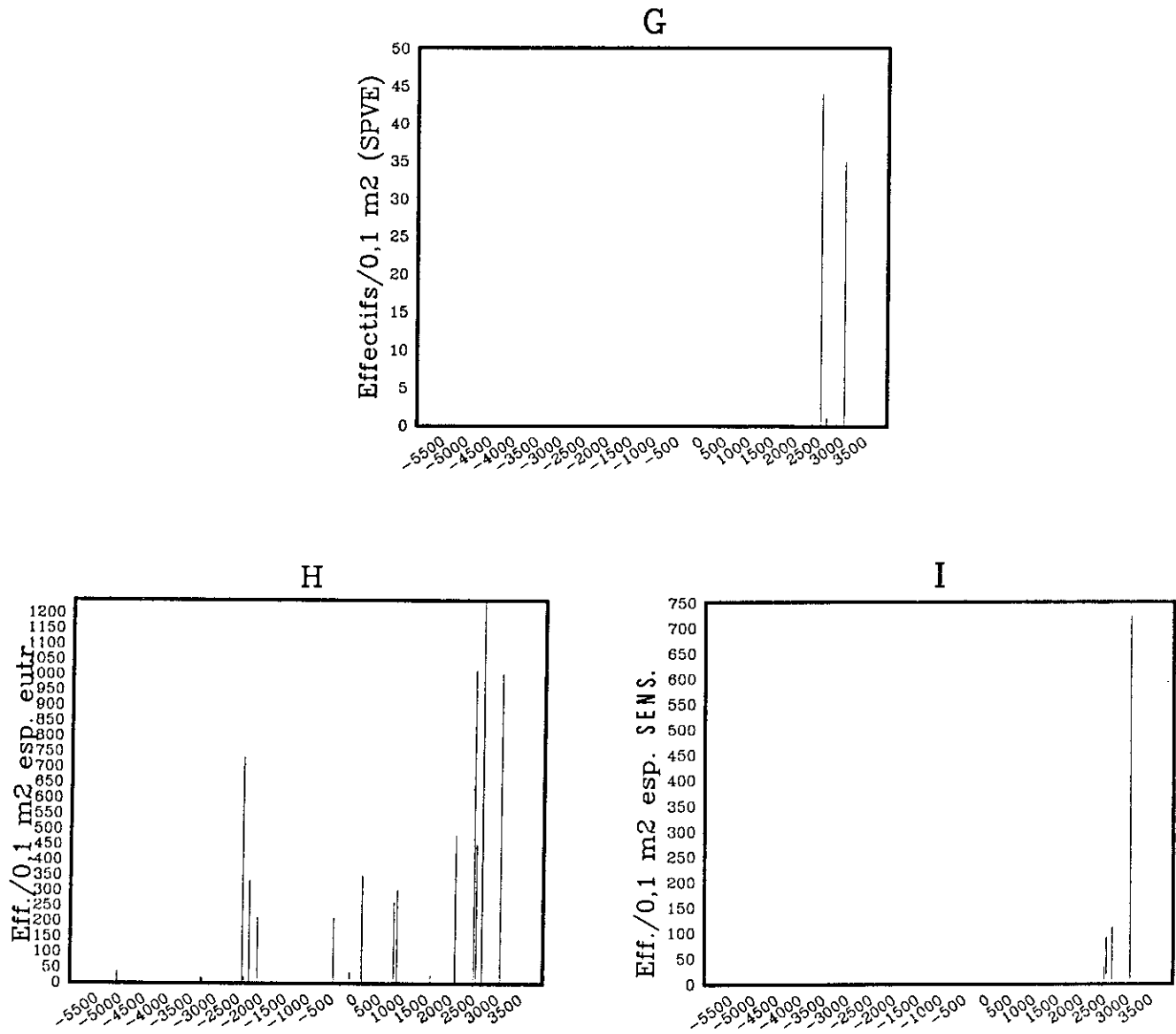


Figure 49 : Variation des effectifs /0,1 m² des espèces et des taxa d'oligochètes en fonction de la valeur de la première coordonnée factorielle (axe F1) des stations d'échantillonnage lacustres ;

G : Spirosperma velutinus (SPVE) ;

H : somme des effectifs des espèces et des taxa indicateurs d'eutrophie ;

I : somme des effectifs des espèces et des taxa qualifiés de sensibles (ou d'oxyphiles).

Cependant certains auteurs, sans remettre en cause les concepts ayant trait à l'évaluation du degré de trophie des lacs, émettent des réserves qui rejoignent sans ambiguïté mes propres critiques.

SAETHER (1979) affirme que le fait d'attribuer un degré de trophie à partir de la prise en considération d'une seule variable quantitative, en l'occurrence la production primaire, ne donne pas une idée de l'état global d'un lac.

WASSON (1984) incite à la prudence, et préconise l'utilisation de l'indice trophique de SAETHER (1979) conjointement aux autres compartiments de l'écosystème.

Enfin, il est indispensable de signaler que les concepts exposés ici constituent une forme de réponse aux questions que se posent de nombreux limnologues, confrontés à des classifications ne décrivant qu'une partie de la réalité. VERNEAUX et al. (1987, 1988) avaient déjà suggéré de considérer avec attention le compartiment sédiments et proposé une ébauche de typologie des lacs basée sur les teneurs en carbonates. Le débat reste ouvert et permettra sans aucun doute des avancées fructueuses.

CHAPITRE VIII.

Conclusions générales.

CHAPITRE VIII - Conclusions générales.

Deux risques majeurs s'avéraient inhérents à ce type de travail :

- minimiser les renseignements apportés par les espèces, dans la mesure où les variables biologiques globales (indices, pourcentage de Tubificidae etc) suffisaient à établir un diagnostic sur l'impact des pollutions.
- sous-estimer le caractère descripteur des variables globales au profit de celui des espèces, en s'appuyant sur le fait bien connu que les indices constituent des éléments réducteurs de l'information.

De plus, si l'étude de la réponse des communautés d'oligochètes au facteur pollution forme une part importante de ce mémoire, il eût été regrettable de passer sous silence d'autres aspects de l'écologie de ces organismes, au demeurant indispensables pour comprendre la réponse des oligochètes au facteur anthropique.

- Facteurs entrant en jeu dans la répartition des oligochètes.

Les peuplements d'oligochètes présentent globalement un degré élevé d'ubiquité et d'eurytopie.

On ne constate pas de zonation amont-aval bien tranchée des espèces dans les cours d'eau. Tout au plus existerait-il des tendances à l'existence d'une zonation aval-amont, la richesse spécifique diminuant avec l'altitude. Ce fait vient à l'appui des hypothèses de TIMM (1980), attribuant une origine marine aux oligochètes d'eau douce, origine remontant aux glaciations du Permien, comme l'attesterait la thermophobie des espèces à répartition holarctique.

L'ensemble de ces observations, allié à la capacité de nombreux taxons, très communs dans le milieu superficiel, à occuper l'espace souterrain, m'a amené à suggérer que l'invasion des systèmes continentaux s'est effectuée à partir du milieu marin principalement via les nappes souterraines. Celles-ci constitueraient toujours une voie privilégiée de dissémination des espèces et un réservoir de formes encore inconnues.

Pour certains organismes stygobies appartenant au karst à exurgence, le sous-système biologique hypogé est considéré comme semi-ouvert et ne possède qu'une sortie (GIBERT, 1986). Dans le cas des oligochètes, la faculté de vivre et de se déplacer simultanément dans les milieux superficiels et souterrains permettrait de s'affranchir de ce genre d'obstacle : tous les systèmes souterrains semblent leur être favorables (karst, réseaux aquatiques souterrains en bassin cristallin, nappes phréatiques, sous-écoulements etc).

Ces observations sont concordantes avec les concepts actuels sur l'origine de la faune aquatique souterraine (voir notamment GINET et JUBERTHIE, 1987 ; ROUCH et DANIELOPOL, 1987). Le modèle de "colonisation active" du milieu souterrain par des espèces "généralistes et eurytopes" (cf. ROUCH et DANIELOPOL, 1987) paraît tout à fait adapté aux oligochètes. Seul le sens de la migration serait différent dans le cas des oligochètes et ceux-ci auraient envahi en premier lieu les eaux souterraines. Il s'agit bien sûr d'une hypothèse sujette à discussion. Quoiqu'il en soit, l'étude des eaux souterraines peut apporter beaucoup à la compréhension des phénomènes décrits dans les eaux superficielles.

Il a également été signalé que si de nombreux taxons montrent une préférence pour des sédiments particuliers (Tubificidae et sédiments fins, Naididae et sédiments grossiers, etc), il s'avère en fait que la grande majorité des espèces peut fréquenter tous les types de sédiments. Ceux-ci ne constituent donc pas un obstacle infranchissable à la dissémination des oligochètes.

Il n'est pas non plus surprenant que les peuplements d'oligochètes puissent présenter une grande affinité entre les différents bassins ou les différentes régions géographiques. En particulier, la dureté des eaux ne forme pas un facteur limitant la propagation des espèces. Les Tubificidae sans soies capillaires, notamment le genre Limnodrilus, ou encore P. barbatus, manifestent une prédilection pour des eaux bicarbonatées calciques ou des sédiments riches en carbonates. Mais l'existence de systèmes déficitaires en calcium n'entraînera pas leur éradication du milieu. Inversement, la capacité que montre T. tubifex à se développer dans des écosystèmes pauvres en calcium n'implique pas sa disparition des autres systèmes. L'exception la plus notable concernerait les naididés V. comata, apparemment caractéristique d'eaux peu calciques, et V. intermedia (caractéristique d'eaux calciques).

Les facteurs les plus limitants pour la dispersion des espèces seraient constitués, en zone holarctique, par des températures extrêmement froides (milieux de haute montagne), par l'apparition d'un effet accusé de stagnation (effet de fosse) ou par la pollution. Dans les lacs, l'effet de fosse, intervenant en synergie avec l'impact des rejets d'eaux souillées, semble conditionné principalement par l'existence d'un drainage insuffisant ou inexistant des sédiments, auquel les oligochètes paraissent très sensibles. A ce titre, COLER et al. (1988) effectuent la même constatation en milieu expérimental sur les Tubificidae.

Si l'extrême euryécie des espèces d'oligochètes, soulignée d'ailleurs par PFANNKUCHE (1977), semble donc un fait bien établi, les facteurs qui leur sont favorables restent en conséquence délicats à cerner.

La texture des sédiments apparaît souvent comme un élément privilégié si l'on considère un nombre limité de milieux (PFANNKUCHE, 1977, SCHWANK, 1981a, 1981b, 1982a, 1982b, 1985). Nous avons pu également noter certaines préférences (Tubificidae et sédiments fins par exemple). Mais si l'on regroupe plusieurs écosystèmes dans la même analyse, le pourcentage de particules fines ne paraît pas exercer une influence déterminante sur la structure des peuplements, du moins dans la fourchette des valeurs considérées ici (≥ 30 % de particules dont le diamètre est ≤ 50 μm).

Le facteur source de nourriture transparaît au contraire comme une donnée essentielle.

En effet, toutes les analyses multivariées tendent à mettre en évidence un facteur prépondérant, exprimant une capacité trophique des eaux ou des sédiments.

L'importance d'un apport nutritif pour expliquer le développement des organismes vivants est un fait banal. En revanche, la priorité que paraît avoir ce facteur sur tous les autres dans le cas précis des oligochètes s'avère d'une essence plus originale.

Ces observations ne sont pas sans analogies avec celles qu'effectue KAJAK (1988), lorsqu'il souligne l'influence prépondérante des "conditions trophiques" sur l'abondance du benthos.

Sans aucun doute, la plasticité du régime alimentaire des oligochètes va de pair avec leur caractère euryèce. Pour autant, ils ne peuvent pas, a priori, tirer parti de toutes les ressources disponibles. En outre, la quantité de matières organiques ne saurait constituer le seul facteur ni même le facteur à prendre prioritairement en considération. Dans les systèmes lacustres, les oligochètes répondent même négativement au pourcentage de matières organiques.

Le sédiment, fin ou grossier, doit être avant tout bien drainé. L'importance physique du drainage découle certes du contrôle exercé par ce dernier sur la capacité d'oxygénation (ou de réoxygénation) des sédiments, mais vraisemblablement surtout sur les possibilités d'évacuation de substances toxiques ou inhibitrices ("effet de chasse").

Le contexte minéral dans lequel évolue la fraction organique des sols aquatiques est également primordial, tout particulièrement la teneur en calcaire des sédiments. Cette teneur est capable, à l'instar des sols exondés, d'accélérer la minéralisation de la matière organique fraîche ou déposée de fraîche date (MOF).

Dans les cours d'eau, la richesse des sédiments fins en carbone organique et en azote total, témoin d'une charge organique importante d'origine récente, s'avère un milieu favorable aux Naididae ainsi qu'à certains Tubificidae comme Potamothrix hammoniensis. Dans la zone profonde des lacs, les oligochètes préfèrent les sédiments fins riches en carbone minéral (Ca CO₃), bien minéralisés, pauvres en carbone organique, en azote total et en phosphore. L'espèce la moins exigeante serait Tubifex tubifex. On peut penser que l'effet de fosse entraîne dans les lacs une plus grande sensibilité des oligochètes à une stagnation de la matière organique, celle-ci, en raison des conditions plus ou moins anoxiques qui freinent sa décomposition, devant être peu abondante au contraire des cours d'eau. Néanmoins, la comparaison des cours d'eau et des lacs est révélatrice dans les deux cas de l'importance du carbone minéral, essentiellement sous forme de carbonate de calcium, comme facteur associé au développement optimal des oligochètes.

On notera au passage que, si la présence de phosphore en excès dans la fraction particulaire des sols lacustres est associée à des peuplements appauvris, cet élément ne jouerait pas un rôle écologique majeur dans les sédiments fins des cours d'eau.

En ce qui concerne les sédiments grossiers, un apport organique d'origine humaine peut entraîner la prolifération des oligochètes. Des sédiments grossiers enrichis en matières organiques peuvent d'ailleurs être comparés, comme le suggère BOU (1977), à des lits bactériens de stations d'épuration. Au demeurant, ces

derniers milieux, auxquels peut être rattaché le déversoir de la lagune de Chauenne (cf. chap. VI), ainsi que les filtres des usines d'eau potable, présentent en général un foisonnement considérable d'oligochètes. On constate, une fois de plus, l'importance pour les oligochètes du facteur drainage, les filtres ou les lits filtrants étant parcourus par un courant d'eau permanent.

De plus, dans les alluvions grossières aussi bien d'ailleurs que dans les limons souterrains, il existe une microflore active (bactéries, champignons, GOUNOT, 1967, BOU, 1977) : les besoins nutritionnels de formes à large spectre alimentaire peuvent donc être potentiellement couverts.

En résumé, l'importance écologique des facteurs drainage et source de nourriture apparaît telle qu'elle est susceptible d'écraser (ou de masquer) celle d'autres facteurs aussi importants que la température ou la compétition interspécifique.

Des organismes capables de moduler leur régime alimentaire peuvent vraisemblablement éviter d'entrer en compétition, excepté dans des cas extrêmes (zone profonde des lacs par exemple ou milieux très pollués). A ce sujet, la forte corrélation existant entre les effectifs et le nombre d'espèces dans les systèmes lacustres (cf. chap. VII) tendrait à indiquer que les oligochètes s'installent progressivement dans les sédiments profonds, au fur et à mesure que les conditions de vie deviennent favorables. Des conditions de vie ne remplissant pas les critères exposés précédemment (faibles teneurs en carbonates, pollution, etc ...), entraîneront une raréfaction des oligochètes. Dès que les conditions s'améliorent, les oligochètes s'installent comme "un empilement de cubes", chaque espèce contribuant à augmenter les effectifs totaux.

Par analogie avec les trois types écologiques de lombriciens définis par BOUCHE (1972, 1984a), les Naididae peuvent être assimilés au groupe des "épigés", formes à forte démographie, vivant près de la surface du sol et exploitant des déchets organiques (feuilles, fruits, fécès, cadavres ...). Les Tubificidae, les Enchytraeidae et les Lumbriculidae seraient l'équivalent aquatique des "endogés", qui vivent en permanence dans le sol et se nourrissent surtout de terre plus ou moins mélangée à de la matière organique. Dans le groupe des "endogés" aquatiques, la majorité des espèces montre une préférence pour des sédiments riches en carbonate de calcium, excepté T. tubifex et probablement S. heringianus qui peuvent coloniser des lacs montagnards pauvres en calcium.

Seul le grand groupe terrestre des anéciques ne semble pas présenter d'équivalent en milieu aquatique. De plus, compte tenu de l'euryécie et de la grande plasticité alimentaire des oligochètes aquatiques, la différence entre des types écologiques bien définis n'est probablement pas aussi tranchée que dans le milieu terrestre. En particulier, le partage des ressources nutritives paraît revêtir un caractère opportuniste, chaque espèce ayant la capacité de moduler son régime alimentaire en fonction des conditions locales. JUGET (1979) pose d'ailleurs la question de savoir si la modulation du régime alimentaire relève d'un déterminisme génétique, et MOORE (1978) souligne l'importance des algues comme source de nourriture pour L. variegatus et Rhyacodrilus sodadis, espèces que l'on considérerait a priori comme peu disposées à consommer des algues. La plasticité du régime alimentaire n'est d'ailleurs pas incompatible avec un certain choix, comme MAC ELHONE (1979) l'a mis en évidence pour C. diastrophus, espèce sélectionnant en priorité des diatomées (Navicula spp. et Cymbella spp.).

- Impact des pollutions

L'impact des activités humaines, notamment celui du déversement d'eaux usées, constitue donc actuellement le facteur le plus défavorable aux oligochètes. Si un enrichissement modéré en matières organiques active, dans un premier temps, le développement des oligochètes, des apports organiques et toxiques en excès tendent à les éliminer du milieu. Dans les sédiments fins (cours d'eau et lacs), le phénomène s'avère très accentué et pratiquement toutes les espèces voient leurs effectifs s'amenuiser considérablement. La stagnation des substances indésirables et le confinement du milieu, particulièrement évidents en milieu lacustre, entrent en synergie avec l'impact des rejets polluants. Dans les sédiments grossiers, milieux fondamentalement ouverts, toujours drainés par un courant d'eau si minime soit-il, les résultats se montrent plus délicats à interpréter. Les effectifs d'oligochètes peuvent même augmenter sensiblement à l'aval d'apports domestiques et industriels, les perturbations de nature hydraulique contribuant à augmenter la complexité des phénomènes observés. L'utilisation des oligochètes pour apprécier l'impact des pollutions dans les écosystèmes limniques est résumée sous forme d'un diagramme (tab. 92).

BOU (1977) a souligné l'activité biologique du milieu interstitiel, dont l'importance a été maintes fois appréciée depuis la mise en évidence du "paradoxe d'Allen". La faune interstitielle est considérée souvent comme le principal réservoir de nourriture pour le poisson (in BOU, 1977).

Dans cette optique, la prise en compte d'espèces décrivant, dans le milieu superficiel, des phénomènes hydrauliques considérés comme résultant de la présence d'aménagements influant sur la dynamique des échanges entre les eaux superficielles et souterraines, peut s'avérer une voie de recherche fructueuse dans l'avenir, comme l'a suggéré DURBEC (1986). A ce titre, la Dordogne paraît un milieu particulièrement affecté par ce type d'aménagements (retenues, extractions de granulats dans le lit mineur). Sur le même sujet, BOU (1977) a d'ailleurs démontré les dommages occasionnés au patrimoine biologique superficiel et souterrain par les extractions de granulats.

Globalement, les oligochètes d'eau douce présentent des capacités d'adaptation étonnantes à toutes sortes d'environnements. Ils manifestent en effet une grande plasticité de leur régime alimentaire et une extrême euryécie.

Ils ont de plus la possibilité d'adopter des stratégies reproductrices modulées, la même espèce pouvant se reproduire, selon les conditions du milieu, par voie sexuée, asexuée ou même parthénogénétique (CHRISTENSEN, 1984).

Sans doute pourrait-on considérer ces faits comme une mémorisation de leur origine ancienne et d'un mode de propagation (par voie souterraine) impliquant une grande rusticité. Leur stratégie d'adaptation pourrait être qualifiée de pionnière, chaque espèce s'installant à mesure que l'environnement se rapproche des conditions idéales, sans remplacement d'une forme par une autre, mais plutôt par addition progressive des espèces au stock en place. Ce phénomène est particulièrement évident dans la zone profonde des systèmes lacustres (cf. chap. VII). Une telle stratégie de colonisation impliquerait la présence d'un réservoir d'espèces, constitué alors par le milieu souterrain.

Seul le facteur humain forme à l'heure actuelle une barrière écologique susceptible de limiter et d'éliminer les peuplements d'oligochètes.

- Information apportée par les espèces

D'ores et déjà, un certain nombre de tendances intéressantes semblent se dessiner, tendances qui précisent la signification des valeurs d'indices, toujours réductrices d'information.

La connaissance de l'autécologie des espèces n'est pas un problème insoluble, mais cette connaissance réclame des travaux de longue haleine et rebute quelquefois les gestionnaires, demandeurs de réponses rapides et précises. On ne saurait leur reprocher cette ligne de conduite, la protection des écosystèmes devenant une priorité absolue.

Il apparaît très sain de développer simultanément des outils pratiques simples à manier, rentables à court terme, et des outils plus élaborés, dont les avancées théoriques et pratiques sont tournées vers des objectifs à plus long terme.

Dans le but d'éviter un exposé fastidieux, les données concernant les espèces sont présentées sous forme de fiches individuelles, résumant toutes les remarques effectuées dans ce travail.

Pour chaque espèce, les points suivants sont notés :

- 1 % F de fréquence d'occurrence total (en %) ;
- 2 " " " " dans les cours d'eau et dans les lacs ; les pourcentages sont répartis en cinq classes : classe 1 : ≤ 10 % ; classe 2 : 10,1-20 % ; classe 3 : 20,1-40 % ; classe 4 : 40,1-60 % ; classe 5 : $\geq 60,1$ %
- 3 présence (1) ou absence (0) dans le milieu interstitiel ;
- 4 présence (1) ou absence (0) dans le Crénon, le Rhithron et le Potamon ;
- 5 le nombre d'habitats où l'on trouve l'espèce, avec l'habitat préférentiel (courant rapide : CR ; courant lent : CL ; sables : SO ; sédiments fins : SF ; végétation + substrats artificiels : VGSA.

La somme des valeurs de 2 + 3 + 4 + 5 permet de définir un indice E d'ubiquité ou d'adaptabilité.

- 6 le "bassin" préférentiel, RH (Rhône), SD (Saône + Doubs), SE (Seine + Saulx), DR (Dordogne + Dore), avec le pourcentage de fréquence d'occurrence correspondant ;
- 7 les corrélations positives (+) négatives (-) ou l'absence de corrélation (0) mises en évidence dans les analyses multivariées pour un habitat donné :
 - sédiments fins : sensibilité à un facteur exprimant le degré de pollution organique des eaux et des sédiments ;
 - sédiments fins : réponse à un facteur exprimant la charge en métaux lourds des sédiments ;

- sédiments grossiers : réponse au facteur pollution organique des eaux (décrite par les teneurs en sels ammoniacaux) ;
- sédiments fins : réponse au facteur charge en carbone organique et azote Kjeldahl des sédiments ;
- milieux lacustres : réponse au facteur potentiel de minéralisation des sédiments profonds lacustres ;
- milieux lacustres : réponse à l'effet de fosse (ou effet de stagnation) ; toutes les espèces en fait répondent négativement à cet effet, mais certaines s'avèrent plus résistantes : elles seront notées +.
- sédiments fins (lacs et cours d'eau) : réponse à la variable % de particules fines dont le diamètre est $\leq 50 \mu\text{m}$; dans ce jeu de données, la limite inférieure du pourcentage est de 30 % ;
- réponse aux teneurs en nitrates (NO_3^-) des eaux ;
- réponse à la dureté totale des eaux ;
- valence saprobique S de chaque espèce, selon les propositions de UZUNOV (1979a, 1979b) et UZUNOV et KOVACHEV (1987) ; cette valence varie de 0,50 (espèces sensibles à la pollution) à 3,60 (espèces très résistantes à la pollution) ;
- sédiments grossiers : réponse au facteur perturbations de nature hydraulique.

Chaque fiche contient en outre un bref commentaire et quelques remarques puisées dans la littérature. Lorsque des espèces ont fait l'objet d'un long commentaire dans les chapitres appropriés, le lecteur sera renvoyé au chapitre correspondant.

Toutes les fiches ainsi que la liste des stations de récolte pour chaque espèce ou chaque taxon font l'objet de l'annexe IV.

Il manque incontestablement un volet concernant le cycle de développement et la production des espèces. Le problème a été évoqué dans le § VII-2. Une première approche dans ce domaine a déjà fait l'objet d'une publication [20].

Les fiches présentées dans l'annexe IV sont donc conçues avant tout comme des outils de travail et des documents destinés à être remaniés ou complétés, en particulier par des données considérant le cycle de développement et la production des espèces.

TRAVAUX CITES.

TRAVAUX CITES

- AGENCE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE, 1985. Annuaire de la qualité des rivières et canaux. Résultats des campagnes 1981, 1982, 1983 : Rhône et affluents (tomes 1 et 2), bassin de la Saône (tomes 1 et 2).
- AGENCE DE BASSIN SEINE-NORMANDIE, 1981. Annuaire de la qualité des rivières et canaux. Tome 3 : Résultats des campagnes 1981.
- ALEKSEEV, V.A., 1984. Basis of bioindication of surface water quality at the organismic level. Water Resources, 11 (2) : 140-150.
- ALIMOV, A.F., V.V. BUL'ON, B.L. GUTEL'MAKHER & M.B. IVANOVA, 1979. Use of biological and ecological indicators for determining the degree of pollution of natural waters. Water resources, T. 6 : 737-747.
- AMOROS, C., 1987. Evolution des écosystèmes aquatiques abandonnés par les fleuves : recherches méthodologiques appliquées à la gestion écologique des systèmes fluviaux. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Université Lyon I : 44 pp.
- ANDERSON, L.G., P.O.J. HALL, A. IVERFELDT, M.M. RUTGERS VAN DER LOEFF, B. SUNDBY & S.F.G. WESTERLUND, 1986. Benthic respiration measured by total carbonate production. Limnol. Oceanogr., 31 (2) : 319-329.
- ANDRE, B. & C. LASCOMBE, 1987a. Impact de la pollution métallique des cours d'eau sur les peuplements d'invertébrés benthiques : éléments de synthèse bibliographique. Document Agence de Bassin R.M.C. : 36 pp.
- ANDRE, B. & C. LASCOMBE, 1987b. Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau : les sédiments et les bryophytes. Sciences de l'eau, 6 : 225-247.
- ANDREANI, L., C. BONACINA & G. BONOMI, 1981. Production and population dynamics in profundal lacustrine Oligochaeta. Verh. Internat. Verein. Limnol., 21 : 967-974.
- ANDREANI, L., BONACINA C., BONOMI G., & MONTI C., 1984. - Cohort cultures of Psammoryctides barbatus (Grube) and Spirosperma ferox Eisen : a tool for a better understanding of demographic strategies in Tubificidae. Hydrobiologia, 115 : 113-119.
- ARMITAGE, P.D., D. MOSS, J.F. WRIGHT & M.T. FURSE, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. - Water Res., 17 : 333-347.
- ASTON, R.J. & A.G.P. MILNER, 1981/1982. Conditions required for the culture of Branchiura sowerbyi (Oligochaeta, Tubificidae) in activated sludge. Aquaculture, 26 : 155-160.
- AVEL, M., 1959. Classe des Annélides Oligochètes (Oligochaeta Huxley, 1875). In Traité de Zoologie, P.P. GRASSE ed., Masson, Paris : 224-470.
- BAILEY, H.C. & D.H.W. LIU, 1980. Lumbriculus variegatus, a benthic Oligochaete, as a bioassay organism. Aquatic Toxicology, ASTM STP 707, J.C. EATON, P.R. PARRISH & A.C. HENDRICKS (eds), Amer. Soc. for testing and materials : 205-215.
- BARBANTI, L., C. BONACINA, A. CALDERONI, A. CAROLLO, R. DE BERNARDI, P. GUILIZZONI, A. M. NOCENTINI, D. RUGGIU, C. SARACENI & L. TONOLLI, 1974. Indagini ecologiche sul lago d'Endine. Edizioni dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza : 304 pp.
- BARBOUR, M., D.G. COOK & R.S. POMERANTZ, 1980. On the question of hybridization and variation in the oligochaete genus Limnodrilus. In : Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y., London : 41-53.
- BARMUTA, L.A., 1984. A method for separating benthic arthropods from detritus. Hydrobiologia, 112 : 105-107.

- BARROIN, G., 1986. Relation phosphore-oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphoré de lacs profonds. Sciences de l'eau, 5 : 29-42.
- BARTHELEMY, D., 1984. Impact des pollutions sur la faune stygobie karstique : approche typologique sur seize émergences des départements de l'Ain et du Jura. Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Lyon I : 181 pp.
- BAZZANTI, M., 1983. Composition and diversity of the profundal macrobenthic community in the polluted lake Nemi (Central Italy), 1979-1980. Acta Oecologica, Oecol. Applic., 4(3) : 211-220.
- BAZZANTI, M. & M. SEMINARA, 1985. Seasonal changes of the profundal macrobenthic community in a polluted lake. Schweiz. Z. Hydrol., 47 (1) : 57-63.
- BAZZANTI, M. & M. SEMINARA, 1987a. Profundal macrobenthos structure as a measure of long-term environmental stress in a polluted lake. Wat. Air and Soil Pollut., 33 : 435-442.
- BAZZANTI, M. & M. SEMINARA, 1987b. Profundal macrobenthos in a polluted lake. Depth distribution and its relationship with biological indices for water quality assessment. Acta Oecologica, Oecol. Applic., 8 (1) : 15-26.
- BELAMIE, R., S. PHELIPOT & D. LINTIGNAT, 1986. Etude du niveau de contamination des sédiments des cours d'eau par les métaux lourds. Actes des journées inter-SRAE, Amiens, 3-5 mars 1986, document CEMAGREF DQÉPP Lyon : 10 pp.
- BELLAN, G., 1980. Annélides Polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence (France) : Cortiou, golfe de Fos, vieux port de Marseille. Thetys, 9 (3) : 267-278.
- BERNARD, M., C. DEROLETZ, C. PATRET & P. RUIZ, 1985. Recherches sur les sédiments de six lacs de Franche-Comté. DESS Université Franche-Comté : 186 pp. + annexes.
- BERNHARDT, H., 1987. Strategies of lake sanitation. Schweiz. Z. Hydrol., 49 (2) : 202-219.
- BERTHELEMY, C., 1966. Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Elminthidae) des Pyrénées. Annls Limnol., 2 : 227-458.
- BIRD, G.J. & M. LADLE, 1981. Aspects of the morphology and ecology of two British tubificids (Oligochaeta). J. Zool. Lond., 194 : 493-504.
- BJÖRK, S., 1988. Redevelopment of lake ecosystems. A case-study approach. Ambio, 17 (2) : 90-98.
- BLANDIN, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bull. Ecol., 17 : 215-307.
- BLOCK, E.M. & C.J. GOODNIGHT, 1972. A new species of tubificid Oligochaeta from central America, Limnodrilus bulbiphallus n. sp. Trans. Amer. Micros. Soc., 91 (4) : 579-585.
- BONACINA, C., G. BONOMI & C. MONTI, 1987a. Progress in cohort cultures of aquatic Oligochaeta. Hydrobiologia, 155 : 163-169.
- BONACINA, C., G. BONOMI & C. MONTI, 1987b. Population dynamics of Tubifex tubifex, first settler in the profundal of a copper and ammonia polluted, recovering lake (L. Orta, North Italy). Hydrobiologia, 155 : 305.
- BONACINA, C., G. BONOMI, L. BARBANTI, R. MOSELLO & D. RUGGIU, 1988. Recovery of an industrially acidified, ammonium and heavy metals polluted lake (Lake Orta, N. Italy), due to the adoption of treatment plants. Verh. Internat. Verein. Limnol., 23 : 535-544.
- BONNET, L., 1964. Le peuplement thécamoebien des sols. Rev. Ecol. Biol. sol, 1 (2) : 123-408.

- BONOMI, G., 1967. L'evoluzione recente del lago Maggiore rivelata dalle cospicue modificazioni del macrobenton profondo. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 21 : 197-212.
- BONOMI, G. & G. DI COLA, 1980. Population dynamics of *Tubifex tubifex*, studied by means of a new model. In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 185-203.
- BOTOSANEANU, L., 1979. Quinze années de recherches sur la zonation des cours d'eau : 1963-1978. Revue commentée de la bibliographie et observations personnelles. Bijdr. Dierk., 49 (1) : 109-134.
- BOU, C., 1977. Conséquences écologiques de l'extraction des alluvions récentes dans le cours moyen du Tarn. Bull. Ecol., 8 (4) : 435-444.
- BOUCHE, M.B., 1972. Lombriciens de France. Ecologie et systématique. Annls Zool. Ecol. Anim., numéro hors-série : 671 p.
- BOUCHE, M.B., 1976. Proefatis I. In Nomenclatura Oligochaetologica, J.W. REYNOLDS & D.G. COOK (eds), University of New Brunswick, Fredericton, Canada : VIII-IX.
- BOUCHE, M.B., 1984a. Les vers de terre. La recherche, 156 (15) : 796-804.
- BOUCHE, M.B., 1984b. Ecotoxicologie des lombriciens. II - Surveillance de la contamination des milieux. Acta Oecologica, Oecol. Applic., 5 (4) : 291-301.
- BOURNAUD, M., 1980. Quelques méthodes de traitement des données en écologie. Document Dpt. Biol. An. Ecol., Univ. Lyon I : 104 pp.
- BOURNAUD, M. & G. KECK, 1980. Diversité spécifique et structure des peuplements de macro-invertébrés benthiques au long d'un cours d'eau : le Furans (Ain). Acta Oecologica, Oecol. Génér., 1 (2) : 131-150.
- BOURNAUD, M. & C. AMOROS, 1984. Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. Bull. Ecol., 15 (1) : 57-66.
- BOWKER, D.W., M.T. WAREHAM & M.A. LEARNER, 1983. The selection and ingestion of epilithic algae by *Nais elinguis* (Oligochaeta : Naididae). Hydrobiologia, 98 : 171-178.
- BOWKER, D.W., M.T. WAREHAM & M.A. LEARNER, 1985. A choice chamber experiment on the selection of algae as food and substrata by *Nais elinguis* (Oligochaeta : Naididae). Freshwat. Biol., 15 : 547-557.
- BRADT, P.T. & M.B. BERG, 1987. Macrozoobenthos of three Pennsylvania lakes : responses to acidification. Hydrobiologia, 150 : 63-74.
- BRETELIER, R.B. & F.I. SAKSA, 1985. The role of sediment organic matter on sorption-desorption reactions and bioavailability of mercury and cadmium in an intertidal ecosystem. In Aquatic toxicology and hazard assessment, 7th Symposium ASTM STP 854, R.D. CARDWELL, P. PURDY & R.C. BAHNER (eds) ; Amer. Soc. for testing and materials, Philadelphia : 454-468.
- BRINKHURST, R.O., 1963a. Taxonomical studies on the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta). Int. Revue Ges. Hydrobiol., 48 (2) : 7-88.
- BRINKHURST, R.O., 1963b. The aquatic oligochaete recorded from Lake Maggiore with notes on the species known from Italy. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 16 : 137-150.
- BRINKHURST, R.O., 1964. Observations on the biology of the Tubificidae (Oligochaeta). Verh. Internat. Verein. Limnol., 15 : 855-863.
- BRINKHURST, R.O., 1965. Observations on the recovery of a British river from gross organic pollution. Hydrobiologia, 25 : 9-51.

- BRINKHURST, R.O., 1966a. Taxonomical studies on the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta). Supplement. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 51 (5) : 727-742.
- BRINKHURST, R.O., 1966b. The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters. Verh. Internat. Verein. Limnol., 16 : 854-859.
- BRINKHURST, R.O., 1967. The distribution of aquatic Oligochaetes in Saginaw Bay, Lake Huron. Limnol. Oceanogr., 12 : 137-143.
- BRINKHURST, R.O., 1971. A guide for the identification of British Aquatic Oligochaeta. Sci. Publ. Freshwat. Biol. Ass. Ambleside, 22 : 55 pp.
- BRINKHURST, R.O., 1974. Prospects for forensic biology. Proc. 7th Inter-national Conference on Water Pollution Research, Paris, september 9-13, 1974, Pergamon Press Ltd., 15 C (1) : 9 pp.
- BRINKHURST, R.O., 1978. Oligochaeta. In Limnaufauna Europea, J. ILLIES, (ed.), G. Fischer Verlag, Stuttgart : 139-144.
- BRINKHURST, R.O., 1979a. On the types in the genus Pelosclex Leydy (Oligochaeta : Tubificidae). Proc. Biol. Soc. Wash., 92 (4) : 677-681.
- BRINKHURST, R.O., 1979b. A new species of Limnodrilus (Oligochaeta : Tubificidae) from Jamaica. Proc. Biol. Soc. Wash., 92 (1) : 42-44.
- BRINKHURST, R.O., 1981. A contribution to the taxonomy of the Tubificidae (Oligochaeta : Tubificidae). Proc. Biol. Soc. Wash., 94 (4) : 1048-1067.
- BRINKHURST, R.O., 1982a. British and other marine and estuarine oligochaetes. Synopses of the British Fauna, 21 : 127 pp.
- BRINKHURST, R.O., 1982b. Evolution in the Annelida. Can. J. Zool., 60 (5) : 1043-1059.
- BRINKHURST, R.O., 1985. The generic and subfamilial classification of the Naididae (Annelida : Oligochaeta). Proc. Biol. Soc. Wash., 98 (2) : 470-475.
- BRINKHURST, R.O., 1986. Guide to the freshwater microdriles oligochaetes of North America. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 84 : 259 pp.
- BRINKHURST, R.O. & C.R. KENNEDY, 1965. Studies on the biology of the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. J. Anim. Ecol., 34 : 429-443.
- BRINKHURST, R.O., & JAMIESON B.G.M., 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. Oliver and Boyd, Edinburgh : 860 pp.
- BRINKHURST, R.O., & D.G. COOK, 1974. Aquatic earthworms (Annelida : oligochaeta). In C.W. Hart, & S.L. H. Fuller (eds), Pollution ecology of freshwater invertebrates. Academic Press, N.Y. : 143-156.
- BRINKHURST, R.O. & R.O. KATHMAN, 1983. A contribution to the taxonomy of the Naididae (Oligochaeta) of North America. Can. J. Zool., 61 : 2307-2312.
- BRINKHURST, R.O. & M.J. WETZEL, 1984. Aquatic Oligochaeta of the world : supplement. A catalogue of new freshwater species, descriptions and revisions. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences n° 44 : 101 pp.
- BRINKHURST, R.O. & A.F.L. NEMEC, 1987. A comparison of phenetic and phylogenetic methods applied to the systematics of Oligochaeta. Hydrobiologia, 155 : 65-74.
- CAIRNS, J., 1974. Indicator species vs. the concept of community structure as an index of pollution. Wat. Res. Bull., 10 (2) : 338-347.
- CAIRNS, J. & K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. JWPCF, 43 (5) : 755-772.

- CANTON, S.P. & J.W. CHADWICK, 1988. Variability in benthic invertebrate density estimates from stream samples. J. Freshwater Ecol., 4 (3) : 291-297.
- CEKANOVSKAYA, O.V., 1962. - Aquatic Oligochaeta of the USSR. In keys to the fauna of the USSR, Academy of Sciences, USSR, Moscow and Leningrad, 78 : 1-411. 1981 : Translation Amer. Publ. Co., New Dehli : 505 p.
- CELLOT, B., D. MAUCET & M. BOURNAUD, 1987. Applications aux grandes rivières d'un indice de qualité biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques. Sciences de l'eau, 6 : 473-495.
- CEMAGREF, 1979. Etude écologique des lacs des Vosges Gérardmer et Longemer. Rapport n° 44, CEMAGREF Antony, France, Div. Qual. Eaux, Pêche et Pisc. : 119 pp.
- CEMAGREF, 1982a. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 218 pp.
- CEMAGREF, 1982b. Etude hydrobiologique de la Dordogne. Rapport CEMAGREF, Bordeaux : 265 pp.
- CEMAGREF, 1982c. Etude écologique de la Seine. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 130 pp. + annexes.
- CEMAGREF, 1983. Etude hydrobiologique de la Saulx Marnaise après aménagement d'une partie de son cours. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 60 pp + annexes.
- CEMAGREF, 1984a. Etude écologique de la Saône entre Auxonne et Tournus. Etat de référence. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 158 pp.
- CEMAGREF, 1984b. Etude du niveau de contamination de la Saône par les sels d'azote et par les micropolluants. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 11 pp. + annexes.
- CEMAGREF, 1986. Lac Vert (Haut-Rhin). Etude 1985. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 22 pp. + annexes.
- CEMAGREF, 1987a. Diagnose rapide des milieux lacustres. Annexe 1-2 : données physico-chimiques de pleine eau de quelques lacs. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 54 pp.
- CEMAGREF, 1987b. Diagnose rapide des milieux lacustres. Annexe 2 : utilisation des peuplements d'invertébrés benthiques. Rapport CEMAGREF DQEPP, Lyon : 58 pp.
- CENTURIONI, M.C. & B. SAMBUGAR, 1981. Gli Oligocheti. In : L'Ambiente interstiziale iporreico del fiume Brenta e la sua fauna, BRAIONI et al., 1981 : Boll. Mus. Civ. St. Nat., Verona, 7 : 260-264.
- CETE, 1985. Etude hydrobiologique et physico-chimique de la Dore de l'amont de Vertolaye jusqu'à sa confluence avec l'Allier. Rapport CETE Clermont-Ferrand. - Ministère de l'Environnement : 189 pp.
- CHACORNAC, J.M., 1986. Lacs d'altitude : métabolisme oligotrophe et approche typologique des écosystèmes. Thèse de Doctorat, Université Lyon I : 214 pp.
- CHANDLER, J.R., 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Poll. Contr., 69 : 415-422.
- CHAPMAN, P.M., 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad : an example. Environ. Toxicol. Chem., 5 : 957-964.
- CHAPMAN, P.M., M.A. FARRELL & R.O. BRINKHURST, 1982. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. Aquatic Toxicology, 2 : 47-67.
- CHAPMAN, P.M. & BRINKHURST R.O., 1984. Lethal and sublethal tolerances of aquatic Oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. Hydrobiologia, 115 : 139-144.

- CHAPMAN, P.M. & R.O. BRINKHURST, 1986. Setal morphology of the oligochaetes Tubifex tubifex and Ilyodrilus frantzi (capillatus) as revealed by SEM. Proc. Biol. Soc. Wash., 99 (2) : 323-327.
- CHAPMAN, P.M. & D.G. MITCHELL, 1986. Acute tolerance tests with the oligochaetes Nais communis (Naididae) and Ilyodrilus frantzi (Tubificidae). Hydrobiologia, 137 : 61-64.
- CHAPMAN, P.M. & R.O. BRINKHURST, 1987. Hair today, gone tomorrow : induced chaetal changes in tubificid oligochaetes. Hydrobiologia, 155 : 45-55.
- CHERAITIA, M.L., 1984. Essai d'appréciation de la qualité de quelques milieux stagnants de faible profondeur à partir des macroinvertébrés ; application aux bassins d'épuration par lagunage. Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Lyon I : 99 pp.
- CHRISTENSEN, B., 1984. Asexual propagation and reproductive strategies in aquatic Oligochaeta. Hydrobiologia, 115 : 91-95.
- COATES, K.A., 1986. Redescription of the Oligochaete genus Propappus, and diagnosis of the new family Propappidae (Annelida : Oligochaeta). Proc. Biol. Soc. Wash., 99 (3) : 417-428.
- COATES, K.A., 1987. Phylogenetics of some Enchytraeidae (Annelidae : Oligochaeta) : a preliminary investigation of relationships to the Haplotaxidae. Hydrobiologia, 155 : 91-106.
- COLER, R.A., M.S. COLER & P. KOSTECKI, 1988. Tubificid behaviour as a stress indicator. Wat. Res., 22 (2) : 263-267.
- COSTE, M., 1978. Sur l'utilisation des Diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes. Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Besançon : 156 pp.
- COURTEMANCH, D.L. & S.P. DAVIES, 1987. A coefficient of community loss to assess detrimental changes in aquatic communities. Wat. Res., 21 (2) : 217-222.
- CROZET, B., 1984. Evolution de la macrofaune benthique littorale du lac Léman de 1837 à 1983. Revue suisse Zool., 91 (4) : 879-894.
- CTGREF, 1974. Etude écologique préliminaire à l'aménagement de la Saulx et de l'Ornain (Perthois). Rapport CTGREF Antony : 25 pp. + annexes.
- CTGREF, 1976. Etude de la qualité des eaux superficielles d'un bassin versant en Champagne Crayeuse (Somme-Soude, Berle) en relation avec les activités humaines (éléments nutritifs, micropolluants). Rapport CTGREF Antony : 82 pp. + annexes.
- CTGREF, 1977. Etude écologique du Rhône. Sites du Bugey, Chavanay et Tricastin. Etat de référence. Rapport CTGREF Antony : 102 pp.
- CTGREF, 1978. Etude hydrobiologique de l'Aube. Diagnose préalable à la réalisation d'un barrage réservoir. Rapport CTGREF Antony : 57 pp. + annexes.
- CTGREF, 1979 - Etude écologique des lacs des Vosges Gérardmer et Longemer. Rapport CTGREF Antony : 79 pp.
- CTGREF, 1980. Etude écologique du Rhône, sites de Cruas et d'Aramon. Rapport CTGREF, Aix en Provence et Antony : 80 pp.
- CTGREF, 1981. Etude du fonctionnement des installations de lagunage naturel. Nature des investigations entreprises et état des connaissances acquises. Rapport CTGREF Antony : 450 pp.
- CTGREF, Université Franche-Comté, 1976. Diagnose écologique du lac des Rousses. Rapport CTGREF Antony, Université de Franche-Comté : 27 pp.

- CTGREF, Université Franche-Comté, 1979. Etude écologique des lacs de Saint-Point et Remoray. Rapport CTGREF, Antony, Université de Franche-Comté : 105 pp.
- DAVIS, J.R., 1982. New records of aquatic Oligochaeta from Texas, with observations on their ecological characteristics. Hydrobiologia, 96 : 15-29.
- DECAMPS, H., 1967. Ecologie des Trichoptères de la Vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). Annls Limnol., 3 (3) : 399-577.
- DE EGUILLEOR, M., G. LANZAVECCHIA, R. VALVASSORI & P. LANZAVECCHIA, 1987. Unusual model of lumbriculids' helical muscles : comparison with body wall muscles in other microdriles. Hydrobiologia, 155 : 135-144.
- DE PAUW, N. & G. VANHOOREN, 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia, 100 : 153-168.
- DE PAUW, N. & D. ROELS, 1988. Relationship between biological and chemical indicators of surface water quality. Verh. Internat. Verein. Limnol., 23 : 1553-1558.
- DEPIEREUX, E. & E. FEYTMANS, 1985. Modification progressive de la structure des peuplements d'invertébrés benthiques en fonction de la qualité de l'eau de l'Ourthe et de la Lesse (Meuse belge). Acta Oecologica, Oecol. Applic. 6 (2) : 81-98.
- DERMOTT, R., J.R.M. KELSO & A. DOUGLAS, 1986. The benthic fauna of 41 acid sensitive headwater lakes in North Central Ontario. Water, Air and Soil Poll., 28 : 283-292.
- DOLE, M.J., 1983a. Le domaine aquatique souterrain de la plaine alluviale du Rhône à l'est de Lyon ; écologie des niveaux supérieurs de la nappe. Thèse de doctorat de Spécialité, Université Lyon I : 175 pp.
- DOLE, M.J., 1983b. Le domaine aquatique souterrain de la plaine alluviale du Rhône à l'est de Lyon. 1 : diversité hydrologique et biocénotique de trois stations représentatives de la dynamique fluviale. Vie et Milieu, 33 (3/4) : 219-229.
- DOLE, M.J. & D. CHESSEL, 1986. Stabilité physique et biologique des milieux interstitiels. Cas de deux stations du Haut-Rhône. Annls Limnol., 22 (1) : 69-81.
- DUMNICKA, E., 1976. Oligochaetes (Oligochaeta) of some streams of the high Tatra Mts and of the river Bialka Tatrzanska. Acta Hydrobiol. Krakow, 18 (3) : 305-315.
- DUMNICKA, E. 1977. Oligochaeta from caves in the Tatra Mts with references to anomalies in their structure. Proc. 7th int. Speleol. Congress, Scheffields : 160-165.
- DUMNICKA, E., 1978. Communities of oligochaetes (Oligochaeta) of the River Nida and its tributaries. Acta Hydrobiol. Krakow, 20 (2) : 117-141.
- DUMNICKA, E., 1982. Stream ecosystems in mountain grassland (West Carpathians). 9. Oligochaeta. Acta Hydrobiol. Krakow, 24 (4) : 391-398.
- DUMNICKA, E., 1985. Ecology of some waters in the forest-agricultural basin of the River Brynica near the Upper Silesian industrial region. 9. Communities of Oligochaetes. Acta Hydrobiol. Krakow, 27 (4) : 535-545
- DUMNICKA, E. 1986. Naididae (Oligochaeta) from subterranean waters of west Indian Islands. Distribution, taxonomic remarks and description of a new species. Bijdr. Dierk., 56 (2) : 267-281.
- DUMNICKA, E., 1987. The effect of dam reservoir on oligochaete communities in the River Dunajec (Southern Poland). Acta Hydrobiol. Krakow, 29 (1) : 25-34.
- DUMNICKA, E. & K. PASTERNAK, 1978. The influence of physico-chemical properties of water and bottom sediments in the River Nida on the distribution and numbers of Oligochaeta Acta Hydrobiol. Krakow, 20 (3) : 215-232.

- DUPIN, B., 1972. Etude des populations benthiques d'un lac de haute montagne : le lac de Port-Biehl (2285 m) (Hautes-Pyrénées). Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Paul Sabatier, Toulouse : 162 pp.
- DURBEC, A., 1986. Sectorisation des berges des ballastières en eaux. Application à l'étude des échanges hydrodynamiques avec la nappe phréatique d'Alsace, au nord de Strasbourg. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg : 202 pp.
- DUSSART, B. & J. JUGET, 1954. Sur l'écologie de quelques organismes limicoles du lac d'Annecy. C. R. Acad. Sci. Paris, 239 : 1233-1235.
- DZWILLO, M., 1984. Phylogenetic and taxonomic problems in freshwater Oligochaeta with special emphasis on chitinous structures in Tubificinae. Hydrobiologia, 115 : 19-23.
- ELOUARD, J.M. & J.M. JESTIN, 1983. Impact du téméphos (Abate) sur les invertébrés non-cibles. B. Un indice biocénotique pour mesurer l'action du téméphos sur la faune lotique non-cible des rivières traitées dans le cadre du Programme de Lutte contre l'Onchocercose. Rev. Hydrobiol. trop. 16 (4) : 341-351.
- ERSEUS, C., 1979. Taxonomic revision of the marine genus Phalldrillus PIERANTONI (Oligochaeta, Tubificidae), with descriptions of thirteen new species. Zool. Scr., 8 : 187-208.
- ERSEUS, C., 1984a. Taxonomy and phylogeny of the gutless Phalldrilineae (Oligochaeta, Tubificidae), with descriptions of one new genus and twenty-two new species. Zool. Scr., 13 (4) : 239-272.
- ERSEUS, C., 1984b. Taxonomy of some species of Phalldrillus (Oligochaeta : Tubificidae) from the Northwest Atlantic, with descriptions of four new species. Proc. Biol. Soc. Wash., 97 (4) : 812-826;
- ERSEUS, C., 1986. Two new abyssal species of Phalldrillus (Oligochaeta, Tubificidae) from the South Indian Ocean. Bull. Mus. natu. Hist. nat., Paris, 4è sér., 8 : 567-572.
- ERSEUS, C., 1987a. Phylogenetic analysis of the aquatic Oligochaeta under the principle of parsimony. Hydrobiologia, 155 : 75-89.
- ERSEUS, C., 1987b. Seven new marine species of Phalldrillus (Oligochaeta : Tubificidae) from various parts of Europe, and a re-examination of the type species P. parthenopaeus PIERANTONI. J. Nat. Hist., 21 : 915-931.
- EYRES, J.P., N.V. WILLIAMS & M. PUGH-THOMAS, 1978. Ecological studies on Oligochaeta inhabiting depositing substrata in the Irwell, a polluted English river. Freshwat. Biol., 8 : 25-32.
- FERRAGUTI, M. & B.G.M. JAMIESON, 1987. Spermiogenesis in Bythonomus lemani and the phylogenetic position of the Lumbriculidae (Oligochaeta, Annelida). Hydrobiologia, 155 : 123-134.
- FERRARESE, U. & B. SAMBUGAR, 1976. Ricerche sulla fauna interstiziale iporreica dell'Adige in relazione allo stato di inquinamento del fiume. Rivista di Idrobiologia, 15 (1) : 47-127.
- FERRARESE, U., S. RUFFO & B. SAMBUGAR, 1980. Oligochaeta. In 3rd Technical Seminar, Biological water assessment methods, Parma, 8-13 october, 1978, P.F. GHETTI (ed.), vol. 1 : 274-294.
- FINOGENOVA, N.P. & T.M. LOBASHEVA, 1987. Growth of Tubifex tubifex MÜLLER (Oligochaeta, Tubificidae) under various trophic conditions. Int. Revue ges. Hydrobiol., 72 (6) : 709-726.
- FORSBERG, C., 1987. Evaluation of lake restoration in Sweden. Schweiz. Z. hydrol., 49 (2) : 260-274.

- FRENZEL, P., 1979. Zönosen des litoralen Mikrozoobenthos im Bodensee. Schweiz. Z. Hydrol., 41 (2) : 383-394.
- FRENZEL, P., 1981. Untersuchungen zur Ökologie der Naididae des Bodensees ; die Nische von Chaetogaster und Amphichaeta. Arch. Hydrobiol., 91 (1) : 45-55.
- FRENZEL, P., 1983a. Untersuchungen zur Ökologie der Naididae des Bodensees. Die Coenosen des eutrophierten Sees Eutrophierung und Faunenwechsel. Arch. Hydrobiol./Suppl. 65 (1) : 106-133.
- FRENZEL, P., 1983b. Die litoralen Tubificidae des Bodensees mit besonderer Berücksichtigung von Potamothrix moldaviensis. Arch. Hydrobiol., 97 (2) : 262-280.
- FUKUHARA, H. & M. SAKAMOTO, 1987. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. Oikos, 48 : 312-320.
- GASCHIGNARD-FOSSATI, O., 1986. Répartition spatiale des macroinvertébrés benthiques d'un bras vif du Rhône ; rôle des crues et dynamique saisonnière. Thèse de Doctorat, Université Lyon I : 197 pp + annexes.
- GAY, C., 1976. Contribution à l'étude écologique et à l'aménagement d'un lac de montagne : le lac de Petichet (Isère). Thèse de Doctorat de Spécialité, Grenoble, : 124 pp.
- GIANI, N., 1972. Etude des populations benthiques d'un lac de haute montagne : le lac de Port-Biehl (2285 m) (Hautes-Pyrénées). Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Paul Sabatier, Toulouse : 162 pp.
- GIANI, N., 1974. Description d'un nouveau type de carottier pour les sédiments très fluides. Annls Limnol., 10 (1) : 99-108 .
- GIANI, N., 1976. Les oligochètes aquatiques du Sud-Ouest de la France. Annls Limnol., 12 (2) : 107-125.
- GIANI, N., 1977. Les Oligochètes du Rio Chama (Vénézuëla). Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse, 113 (3/4) : 267-272.
- GIANI, N., 1979. Les Oligochètes aquatiques du Sud-Ouest de la France (2è note). Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse, 115 (3/4) : 347-358
- GIANI, N., 1984a. Contribution à l'étude de la faune d'eau douce et plus particulièrement des Oligochètes. II. Les Oligochètes aquatiques : taxinomie, répartition et écologie. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Université Paul Sabatier, Toulouse : 175 pp.
- GIANI, N., 1984b. Le Riou Mort, affluent du Lot, pollué par des métaux lourds. IV. Les Oligochètes. Annls. limnol., 20 : 167-181.
- GIANI, N. & P. LAVANDIER, 1977. Les Oligochètes du torrent d'Estaragne (Pyrénées Centrales). Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse, 113 (1/2) : 234-243.
- GIANI, N. & E. MARTINEZ-ANSEMIL, 1981a. Observaciones acerca de algunos Tubificidae (Oligochaeta) de la Peninsula Ibérica, con la descripción de Phallodrilus riparius n. sp. Annls Limnol., 17 (3) : 201-209.
- GIANI, N. & E. MARTINEZ-ANSEMIL, 1981b. Contribution à la connaissance des Oligochètes aquatiques du bassin de l'Argens (Var, France). Annls Limnol., 17 (2) : 121-141.
- GIBERT, J., 1986. Ecologie d'un système karstique jurassien. Hydrogéologie, dérive animale, transits de matières, dynamique de la population de Niphargus (Crustacé Amphipode). Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Université Lyon I : 368 pp.
- GIERE, O. & O. PFANNKUCHE, 1982. Biology and ecology of marine Oligochaeta. A review. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 20 : 173-308.

- GILBERTSON, M., 1984. Need for development of epidemiology for chemically induced diseases in fish in Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41 : 1534-1540.
- GINET, N. & C. JUBERTHIE, 1987. Le peuplement animal des karsts de France (éléments de biogéographie souterraine pour les invertébrés). Première partie : la faune aquatique. Karstologia, 10 : 43-51.
- GOODNIGHT & C.J., WHITLEY L.S., 1961. - Oligochaetes as indicators of pollution. Purdue Univ. Eng. Ext. Ser., 106 (45) : 139-142.
- GOUNOT, A.M., 1967. La microflore des limons argileux souterrains. Son activité productrice dans la biocénose cavernicole. Ann. Spéléol., 22 (1) : 23-143.
- GRANEY, R.L., T.J. KELLY & J.P. GIESY, 1986. Free amino acid pools of five species of freshwater Oligochaetes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43 : 600-607.
- GRIGELIS, A., 1984. Ecology and importance of Oligochaeta in the biocenosis of zoobenthos in lakes of the National Park of the Lithuanian SSR. Hydrobiologia, 115 : 211-214
- GRIMM, R., 1979. Die Entwicklung der litoralen Fauna in der Elbe. Okologische Indikatorfunktion des Makro- und Meiobenthos in Bereich einer "verbauten" Elbestrecke unter besonderer Berücksichtigung der Naididae (Oligochaeta). Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (2/3) : 236-264.
- GRIMM, R., 1986. Beiträge zur Systematik der afrikanischen Naididae (Oligochaeta). III - Untersuchungen zur qualitativen und quantitativen Chaetotaxonomie der Naididae. Mitt. hamb. zool. Mus. Inst., 83 : 101-115.
- GRIMM, R. 1987a. Contribution towards the taxonomy of the African Naididae (Oligochaeta). IV - Zoogeographical and taxonomical considerations on African Naididae. Hydrobiologia, 155 : 27-37.
- GRIMM, R. 1987b. Beiträge zur Systematik der afrikanischen Naididae (Oligochaeta). V - Chaetogastrinae und Paranaidinae. Mitt. hamb. zool. Mus. Inst., 84 : 67-80.
- GRITEVSKAYA, G.L. & V.A. SOKOLOVA, 1967. Effect of hydrological factors on the growth of bottom fauna. Translation series n° 2771, Fish. Res. Board, Canada, (1973) : 22 pp.
- GROSS, F., 1976. - Les communautés d'Oligochètes d'un ruisseau de plaine. Leur utilisation comme indicateurs de la pollution organique. Annls. limnol., 12 : 75-87.
- HARMAN, W.J., 1980. Specific and generic criteria in freshwater Oligochaeta, with special emphasis on Naididae. In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 1-8.
- HARPER, R.M., J.C. FRY & M.A. LEANER, 1981a. A bacteriological investigation to elucidate the feeding biology of Nais variabilis (Oligochaeta : Naididae). Freshwat. Biol., 11 : 227-236.
- HARPER, R.M., J.C. FRY & M.A. LEARNER, 1981b. Digestion of bacteria by Nais variabilis (Oligochaeta) as established by autoradiography. Oikos, 36 : 211-218.
- HILTUNEN, J.K., 1967. Some Oligochaetes from Lake Michigan. Trans. Amer. Microsc. Soc., 86 : 433-454.
- HILTUNEN, J.K. & D.J. KLEMM, 1980. A guide to the Naididae (Annelida, Clitellata, Oligochaeta) of North America. EPA - 600/4 - 80 - 031, Great Lakes Fishery Lab. : 60 pp.
- HOLMQUIST, C., 1978. Revision of the genus Pelosclex (Oligochaeta, Tubificidae). I. Morphological and anatomical scrutiny, with discussion on the generic level. Zool. Scr., 7 : 187-208.

- HOLMQUIST, C., 1979. Revision of the genus Pelosclex (Oligochaeta, Tubificidae). 2. Scrutinity of the species. Zool. Scr., 8 : 37-60.
- HOLMQUIST, C., 1985. A revision of the genera Tubifex LAMARCK, Ilyodrilus EISEN, and Potamothrix, VEJDOVSKY & MRAZEK (Oligochaeta, Tubificidae), with extensions to some connected genera. Zool. Jb. Syst., 112 : 311-366.
- HOWMILLER, R.P., 1974a. Studies on aquatic Oligochaeta in inland waters of Wisconsin. Wis. Acad. Sci., Arts and Letters, 62 : 337-356.
- HOWMILLER, R.P., 1974b. Composition of the oligochaete fauna of central lake Michigan. Proc. 17th Conf. Great Lakes Res. : 589-592.
- HOWMILLER, R.P. & A.M. BEETON, 1970. The oligochaete fauna of Green Bay, lake Michigan. Proc. 13th Conf. Great Lakes Res. : 15-46.
- HOWMILLER, R.P. & M.A. SCOTT, 1977. - An environmental index based on relative abundance of Oligochaeta species. J.W.P.C.F., 49 (5) : 809-815.
- HRABE, S., 1934. Tubifex (Psammoryctes) moravicus n. sp.. Zool. Anz., 107 : 33-39.
- HRABE, S., 1941. K poznani dunajskych Oligochaeta. Act. Soc. Sci. nat. morav., 13 (12) : 1-36.
- HRABE, S., 1963. Rhyacodrilus subterraneus n. sp. eine neue Tubificiden Art aus den Brunnen in der Umgebung von Leipzig. Zool. Anz., 170 : 249-252.
- HRABE, S., 1981. - Vodni malostetinatci (Oligochaeta) Ceskoslovenska. Acta Universitatis Carolinae, Biologica, 1979 : 1-168.
- HUBAULT, E. 1947. Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). Ann. Forest., 10 (2) : 116-257.
- HULLE, M., 1981. Structure et dynamique des peuplements d'Oligochètes du lac de Créteil. Problèmes méthodologiques. Estimation de la production de la communauté benthique. Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Paris VI : 144 pp.
- HULLE, M., R. PEREZ-GENTO & M. RIZET, 1982. Toxicité sur Nais communis (Annelida, Oligochaeta) des réactifs utilisés dans le traitement de l'eau potable. Sciences de l'eau, 1 : 401-411.
- HYNES, H.B.N., 1960. - The biology of polluted waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool : 202 pp.
- HYNES, H.B.N., 1970. The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press : 555 pp.
- HYNES, H.B.N., 1983. Groundwater and stream ecology. Hydrobiologia, 100 : 93-99.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU, 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Mitt. Soc. int. Limnol., 12 : 1-57.
- JAMIESON, B.G., C. ERSEUS & M. FERRAGUTI, 1987. Parsimony analysis of the phylogeny of some Oligochaeta (Annelida) using spermatozoal ultrastructure. Cladistics, 3 (2) : 145-155.
- JEFFREY, K.A., F.W.H. BEAMISH, S.C. FERGUSON, R.J. KOLTON & P.D. Mc MAHON, 1986. Effects of the lampricide, 3- trifluoromethyl, 4- nitrophenol (TFM) on the macro-invertebrates within the hyporheic region of a small stream. Hydrobiologia, 134 : 43-51.
- JONASSON, P.M. & F. THORHAUGE, 1976. Production of Potamothrix hammoniensis in the profundal of eutrophic Lake Esrom. Oikos, 27 : 204-209.
- JUGET, J., 1958. Recherches sur la faune de fond du Léman et du lac d'Annecy. Annls. St. Centr. Hydrobiol. Appl., 7 : 7-96.

- JUGET, J., 1964. Modalités et déterminisme du peuplement des sédiments lacustres par la faune benthique. Etude de la faune Lémanique. 89^e Congrès Soc. Sav. Lyon : 413-433.
- JUGET, J., 1967a. Quelques données nouvelles sur les Oligochètes du Léman : composition et origine du peuplement. Annls Limnol., 3 (2) : 217-229.
- JUGET, J., 1967b. - La faune benthique du Léman : modalités et déterminisme écologiques du peuplement. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Université Lyon : 360 pp.
- JUGET, J., 1979. - La texture granulométrique des sédiments et le régime alimentaire des Oligochètes limniques. Hydrobiologia 65 (2) : 145-154.
- JUGET, J., 1984. Oligochaeta of the epigeal and underground fauna of the alluvial plain of the French Upper Rhône (biotypological trial). Hydrobiologia, 115 : 175-182.
- JUGET, J., 1987. Contribution to the study of the Rhyacodrilinae (Tubificidae, oligochaeta), with description of two new stygobiont species from the alluvial plain of the French upper Rhône, Rhyacodrilus amphigenus, sp. n. and Rhizodriloides phreaticola, g. n., sp. n. Hydrobiologia, 155 : 107-118.
- JUGET, J. & N. GIANI, 1974. Répartition des Oligochètes lacustres du massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées) avec la description de Peloscolex pyrenaicus, n. sp. Annls Limnol., 10 : 33-53.
- JUGET, J., & E. DUMNICKA, 1986. - Oligochaeta (incl. Aphanoneura) des eaux souterraines continentales. In Stygofauna mundi, L. BOTOSANEANU (ed.), E. J. Brill, Leiden : 234-244.
- JUGET, J., V. GOUBIER & D. BARTHELEMY, 1989. Intrinsic and extrinsic variables controlling the productivity of asexual populations of Nais spp., (Naididae) Oligochaeta. Hydrobiologia : sous-presse.
- KAHL, K., 1986. Skaposzczety (Oligochaeta) rzeki Lubrzanki w Gorach Swietokrzyskich. Fragm. faun., 30 (3) : 35-43.
- KAJAK, Z., 1988. Considerations on benthos abundance in freshwaters, its factors and mechanisms. Int. Revue ges. Hydrobiol., 73 (1) : 5-19.
- KAJAK, Z., K. DUSOGE & A. PREJS, 1968. Application of the flotation technique to assessment of absolute numbers of benthos. Ekol. Pol., 16 (29) : 607-620.
- KASPRZAK, K., 1971. A new species of Tubificidae (Oligochaeta) found in Poland. Bull. Acad. Pol. Sci., Ser. Biol., XIX (4) : 261-267.
- KASPRZAK, K., 1972. Variability of Chaetogaster diaphanus (Gruithuisen), 1828 (Oligochaeta, Naididae) in different environments. Zoologica Pol., 22 (1-2) : 43-51.
- KASPRZAK, K., 1973. Nais christinae sp. n., a new species of Naididae (Oligochaeta) found in Poland. Bull. Acad. Pol. Sci., Cl. II, 21 (7-8) : 535-539.
- KASPRZAK, K., 1976a. Contribution to the knowledge of aquatic Oligochaeta of Italy. Acta Zool. Cracov., 21 (10) : 331-341.
- KASPRZAK, K., 1976b. Badania nad skaposzczetami (Oligochaeta) dolnego biegu rzeki Welny. Fragm. faun., 20 (24) : 425-467.
- KASPRZAK, K., 1978. Materiały do znajomości skaposzczetów (Oligochaeta) i ich morfologii. Bad. fiszjogr. Pol. Zach., 31 C : 65-74.
- KASPRZAK, K., 1981. - Klucze do oznaczania bezkręgowców Polski. Polska Akad. Nauk., Inst. Zool., IV : 226 pp.
- KASPRZAK, K. & B. SZCZESNY, 1976. Oligochaetes (Oligochaeta) of the river Raba. Acta Hydrobiol. Krakow, 18 (1) : 75-87.

- KASTER, J.L., 1982. Penis sheath resorption substance (PSRS) induced changes of setal type and distribution in Tubifex tubifex (MÜLLER) (Oligochaeta). Freshwat. Invertebr. Biol., 1 (4) : 45-48.
- KATHMAN, R.D., 1985. Synonymy of Pristinella jenkiniae (Oligochaeta : Naididae). Proc. Biol. Soc. Wash., 98 (4) : 1022-1027.
- KEILTY, T.J., D.S. WHITE & P.F. LANDRUM, 1988. Sublethal responses to endrin in sediment by Limnodrilus hoffmeisteri (Tubificidae), and in mixed-culture with Stylodrilus heringianus (Lumbriculidae). Aquat. Toxicol., 13 : 227-250.
- KENDALL, A.W., D.W.J. GREEN & D. PASCOE, 1985. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates. I. Cadmium. Arch. Hydrobiol., 102 (4) : 461-471.
- KENNEDY, C.R., 1969. The variability of some characters used for species recognition in the genus Limnodrilus Claparede (Oligochaeta : Tubificidae). J. nat. Hist., 3 : 53-60.
- KIKUCHI, E., & Y. KURIHARA, 1982. The effects of the oligochaete Branchiura sowerbyi BEDDARD (Tubificidae) on the biological and chemical characteristics of overlying water and soil in a submerged ricefield soil system. Hydrobiologia, 97 : 203-208.
- KING, D.L. & R.C. BALL, 1964. A quantitative biological measure of stream pollution. JWPCF 36 : 650-653.
- KORN, H., 1963. Studien zur Ökologie der oligochaeten in der oberen Donau unter Berücksichtigung der Abwassereinwirkungen. Arch. Hydrobiol. /Suppl., 27 (1) : 82-131.
- KOSEL, V., 1980. Rhyacodrilus carsticus sp. n. (Oligochaeta, Tubificidae) from the slovakian karst. Biologia Bratislava, 35 : 609-612.
- KOVACHEV, S.G. & Y.I. UZUNOV, 1986. Formation of macroinvertebrate communities in the course of the biological selfpurification of the Mesta River. Arch. Hydrobiol., 4 : 427-526.
- LADLE, M., 1971a. Studies on the biology of Oligochaetes from the phreatic water of an exposed gravel bed. Int. J. Speleol., 3 : 311-316.
- LADLE, M., 1971b. The biology of Oligochaeta from Dorset chalk streams. Freshwat. Biol., 1 : 83-97.
- LADLE, M. & G.J. BIRD, 1980. Aquatic Oligochaeta of Southern England. In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 165-174.
- LAFONT, M., 1974. Cycles vitaux et production des Micrasema pyrénéennes dans les mousses d'eau courante (Trichoptera, Brachycentridae). Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Paul Sabatier, Toulouse : 68 p.
- LAFONT, M., B. FAESSEL, G. BOUCHERON, M. LARINIER, J.C. BERGET, J.P. VERGON & A. MONNOT, 1975. Incidences écologiques des rejets de stations de sports d'hiver sur les cours d'eau d'altitude. Rapport CTGREF Antony : 55 pp.
- LAGAUTERIE, P. & P. LEROUX, 1977. Une méthode d'analyse de la sensibilité aux facteurs ambiants des macro-invertébrés benthiques des eaux courantes. La Terre et la Vie, 31 : 327-342.
- LANG, C., 1984. Eutrophication of Lakes Léman and Neuchâtel (Switzerland) indicated by Oligochaete communities. Hydrobiologia, 115 : 131-138.
- LANG, C., 1985. Eutrophication of Lake Geneva indicated by the oligochaete communities of the profundal. Hydrobiologia, 126 : 237-243.
- LANG, C., 1986. Eutrophication du Léman indiquée par les communautés d'oligochètes : campagnes 1982-1985. Schweiz. Z. Hydrol., 48 (2) : 230-239.

- LANG, C. & P. HUTTER, 1981. Structure, diversity and stability of two Oligochaete communities according to sedimentary inputs in Lake Geneva (Switzerland). Schweiz. Z. Hydrol., 43 : 265-276.
- LANG, C. & B. LANG-DOBLER, 1980. Structure of Tubificid and Lumbriculid worm communities, and three indices of trophic level based upon these communities as descriptors of eutrophication level of Lake Geneva. In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 457-470.
- LAPCHIN, L. & M. INGOUF-LE THIEC, 1977. Le dépouillement des échantillons d'invertébrés benthiques : étude comparée de différentes méthodes de tri. Ann. Hydrobiol., 8 (2) : 231-245.
- LaPOINT, T.W., S.M. MELANCON & M.K. MORRIS, 1984. Relationships among observed metal concentrations, criteria, and benthic community structural responses in 15 streams. JWPCF, 56 (9) : 1030-1038.
- LASTOCKIN, D.A., 1937. New species of *Oligochaeta limicola* in the European part of the URSS. Dokl. Akad. Nauk SSSR (N.S.), 17 (4) : 233-239.
- LAURENT, P.J., 1966. Modifications biologiques récentes dans quelques lacs subalpins. Bull. ARPEA, 18 : 47-56.
- LAURITZEN, D.D., S.C. MOZLEY & D.S. WHITE, 1985. Distribution of oligochaetes in Lake Michigan and comments on their use as indices of pollution. J. Great Lakes Res., 11 (1) : 67-76.
- LAVILLE, H., 1972. Recherches sur les Chironomidae, Diptères lacustres du massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). Annls Limnol., 7 (2) : 173-332.
- LEARNER, M.A., 1979a. The geographical distribution of Naididae (Oligochaeta) in Britain. Hydrobiologia, 66 (2) : 135-140.
- LEARNER, M.A., 1979b. The distribution and ecology of the Naididae (Oligochaeta) which inhabit the filter-beds of sewage-works in Britain. Wat. Res., 13 : 1291-1299.
- LEARNER, M.A. & R.W. EDWARDS, 1963. The toxicity of some substances to *Nais* (Oligochaeta). Proc. Soc. Wat. Treat. Exam., 12 : 161-168.
- LEARNER, M.A., R. WILLIAMS, M. HARCUP & B.D. HUGUES, 1971. A survey of the macrofauna of the River Cynon, a polluted tributary of the River Taff (South Wales). Freshwat. Biol., 1 : 339-367.
- LEARNER, M.A., G. LOCHHEAD & B.D. HUGUES, 1978. A review of the biology of British Naididae (Oligochaeta) with emphasis on the lotic environment. Freshwat. Biol., 8 : 357-375.
- LEGAY, J.M., 1986. Quelques réflexions à propos d'écologie : défense de l'indisciplinarité. Acta Oecologica, Oecol. Gener., 7 (4) : 391-398.
- LODEN, M.S., 1977. Two new species of *Limnodrilus* (Oligochaeta, Tubificidae) from the Southeastern United States. Trans. Amer. Micros. Soc., 96 (3) : 321-326.
- LODEN, M.S., 1981. Reproductive ecology of Naididae (Oligochaeta). Hydrobiologia, 83 : 115-123.
- LODEN, M.S. & W.J. HARMAN, 1980. Ecophenotypic variation in setae of Naididae (Oligochaeta). In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 33-39.
- LROP, CEMAGREF, 1984. Suivi de deux retenues d'eaux pluviales de bassins versants urbanisés. Rapport CEMAGREF DQEPP, LYON : 218 pp.

- MACAN, T.T., 1974. Running water. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20 : 301-321.
- McELHONE, M.J., 1978. A population study of littoral dwelling Naididae (Oligochaeta) in a shallow mesotrophic lake in North Wales. J. Anim. Ecol., 47 : 615-626.
- McELHONE, M.J., 1979. A comparison of the gut contents of two co-existing lake-dwelling Naididae (Oligochaeta), Nais pseudobtusa and Chaetogaster diastrophus. Freshwat. Biol., 9 : 199-204.
- McELHONE, M.J., 1980. Some factors influencing the diet of coexisting benthic, algal grazing Naididae (Oligochaeta). Can. J. Zool., 58 (4) : 481-487.
- McELHONE, M., 1982. The distribution of Naididae (Oligochaeta) in the littoral zone of selected lakes in North Wales and Shropshire. Freshwat. Biol., 12 : 421-425.
- McINTYRE, A.D., 1986. Biological effects and pollution assessment. Wat. Sci. Tech. 18 : 155-160.
- McMAHON, P.D., K.A. JEFFREY, F.W.H. BEAMISH, S.C. FERGUSON & R.J. KOLTON, 1987. Effects of the lampricide, 3-trifluoromethyl -4- nitrophenol (TFM) on the macro-invertebrates of Wilmot Creek. Hydrobiologia, 148 : 25-34.
- MACIOROWSKI, A.F., E.F. BENFIELD & A. HENDRICKS, 1977. Species composition, distribution and abundance of oligochaetes in the Kanawha River, West Virginia. Hydrobiologia, 54 (1) : 81-91.
- MARCHAND, J. & D. GASCUEL, 1988. Seasonal dynamics of the zoobenthic communities in the mesohaline zone of the Loire estuary (France). Hydrobiologia, 160 : 129-139.
- MARCHESE, M.R., 1987. The ecology of some benthic Oligochaeta from the Parana river, Argentina. Hydrobiologia, 155 : 209-214.
- MARCUS, E., 1943. Sobre Naididae do Brasil. Bol. Fac. Fil. Cien. Letr. Univ. S. Paulo, 32 (7) : 3-217.
- MARSHALL, J.W. & M.J. WINTERBOURN, 1979. An ecological study of a small New Zealand stream with particular reference to the Oligochaeta. Hydrobiologia, 65 (3) : 199-208.
- MARTINET, F., 1988. Contribution à l'étude de la dynamique et de la productivité d'une annexe fluviale au moyen de l'analyse du sédiment et des Tubificidae. DEA, Université Lyon I : 23 pp.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E., 1981. Estudio taxonomico y ecologico comparativo de los Oligoquetos de los rios Tambre (Galicia) y Argens (Sur de Francia). Thèse, Université de Santiago de Compostela : 358 pp.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E., 1982. Les Oligochètes aquatiques de la Péninsule Ibérique (2è note) avec la description de Lumbricillus brunoi n. sp. (Enchytraeidae). Bull. Soc. Hist. nat., Toulouse, 118 : 145-151.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E., 1984. Oligoquetos dulceacuicolas de Galicia : catalogo y diversos aspectos ecologicos. Limnética, 1 : 311-320.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E. & N. GIANI, 1980. Premières données sur les Oligochètes aquatiques de la Péninsule Ibérique. Anns Limnol., 16 (1) : 43-54.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E. & N. GIANI, 1982. Contribucion al conocimiento del género Pristina (Oligochaeta, Naididae) en la Peninsula Ibérica. Bol. R. Soc. Espanola Hist. Nat. (Biol.), 80 (3-4) : 249-260.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E. & N. GIANI, 1984. Les Oligochètes aquatiques du Liban. V. Tubifex acuticularis n. sp. (Tubificidae). Anns Limnol., 19 (3) : 203-206.

- MARTINEZ-ANSEMIL, E. & N. PRAT, 1984. Oligochaeta from profundal zones of Spanish reservoirs. Hydrobiologia, 115 : 223-230.
- MEADOWS, P.S. & A.H. BIRD, 1974. Behaviour and local distribution of the freshwater Oligochaete Nais pardalis Pignet (Fam. Naididae). Hydrobiologia, 44 (2-3) : 265-275.
- MICHEL, S., 1966. Recherches sur la faune benthique du lac du Bourget. D.E.S. Faculté des Sciences de Lyon : 75 pp.
- MILBRINK, G., 1973. Protein taxonomy of aquatic oligochaetes and its ecological applications. Oikos, 24 : 473-474.
- MILBRINK, G., 1978. Indicator communities of Oligochaetes in Scandinavian lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20 : 2406-2411.
- MILBRINK, G., 1980. Oligochaete communities in pollution biology : the European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 433-455.
- MILBRINK, G., 1983a. Characteristic deformities in tubificid oligochaetes inhabiting polluted bays of Lake Vänern, Southern Sweden. Hydrobiologia, 106 : 169-184.
- MILBRINK, G., 1983b. An improved environmental index based on the relative abundance of Oligochaete species. Hydrobiologia, 102 : 89-97.
- MILBRINK, G. & L. NYMAN, 1973. On the protein taxonomy of aquatic oligochaetes. Zoon, 1 : 29-35.
- MILLIGAN, M.R., 1986. Separation of Haber speciosus (HRABE) (Oligochaeta, Tubificidae) from its congeners, with a description of a new form from North America. Proc. Biol. Soc. Wash., 99 (3) : 406-416.
- MONDAIN-MONVAL, J.Y., O. DONARD, P.Y. FAVERGER & P. VERNET, 1983. Etude de la pollution des sédiments du Léman, campagne 1983. In : rapport CIPEL, campagne 1983 : 77-95.
- MOORE, J.W., 1978. Importance of algae in the diet of the Oligochaetes Lumbriculus variegatus (MÜLLER) and Rhyacodrilus sodalis (EISEN). Oecologia, 35 : 357-363.
- MOORE, J.W., 1979. Influence of food availability and other factors on the composition, structure and density on a subarctic population of benthic invertebrates. Hydrobiologia, 62 (3) : 215-223.
- MOORE, J.W., 1981. Inter-species variability in the consumption of algae by oligochaetes. Hydrobiologia, 83 : 241-244.
- MOUTHON, J., 1979. Structure malacologique de la rivière Aube. Annls. Limnol., 15 (3) : 299-315.
- MOUTHON, J., 1980. Contribution à l'écologie des mollusques des eaux courantes -esquisse biotypologique et données écologiques. Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Paris VI : 169 pp.
- MOUTHON, J., 1981a. Les mollusques des lacs de l'Abbaye et des Rousses (massif du Jura). Annls. Scient. Univ. Besançon, 4 (2) : 3-15.
- MOUTHON, J., 1981b. Les mollusques et la pollution des eaux douces : ébauche d'une gamme de polluosensibilité des espèces. Bijdr. Dierk., 51 (2) : 250-258.
- MOUTHON, J., 1983. Les Malacocénoses de quatre lacs haut-alpins. Annls. Limnol., 19 (2) : 101-106.
- MOUTHON, J., 1986a. Les mollusques du lac de Tignes (Savoie) : intérêt de ce groupe faunistique pour caractériser la qualité biologique des sédiments des lacs d'altitude. Annls Limnol., 22 (2) : 133-136.

- MOUTHON, J., 1986b. Principes généraux pour une méthode d'appréciation de la qualité globale des sédiments lacustres à l'aide d'une analyse simplifiée des malacocénoses. Annls Limnol., 22 (3) : 209-217.
- MOUTHON, J., 1987. Contribution à la connaissance des Mollusques du Lac Léman. Intérêt de l'étude des malacocénoses pour apprécier la qualité biologique des sédiments de ce plan d'eau. Rev. Suisse Zool., 94 (4) : 729-740.
- NAGELL, B., B.C.C. LANDAHL & F.H. LANN, 1977. Quantitative and qualitative composition of bottom fauna in polluted parts of lake Vänern and some aspects of water quality indices. Vatten, 4 : 434-441.
- NALEPA, T.F., 1987. Long-term changes in the macrobenthos of the Southern Lake Michigan. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 : 515-524.
- NALEPA, T.F. & M.A. QUIGLEY, 1980. The macro- and meiobenthos of Southeastern Lake Michigan near the mouth of the Grand River, 1976-77. NOAA data report ERL GLERL, 17 : 12 pp. 8 tab.
- NALEPA, T.F. & A. ROBERTSON, 1981. Screen mesh size affects estimates of macro- and meiobenthos abundance and biomass in the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38 : 1027-1034.
- NEMEC, A.F.L. & R.O. BRINKHURST, 1987. A comparison of methodological approaches to the subfamilial classification of the Naididae (Oligochaeta). Can. J. Zool., 65 : 691-707.
- NIELSEN, C.O. & B. CHRISTENSEN, 1959. The Enchytraeidae. Critical revision and taxonomy of European species. Natura Jutl., 8-9 : 1-160.
- NIELSEN, C.O. & B. CHRISTENSEN, 1961. The Enchytraeidae. Critical revision and taxonomy of European species. Suppl. 1. Natura Jutl., 10 : 1-23.
- NIELSEN, C.O. & B. CHRISTENSEN, 1963. The Enchytraeidae. Critical revision and taxonomy of European species. Suppl. 2. Natura Jutl., 10 : 1-19.
- NUTTALL, P.M. & G.H. BIELBY, 1973. The effect of china- clay wastes on stream invertebrates. Environ. Pollut., 5 : 77-86.
- PAOLETTI, A. & B. SAMBUGAR, 1984. Oligochaeta of the middle Po river (Italy) : principal component analysis of the benthic data. Hydrobiologia, 115 : 145-152.
- PELOSSE, J., 1934. Etude de la faune des cladocères et des copépodes de la région moyenne des Alpes françaises. Lyon, Bosc et Riou : 269 pp.
- PFANNKUCHE, O., 1977. Ökologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope. Dissertation, Universität Hamburg : 138 pp.
- PFANNKUCHE, O., 1980a. Distribution and abundance of Tubificidae and Naididae (Oligochaeta) in a brackish-water fjord, with special reference to the α -mesohaline zone. Neth. J. Sea Res., 14 (1) : 78-93.
- PFANNKUCHE, O., 1980b. Aquatic Oligochaeta (Annelida) from the littoral zone of the Limfjord (Denmark). Verh. naturwiss. Ver. Hamburg., (NF) 23 : 249-254.
- PFANNKUCHE, O., 1981. Distribution, abundance and life cycles of aquatic Oligochaeta (Annelida) in a freshwater tidal flat of the Elbe Estuary. Arch. Hydrobiol. /Suppl. 43 (4) : 506-524.
- PIGUET, E. & K. BRETSCHER, 1913. Oligochètes. In : Catalogue des invertébrés de la Suisse, 7 : 1-214.
- PODDUBNAYA, T.L., 1980. Life cycles of mass species of Tubificidae (Oligochaeta). In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 175-184.

- PODDUBNAYA, T.L., 1984. Parthenogenesis in Tubificidae. Hydrobiologia, 115 : 97-99.
- POINTNER, H., 1914. Über einige neue Oligochaeten der Lunzer-Seen. Arch. Hydrobiol., 9 : 606-619.
- POOLE, W.C. & K.W. STEWART, 1976. The vertical distribution of macrobenthos within the substratum of the Brazos River, Texas. Hydrobiologia, 50 (2) : 151-160.
- POP, V., 1973. Deux espèces nouvelles de Pristina (Naididae, Oligochaeta) et leurs affinités. Stud. Univ. Babeş Bolyai, Biol., 1 : 79-89.
- POPESCU-MARINESCU, V., P. BOTEA & G. BREZEANU, 1966. Untersuchungen über die Oligochaeten im rumänischen Sektor des Donauebassins. Arch. Hydrobiol. /Suppl. 20 (2) : 161-179.
- PRATER, B.L., K.R. SMITH, M.S. LODEN & W.B. JACKSON, 1980. The aquatic Oligochaeta of the Sandusky River, Ohio. Ohio J. Sci., 80 (2) : 65-70.
- PROBST, L., 1987. Sublittoral and profundal Oligochaeta fauna of the Lake Constance (Bodensee-Obersee). Hydrobiologia, 155 : 277-282.
- PROVOT, M., 1982. Aspects écophysologiques des relations entre le phytobenthos (diatomées) et les Naididae (Oligochètes). D.E.A., Université Lyon I : 46 pp.
- QI, S., & C. ERSEUS, 1985. Ecological survey of the aquatic Oligochaetes in the Lower Pearl River (People's Republic of China). Hydrobiologia, 128 : 39-44.
- RAVERA, O., 1983. Assessment of the trophic state of a water body. Annls Limnol., 19 (3) : 229-234.
- RECZYNSKA-DUTKA, M., 1985. Ecology of some waters in the forest-agricultural basin of the River Brynica near the Upper Silesian industrial region. 4- Atmospheric heavy metal pollution of the bottom sediments of the reservoir at Kozłowa Góra. Acta Hydrobiol. Krakow, 27 (4) : 465-476.
- REY, J., 1968. Ecologie des Cladocères du massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). Annls. Limnol. 4 (3) : 325-356.
- REYNOLDS, J.W. & D.G. COOK, 1976. Nomenclatura Oligochaetologica. The University of New Brunswick, Fredericton, Canada : 217 pp.
- REYNOLDS, J.W. & D.G. COOK, 1981. Nomenclatura Oligochaetologica, Supplementum Primum. The University of New Brunswick, Fredericton, Canada : 39 pp.
- RODRIGUEZ, P., 1984. Estudio taxonomico de los Oligoquetos acuaticos del Pais Vasco y cuenca alta del Ebro y caracterizacion de las comunidades de los rios Nervion y Butron (Vizcaya). Memoria de Tesis Doctoral en Ciencias Biologicas, Universidad del Pais Vasco : 375 pp.
- RODRIGUEZ, P., 1986. Nuevos resultados acerca de la fauna de oligoquetos acuaticos del Pais Vasco y cuenca alta del Ebro. 1. Haplotaxidae, Naididae y Tubificidae. Munibe (Ciencias Naturales), 38 : 75-80.
- RODRIGUEZ, P., 1987. The variability of setae of Pristina longiseta EHRENBERG (Oligochaeta, Naididae). Hydrobiologia, 155 : 39-44.
- ROFES, G. & M. SAVARY, 1981. Description d'un nouveau modèle de carottier pour sédiments fins. Bull. Franç. Pisc., 283 : 102-113.
- ROSILLON, D., 1987. About the separation of benthos from stream samples. Arch. Hydrobiol., 110 (3) : 469-475.
- ROSTAN, J.C., C. AMOROS & J. JUGET, 1987. Organic content of the surficial sediment : a method for the study of ecosystems development in abandoned river channels. Hydrobiologia, 148 : 45-62.

- ROUCH, R. & D.L. DANIELOPOL, 1987. L'origine de la faune aquatique souterraine, entre le paradigme du refuge et le modèle de la colonisation active. Stygologia, 3 (4) : 345-372.
- ROUX, A.L., 1982. Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Etude d'un hydrosystème fluvial français. Ouvrage collectif publié sous la direction de A.L. ROUX : Edit. CNRS Centre Régional Publ., Lyon : 113 pp.
- SAETHER, O.A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. Holarctic Ecol., 2 : 65-74.
- SALA, G.M., G.E. GIBSON & R.C. HARREL, 1977. Physicochemical conditions and benthic macroinvertebrates of a tertiary sewage treatment system. Hydrobiologia, 54 (2) : 161-166.
- SÄRKKÄ, J., 1972. The bottom macrofauna of the oligotrophic lake Konnevesi, Finland. Ann. Zool. Fennici, 9 : 141-146.
- SÄRKKÄ, J., 1979. The zoobenthos of lake Päijänne and its relations to some environmental factors. Acta Zool. Fennica, 160 : 1-46.
- SÄRKKÄ, J., 1987a. The occurrence of oligochaetes in lake chains receiving pulp mill waste and their relation to eutrophication on the trophic scale. Hydrobiologia, 155 : 259-266.
- SÄRKKÄ, J., 1987b. Meiobenthos of the profundal depths of lake Päijänne. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä, 10 : 95-104.
- SÄRKKÄ, J., 1987c. Meiobenthos of a lake chain affected by pulp mill effluent. Aqua Fennica, 17 (1) : 35-41.
- SÄRKKÄ, J. & AHO J., 1980. Distribution of aquatic Oligochaeta in the Finnish lake district. Freshwat. Biol., 10 : 197-206.
- SCHWANK, P., 1981a. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. I : Lokal-geographische Verbreitung und die Verteilung der Arten in den einzelnen Gewässern in Abhängigkeit von Substrat. Arch. Hydrobiol. /Suppl., 62 (1) : 1-85.
- SCHWANK, P., 1981b. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche II. Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. Arch. Hydrobiol. /Suppl. 62 (1) : 86-147.
- SCHWANK, P., 1982a. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. III. Die Taxozonosen der Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern-eine synökologische Gliederung. Arch. Hydrobiol., 62 (2) : 191-253.
- SCHWANK, P., 1982b. Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. IV. Allgemeine Grundlagen der Verbreitung von Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern. Arch. Hydrobiol. /Suppl., 62 (2) : 254-290.
- SCHWANK, P., 1985. Differentiation of the coenoses of helminthes and annelida in exposed lotic microhabitats in mountain streams. Arch. Hydrobiol., 103 (4) : 535-543.
- SCHWINGHAMER, P., 1981. Extraction of living meiofauna from marine sediments by centrifugation in a silica sol-sorbitol mixture. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38 : 476-478.
- SIMPSON, K.W., J.P. FAGNANI, R.W. BODE, D.M. DENICOLA & L.E. ABELE, 1986. Organism-substrate relationships in the main channel of the Lower Hudson River. J. N. Am. Benthol. Soc., 5 (1) : 41-57.
- SLADECECK, V., 1973a. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Beih., 7 : 1-218.

- SLADECECK, V., 1973b. The reality of three british biotic indices. Wat. Res., 7 : 995-1002.
- SLEPUKHINA, T.D., 1984. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of Oligochaetes. Hydrobiologia, 115 : 183-186.
- SLOOF, W., 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment : some toxicological considerations. Aquatic Toxicology, 4 : 73-82.
- SMITH, M.E., 1986. Ecology of Naididae (Oligochaeta) from an alkaline bog stream : life history patterns and community structure. Hydrobiologia, 133 : 79-90.
- SMITH, M.E. & J.L. KASTER, 1986. Feeding habits and dietary overlap of Naididae (Oligochaeta) from a bog stream. Hydrobiologia, 137 : 193-201.
- SNEDECOR, G.W. & W.G. COCHRAN, 1957. Méthodes statistiques. Association de coordination technique agricole, Paris, 6è édition : 649 pp.
- SOLBE, J.G. de L.G., 1975. Annelida. In Ecological aspect of used water treatment, C.R. CURDS & H.A. HAWKES (eds), Academic Press, London : 305-335.
- SOLBE, J.F. de L.G., P.G. RIPLEY & T.G. TOMLINSON, 1974. The effects of temperature on the performance of experimental percolating filters with and without mixed macro-invertebrate populations. Wat. Res., 8 : 557-573.
- SPERBER, C. 1948. A taxonomical study of the Naididae. Zool. Bidr. Upps., 28 : 1-296.
- SPERBER, C., 1950. A guide for the determination of European Naididae. Zool. Bidr. Upps., 29 : 45-78.
- SPORKA, F., 1983. Chaetogaster diversisetosus sp. n. a new species of Naididae (Oligochaeta) from Czechoslovakia. Vest s. Spolec. Zool. 47 : 137-139.
- SRAE, 1982. Le lac de l'Abbaye (massif du Jura) ; étude écologique et biologique. Diagnose. Rapport SRAE Franche-Comté : 61 pp. + annexes.
- SRAE, 1984. Les lacs de Clairvaux - Monographies écologiques. Rapport SRAE Franche-Comté : 99 pp. + annexes.
- SRAE, 1985. Les lacs Maclu (Jura). Etude écologique. Rapport SRAE Franche-Comté : 104 pp. + annexes.
- SRAE, 1986a. Lac d'Ilay (Jura). Etude écologique. Rapport SRAE Franche-Comté : 95 pp + annexes.
- SRAE, 1986b. Lac de Chalain (Jura). Etude écologique. Rapport SRAE Franche-Comté : 116 pp. + annexes.
- SRAE, 1987a. Lac de Bonlieu (Jura). Diagnose. Rapport SRAE Franche-Comté : 97 pp. + annexes.
- SRAE, 1987b. Lacs d'Etival (Jura). Diagnose. Rapport SRAE Franche-Comté : 87 pp. + annexes.
- SRAE, 1988. La retenue de Vouglans (Jura). Etude écologique. Rapport SRAE Franche-Comté : 138 pp. + annexes.
- STARZECKA, A., T. BEDNARZ, M. BOMBOWNA, E. DUMNICKA, E. GRABACKA & B. KAWECKA, 1988. The development of bacteria on the background of other components of the biocenosis of the River Nida (Southern Poland) remaining under the influence of surface run-off from an intensively fertilized meadow. Arch. Hydrobiol., 113 (2) : 251-271.
- STEINER, B., 1984. Sur l'utilisation du phytoplancton pour la caractérisation des installations de lagunage naturel. Méthodologie comparée et indices biologiques. Thèse de Doctorat, Université Nancy I : 245 pp.

- STEINLECHNER, R., 1987. Identification of immature tubificids (Oligochaeta) of Lake Constance and its influence on the evaluation of species distribution. Hydrobiologia, 155 : 57-63.
- STRAYER, D. & E. BANNON-O'DONNELL, 1988. Aquatic microannelids (Oligochaeta and Aphanoneura) of underground waters of southeastern New-York. Amer. Midl. Natur., 119 (2) : 327-335.
- STREIT, B., 1978. A note on the nutrition of Stylaria lacustris (Oligochaeta : Naididae). Hydrobiologia, 61 (3) : 273-276.
- SZAROWSKA, M., 1987. Annual life cycle of Limnodrilus udekemianus (Oligochaeta, Tubificidae) in the River Biala Przemsza (Southern Poland). Acta Hydrobiol., 29 (1) : 53-69.
- SZCZEPANSKI, A., 1953. Variations of the population of the bottom living Oligochaeta in the Vistule. Polsk. Arch. Hydrobiol., 1 : 227-250.
- SZCZESNY, B., 1974. The effect of sewage from the town of Krynica on the benthic invertebrates communities of the Kryniczanka stream. Acta Hydrobiol., 16 (1) : 1-29.
- TETRY, A., 1938. Contribution à l'étude de la faune de l'Est de la France (Lorraine). Thèse Nancy : 453 pp.
- TIMM, H., 1987. Production of Potamothenis hammoniensis (Oligochaeta, Tubificidae) in the profundal of Lake Peipsi. Proc. Acad. Sci. Estonian SSR, Biology, 36 : 162-166 (en russe).
- TIMM, T., 1972. On the reproduction of Eulimnodrilus bedoti (PIGUET, 1913) (Oligochaeta, Tubificidae). Eesti NSV TA Toimetised, biol., 21 (3) : 235-241.
- TIMM, T., 1980. Distribution of aquatic Oligochaetes. In Aquatic Oligochaete Biology, R.O. BRINKHURST & D.G. COOK (eds), Plenum Press, N.Y. & London : 55-77.
- TIMM, T., 1987. Aquatic Oligochaeta of the Northwestern part of the U.S.S.R. Acad. Sci. Estonie, Tallinn (URSS) : 299 pp. (en russe).
- TIMM, T. & V. POPCHENKO, 1978. The aquatic Oligochaeta of the Murmansk region. Hydrobiol. Res., 7 : 71-132 (en russe).
- TIMMS, B.V., 1983. Benthic macroinvertebrates of seven lakes near Cass, Canterbury high country, New Zealand. N. Z. J. mar. freshwat. res., 17 : 37-49.
- TIMMS, B.V., U.T. HAMMER & J.W. SHEARD, 1986. A study of benthic communities in some saline lakes in Saskatchewan and Alberta, Canada. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 71 (6) : 759-777.
- TUFFERY, G., & J. VERNEAUX, 1968. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. CERAFER, Sect. Pêche et Pisc. Paris, France : 21 pp.
- TUROBOYSKI, L., 1973. The indicator organisms and their ecological variability. Acta Hydrobiol., 15 : 259-274.
- TUROBOYSKI, L., 1975. Application of biological analysis in investigations on polluted waters. Pol. Arch. Hydrobiol., 22 (4) : 615-622.
- UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE, 1987. Recherches en écologie. Typologie et diagnose des lacs. Les sédiments des lacs du Jura. Rapport Centre d'Etude des eaux continentales de l'Université Franche-Comté, 2è partie, composantes chimiques : 151 pp.
- URIBE-ZAMORA, M., 1975. Selection des proies par le filtre branchial de la carpe miroir (Cyprinus carpio L.). Thèse de Doctorat de Spécialité, Université Claude Bernard, Lyon : 127 pp.
- UZUNOV, J., 1979a. Aquatic Oligochaeta : a supplement to the list of limno-saprobic bioindicators. C.R. Acad. Bulg. Sci., 32 (8) : 1101-1103.

- UZUNOV, J., 1979b. Saprobic sequence within the genus *Nais* (Oligochaeta, Naididae) from Bulgarian rivers. C.R. Acad. Bulg. Sci., 32 (7) : 927-929.
- UZUNOV, J., 1982. Statistical assessment of the significance of both bottom substrata and saprobity for the distribution of aquatic Oligochaeta in rivers. Limnologica, 14 (2) : 353-361.
- UZUNOV, Y. & S. KOVACHEV, 1987. The macrozoobenthos of Struma River : an example of a recovered community after the elimination of a heavy industrial impact with suspended materials. Arch. Hydrobiol./Suppl. 76, 1/2 : 169-196.
- VAN URK, G., F.C. KERKUM & S.M. WIERSMA, 1985. Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. H₂O, 24 : 509-513.
- VANDEL, A., 1920. Contribution à la connaissance de la faune des eaux douces du Jura. II. Les sources et le fond des lacs. Bull. Soc. Zool. Fr., 45 : 44-57.
- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING, 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37 : 130-137.
- VEDOVINI, A., P. LEGIER & F. VESPINI, 1985. Les Oligochètes d'une rivière des Alpes du Sud, le Buech. Annls Limnol., 21 (2) : 117-125.
- VERDONSCHOT, P.F.M., 1984. The distribution of aquatic oligochaetes in the fenland area of N.W. Overijssel (The Netherlands). Hydrobiologia, 115 : 215-222.
- VERDONSCHOT, P.F.M., 1987. Aquatic Oligochaetes in ditches. Hydrobiologia, 155 : 283-292.
- VERNEAUX, J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse de Doctorat d'Etat es Sciences, Université de Besançon : 257 pp.
- VERNEAUX, J., 1980. Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In La pollution des eaux continentales - incidence sur les biocénoses aquatiques, P. PESSON (ed.), Gauthier-Villars, Paris : 229-285.
- VERNEAUX, J., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). Ann. Sc. Univ. Franche-Comté, 4 (3) : 11-19.
- VERNEAUX, J., B. FAESSEL & G. MALESIEUX, 1976. Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. Document CTGREF D.Q.E.P.P. Paris : 14 pp.
- VERNEAUX, J., F. REMY, A. VIDONNE & A. GUYARD, 1987. Caractères généraux des sédiments de 10 lacs jurassiens. Sciences de l'eau, 6 : 107-128.
- VERNEAUX, J., A. GUYARD, D. JOLY & A. VIDONNE, 1988. Etude physico-chimique des sédiments du Lac de Saint-Point (massif du Jura) : cartographie thématique. Annls Limnol., 24 (1) : 15-29.
- VIRARD, A., 1956. Recherches sur la faune littorale du lac du Bourget aux environs d'Aix-les-Bains. DES, Université de Lyon : 75 pp.
- VOLLENWEIDER, R.A., 1987. Scientific concepts and methodologies pertinent to lake research and lake restoration. Schweiz. Z. Hydrol., 49 (2) : 129-147.
- WACHS, B., 1963. Zur Kenntnis der Oligochaeten der Werra. Arch. Hydrobiol., 59 (4) : 508-514.
- WACHS, B., 1964. Beitrag zur Oligochaeten-Fauna eines schiffbaren Flusses. Z. angew. Zool., 51 : 179-191.

- WACHS, B., 1967. Die Oligochaeten-Fauna der Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Beziehungen zwischen der Tubificiden-Besiedlung und dem Substrat. Arch. Hydrobiol., 63 (3) : 310-386.
- WASSON, J.G., 1984. L'utilisation des peuplements larvaires de Chironomidae (Diptera) pour la diagnose écologique des lacs : essai d'application aux deux lacs de Clairvaux (Jura, France). Sciences de l'eau, 3 : 395-408.
- WATT, W.D., G.H. HARDING, J. CALDWELL & A. Mc MINN, 1973. Sludgeworms (Oligochaetes) as indicators of water pollution in the Saint John River. The Saint John River Basin Board, Fredericton, New Brunswick (Canada), report n° 15C : 45 pp.
- WETZEL, M.J., 1987. Limnodrilus tortilipenis, a new North American species of freshwater Tubificidae (Annelida : Clitellata : Oligochaeta). Proc. Biol. Soc. Wash., 100 (1) : 182-185.
- WIEDERHOLM, T., 1980. Use of benthos in Lake monitoring. JWPCF, 52 : 537-547.
- WILLIAMS, N.V. & H.M. TAYLOR, 1968. The effect of Psychoda alternata (SAY.) (Diptera) and Lumbricillus rivalis (LEVINSEN) (Enchytraeidae) on the efficiency of sewage treatment in percolating filters. Wat. Res., 2 : 139-150.
- WILLIAMS, N.V., J.F. DE SOLBE & R.W. EDWARDS, 1969. Aspects of the distribution, life history and metabolism of the Enchytraeid worms Lumbricillus rivalis (LEVINSEN) and Enchytraeus coronatus (N & C) in a percolating filter. J. Appl. Ecol., 6 : 171-183.
- WISNIEWSKI, R.J., & K. DUSOGE, 1983. Ecological characteristics of lakes in north-eastern Poland versus their trophic gradient. Ekol. Pol., 31 (2) : 429-457.
- WOODIWIŚ, F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chem. Ind., 14 : 443-447.

A N N E X E I.

Liste des travaux.

Liste des travaux.

- [1] LAFONT, M., & VERGON J.P., 1976. Oligochètes et Chironomidae d'un cours d'eau pollué. Ann. Hydrobiol. 7 (1) : 52.
- [2] VERNEAUX, J., VERGON J.P., COSTE M., BARBE J. & LAFONT M., 1976. La réserve naturelle de Bonfol (Ajoie-Suisse), étude hydrobiologique. Rev. Suisse Hydrol. 38 (2) : 207-237.
- [3] LAFONT, M., & JUGET J., 1976. Les Oligochètes du Rhône. I. Relevés faunistiques généraux. Annls Limnol. 12 (3) : 253-263.
- [4] LAFONT, M., 1977a. Les Oligochètes d'un cours d'eau montagnard pollué : le Bief Rouge. Annls Limnol. 13 (2) : 157-167.
- [5] LAFONT, M., 1977b. Les Oligochètes et la détection des pollutions dans les cours d'eau. L'eau et l'Industrie 17 : 84-85.
- [6] JUGET, J. & M. LAFONT, 1979. Description de Poloscolex turquini, n. sp. et redescription de Peloscolex moszynskii, Kasprzak, 1971, (Tubificidae, Oligochaeta), avec quelques remarques sur la répartition du genre Peloscolex dans les eaux douces françaises. Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon, 48 (2) : 75-80 + 113-118.
- [7] LAFONT, M., 1981a. Description de Pseudochaetogaster longemeri n.g., n. sp. (Oligochaeta, Naididae) des lacs de Longemer et de Gérardmer (départ. Vosges, France). Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon, 1 : 27-32
- [8] LAFONT, M., 1981b. Redescription de Chaetogaster parvus Pointner 1914 (Oligochaeta, Naididae) avec quelques remarques sur la validité de cette espèce et sa répartition dans les eaux douces françaises. Annls Limnol., 17 (3) : 211-217.
- [9] LAFONT, M. & JUGET J., 1981. Les Oligochètes de quelques lacs jurassiens et leur utilisation pour apprécier l'état biologique des sédiments profonds. Ann. Scient. Univ. Franche-Comté, B.A. 4^e série, (2) : 47-57.
- [10] GIANI, N. & M. LAFONT, 1981. Sur la présence en France de Rhyacodrillus carsticus Kosel (Oligochaeta, Tubificidae). Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 117 : 207-210.
- [11] LAFONT, M., 1982. Les Oligochètes des lacs de Gérardmer et Longemer (Département des Vosges, France). Sciences de l'eau, 1 (1) : 21-30.
- [12] JUGET, J. & LAFONT M., 1982. L'échantillonnage de la faune benthique : revue des techniques de prélèvement, d'extraction et de tri ; application aux Oligochètes. Sciences de l'eau, 1 (3) : 243-254.
- [13] LAFONT, M., 1983. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 3 : Annélides Oligochètes. Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon, 52 (4) : 108-135.
- [14] LAFONT, M., 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. Hydrobiologia, 115 : 127-129.
- [15] LAFONT, M. & JUGET J., 1985. Les Oligochètes de quelques lacs français : propositions en vue de leur utilisation pratique pour apprécier l'état biologique des sédiments profonds. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22 : 3019-3023.

- [16] BAZZANTI, M. et M. LAFONT, 1985. Variabilité des soies spermathécales de Potamothrix heuscheri (Bretocher) (Oligochaeta, Tubificidae) dans le lac de Nemi et remarques sur la relation entre cette espèce et le degré de trophie des lacs. Annls Limnol., 21 (2) : 107-115.
- [17] LAFONT, M., 1986. Utilisation des communautés d'Oligochètes pour apprécier la qualité biologique des sédiments aquatiques. Actes du Symposium sur la mise au point des méthodes hydrobiologiques d'appréciation de la qualité des milieux aquatiques, Astrakhan (URSS), 7-14 IX 1985, rapport de mission Ministère de l'Environnement Paris, France : 24 pp.
- [18] LAFONT, M., M. COSTE, B. FAESSEL, J. MOUTHON, R. BONNARD, & M.C. ROGER, 1986. Résultats des recherches récentes sur l'utilisation des Diatomées et des invertébrés benthiques pour apprécier la qualité des eaux. Actes de Symposium sur la mise au point des méthodes hydrobiologiques d'appréciation de la qualité des milieux aquatique, Astrakhan (URSS), 7-14 IX 1985, rapport de mission Ministère de l'Environnement Paris, France : 23 pp.
- [19] RUPERD, Y., M. LAFONT & L. CHERAITIA, 1986. - Suivi de deux retenues d'eaux pluviales de bassins versants urbanisés. Société Hydrotechnique de France, XIX^e journées de l'Hydraulique, Paris, 9-11. IX, 1986, Question V, Rapport 4 : 1-8.
- [20] LAFONT, M., 1987. Production of Tubificidae in the littoral zone of Lake Léman near Thonon-les-Bains : A methodological approach. Hydrobiologia 155 : 179-187.
- [21] JUGET, J., & M. LAFONT, 1987. Les Oligochètes : caractères généraux. In D. CHAMPIAT, J.P. LARPENT (eds), Microbiologie et Biologie des Eaux, Masson, Paris : 64-68.
- [22] LAFONT, M. & JUGET, 1987. Les Oligochètes : utilisation pratique. In D. CHAMPIAT & J.P. LARPENT (eds), Microbiologie et Biologie des Eaux, Masson Paris : 255-259.
- [23] LAFONT, M., M. COSTE, J.G. WASSON & B. FAESSEL, 1988. Comparaison de quatre indices biologiques pour apprécier l'impact de la pollution dans les cours d'eau français. Naturaliste can. (Rev. Ecol. Syst.), 115 (1) : 77-87.

ANNEXE II.

ANNEXE II.

Liste des stations étudiées : codes utilisés (relevés tamisés à 0,160-0,315 mm).

Chaque prélèvement est fondamentalement codé par quatre caractères :

- **le premier** (une lettre) indique le nom de l'écosystème étudié : R = Rhône ; L = le lac Léman etc ;

- **le deuxième** (un chiffre ou une lettre) code la station (cours d'eau) ou le point d'échantillonnage (lacs) ; dans ce dernier cas, on peut avoir les codes suivants :

- 1 : zone amont,
- 2 : milieu du lac,
- 3 : aval du lac,
- 4 : global (amont + milieu + aval), dans l'éventualité de petits plans d'eau où l'amont et l'aval n'ont pas été distingués.

Pour le Léman et Annecy, le deuxième chiffre indique un secteur géographique :

- 1 : seuil d'Yvoire (lac Léman),
- 8 : Veyrier (lac d'Annecy) etc.

- **le troisième caractère** code la saison :

- 0 : relevé moyen, toutes saisons confondues,
- 1 : printemps,
- 2 : été,
- 3 : automne,
- 4 : hiver.

Ce troisième caractère est complété par le mois et l'année de prélèvement (voir par la suite) ;

- **le quatrième caractère** code, pour les cours d'eau, l'habitat prospecté, qui est complété par un code à deux lettres :

- blocs, galets, graviers en courant rapide (>10 cm/s) : 1, CR
- blocs, galets, graviers en courant lent (<10 cm/s) : 2, CL
- pierres ou blocs de bordure : 3, PB
- sables : 4, SO
- sédiments fins (% de particules dont le diamètre est
 - ≤ 50 µm ≥ 30%) : 5, SF
- substrats artificiels : 6, SA
- végétation : 7, VG

Ce quatrième caractère code pour les lacs (à l'exception des grands lacs subalpins) la zone prospectée :

- 1 : zone littorale (≤ -2 m de profondeur),
- 2 : zone sublittorale (vers -5 m de profondeur),
- 3 : zone profonde (profondeurs intermédiaires),
- 4 : zone la plus profonde.

Pour les grands lacs subalpins (Annecy, Léman), le quatrième caractère représente la profondeur :

- 1 : ≤ -5 m ;
- 2 : -10 m ;
- 3 : -15 -20 m ;
- 4 : -20 -30 m ;
- 5 : -30 -60 m ;
- 6 : -60 -80 m ;
- 7 : -80 -120 m ;
- 8 : < -120 m etc.

Le système de codage des données a été mis au point dans l'optique des analyses multivariées (surtout les ACPN). Dans ces conditions, tous les codes n'ont pas été utilisés, en particulier dans le cas des jeux de données n'ayant pas fait l'objet d'une analyse. Le système de codage est exposé ici dans la mesure où il constitue un exemple (entre autres) de codification des variables (identificateurs et variables numériques), dont l'utilisation est prévue à moyen terme pour des travaux ultérieurs.

A titre d'illustration, quelques exemples sont donnés :

S	1	2	5	SAONE	SF	0879
la Saône		relevés estivaux		nom du système en clair	nom de l'habitat	date exacte (en clair)
	Thilleney s/Saône		sédiments fins			
Codes à 4 caractères (utilisé pour les analyses de données et les cartes paramètres ADDAD).				Codes complémentaires permettant d'affiner le tri des relevés.		
D	1	3	4	Chalain	30	1084
lac de Chalain		automne			profondeur (en mètres)	
	Amont du lac		zone la plus profonde (ici -30 m)			

L	1	2	5)	Léman	60	0884
lac Léman	seuil d'Yvoire	été	-30à-60 m	(Limite supérieur de la classe de profondeur (en mètres)	
E	4	0	2	(Clairvaux	05	0082
lac de Clairvaux	relevés globaux (tout le lac est considéré)	relevés moyens	zone sublittorale)		profondeur (en mètres)	relevés moyens en 1982.
J	1	1	1	(Ilay	CL	0584
lac d'Ilay	amont du lac	printemps	zone littorale)		sédiments grossiers	

Tableau I : Liste des stations étudiées (tamisage = 0,160-0,315 mm).

COURS D'EAU	CODES	NOM DE LA STATION
SAULX	A 6	ECHENAY
SAULX	A 7	MORLAY
SAULX	A 8	BAZINCOURT
SAULX	A 9	MOGNEVILLE
SAULX	A A	AMONT AJOT
SAULX	A B	AVAL AJOT
SAULX	A C	SIGNICOURT
SAULX	A D	PONTHION
SAULX	A E	PLICHANCOURT
SAULX	A F	AVAL VITRY EN PERTHOIS
SAULX	A G	AVAL VITRY_LE_FRANCOIS
LUNAIN	B 1	PALEY
AIN	C 1	PORT_GALLAND
DOUBS	D 1	AVAL SOURCES DU DOUBS (MOUTHE)
DOUBS	D 2	AVAL ROCHEJEAN
DOUBS	D 4	AVAL LONGEVILLES_MONT_D'OR
DOUBS	D 5	AMONT PONTARLIER
DOUBS	D 6	AVAL PONTARLIER
DOUBS	D 7	GOUMOIS
DOUBS	D 8	SAINT_HYPPOLYTE
DOUBS	D 9	AVAL VOUGEAUCOURT
DOUBS	D A	VAIRE_LE_GRAND (AMONT BESANCON)
DOUBS	D B	ROCHE_LEZ_BEAUPRE (AVAL PAPETERIES DE NOVILLARS)
DOUBS	D C	AVANNE (AVAL BESANCON)
DOUBS	D E	ORCHAMPS
DOUBS	D G	MOLAY
DOUBS	D I	LONGWY
DOUBS	D N	LAYS
DOUBS	D J	NAVILLY
DOUBS	D K	SAUNIERES
DOUBS CANAL	D L	DELUZ (AMONT BESANCON)
DOUBS CANAL	D M	AVANNE (AVAL BESANCON)
CUSANCIN	D W	SOURCES DU CUSANCIN
DORDOGNE	E 1	AVAL SOURCES DE LA DORDOGNE
DORDOGNE	E 2	AVAL MESSEIX
DORDOGNE	E 3	AVAL BARRAGE DE BORT_LES_ORGUES
DORDOGNE	E 5	ARGENTAT (AVAL BARRAGE DE CHASTANS)
DORDOGNE	E 6	AMONT CONFLUENCE AVEC LA CERE
DORDOGNE	E 8	AVAL GRAVIERE DE CALMEJANE
DORDOGNE	E 9	AVAL SOUILLAC (AMONT GRAVIERE DE CAZOULES)
DORDOGNE	E A	AMONT GRAVIERE DE CAZOULES
DORDOGNE	E B	AVAL GRAVIERE DE CAZOULES
DORDOGNE	E C	FONT DE DENAC
DORDOGNE	E D	AMONT SIORAC
DORDOGNE	E F	AVAL CONFLUENCE AVEC LA VEZERE
DORDOGNE	E G	AMONT BERGERAC
DORDOGNE	E K	AVAL BERGERAC
DORDOGNE	E H	PESSAC
DORDOGNE	E I	PONT DE CASTILLON
DORDOGNE	E J	SAINT_JEAN DE BLAIGNAC
DORE	F 1	MAYRES
DORE	F 2	DORE L'EGLISE
DORE	F 3	MARSAC
DORE	F 4	AVAL AMBERT
DORE	F 5	AVAL AMBERT (RETENUE)
DORE	F 6	AVAL USINE ROUSSEL_UCLAF
DORE	F 7	GENILHAT
DORE	F 8	SAINT_GERVAIS SOUS MEYMONT
DORE	F 9	GIRDUX (AVAL PAPETERIES)
DORE	F A	COURPIERE
DORE	F B	PONT_ASTIER (AVAL CONFLUENCE AVEC LA DUROLLE)
DORE	F C	PONT_DE_RIS

LEZ	G	1	SOURCES DU LEZ
LEZ	G	2	AMONT MONTPELLIER
LEZ	G	3	AVAL MONTPELLIER
DRANSE	H	2	AVAL CHATEL
DRANSE	H	3	AVAL CHAPELLE D'ABONDANCE
DRANSE	H	4	AVAL ABONDANCE
DRANSE	H	5	AMONT CONFLUENCE AVEC DRANSE DE MORZINE
DRANSE	H	6	AMONT CONFLUENCE AVEC LE LAC LEMAN
ARVE	I	1	AMONT ARGENTIERES
ARVE	I	2	AVAL ARGENTIERES
ARVE	I	3	LES HOUCHES (AVAL CHAMONIX)
ARVE	I	4	AVAL BARRAGE DES HOUCHES
BIEF_ROUGE	J	1	AVAL SOURCES DU BIEF_ROUGE
BIEF_ROUGE	J	3	LONGEVILLES_HAUTES
BIEF_ROUGE	J	4	AMONT CONFLUENCE AVEC LE DOUBS
LOUE	K	1	MOUTHIER
OGNON	L	6	CHAMBORNAY
ARDECHE	M	1	AVAL SOURCES DE L'ARDECHE
RHUE	N	4	AMONT CONFLUENCE AVEC LA DORDOGNE
CERE	O	7	AMONT CONFLUENCE AVEC LA DORDOGNE
SEINE	P	1	MARNAY (AMONT NOGENT)
SEINE	P	2	NOGENT
SEINE	P	3	AVAL NOGENT
LIGNE	Q	1	ARGENTIERES
RHONE	R	0	RETENUE DE SEYSSEL (AMONT)
RHONE	R	1	RETENUE DE SEYSSEL (AVAL)
RHONE	R	2	YENNES
RHONE	R	3	CREYS_MALVILLE
RHONE	R	4	SAINT_VULBAS
RHONE	R	Z	AVAL IMMEDIAT CENTRALE DU BUGEY
RHONE	R	5	LOYETTES
RHONE	R	L	VILLETTE_D'ANTHON (AMONT LYON)
RHONE	R	6	CHAVANAY (AVAL LYON)
RHONE	R	7	ORUAS
RHONE	R	8	VIVIERS
RHONE	R	9	BOURG_SAINTE-ANDEOL (VIEUX RHONE)
RHONE	R	A	RETENUE DE DONZERES (AMONT)
RHONE	R	B	RETENUE DE DONZERES (MILIEU)
RHONE	R	C	RETENUE DE DONZERES (AVAL)
RHONE	R	D	CONFLUENCE VIEUX RHONE_RHONE CANALISE
RHONE	R	E	ARAMON (RHONE CANALISE)
RHONE	R	F	ARAMON (VIEUX RHONE)
SAONE	S	1	TILLENAY SUR SAONE (AVAL BARRAGE D'AUXONNE)
SAONE	S	2	PAGNY_SUR_SAONE (AVAL REJET SOLVAY)
SAONE	S	3	ALLERIOD
SAONE	S	4	MARNAY (AVAL CHALON)
SAONE	S	5	AVAL TOURNUS
VEZERE	V	E	AMONT CONFLUENCE AVEC LA DORDOGNE
H_PAROISSE	W	1	SOURCE KARSTIQUE (AMONT BAUME_LES_DAMES)

Tableau II : Liste des stations étudiées (tamisage = 0,160-0,315 mm).

LACS				
ETANGS				
LAGUNES	Zone profonde	+	Zone sublittorale	+ Zone littorale
ANNECY (GD LAC)	A6,A7	+		+
ANNECY (PT LAC)	A8	+		+
ABBAYE	B4	+	B1,B3	+ B1,B3
BONLIEU	C4	+	C4	+ C1,C3
CHALAIN	D1,D3	+	D1,D3	+ D1,D3
G_CLAIRVAUX	E4	+	E4	+ E4
P_CLAIRVAUX	F4	+	F4	+
G_ETIVAL	G4	+		+ G4
P_ETIVAL	H4	+	H4	+
GERARDMER	I4	+	I4	+ I4
ILAY	J4	+	J2,J3	+ J1,J2,J3
LONGEMER	K4	+	K4	+ K4
LEMAN (YVOIRE)	L1	+		+
LEMAN (NERNIER)	L2	+		+
LEMAN (SOIEZ)	L3	+		+
LEMAN (THONON)		+	L4	+
G_MACLU	M4	+	M4	+ M1,M3
P_MACLU	N4	+	N4	+ N1,N3
REMOY	O4	+	O4	+
LES ROUSSES	P4	+	P4	+ P4
ST_POINT	Q1,Q2	+	Q1,Q3	+
CHAUCENNE		+		+ R1
CHAUCENNE (DEV.)		+		+ R3
VAUDRESANG		+		+ S4
REALMONT		+		+ T4
ULIS NORD		+		+ U1,U2,U3,U4
ULIS SUD		+		+ U5
VOUBLANS	V1,V2,U3,U4	+		+
ST-MARIES		+		+ W1
ROUBINE 1		+		+ W2
ROUBINE 2		+		+ W3
PETIT ETANG		+		+
DE FRASNE		+		+ X1
GRAND ETANG		+		+
DE FRASNE		+		+ X2

J1	OLT	POID	INR:	1#F	CCR	CTR:	2#F	CCR	CTR:	3#F	CCR	CTR:	4#F	CCR	CTR:
11:01	837	38	26:	-752	87	8:-1724	432	42:	340	142	35:-1160	226	73:		
21:05	960	38	43:-1149	131	15:-1338	176	26:	1312	171	63:-2314	444	255:			
31:04	815	38	17:-1947	450	21:	-434	47	3:	-866	186	30:	-554	76	18:	
41:00	966	38	152:-2021	115	47:	5268	783	401:	410	5	7:-1127	36	72:		
51:05	755	38	18:	511	153	8:	621	111	7:	346	209	35:	-377	33	3:
61:01	375	38	23:-1222	276	17:-1706	539	42:	-363	24	5:	-263	13	4:		
71:08	946	38	12:	-767	205	7:-1271	562	23:	-320	38	4:	39	3	1:	
81:01	936	38	61:-3632	956	157:	-161	2	0:	190	3	1:	661	31	25:	
91:02	925	38	116:-5057	942	296:	66	0	0:	-166	1	1:	626	14	23:	
101:03	984	38	45:-2605	644	79:	367	42	6:	220	5	2:	510	25	13:	
111:00	967	38	17:	-173	8	0:-1075	295	17:	-731	136	21:	1343	456	103:	
121:01	989	38	15:	101	3	0:-1192	395	21:-1149	367	52:	823	191	39:		
131:02	915	38	15:	1261	396	19:	903	137	12:	381	35	6:	116	3	1:
141:04	965	38	20:	656	92	5:	310	177	12:	236	12	2:	1354	391	104:
151:06	977	38	35:	2256	625	59:	617	47	6:	1469	265	96:	381	12	8:
161:07	931	38	27:	248	10	1:-1774	491	45:	1320	272	69:	316	131	48:	
171:08	570	38	31:	471	30	3:	1826	456	48:	834	35	26:	1026	144	60:
181:04	994	38	42:	1135	130	15:	1385	358	51:-2074	434	171:	-453	21	12:	
191:00	959	38	40:	1034	126	14:	-136	4	1:-2658	746	291:	-814	70	36:	
201:00	796	38	25:	322	114	8:	636	118	10:	-637	30	13:	-635	66	23:
211:05	836	38	74:	2309	308	62:	2736	451	113:	24	0	0:	650	24	24:
221:01	764	38	28:	768	91	7:-1317	507	46:	-514	41	11:	271	11	4:	
231:02	907	38	44:	2681	679	31:	-321	10	1:	611	36	15:	-139	2	1:
241:03	934	38	16:	1076	311	13:	-331	213	11:	1049	296	44:	-565	36	18:
251:04	940	38	41:	2016	421	47:-1732	311	43:	-1	0	0:	0	0	0:	
261:05	860	38	12:	1060	407	13:	-330	250	10:	-411	61	7:	-561	114	18:
:	:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:

Tableau III : Coordonnées factorielles (1#F,2#F,3#F,4#F) des stations d'échantillonnage (sédiments fins dans les cours d'eau) sur les 4 premiers facteurs de l'analyse en composantes principales.

J1	OLT	POID	INP:	1#F	CCR	CTR:	2#F	CCR	CTR:	3#F	CCR	CTR:	4#F	CCR	CTR:
1:GRAN	995	38	111:	-332	110	33:	267	71	27:	-828	686	709:	312	97	144:
2:CARB	993	38	111:	-336	877	264:	167	28	10:	63	4	4:	41	2	2:
3:NTKJ	988	38	111:	-823	677	204:	254	64	24:	-181	95	34:	-313	96	145:
4:COIN	993	38	111:	-678	460	138:	-12	0	0:	444	198	204:	567	322	476:
5:DACC	880	38	111:	-793	629	130:	31	7	2:	107	12	12:	-328	107	159:
6:NH4E	987	38	111:	131	37	11:	734	630	236:	154	24	25:	-183	33	43:
7:HCO3	995	38	111:	283	90	24:	892	795	298:	38	1	1:	102	10	15:
8:CO3E	908	38	111:	558	311	94:	700	490	184:	32	1	1:	59	3	5:
9:OXYE	873	38	111:	-374	140	42:	761	573	217:	98	10	10:	47	2	3:
:	:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:

Tableau IV : Coordonnées factorielles (1#F,2#F,3#F,4#F) des variables actives (sédiments fins dans les cours d'eau) sur les 4 premiers facteurs de l'analyse en composantes principales : GRAN : % de particules dont le diamètre est $\leq 50 \mu m$; CARB : % de carbone organique ; NTKJ : % d'azote Kjeldahl ; COIN : rapport carbone/azote ; DACC : % de carbonates ; NH4E : sels ammoniacaux de l'eau interstitielle (mg/l) ; HCO3 : bicarbonates de l'eau interstitielle (mg/l) ; CO3E : conductivité de l'eau interstitielle ($\mu S/cm^2$) ; OXYE : oxydabilité de l'eau interstitielle (mg/l).

;	J1 :	QLT	POID	INR:	1#F	CCR	CTR:	2#F	CCR	CTR:	3#F	CCR	CTR:
1:	R7 :	394	56	46:	1902	577	81:	229	16	2:	-54	1	0:
2:	S2 :	933	56	59:	1925	879	92:	-636	36	16:	309	23	14:
3:	F1 :	1000	56	44:	1139	408	82:	1871	591	78:	-35	0	0:
4:	S4 :	991	56	41:	1711	962	73:	127	5	1:	99	3	1:
5:	F5 :	890	56	39:	632	171	12:	1509	810	92:	-164	10	4:
6:	S5 :	996	56	42:	1545	763	60:	-808	312	26:	55	1	0:
7:	F2 :	983	56	32:	1334	775	44:	688	206	18:	57	1	0:
8:	OK :	982	56	33:	472	93	6:	1446	671	85:	-211	19	7:
9:	00 :	996	56	34:	-401	66	4:	-203	17	2:	-1485	914	339:
10:	G8 :	996	56	19:	476	170	6:	-1041	214	44:	124	12	2:
11:	F5 :	690	56	2:	0	0	0:	-291	665	3:	-56	24	0:
12:	F0 :	933	56	7:	-677	916	11:	-12	0	0:	-91	17	1:
13:	R6 :	994	56	141:	326	10	3:	-2664	864	355:	1105	120	182:
14:	F4 :	994	56	43:	-1556	730	61:	782	200	25:	116	4	2:
15:	F8 :	1000	56	34:	-1426	824	51:	634	163	16:	173	12	4:
16:	F6 :	987	56	91:	-2302	807	132:	1006	155	41:	407	25	25:
17:	03 :	1000	56	143:	-2043	388	104:	-2181	442	192:	-1348	169	270:
18:	F9 :	991	56	143:	-3017	681	227:	335	11	5:	1010	99	152:
:	:	1000:			1000:			1000:			1000:		

Tableau V : Coordonnées factorielles des stations d'échantillonnage sur les trois premiers facteurs de l'ACP sur les métaux lourds des sédiments (1#F,2#F,3#F).

;	J1 :	QLT	POID	INR:	1#F	CCR	CTR:	2#F	CCR	CTR:	3#F	CCR	CTR:
1:	PERF:	933	56	250:	-837	700	315:	497	247	190:	204	42	112:
2:	SMPF:	994	56	250:	109	12	5:	-968	938	681:	215	46	124:
3:	SMTX:	998	56	250:	-929	868	688:	-250	62	45:	350	63	168:
4:	SINC:	999	56	250:	-805	649	292:	-358	128	92:	-472	223	537:
:	:	1000:			1000:			1000:			1000:		

Tableau VI : Coordonnées factorielles des variables actives de l'ACP sur les métaux lourds des sédiments ; PERF : % de perte au feu des sédiments ; SMPF : rapport somme des métaux/perte au feu ; SMTX : somme des concentrations en métaux lourds des sédiments ; SINC : somme des indices de contamination .

: J1 :		QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:	4#F	COR	CTR:
1:	CADM:	1000	56	167:	-650	422	135:	597	357	340:	-39	1	2:	-390	152	280:
2:	CHRO:	1000	56	167:	-698	487	156:	-121	15	14:	-646	418	546:	-136	18	34:
3:	CUIV:	1000	56	167:	-882	779	249:	116	14	13:	106	11	15:	107	12	21:
4:	MERC:	1000	56	167:	-618	382	122:	-712	507	482:	-95	9	12:	34	1	2:
5:	PLOM:	1000	56	167:	-752	566	181:	294	86	82:	60	4	5:	544	295	545:
6:	ZINC:	1000	56	167:	-697	486	156:	-269	72	69:	567	322	421:	-254	64	119:
:	:			1000:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:

Tableau VII : Coordonnées factorielles (1#F, 2#F, 3#F, 4#F) des variables actives de l'ACPN sur le log₁₀ des concentrations en 6 métaux lourds des sédiments.

: I1 :		QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:	4#F	COR	CTR:
1:	R6 :	1000	56	70:-	2058	560	75:	885	104	41:	1041	143	79:	-399	21	16:
2:	R7 :	1000	56	57:	1887	576	63:	786	100	33:	-371	22	10:	1211	237	150:
3:	G3 :	1000	56	36:-	1272	413	29:	175	8	2:	1004	257	73:	829	176	70:
4:	S4 :	1000	56	60:	1960	596	68:-	1114	193	66:	126	2	1:	1053	172	113:
5:	D9 :	1000	56	99:-	2973	825	157:	-263	6	4:	1262	149	116:	98	1	1:
6:	DC :	1000	56	22:	-875	318	14:	-138	8	1:	529	116	20:	587	143	35:
7:	DK :	1000	56	30:	1250	476	28:	-368	41	7:	20	0	0:	452	62	21:
8:	F5 :	1000	56	24:	698	186	9:	755	218	30:	-686	180	34:	339	44	12:
9:	F6 :	1000	56	42:-	1942	826	67:	546	65	16:	-245	13	4:	-323	23	11:
10:	F8 :	1000	56	27:	-100	3	0:	294	30	5:-	1514	782	167:	-604	125	37:
11:	F9 :	1000	56	140:-	2826	529	142:-	2358	368	294:	-611	25	27:	-630	26	41:
12:	FA :	1000	56	25:-	1338	659	32:	148	8	1:	-469	81	16:	455	76	21:
13:	FB :	1000	56	26:	352	45	2:	89	3	0:-	1609	936	188:	24	0	0:
14:	FC :	1000	56	20:	-457	94	4:	309	43	5:-	1268	727	117:	-527	126	28:
15:	P1 :	1000	56	50:	1358	340	33:	1645	499	143:	500	46	18:	-507	47	26:
16:	P3 :	1000	56	50:	1122	231	22:	1532	431	124:	836	128	51:	-810	121	67:
17:	S2 :	1000	56	149:	3203	637	183:-	1313	107	91:	844	44	52:-	1770	195	321:
18:	S5 :	1000	56	70:	2010	531	72:-	1611	341	137:	612	49	27:	522	36	28:
:	:			1000:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:

Tableau VIII : Coordonnées factorielles (1#F, 2#F, 3#F, 4#F) des stations d'échantillonnage (ACPN sur le log₁₀ des concentrations de 6 métaux lourds des sédiments).

-----*															
: J1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:	4#F	COR	CTR:
-----*															
1:08	:	945	32	30:	1394	264	18:-1295	228	24:	1822	451	130:	-137	3	1:
2:P3	:	987	32	36:	2610	759	61:-415	19	2:	70	1	0:-1368	209	78:	
3:P2	:	978	32	35:	2645	805	63:-336	13	2:	39	0	0:-1176	159	58:	
4:D5	:	991	32	82:	1209	72	13:-3119	480	140:	1661	136	108:	2479	303	256:
5:DK	:	626	32	11:	983	362	9:-435	71	3:	585	128	13:	-415	65	7:
6:P1	:	983	32	31:	2442	778	54:-278	10	1:	-91	1	0:-1217	193	62:	
7:DA	:	849	32	9:	702	222	4:-245	27	1:	716	231	20:	-904	368	34:
8:L6	:	986	32	14:	831	199	6:-1291	479	24:	998	286	39:	271	21	3:
9:DI	:	669	32	5:	682	347	4:-268	53	1:	596	265	14:	74	4	0:
10:S1	:	973	32	7:	980	571	9: 210	26	1:	238	34	2:	-759	342	24:
11:R9	:	825	32	9:	896	347	7:-343	51	2:	-957	397	36:	263	30	3:
12:FC	:	828	32	39:-	2136	475	41:-1746	317	44:	32	0	0:-584	35	14:	
13:S3	:	739	32	12:	1407	643	18: 493	79	3:	-47	1	0:-230	17	2:	
14:DC	:	791	32	33:-	322	13	1: 2018	492	58:	1492	269	87:	-377	17	6:
15:RD	:	970	32	11:	939	334	8:-190	14	1:	-1273	613	63:	153	9	1:
16:RE	:	773	32	27:	1273	244	15:-405	25	2:	-1597	384	100:	896	121	33:
17:R8	:	979	32	13:	1155	428	12: 76	2	0:	-699	157	19:	1107	393	51:
18:D9	:	765	32	5:	22	0	0: 685	419	7:	192	33	1:	-592	313	15:
19:R7	:	736	32	9:	586	154	3: 427	82	3:	-831	309	27:	655	192	18:
20:FB	:	918	32	44:-	2839	732	73:-1245	141	22:	-83	1	0:-705	45	21:	
21:R4	:	916	32	4:	-115	15	0:-148	25	0:	-254	74	3:	836	802	29:
22:S2	:	813	32	23:	1500	390	20: 1553	419	35:	-119	2	1:-88	1	0:	
23:S4	:	851	32	17:	1085	287	11: 1499	548	32:	30	0	0: 251	15	3:	
24:FA	:	984	32	52:-	3042	722	84:-1633	208	38:	-641	32	16:	-535	22	12:
25:R2	:	903	32	11:	-383	53	1: 54	1	0:	-924	310	33:	1218	539	62:
26:R0	:	939	32	12:	-684	158	4:-154	8	0:	-754	192	22:	1312	581	72:
27:F9	:	990	32	56:-	3557	909	114:-1017	74	15:	14	0	0:-284	6	3:	
28:R6	:	907	32	41:	-500	25	2: 2194	474	69:-	1736	297	118:-	1063	111	47:
29:F6	:	924	32	118:-	4929	830	219: 898	28	12:	1309	59	67:	-456	7	9:
30:F8	:	985	32	57:-	3452	845	108:-1093	85	17:	-883	55	31:	23	0	0:
31:G3	:	969	32	149:-	1384	52	17: 5549	835	442:	1096	33	47:	1352	50	76:
-----*															
:	:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:
-----*															

TABLEAU IX : Coordonnées factorielles (1#F,2#F,3#F,4#F) des stations d'échantillonnage avec les 4 premiers facteurs de l'ACPN sur la physico-chimie des eaux libres .

-----*																
: J1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:	4#F	COR	CTR:	
-----*																
1:NH4M	:	952	32	125:	-706	499	140:	510	260	116:	-346	120	146:	271	73	95:
2:OXYM	:	957	32	125:	-858	736	206:	263	69	31:	196	38	47:	-336	113	146:
3:DBOM	:	858	32	125:	-744	554	155:	320	102	45:	416	173	210:	-171	29	38:
4:O2MI	:	848	32	125:	61	4	1:-803	645	287:	-387	150	182:	-224	50	65:	
5:NO3M	:	961	32	125:	729	532	149:	177	31	14:	59	4	4:-628	395	510:	
6:PO4M	:	971	32	125:	-91	8	2: 760	578	257:	-560	314	381:	-266	71	92:	
7:DUMO	:	933	32	125:	834	695	194:	429	184	82:	146	21	26:	181	33	42:
8:CONM	:	938	32	125:	739	546	153:	616	380	169:	55	3	4:	99	10	13:
-----*																
:	:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	1000:	
-----*																

Tableau X : Coordonnées factorielles des variables actives de l'ACPN sur la physico-chimie des eaux libres ;
 NH4M, OXYM, DBOM, O2MI, NO3M, PO4M, DUMO : valeurs moyennes des sels ammoniacaux, de l'oxydabilité, de la DBO5, de l'oxygène dissous minimal, des nitrates, des orthophosphates, de la dureté totale (en mg/l) ; CONM : valeur moyenne de la conductivité (en µS/cm2).

	: J1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
1:NH4M:	954	45	111:	613	375	60:	735	540	347:	-197	39	63:	
2:NH4X:	945	45	111:	781	611	97:	536	287	184:	-219	48	77:	
3:NO3M:	876	45	111:	790	624	99:	-501	251	161:	31	1	2:	
4:NO3X:	921	45	111:	839	705	112:	-460	211	136:	67	4	7:	
5:PO4M:	993	45	111:	852	726	115:	255	65	42:	449	202	325:	
6:PO4X:	977	45	111:	853	728	116:	213	45	29:	451	204	328:	
7:DUMD:	872	45	111:	845	714	113:	-365	133	85:	-157	25	40:	
8:CONM:	971	45	111:	951	905	144:	-144	21	13:	-213	45	73:	
9:CONX:	968	45	111:	955	912	145:	-43	2	1:	-231	53	86:	
:	:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:

Tableau XI : Coordonnées factorielles (1#F, 2#F, 3#F) des variables actives (variables physico-chimiques des eaux libres avec les trois premiers facteurs de l'ACPN (sédiments sableux).

	: I1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
1:E6 :	993	45	116:-	4586	913	152:-	1130	55	37:	741	24	40:	
2:E8 :	987	45	105:-	4358	910	137:-	1159	64	39:	505	12	19:	
3:E5 :	965	45	87:-	4081	963	120:	111	1	0:	107	1	1:	
4:E2 :	957	45	29:-	1082	202	8:	192	6	1:	2085	749	318:	
5:EG :	995	45	24:-	1645	581	20:	-762	125	17:-	1162	290	99:	
6:VE :	911	45	27:-	1568	455	18:	-614	70	11:-	1444	386	153:	
7:DG :	746	45	12:	1266	657	12:	-465	89	6:	14	0	0:	
8:P3 :	982	45	42:	2374	676	41:-	1521	277	68:	488	29	17:	
9:EH :	732	45	27:	-511	49	2:-	1332	335	52:-	1357	348	135:	
10:N4 :	979	45	115:-	4399	846	140:	1669	122	81:	-488	10	17:	
11:P2 :	972	45	43:	2523	745	46:-	1356	215	54:	328	13	8:	
12:P1 :	969	45	43:	2594	790	49:-	1188	166	41:	342	14	9:	
13:A8 :	982	45	20:	1636	711	21:	-967	231	27:	-404	40	12:	
14:C1 :	267	45	10:	572	166	2:	429	93	5:	-122	7	1:	
15:D2 :	285	45	5:	249	60	0:	475	219	7:	-74	5	0:	
16:DE :	905	45	15:	1627	891	19:	37	0	0:	205	14	3:	
17:D7 :	867	45	22:	1945	867	27:	6	0	0:	43	0	0:	
18:S1 :	963	45	18:	1841	928	24:	-196	11	1:	302	25	7:	
19:F4 :	937	45	43:-	1684	336	20:	2166	556	137:	621	46	28:	
20:S4 :	973	45	53:	3039	882	67:	630	38	12:	-749	53	41:	
21:R6 :	965	45	65:	3021	704	66:	1653	211	80:	803	50	47:	
22:F7 :	867	45	76:	1168	91	10:	3323	735	323:	-785	41	45:	
:	:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:

Tableau XII : Coordonnées factorielles (1#F, 2#F, 3#F) des stations d'échantillonnage avec les trois premiers facteurs de l'ACPN (sédiments sableux).

	NH4M	NH4X	NO3M	NO3X	PO4M	PO4X	DUMD	CONM	CONX
NH4M	1000								
NH4X	907	1000							
NO3M	171	370	1000						
NO3X	196	433	966	1000					
PO4M	619	693	551	613	1000				
PO4X	565	672	534	618	984	1000			
DUMD	228	478	740	783	569	615	1000		
CONM	501	684	770	810	685	704	929	1000	
CONX	587	746	734	781	705	715	871	987	1000

Tableau XIII : Matrice des corrélations entre les variables physico-chimiques des eaux libres (ACPN sur sédiments sableux).

: J1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
1:NH4M:	953	36	111:	866	751	102:	408	166	214:	-188	35	66:
2:NH4X:	945	36	111:	868	754	103:	411	169	217:	-150	22	42:
3:NO3M:	959	36	111:	853	727	99:	-478	228	293:	56	3	6:
4:NO3X:	948	36	111:	902	814	111:	-332	110	142:	154	24	44:
5:PO4M:	985	36	111:	895	802	109:	161	26	33:	397	157	292:
6:PO4X:	982	36	111:	884	782	107:	198	39	50:	402	162	300:
7:DUM0:	948	36	111:	940	883	120:	-113	13	16:	-228	52	96:
8:CONM:	972	36	111:	952	906	124:	-146	21	27:	-212	45	83:
9:CONX:	957	36	111:	955	912	124:	-81	7	8:	-197	39	72:

: : 1000: 1000: 1000: 1000:

TABLEAU XIV : Coordonnées factorielles (1#,2#,3#) des variables actives avec les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant lent.

: I1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
1:E1 :	992	36	82:-4440	949	96:	556	15	14:	765	28	39:	
2:E3 :	995	36	56:-3712	972	67:	-149	2	1:	553	22	20:	
3:E6 :	988	36	52:-3457	920	58:	-540	22	13:	771	46	39:	
4:E8 :	997	36	45:-3259	947	52:	-567	29	15:	495	22	16:	
5:E9 :	971	36	33:-2734	899	36:	-771	71	27:	83	1	0:	
6:EA :	971	36	33:-2734	899	36:	-771	71	27:	83	1	0:	
7:ED :	808	36	24:-2012	667	20:	-689	78	22:	-619	63	25:	
8:E5 :	901	36	40:-2956	860	43:	596	35	16:	257	6	4:	
9:EC :	952	36	14:-1701	817	14:	-14	0	0:	-690	135	32:	
10:EF :	919	36	13:-1521	682	11:	-344	35	5:	-828	202	45:	
11:E2 :	972	36	22:-118	3	0:	573	60	15:	2239	910	332:	
12:AF :	997	36	29: 2205	674	24:-1519	320	106:	123	2	1:		
13:EG :	855	36	7: -641	245	2: -339	68	5: -952	541	60:			
14:VE :	967	36	9: -598	165	2: -145	10	1: -1309	792	113:			
15:P3 :	994	36	49: 3162	807	49:-1287	134	76: 813	53	44:			
16:AA :	993	36	33: 2545	783	32:-1309	207	79: 146	3	1:			
17:EH :	540	36	18: 476	51	1:-1134	289	59: -943	200	59:			
18:N4 :	996	36	62:-3199	655	50: 2243	322	230: -530	18	19:			
19:A8 :	992	36	28: 2552	917	32: -717	72	24: -129	2	1:			
20:C1 :	805	36	15: 1461	583	10: 898	220	37: -71	1	0:			
21:DA :	983	36	27: 2542	933	31: 181	5	1: 562	46	21:			
22:EB :	850	36	18:-1405	426	10: 1053	239	51: -925	185	57:			
23:DI :	960	36	24: 2307	866	26: 736	88	25: -199	6	3:			
24:S1 :	983	36	31: 2724	951	36: 51	0	0: 502	32	17:			
25:DB :	979	36	38: 2815	822	39: 1169	142	63: 390	16	10:			
26:DC :	970	36	56: 3513	877	60: 1083	83	54: 382	10	10:			
27:S2 :	965	36	78: 4321	944	91: 388	8	7: -516	13	18:			
28:S4 :	982	36	64: 3863	932	73: 768	37	27: -450	13	13:			

: : 1000: 1000: 1000: 1000:

TABLEAU XV : Coordonnées factorielles (1#,2#,3#) des stations d'échantillonnage avec les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant lent.

NH4M NH4X NO3M NO3X PO4M PO4X DUMO CONM CONX

NH4M	1000												
NH4X	959	1000											
NO3M	568	568	1000										
NO3X	649	666	970	1000									
PO4M	755	761	691	793	1000								
PO4X	749	770	660	770	991	1000							
DUMO	771	785	809	818	746	740	1000						
CONM	781	767	840	841	761	745	980	1000					
CONX	814	786	813	824	783	764	960	990	1000				

TABLEAU XVI: Matrice des corrélations entre les variables actives de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant lent ; tous les coefficients de corrélation sont multipliés par 1000.

	: J1	: QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
1:NH4M:	933	27	111:	613	376	61:	736	541	296:	-124	15	25:	
2:NH4X:	917	27	111:	789	623	101:	522	272	149:	-148	22	36:	
3:NO3M:	935	27	111:	770	593	97:	-492	242	132:	316	100	162:	
4:NO3X:	965	27	111:	816	667	109:	-463	215	117:	290	84	137:	
5:PO4M:	958	27	111:	840	705	115:	397	157	86:	310	96	157:	
6:PO4X:	929	27	111:	860	739	120:	365	133	73:	238	57	93:	
7:DUMO:	975	27	111:	836	699	114:	-408	167	91:	-330	109	178:	
8:CONM:	987	27	111:	925	855	139:	-258	67	36:	-255	65	106:	
9:CONX:	982	27	111:	939	882	144:	-184	34	19:	-256	65	107:	
			1000:			1000:			1000:			1000:	

TABLEAU XVII : Coordonnées factorielles des variables actives (1#,2#,3#,) avec les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant rapide.

-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*												
: I1 :	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*												
1:E1	: 982	27	67:-4638	965	95:	78	0	0:	622	17	17:	
2:E3	: 992	27	48:-3890	948	67:	-573	21	5:	601	23	16:	
3:E6	: 996	27	46:-3660	880	59:	-846	47	11:	1024	69	46:	
4:E8	: 996	27	39:-3408	895	51:	-951	70	13:	645	32	18:	
5:E9	: 977	27	29:-2798	804	34:	-1296	172	25:	81	1	0:	
6:EA	: 977	27	29:-2798	804	34:	-1296	172	25:	81	1	0:	
7:ED	: 942	27	21:-1960	538	17:	-1456	297	31:	-875	107	34:	
8:O7	: 985	27	37:-3341	911	49:	-912	68	12:	272	6	3:	
9:E5	: 897	27	34:-3159	871	44:	242	5	1:	494	21	11:	
10:EC	: 944	27	13:-1717	701	13:	-674	108	7:	-756	136	25:	
11:EF	: 989	27	13:-1510	528	10:	-1049	255	16:	-942	206	39:	
12:E2	: 853	27	16: -23	0	0:	744	103	8:	2011	750	178:	
13:AF	: 982	27	27: 2429	653	26:	-1713	325	43:	193	4	2:	
14:VE	: 896	27	10: -561	95	1:	-878	232	11:	-1374	569	83:	
15:DG	: 920	27	18: 2345	896	24:	-358	21	2:	-147	4	1:	
16:P3	: 999	27	42: 3438	835	52:	-1243	109	23:	880	55	34:	
17:AA	: 975	27	30: 2755	764	33:	-1423	204	30:	280	8	3:	
18:D1	: 542	27	6: 600	192	2:	549	161	4:	-594	188	16:	
19:EH	: 386	27	18: 405	28	1:	-1435	349	30:	-233	9	2:	
20:N4	: 984	27	45:-3396	774	51:	1565	164	36:	-826	46	30:	
21:P2	: 997	27	44: 3580	871	56:	-1107	83	18:	787	42	27:	
22:D5	: 905	27	13: -11	0	0:	89	2	0:	-2010	904	178:	
23:P1	: 997	27	45: 3656	896	59:	-938	59	13:	791	42	28:	
24:A8	: 979	27	26: 2752	881	33:	-914	97	12:	-81	1	0:	
25:C1	: 864	27	12: 1700	700	13:	433	45	3:	-700	119	22:	
26:L6	: 922	27	8: 1574	878	11:	-216	17	1:	-280	28	3:	
27:D2	: 905	27	8: 1355	718	8:	499	97	4:	-479	90	10:	
28:DE	: 966	27	23: 2718	959	33:	195	5	1:	118	2	1:	
29:EB	: 697	27	14:-1567	513	11:	527	58	4:	-777	126	27:	
30:D7	: 949	27	29: 3041	947	41:	114	1	0:	-75	1	0:	
31:DI	: 975	27	21: 2521	900	28:	328	15	2:	-649	60	19:	
32:S1	: 987	27	27: 2946	976	38:	-13	0	0:	320	12	5:	
33:FC	: 962	27	14: -90	2	0:	1920	793	54:	881	167	34:	
34:F4	: 935	27	21: -636	58	2:	2386	811	84:	684	67	21:	
35:FB	: 974	27	21: 124	2	0:	2462	858	90:	898	114	36:	
36:F6	: 973	27	42: 922	60	4:	3486	864	180:	-834	49	31:	
37:F8	: 985	27	41: 304	7	0:	3676	979	200:	-32	0	0:	
-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*												
:	:		1000:		1000:		1000:		1000:		1000:	
-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*												

TABLEAU XVIII: Coordonnées factorielles des stations d'échantillonnage (1#,2#,3#) avec les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant rapide.

NH4M NH4X NO3M NO3X PO4M PO4X DUMO CONM CONX

NH4M	1000											
NH4X	909	1000										
NO3M	128	347	1000									
NO3X	149	399	966	1000								
PO4M	728	777	509	560	1000							
PO4X	708	781	495	571	986	1000						
DUMO	226	487	713	770	454	518	1000					
CONM	401	608	750	784	610	654	957	1000				
CONX	463	651	719	761	654	697	940	994	1000			

TABLEAU XIX : Matrice des corrélations entre les variables actives de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant rapide ; tous les coefficients de corrélation sont multipliés par 1000 .

	:JSUP:	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
10: NSPS:	82	45	111:	22	0	0:	-189	36	0:	-215	46	0:	
11: TUBP:	305	45	111:	422	178	0:	315	99	0:	-170	29	0:	
12: TUCP:	150	45	111:	117	14	0:	331	110	0:	-163	27	0:	
13: TUSP:	206	45	111:	427	182	0:	130	17	0:	-82	7	0:	
14: NAIP:	161	45	111:	-182	33	0:	-104	11	0:	343	118	0:	
15: LUMB:	44	45	111:	194	38	0:	-77	6	0:	-20	0	0:	
16: ENCP:	253	45	111:	-381	145	0:	-267	71	0:	-191	36	0:	
17: IOBS:	99	45	111:	58	3	0:	-165	27	0:	261	68	0:	
18: IOOS:	173	45	111:	-140	20	0:	-165	27	0:	355	126	0:	
19: EFFE:	12	45	111:	-30	1	0:	-103	11	0:	12	0	0:	
38: TUSS:	246	45	111:	150	22	0:	-189	36	0:	-433	188	0:	
60: POHA:	276	45	111:	185	34	0:	433	187	0:	-233	54	0:	
63: POVE:	441	45	111:	275	76	0:	604	364	0:	38	1	0:	
65: RHOO:	285	45	111:	-130	17	0:	473	224	0:	-211	45	0:	
66: RHCO:	299	45	111:	-68	5	0:	173	30	0:	514	265	0:	
72: BOOD:	395	45	111:	102	10	0:	581	338	0:	-217	47	0:	
77: AUPI:	289	45	111:	171	29	0:	-302	91	0:	-411	169	0:	
88: CHDS:	209	45	111:	-84	7	0:	28	1	0:	448	201	0:	
92: CHPA:	248	45	111:	-80	6	0:	-431	186	0:	236	56	0:	
97: PAFR:	308	45	111:	172	30	0:	-448	201	0:	-277	77	0:	
102: OPSE:	324	45	111:	23	1	0:	-194	37	0:	-535	286	0:	
112: NAPA:	316	45	111:	406	165	0:	-354	125	0:	162	26	0:	
119: VEIN:	308	45	111:	333	111	0:	-436	190	0:	-84	7	0:	
121: SYLA:	427	45	111:	-47	2	0:	-239	57	0:	-607	368	0:	
131: PRFO:	449	45	111:	-608	370	0:	214	46	0:	-183	33	0:	
133: PRJE:	325	45	111:	-294	86	0:	488	238	0:	-26	1	0:	
143: NEAR:	343	45	111:	-94	9	0:	34	1	0:	577	333	0:	
144: CEOO:	383	45	111:	-594	353	0:	-78	6	0:	-155	24	0:	

Tableau XX : Coordonnées factorielles des variables biologiques supplémentaires (1#, 2#, 3#) sur les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sables.

	:JSUP:	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:
10: NSPS:	76	36	111:	141	20	0:	-143	20	0:	-190	36	0:	
11: TUBP:	350	36	111:	589	347	0:	-53	3	0:	-8	0	0:	
12: TUCP:	89	36	111:	268	72	0:	-107	11	0:	79	6	0:	
13: TUSP:	420	36	111:	640	409	0:	27	1	0:	-102	10	0:	
14: NAIP:	51	36	111:	-144	21	0:	173	30	0:	22	0	0:	
15: LUMB:	26	36	111:	160	26	0:	3	0	0:	-16	0	0:	
16: ENCP:	228	36	111:	-466	217	0:	-103	11	0:	-10	0	0:	
17: IOBS:	260	36	111:	-506	256	0:	-33	1	0:	-50	3	0:	
18: IOOS:	444	36	111:	-662	438	0:	-28	1	0:	75	6	0:	
19: EFFE:	216	36	111:	454	207	0:	94	9	0:	-20	0	0:	
37: TUBC:	529	36	111:	699	489	0:	0	0	0:	199	40	0:	
38: TUSS:	637	36	111:	791	626	0:	-30	1	0:	-103	11	0:	
39: TBIG:	162	36	111:	386	149	0:	-64	4	0:	94	9	0:	
41: TBTU:	244	36	111:	453	205	0:	176	31	0:	-90	8	0:	
43: PSBA:	389	36	111:	617	381	0:	79	6	0:	-38	1	0:	
46: LICL:	288	36	111:	470	221	0:	240	58	0:	-94	9	0:	
47: LIHO:	345	36	111:	573	328	0:	-108	12	0:	-73	5	0:	
52: SPVE:	216	36	111:	-442	196	0:	132	18	0:	-51	3	0:	
62: POMO:	181	36	111:	423	179	0:	-42	2	0:	-11	0	0:	
71: BRSO:	249	36	111:	426	182	0:	259	67	0:	9	0	0:	
77: AUPI:	241	36	111:	435	190	0:	227	51	0:	-8	0	0:	
78: AUPL:	186	36	111:	155	24	0:	-372	139	0:	-154	24	0:	
89: CHLA:	242	36	111:	425	180	0:	210	44	0:	132	17	0:	
100: SCJO:	200	36	111:	161	26	0:	-414	171	0:	-43	2	0:	
104: NAAL:	352	36	111:	-552	304	0:	125	16	0:	-190	32	0:	
110: NACO:	225	36	111:	98	10	0:	425	181	0:	186	34	0:	
111: NAEL:	166	36	111:	-130	17	0:	386	149	0:	7	0	0:	
114: NASI:	225	36	111:	390	152	0:	-261	68	0:	69	5	0:	
121: SYLA:	345	36	111:	420	177	0:	-214	46	0:	-350	123	0:	
125: DEDI:	241	36	111:	420	176	0:	178	32	0:	-183	33	0:	
142: ENCH:	321	36	111:	-81	7	0:	473	224	0:	300	90	0:	
144: CEOO:	353	36	111:	-568	323	0:	94	9	0:	-146	21	0:	
151: PPVO:	334	36	111:	-357	127	0:	-217	47	0:	-400	160	0:	

TABLEAU XXI : Coordonnées factorielles des variables biologiques supplémentaires (1#, 2#, 3#) sur les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant lent.

-----*-----*												
:JSUP: QLT POID INR: 1#F COR CTR: 2#F COR CTR: 3#F COR CTR:												
-----*-----*												
10:NSPS: 164	27	111:	-90	8	0:	-357	127	0:	170	29	0:	
11:TUBP: 232	27	111:	135	18	0:	416	173	0:	-201	40	0:	
12:TUCP: 261	27	111:	37	1	0:	476	227	0:	-182	33	0:	
13:TUSP: 70	27	111:	228	52	0:	64	4	0:	-116	14	0:	
14:NAIP: 253	27	111:	-206	42	0:	69	5	0:	454	206	0:	
15:LUMB: 174	27	111:	233	54	0:	-24	1	0:	-345	119	0:	
16:ENCP: 127	27	111:	-152	23	0:	-316	100	0:	-64	4	0:	
17:IOBS: 126	27	111:	-97	9	0:	-198	39	0:	279	78	0:	
18:IOOS: 128	27	111:	-212	45	0:	-266	71	0:	110	12	0:	
19:EFFE: 15	27	111:	-121	15	0:	-7	0	0:	24	1	0:	
21:LUVA: 229	27	111:	102	10	0:	420	176	0:	-206	42	0:	
22:STOO: 188	27	111:	17	0	0:	-402	161	0:	-162	26	0:	
24:STHE: 183	27	111:	369	136	0:	11	0	0:	-215	46	0:	
37:TUBC: 264	27	111:	134	18	0:	494	244	0:	-34	1	0:	
38:TUSS: 168	27	111:	333	111	0:	147	22	0:	-188	35	0:	
41:TBTU: 362	27	111:	86	7	0:	563	317	0:	-192	37	0:	
47:LIHO: 201	27	111:	253	64	0:	340	116	0:	-146	21	0:	
52:SPVE: 239	27	111:	-420	177	0:	-176	31	0:	-178	32	0:	
66:RHCO: 361	27	111:	19	0	0:	528	279	0:	286	82	0:	
69:RHCA: 140	27	111:	-333	111	0:	-50	3	0:	164	27	0:	
86:CHCR: 146	27	111:	-316	100	0:	-209	44	0:	-47	2	0:	
87:CHDI: 141	27	111:	-176	31	0:	-321	103	0:	-85	7	0:	
88:CHDS: 381	27	111:	-124	15	0:	-486	236	0:	360	129	0:	
89:CHLA: 207	27	111:	121	15	0:	-396	157	0:	186	35	0:	
91:CHSE: 213	27	111:	348	121	0:	-198	39	0:	229	53	0:	
108:NABR: 128	27	111:	-118	14	0:	-335	112	0:	37	1	0:	
114:NASI: 159	27	111:	318	101	0:	-193	37	0:	142	20	0:	
118:VECO: 132	27	111:	-352	124	0:	84	7	0:	-30	1	0:	
119:VEIN: 271	27	111:	336	113	0:	-397	157	0:	-29	1	0:	
131:PRFO: 430	27	111:	-169	29	0:	629	395	0:	77	6	0:	
138:PROS: 338	27	111:	-495	245	0:	-224	50	0:	-205	42	0:	
144:CEOO: 226	27	111:	-354	125	0:	-315	99	0:	-34	1	0:	
151:PPVO: 206	27	111:	-92	8	0:	-432	186	0:	-105	11	0:	
-----*-----*												
:	:	17444:	0:			0:			0:			
-----*-----*												

TABLEAU XXII : Coordonnées factorielles (1#,2#,3#) des variables biologiques supplémentaires avec les trois premiers facteurs de l'ACPN sur les sédiments grossiers en courant rapide.

ANNEXE III.

-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*														
QLT POID INR: 1#F COR CTR: 2#F COR CTR: 3#F COR CTR: 4#F COR CTR:														
-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*-----*														
E403:	911	48	44:	2721	671	65:	658	39	5:-1449	190	108:	-340	10	9:
E404:	826	48	34:	2545	765	57:	-334	13	1: 451	24	10:	445	23	15:
P433:	883	48	43:	855	67	6:	1379	175	22: 1504	208	116:	2174	434	354:
P404:	682	48	18:	-432	41	2:	-65	1	0: 1689	627	146:	-248	14	5:
B433:	949	48	93:	-3256	450	93:	2725	316	85:-2071	182	220:	78	0	0:
B434:	988	48	177:	-5017	563	220:	4253	404	208: -312	2	5:	922	19	64:
N404:	967	48	38:	-2046	437	37:	1673	292	32: 892	83	41:	-1218	155	111:
M404:	885	48	14:	1622	754	23:	92	2	0: 353	36	6:	-568	93	24:
J403:	618	48	8:	179	16	0:	724	257	6: 646	205	21:	-533	140	21:
J404:	431	48	8:	-83	3	0:	398	78	2: 810	324	34:	-229	26	4:
D303:	959	24	21:	3107	913	42:	-17	0	0: -297	8	2:	-627	37	15:
D103:	959	24	21:	3107	913	42:	-17	0	0: -297	8	2:	-627	37	15:
D104:	894	24	16:	2595	841	29:	-400	20	1: 506	32	7:	-72	1	0:
D304:	894	24	16:	2595	841	29:	-400	20	1: 506	32	7:	-72	1	0:
Q313:	881	24	27:	2714	535	32:	1453	153	12:-1574	180	64:	402	12	6:
Q113:	881	24	27:	2714	535	32:	1453	153	12:-1574	180	64:	402	12	6:
Q213:	898	48	24:	2136	754	40:	238	9	1: -391	25	8:	816	110	50:
Q314:	950	48	21:	2144	879	40:	156	5	0: 98	2	0:	580	64	25:
C404:	937	48	39:	-2335	548	48:	1162	136	16: 1112	124	63:	-1135	129	96:
G404:	595	48	20:	923	170	7:	213	9	1: -496	49	13:	-1356	367	138:
I413:	972	48	73:	-1738	165	26:	-3698	748	157:-1032	58	55:	-23	0	0:
I404:	974	48	90:	-2374	248	49:	-4037	716	188: -17	0	0:	495	11	18:
K413:	980	48	55:	-2043	300	36:	-3046	667	107: -406	12	8:	-118	1	1:
K404:	976	48	72:	-2219	272	43:	-3527	687	143: -14	0	0:	555	17	23:

Tableau I : Coordonnées factorielles des stations de la zone profonde des lacs jurassiens et vosgiens.

	QLT	POID	INR:	1#F	COR	CTR:	2#F	COR	CTR:	3#F	COR	CTR:	4#F	COR	CTR:
PROF:	353	24	83:	124	15	0:	-412	170	0:	322	104	0:	253	64	0:
PHM0:	903	24	83:	520	270	0:	794	631	0:	2	0	0:	51	3	0:
O2MI:	304	24	83:	75	6	0:	-138	19	0:	-513	263	0:	128	16	0:
O2MX:	514	24	83:	621	386	0:	13	0	0:	-206	43	0:	-293	86	0:
NH4X:	716	24	83:	-604	365	0:	-19	0	0:	542	294	0:	-239	57	0:
NH4M:	692	24	83:	-553	306	0:	-83	7	0:	562	316	0:	-252	64	0:
NH4P:	561	24	83:	-273	75	0:	20	0	0:	522	273	0:	-461	213	0:
NO3P:	578	24	83:	220	48	0:	-690	477	0:	-222	49	0:	59	3	0:
NO3M:	534	24	83:	63	4	0:	-663	439	0:	-261	68	0:	152	23	0:
PO4X:	342	24	83:	135	18	0:	356	126	0:	433	188	0:	-97	9	0:
PO4M:	550	24	83:	186	35	0:	533	284	0:	481	231	0:	20	0	0:
CONM:	924	24	83:	568	322	0:	758	574	0:	164	27	0:	-30	1	0:
DUM0:	958	24	83:	550	302	0:	789	623	0:	123	15	0:	-130	17	0:
ALCM:	965	24	83:	489	239	0:	826	683	0:	172	30	0:	-115	13	0:
EFBR:	494	24	83:	636	404	0:	-125	16	0:	-250	62	0:	106	11	0:
EFFE:	484	24	83:	629	396	0:	-166	28	0:	-8	0	0:	246	60	0:
NSPS:	548	24	83:	699	488	0:	146	21	0:	-196	39	0:	3	0	0:
NSP0:	284	24	83:	379	143	0:	81	6	0:	-294	87	0:	-219	48	0:
PSP0:	223	24	83:	294	86	0:	107	11	0:	-297	88	0:	-191	36	0:
SPVE:	195	24	83:	415	172	0:	-19	0	0:	-22	0	0:	-147	22	0:
POHA:	490	24	83:	670	449	0:	92	8	0:	-138	19	0:	116	13	0:
AUPL:	223	24	83:	381	145	0:	98	10	0:	-261	68	0:	23	1	0:
TUBC:	347	24	83:	543	295	0:	-129	17	0:	53	3	0:	180	32	0:
TUSS:	664	24	83:	486	236	0:	185	34	0:	261	68	0:	571	326	0:
SCJO:	290	24	83:	394	155	0:	57	3	0:	-312	97	0:	-186	35	0:
SLAP:	195	24	83:	261	68	0:	72	5	0:	-336	113	0:	-95	9	0:
AMLE:	279	24	83:	404	163	0:	45	2	0:	-272	74	0:	-201	40	0:
UNCI:	246	24	83:	375	140	0:	45	2	0:	-264	70	0:	-184	34	0:
TBTU:	305	24	83:	331	110	0:	-355	126	0:	-90	8	0:	246	61	0:
PSBA:	215	24	83:	454	206	0:	-43	2	0:	69	5	0:	-45	2	0:
POBE:	152	24	83:	210	44	0:	53	3	0:	42	2	0:	-321	103	0:
ILTE:	160	24	83:	-41	2	0:	-7	0	0:	392	154	0:	-69	5	0:
LIHO:	342	24	83:	360	130	0:	212	45	0:	71	5	0:	402	162	0:
STOO:	418	24	83:	-312	97	0:	300	90	0:	-481	231	0:	22	0	0:
CHDS:	122	24	83:	295	87	0:	-2	0	0:	-68	5	0:	-174	30	0:
MAAR:	0	24	83:	0	0	0:	0	0	0:	0	0	0:	0	0	0:
TBMO:	51	24	83:	17	0	0:	80	6	0:	150	22	0:	-149	22	0:
PIBL:	61	24	83:	208	43	0:	-1	0	0:	-48	2	0:	-123	15	0:
VEIN:	61	24	83:	208	43	0:	-1	0	0:	-48	2	0:	-123	15	0:
DEDI:	61	24	83:	208	43	0:	-1	0	0:	-48	2	0:	-123	15	0:
TBIG:	111	24	83:	282	79	0:	-2	0	0:	-65	4	0:	-166	28	0:
SPFE:	123	24	83:	296	88	0:	-2	0	0:	-69	5	0:	-175	31	0:
LIUD:	117	24	83:	182	33	0:	112	12	0:	-255	65	0:	79	6	0:
AULI:	166	24	83:	88	8	0:	23	1	0:	-115	13	0:	-380	145	0:
NABA:	166	24	83:	88	8	0:	23	1	0:	-115	13	0:	-380	145	0:
SNH4:	773	24	83:	-704	496	0:	490	240	0:	8	0	0:	-192	37	0:
SN03:	727	24	83:	602	362	0:	272	74	0:	-539	290	0:	39	2	0:
SP04:	535	24	83:	172	30	0:	325	106	0:	525	276	0:	351	123	0:
SRHM:	644	24	83:	582	338	0:	310	96	0:	35	1	0:	-457	209	0:
IMOP:	622	24	83:	484	234	0:	-412	169	0:	-397	157	0:	247	61	0:
NSPT:	489	24	83:	651	424	0:	134	18	0:	-167	28	0:	-141	20	0:
NSOT:	348	24	83:	407	166	0:	82	7	0:	-337	113	0:	-250	62	0:
IMOL:	582	24	83:	668	446	0:	298	89	0:	105	11	0:	190	36	0:

Tableau II : Coordonnées factorielles des variables supplémentaires de l'eau et des sédiments profonds (lacs jurassiens et vosgiens).

* : J1 :	QLT	POID	INR :	1#F	CDR	CTR :	2#F	CDP	CTR :	3#F	CDP	CTR :	4#F	CDR	CTR :
1:GRAN:	984	31	83:	-131	17	3:	443	196	103:	-778	605	330:	390	152	123:
2:PERF:	989	31	83:	-965	932	157:	187	35	18:	57	3	2:	46	2	2:
3:CARB:	993	31	83:	-971	942	159:	165	27	14:	49	2	1:	33	1	1:
4:NTKJ:	991	31	83:	-982	964	163:	73	5	3:	38	1	1:	-58	3	3:
5:CDIN:	965	31	83:	-177	31	5:	525	276	146:	152	23	13:	793	629	510:
6:CMUN:	967	31	83:	-962	926	156:	-34	1	1:	-7	0	0:	51	3	2:
7:PHOS:	991	31	83:	-710	504	85:	340	116	61:	-393	154	84:	-310	96	78:
8:CACO:	957	31	83:	931	866	146:	-137	19	10:	49	2	1:	213	45	37:
9:HCO3:	936	31	83:	366	134	23:	564	318	168:	-429	184	100:	-474	224	182:
10:NH4E:	831	31	83:	-744	554	93:	-543	294	155:	96	9	5:	27	1	1:
11:NO3E:	996	31	83:	235	55	9:	607	369	195:	486	236	129:	-276	76	62:
12:PO4E:	991	31	83:	64	4	1:	487	237	125:	784	615	335:	-29	1	1:
* : :			1000:			1000:			1000:			1000:			1000:

Tableau III : Coordonnées factorielles des variables actives avec les quatre premiers facteurs de l'ACPN (sans les lacs Vosgiens et la zone la plus profonde du lac de l'Abbaye).

LACS	DATES	PROF. (m)	Nb. D'ESP.	Nb.ESP. OXYPH.	% ESP. OXYPH.	3 log10 EFF./0,1m2	IND. EDLA	
GRAND	E413	04/82	-10	4	2	19,3	9,3	13,9
CLAIRVAUX	E423	07/82	-10	8	5	7,8	9	17
	E433	10/82	-10	3	1	1,2	8,7	11,7
	E414	04/82	-20	4	0	0	9	13
	E424	0782	-20	3	0	0	9	12
	E134	10/82	-20	4	0	0	9	13
PETIT	F413	04/82	-10	7	1	3	9,6	16,6
CLAIRVAUX	F423	07/82	-10	4	2	7	9,9	13,9
	F433	10/82	-10	4	0	0	9,3	13,3
	F414	04/82	-15	3	0	0	7,8	10,8
	F424	07/82	-15	3	0	0	7,8	10,8
	F434	10/82	-15	2	0	0	8,7	10,7
LES	P433	10/80	-10	3	0	0	7,2	10,2
ROUSSES	P433	10/75	-15	3	0	0	7,8	10,8
	P414	05/75	-20	2	0	0	5,7	7,7
	P424	07/75	-20	1	0	0	2,4	3,4
	P434	10/75	-20	3	0	0	8,1	11,1
	P434	10/80	-20	3	0	0	8,7	11,7
ABBAYE	B433	10/80	-12	2	1	11,1	3	5
	B434	10/80	-18	1	0	0	4,8	5,8
PETIT	N414	05/84	-10	1	0	0	0,9	1,9
MACLU	N424	07/84	-10	1	0	0	4,5	5,5
	N434	09/83	-10	1	0	0	3,9	4,9
GRAND	M413	05/84	-17	3	0	29,3	7,8	10,8
MACLU	M423	07/84	-17	3	0	9	7,8	10,8
	M433	09/83	-17	1	0	0	2,1	3,1
	M414	05/84	-27	1	0	0	2,1	3,1
	M424	07/84	-27	1	0	0	5,4	6,4
	M434	09/83	-27	1	0	0	1,5	2,5
ILAY	J413	05/84	-15	3	0	0	5,7	8,7
	J423	07/84	-15	3	0	0	8,4	11,4
	J433	10/84	-15	3	0	0	7,5	10,5
	J414	05/84	-30	1	0	0	2,4	3,4
	J424	07/84	-30	1	0	0	3,3	4,3
	J434	10/84	-30	2	0	0	5,7	7,7
CHALAIN	D123	07/84	-18	10	6	48,3	10,2	20,2
	D133	10/84	-18	11	6	22,1	9	20
	D313	05/84	-18	8	3	12,4	8,7	16,7
	D323	07/84	-18	10	5	35,3	9	19
	D333	10/84	-18	7	3	21,6	8,7	15,7
	D114	05/84	-30	3	1	1,2	7,2	10,2
	D124	07/84	-30	3	1	0,6	8,1	11,1
	D134	10/84	-30	3	1	1,3	8,4	11,4
	D324	07/84	-30	3	1	0,9	7,8	10,8
	D334	10/84	-30	4	1	14,2	8,4	12,4
SAINT-	Q113	05/78	-10	3	0	0	8,7	11,7
POINT	Q213	05/78	-10	4	0	0	7,8	11,8
	Q313	05/78	-20	4	0	0	13,3	13,3
	Q314	05/78	-30	3	0	0	8,1	11,1
REMORAY	O413	05/78	-10	3	0	0	12,3	15,3
	O413	05/78	-15	5	0	0	10,2	15,2
	O414	05/78	-25	3	0	0	9,3	12,3
BONLIEU	C414	05/85	-14	1	0	0	1,5	2,5
	C424	07/85	-14	0	0	0	0	0
	C434	11/85	-14	1	0	0	5,4	6,4
GRAND	G414	05/85	-09	4	1	1,9	7,8	11,8
ETIVAL	G424	07/85	-09	2	0	0	7,2	9,2
	G434	11/85	-09	3	0	0	7,2	10,2
PETIT	H414	05/85	-07	2	0	0	5,4	7,4
ETIVAL	H424	07/85	-07	1	0	0	1,8	2,8
	H434	11/85	-07	3	1	4,3	5,7	8,7
GERARDMER	I413	05/76	-15	1	0	0	1,8	2,8
	I414	05/76	-25	1	0	0	7,2	8,2
	I424	08/76	-25	1	0	0	9,3	10,3
LONGEMER	K413	05/76	-15	1	0	0	6,9	7,9
	K414	05/76	-25	1	0	0	7,8	8,8
	K424	08/76	-25	1	0	0	7,2	8,2

TABLEAU IV: Variables biologiques globales saisonnières dans les sédiments profonds des lacs jurassiens et vosgiens; rappel des codes : la lettre code le lac; le premier chiffre code le secteur prospecté (1= amont, 2= milieu, 3= aval, 4= tout le lac); le second chiffre code la saison (1= printemps, 2= été, 3= automne); le troisième chiffre code la profondeur étudiée (3= profondeurs intermédiaires, 4= profondeurs maximales).
Exemple: K424 : lac de Longemer, tout le lac est pris en considération, relevés estivaux, zone la plus profonde du lac.

A N N E X E - I V

Liste des espèces.

numéros	nom de l'espèce		
1	L. hoffmeisteri		
2	N. communis		
3	T. tubifex	48	N. variabilis
4	C. diastrophus		P. osborni
5	N. pardalis	49	P. blanci
6	P. barbatus		D. obtusa
7	N. barbata	50	M. riparia
8	N. bretscheri		C. setosus
9	N. elinguis	51	P. bedoti
10	S. lacustris		B. lemani
11	A. pluriseta	52	P. heuscheri
12	S. heringianus		N. pseudobtusa
13	T. ignotus	53	N. behningi
14	L. udekemianus		L. profundicola
15	N. alpina		R. coccineus
16	S. josinae		V. comata
17	C. diaphanus		P. moravicus
18	V. intermedia		R. falciformis
19	P. hammoniensis		C. parvus
20	L. claparedeanus	54	T. strandi
21	P. aequiseta		R. carsticus
22	P. jenkiniae		S. parvus
23	A. leydigii		H. waldvogeli
24	A. limnobiis		
25	E. tetraedra		
26	S. velutinus		
27	O. serpentina		
28	P. moldaviensis		
29	L. variegatus		
30	S. appendiculata		
31	C. langi		
32	P. volki		
33	D. digitata		
34	N. simplex		
35	I. templetoni		
36	P. frici		
37	P. longiseta		
38	U. uncinata		
39	B. sowerbyi		
40	H. gordioides		
41	C. cristallinus		
42	P. vejdvovskyi		
43	M. argentea		
44	N. christinae		
45	S. ferox		
46	A. pigueti		
47	C. atrata		

Espèce ou taxon : *Limnodrilus hoffmeisteri*

Code : LIHO

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	+	0	+ (3)	- (4)	0	+	+
S = 3,25			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	60
1. % F. cours d'eau :	5
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	4
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	17
Habitat(s) préférentiel(s) : SF (92,2%)	
Bassin(s) préférentiel(s) : SE (100%) SD (80%)	

Espèce ubiquiste, eurypote, favorisée par les pollutions industrielles et urbaines dans les sédiments grossiers des cours d'eau (1) ; forte affinité pour les sédiments fins ; forme calciphile (1).

Sensible à l'effet de fosse dans les systèmes lacustres où elle recherche des sédiments carbonatés pauvres en matières organiques (2).

(1) : cf. chap. VI ; VERDONSCHOT (1987) trouve en eau courante une relation positive entre les effectifs de cette espèce et les nitrates, les bicarbonates et le pH des eaux.

(2) : cf. chap. VII.

(3) : augmente le relargage (à partir des sédiments) de l'azote ammoniacal et du phosphore (en conditions expérimentales, FUKUHARA et SAKAMOTO, 1987).

(4) : Espèce dont les effectifs sont corrélés positivement avec les teneurs en oxygène dissous dans

l'estuaire de la Loire; disparaît si les teneurs en O₂ dissous < 2 mg/l (MARCHAND et GASCUEL, 1988).

Espèce ou taxon : Nais communis

Code : NACO

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	0	+	+	? + (2)	? - (2)	0	0	0
S = 1,65			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	50,5
1. % F. cours d'eau :	5
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	17
Habitat(s) préférentiel(s) :	CR, CL, SO, VGSA (58 à 65 %)
Bassin(s) préférentiel(s) :	TOUS LES BASSINS

Espèce ubiquiste et eurypote,
sensible à la pollution dans les
sédiments fins et favorisée par
celle-ci dans les sédiments grossiers
(eaux courantes) ; recherche les
sédiments fins riches en C et N
particulaires (1).

(1) : cf. chap. VI.

(2) : restreinte à la zone littorale
des lacs.

Espèce ou taxon : Tubifex tubifex

Code : TBTU

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
+	0	+	0	+	+	0	0	0
S = 3,80			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	45,8
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	4
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	17
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (59,4%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD (70%)

Espèce ubiquiste, inféodée aux sédiments fins ; favorisée en eaux courantes par la pollution dans les sédiments fins et grossiers (1) ; semble indifférente aux métaux lourds des sédiments.

Bien que sensible à l'effet de fosse dans les lacs, elle peut constituer la seule espèce encore présente dans les zones profondes lacustres modérément polluées (2).

(1) : cf. chap. VI ;

(2) : cf. chap. VII.

Il s'agit d'une espèce pionnière (3) susceptible de tirer parti de conditions naturelles difficiles et défavorables aux autres espèces. Au demeurant, HOLMQUIST (1985) considère que T. tubifex constitue un groupe d'espèces ; cette remarque ne serait pas contradictoire avec l'extrême plasticité écologique de ce Tubificidae.

(2) et (3) : premier oligochète recolonisant les sédiments profonds d'un lac pollué (métaux, acidité, sels ammoniacaux) mais en cours de récupération (BONACINA et al., 1988).

Espèce ou taxon : Chaetogaster diastrophus

Code : CHDS

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
<	< Hg ?	* -	+	+	-	0	0	0
S = 2,50			Perturbations de nature hydraulique = 0 ?					

% F. total :	42,1
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	4
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	0
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	16
Habitat(s) préférentiel(s) :	CL
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (F = 86,7%)

Espèce ubiquiste (2) ; se trouve de préférence dans les sédiments grossiers en courant lent : * sensible à une charge organique chronique du milieu.

Favorisée par une charge en C. et N. particulaire des sédiments. Indifférente à la dureté des eaux.

(1) Espèce favorisée cependant par les détritiques et la disponibilité des diatomées qu'elle ingère (notamment *Cymbella* sp. et *Navicula* sp., Mc EHLONE, 1979, 1980 ; SMITH et KASTER, 1986 ; JUGET 1979 et 1984 ; SCHWANK, 1985.

Peut être carnassier ou phytophage (FRENTZEL, 1983a) dans le lac de Constance où il colonise principalement les zones sableuses littorales.

(1) Résistante à la pollution (GRIMM, 1979) ; cette observation contradictoire tient au fait que l'espèce intègre vraisemblablement des rejets intermittents (sans toxiques) si l'on se réfère aux stations étudiées ici.

(2) SCHWANK, 1981b, 1982b ; rare en Grande-Bretagne (LEARNER, 1979a) ; mais sa petite taille constitue peut être la raison principale de cet état de fait.

Le facteur nourriture (surtout les diatomées) reste probablement prépondérant pour expliquer la distribution de l'espèce, que l'on peut rencontrer toute l'année (LODEN, 1981)

Espèce ou taxon :	<u>Nais pardalis</u>
Code :	NAPA

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
- (3)	0	0 *	+	+ ?	-	0	+	0
S = 2,40			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	41,6
1. % F. cours d'eau :	5
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	16
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (F = 69,8%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (F = 100%)	

* : un pourcentage élevé de cette espèce (>15-20%) peut être tenu comme un signe de pollution dans les sédiments grossiers en courant lent (3).

Espèce ubiquiste préférant les sédiments grossiers en courant lent (1) ; colonise les sédiments fins à % élevé en C et N particulaires (2) ; assez indifférente à la dureté des eaux.

(1) souvent signalée également comme caractéristique de sédiments vaseux (FRENZEL, 1979 ; GRIMM, 1979) ou sableux (MEADOWS et BIRD, 1974 ; FRENZEL, 1983a). Ici le % de fréquence d'occurrence dans les sédiments fins est de 37,5% (69,8% en CL).

(2) Peut ingérer des particules minérales de grande taille, des détritiques et des diatomées (JUGET, 1979, 1984) et forme passivement des

tubes dans les sédiments sableux à partir de sécrétions agglomérant les grains de sable (MEADOWS et BIRD, 1974).

(3) Espèce plutôt intolérante à la pollution dans les sédiments fins (LEARNER et al. 1978). Dans les sédiments grossiers, l'espèce n'apparaît pas parmi les formes corrélées négativement avec les facteurs décrivant la pollution dans les ACPN. Sa résistance est controversée : elle est considérée comme très sensible par LEARNER et al., 1971, SZCZESNY (1974), ou moyennement sensible par KASPRZAK et SZCZESNY (1976). Cette dernière remarque me semble la plus crédible.

Espèce ou taxon : Psammoryctides barbatus

Code : PSBA

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
- (4)	- Cu? (4)	+	0	+ (2)	- (2)	0	0	+ (3)
s = 2,00 (1)			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	40,5
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	16
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (45,3%) - CL (39,5%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (93,3%)

Espèce ubiquiste : préfère les eaux riches en sels dissous et en Ca⁺⁺ ; sensible à la pollution (1) dans les sédiments fins, notamment aux métaux lourds (cuivre ?).

(1) En accord avec la valence saprobique de 2 attribuée à l'espèce.

(2) Forme sensible à l'effet de fosse dans les systèmes lacustres ; se plaît dans des sédiments très carbonatés, pauvres en matières organiques avec de fortes teneurs maximales en O₂ dissous dans les eaux surnageantes. Son statut d'espèce indicatrice de mésotrophie (MILBRINK, 1983b. LANG, 1984) ne me semble pas judicieux.

MILBRINK (1980) souligne cependant que P. barbatus présente une grande sensibilité aux déficits en O₂ et recherche les milieux se réoxygénant activement.

(3) Observation relatée communément dans la littérature.

Dans le bassin de la Dordogne + la Dore (DR), où dominent des eaux déficitaires en calcium, le % de fréquence d'occurrence de PSBA n'atteint que 12.5%.

(4) Comme tous les oligochètes, pour qui le facteur nourriture semble prépondérant, l'espèce peut proliférer dans des eaux polluées riches en sels dissous et bien aérées (MILBRINK, 1980), mais elle disparaît progressivement dans le cas de la présence de rejets industriels et de métaux lourds, en particulier dans les sédiments fins..

Espèce ou taxon : Nais barbata

Code : NABA

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	0	0	+	+ ?	-	0	0	0
Σ = 2,40			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	40 %
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	16
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (78,9%) CR, CL	
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (80%)

Espèce ubiquiste et eurypote préférant la végétation (1) (et les substrats artificiels). Indifférente à la dureté des eaux ; sensible à la pollution (2) dans les sédiments fins où elle est favorisée, comme beaucoup de représentants de la famille des Naididae, par de forts % de carbone et azote particuliers.

(1) SCHNANK, 1981b, FRENZEL, 1983a (littoral du lac de Constance) ; forme algivore (JUGET, 1984).

(2) tolérerait la pollution organique (SZCZESNY, 1974, HUGUES, 1975 in LEARNER et al., 1978) et peut se trouver dans les lits filtrants de station d'épuration (LEARNER, 1979a, 1979b).

Ecologie relativement mal connue probablement en raison de la préférence de N. barbata pour la végétation.

Espèce ou taxon : Nais bretscheri

Code : NABR

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	- (1)	0	+	-	0	0	0
s = 2,00 (1)			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	37,4
1. % F. cours d'eau :	5
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	15
Habitat(s) préférentiel(s) :	CR, CL, VGSA (>70%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (86,7%)

Espèce typique de substrats grossiers (principalement CR, CL) (2), végétaux et artificiels; sensible à la pollution organique (1) dans les sédiments grossiers ; indifférente à la dureté des eaux ; nette préférence pour les cours d'eau (en lacs, F = 9,0%).

(1) en accord avec la valeur de la valence saprobique (=2) ; cf. LEARNER et al. 1971, SZCZESNY, 1974 ; peut toutefois supporter une pollution organique modérée (KASPRZAK et SZCZESNY, 1976).

(2) cf. DUMNICKA et PASTERNAK (1978), SCHWANK, 1981 b ; son régime alimentaire semble pourtant à tendance limivore (JUGET, 1984) ; fréquente dans la zone littorale du lac de Constance sur substrats sableux (FRENZEL, 1983a).

Aime les eaux courantes (LEARNER et al., 1978). mais sa distribution n'est pas restreinte aux seules têtes de réseau, comme le signalent d'ailleurs ces mêmes auteurs.

L'espèce n'est pas favorisée par les teneurs en C et N particulières des sédiments fins, mais elle s'avère peu fréquente dans ce type d'habitat (F en SF = 9,4%).

Espèce ou taxon : Nais elinguis

Code : NAEL

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	+	0	0	0	0	0	0
s = 1,85 (5)			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	37,4
1. % F. cours d'eau :	5
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	15
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (65,7%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
tous les bassins	

Espèce plutôt rhéophile (1), ubiquiste et eurytope, indifférente à la dureté des eaux ; résistante à la pollution organique dans les sédiments grossiers (2) ; tolère de fortes teneurs en chlorures (4) dans l'eau interstitielle des sédiments fins (lagune des Saintes-Maries) ; forme principalement printanière (3), avec présence d'individus sexuellement mûrs. Bien que rhéophile, l'espèce peut habiter les sédiments fins (F = 20%).

(1) (2) observations très banales.

(3) abondance maximale au printemps et en hiver (PAOLETTI et SAMBUGAR, 1984 ; LEARNER et al., 1978) ; espèce estivale dans un cours d'eau pollué (SZCZESNY, 1974), estivale et automnale dans des eaux phréatiques (LADLE, 1971a). Essentiellement printanière pour WATLING (1975 in LEARNER et al., 1978), et LODEN (1981).

Espèce considérée comme algivore (BOWKER et al., 1983, 1985) ou limnivore (PROVOT, 1982 ; JUGET, 1984) : ceci illustre la grande plasticité alimentaire de l'espèce.

(4) observation banale (voir notamment PFANNKUCHE, 1977, 1980a, 1980b, 1981 ; VERDONSCHOT, 1984). En eaux saumâtres, l'espèce présente son abondance maximale d'avril à juin (PFANNKUCHE, 1981).

(5) valence saprobique contradictoire avec la résistance de N. elinguis à la pollution. L'auteur justifie cette observation par le fait que ce Naididé se distribue dans des eaux de saprobites variables (UZUNOV, 1979b).

Espèce ou taxon :	<u>Stylaria lacustris</u>
Code :	SYLA

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution								
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines ($\geq 30\%$) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	0	0	+	+	-	0	+	+ ?
S = 2,00			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	36,8
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	15
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (68,4%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (73,3%)	

Espèce ubiquiste eurytope, probablement euryèce (absente du Crénon, mais colonise le littoral de lacs montagnards) ; sensible à la pollution dans les sédiments fins (2) ; très abondante dans les sédiments grossiers en courant lent de stations aux eaux riches en nitrates et en calcium (1) ; son % de fréquence d'occurrence F dans le secteur DR (Dordogne, Dore, eaux peu calciques) n'est que de 25%, mais il atteint seulement la valeur de 26,5% dans le Rhône (RH, eaux calciques, majorité de stations polluées). Forme mobile phytophile (3), se plaît dans les substrats artificiels.

(1) confirmé par VERDONSCHOT (1987) pour les bicarbonates et la conductivité.

(2) cf. VERDONSCHOT (1987) = relation négative avec NH₄⁺.

Forme considérée comme algivore (STREIT, 1978) ou limivore sensu lato (PROVOT, 1982 ; JUGET, 1984) : forte plasticité alimentaire ; VERDONSCHOT (1987) ne trouve pas de corrélation positive entre les effectifs de l'espèce et le % de couverture algale.

(3) observation banale.

Espèce ou taxon : Aulodrilus pluriseta

Code : AUPL

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	0	0	+ ?	- ?	0	0	0
Σ = 2,00			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	36,3%
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	4
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	15
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF, VGSA (26,3%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (40%)

Espèce ubiquiste et eurytope, plus fréquente dans les milieux lacustres, où elle est mentionnée en zone profonde (F = 48,1%) et en zone littorale (F = 58,8%); non signalée dans le Crénon, elle peut se trouver dans les lacs montagnards.

Les exigences écologiques de l'espèce restent mal connues. Elle est corrélée négativement avec le phosphore total, les nitrates, et positivement avec la température dans des fossés d'eau courante (VERDONSCHOT, 1987).

Dans les systèmes lacustres, elle est classée parmi les espèces tolérant une forte charge organique (MILBRINK, 1983b ; SÄRKKÄ, 1987a) ou indicatrices de mésotrophie (LANG, 1984).

Je ne la trouve pas dans la zone profonde des lacs les plus pollués (Bonlieu, Abbaye, Paladru).

En résumé, une espèce relativement énigmatique dans ses exigences écologiques : vraisemblablement il s'agit d'une espèce pionnière s'accommodant de toutes sortes de sédiments (1) et de sources de nourriture variées. Rappelons que A. pluriseta se reproduit dans nos eaux essentiellement par voie asexuée (architomie) (2) : aucun exemplaire mature n'a été découvert dans les milieux étudiés ici et la grande majorité des spécimens présente une zone de régénération dans la partie antérieure (11 premiers segments).

(1) HOWMILLER et BEETON (1970), JUGET (1967)

(2) GIANI (1984a).

Espèce ou taxon : Stylodrilus heringianus
Code : STHE

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	+ - (1)	0	+ ?	-	+	0+?(3)	0 (2)
S = 1,00			Perturbations de nature hydraulique = + ? (4)					

% F. total :	35,3
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	14
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (60%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (80%)	

Espèce fréquente dans les cours d'eau, principalement dans les sédiments grossiers en courant rapide ; rare dans les zones littorales et profondes des lacs jurassiens et vosgiens, mais commune dans le lac Léman.

(1) Sa polluerésistance est très controversée.

Les adultes de S. heringianus apparaissent résistants à la pollution organique et favorisés par celle-ci, alors que les formes immatures, qui n'appartiennent pas nécessairement toutes à l'espèce, s'avèrent beaucoup plus sensibles (voir chapitre VI.2.6).

Dans les lacs, elle est considérée comme indicatrice de conditions oligotrophes (HOWMILLER et SCOTT, 1977 ; MILBRINK, 1983b ; LANG, 1984 ; SÄRKKA, 1987a) mais elle fait défaut dans les lacs jurassiens qualifiés d'oligotrophes, mais affectés par des déficits en O₂ dissous accusés.

Vraisemblablement s'agit-il d'une espèce ayant des besoins importants en oxygène dissous et étant susceptible de tirer bénéfice de sédiments grossiers pollués (cf. N. elinguis).

(2) On peut la trouver dans les grands lacs nordiques aux eaux déficitaires en calcium exemptes de rejets humains (cf. § VII). Elle s'avère probablement indifférente à la dureté des eaux, la présence d'oxygène et d'apports nutritifs se révélant des facteurs prépondérants (cf. Dore aval Roussel-Uclaff).

(3) VERDONSCHOT (1987) trouve une corrélation > entre STHE et les nitrates.

(4) GASCHIGNARD-FOSSATI, 1986.

En conditions expérimentales la présence de S. heringianus diminue dans les sédiments l'effet toxique de l'endrine (pesticide chloré) sur L. hoffmeisteri (KEILTY et al., 1988).

Espèce ou taxon : Tubifex ignotus

Code : TBIG

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	+	0	+ ?	-	-	0	+
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	33,7
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	16
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (40,6%), SO (38,5%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD (63,3%)

Espèce ubiquiste et eurytipe ; colonise surtout les sédiments fins de cours d'eau à plus faible proportion de particules fines et les sables ; tolère la pollution organique (1) et se plaît dans des eaux calciques dans le cas de populations de cette espèce récoltées dans les sédiments grossiers en courant lent.

(1) en milieu lacustre, est considérée comme un indicateur de conditions eutrophes (MILBRINK, 1983 b ; PROBST, 1987).

Espèce ou taxon : Limnodrilus udekemianus

Code : LIUD

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	0	0	0 ?	0 ?	0	0	+? (1)
s = 3,40			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	30,5
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (51,6%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	RH, SD, SE (46,7 - 50%)

Espèce ubiquiste et eurytope pas encore mentionnée dans le milieu interstitiel ; préfère les sédiments fins ; (1) : peu fréquente en DR (F = 9,4% , eaux peu calciques).

Sa résistance à la pollution, universellement reconnue, reste confirmée par SZAROWSKA (1987) et par VERDONSCHOT (1987), qui trouve une corrélation positive entre LIUD, le phosphore total et les sels ammoniacaux.

Dans mon jeu de données, L. udekemianus n'apparaît liée à aucun facteur des différentes ACPN, en particulier pas aux facteurs décrivant la pollution.

Cette contradiction avec les données de la littérature peut avoir plusieurs origines :

- le jeu de données analysées n'est pas suffisant ;

- l'existence de problèmes systématiques, évoqués dans le chapitre III. La forme adulte de l'espèce s'avérant relativement rare, les déterminations s'effectuent le plus souvent sur les immatures , en principe faciles à distinguer de ceux qui appartiennent aux autres espèces ; mais il y a des exceptions :

- certains exemplaires de L. hoffmeisteri appartiennent à un écotype dont les soies antérieures sont très voisines de celles de L. udekemianus (cf. § III) ;

- les immatures du genre Bothrioneurum présentent également des crochets antérieurs très semblables à ceux de L. udekemianus (observations personnelles sur des stations polluées de la Dore).

Espèce ou taxon : Nais alpina

Code : NAAL

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	-	0	0	0	0	0	0(4)
S =		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	30,5
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	14
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (65,7%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (62,5%)	

Espèce ubiquiste et eurytope, mais très inféodée aux sédiments grossiers en courant rapide dans les cours d'eau (1) ; rare dans les lacs jurassiens et vosgiens. Son apparente prédominance dans les têtes de réseau (2) provient de sa préférence pour le faciès lotique : N. alpina peut se récolter dans le bas-Rhône, la basse vallée de la Dordogne et le Doubs en amont de sa confluence avec la Saône, zones potamiques où le courant reste important et les températures en moyenne fraîches ; absente en revanche de la Saône. Préfère vraisemblablement des eaux fraîches (3). Sensible à la pollution (4).

(1) (2) (3) (4) observations banales et souvent anciennes.

(4) indifférente à la dureté des eaux. Très fréquente dans la Dordogne, elle est mentionnée également

dans le bassin du Rhône (F = 32,4%) , de la Seine (F = 53,3%) et de la Saône, excepté les stations de la Saône elle-même (F = 53,3%).

(2) il semble qu'il puisse exister une ambiguïté entre rhéophilie et zonation.

(4) tolérerait une certaine charge organique en présence d'un fort courant (cf. station 07 du bassin de la Dordogne) ; considérée comme limivore au sens strict (PROVOT, 1982 ; JUGET, 1984).

Espèce ou taxon : Specaria josinae

Code : SCJO

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	-	0	+	+	-	0	+	0
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	30,5
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	15
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (34,4%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (46,7%)

Espèce ubiquiste et eurytope, plus fréquente dans les sédiments fins (1) où elle est sensible à la pollution (2) et favorisée par une forte charge en C et N particuliers.

(1) FRENZEL, 1983 ; limivore sensu lato (PROVOT, 1982 ; JUGET, 1984).

(2) préfère les zones enrichies en matières organiques provenant de l'industrie du papier (lacs finlandais, SÄRKKÄ, 1987 a et b). Elle peut s'enfoncer dans les sédiments (-10 cm, SÄRKKÄ, 1987a). CHERAITIA (1984) trouve l'espèce dans un étang très productif.

Trouvée jusqu'à -25 m dans le lac Päijänne (SÄRKKÄ, 1987a).

Absente de la zone profonde des lacs jurassiens pollués où elle paraît sensible à l'apparition d'un effet de fosse.

Intolérante aux métaux lourds.

Espèce ou taxon : Chaetogaster diaphanus

Code : CHDI

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	0	-	+	0	- ?	0	0	0
S = 2,60			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	26,3
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	15
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (57,9%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (73,3%)	

Espèce ubiquiste et eurytope ; préfère la végétation et les substrats artificiels ; carnassier, se nourrit de proies diverses, dont des rotifères et d'autres oligochètes (C. diastrophus, S. lacustris) (observations personnelles).

Sensible à la pollution (1).

Indifférente à la dureté des eaux. Plus rare dans les lacs.

(1) tolèrerait la pollution organique (HUGHES, 1975 in LEARNER et al., 1978) ; ceci est en accord avec la valence saprobique de 2,60. Certainement intolérante aux rejets industriels (ce travail). Colonise les lits filtrants de stations d'épuration (LEARNER, 1979b). Ses effectifs sont corrélés positivement avec l'oxygène dissous (SMITH, 1986).

Espèce ou taxon : Vejdovskyella intermedia

Code : VEIN

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	-	-	+	+	-	0	+	+
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	26,3
1. % F. cours d'eau :	4
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (48,8%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (73,3%)	

Espèce eurytope inféodée aux zones moyennes et basses dans les cours d'eau (1) ; plutôt lénitophile (2), sensible aux rejets industriels, absente des petits lacs pollués ; connue de lacs de plus grande taille (Chalain, Vouglans, Léman) où elle peut atteindre -120 m de profondeur, mais sensible à l'effet de fosse (3).

Préfère des eaux riches en sels dissous, notamment en calcium et en azote nitrique (au contraire de V. comata) .

(1) cf. LEARNER et al., 1978.

(2) ingère des particules < 184 µm (JUGET, 1979) ; limivore sensu lato (PROVOT, 1982 ; JUGET, 1984).

(3) dans les sables littoraux du lac de Constance, phytophage et ingère des bactéries (FRENZEL, 1983a).

Espèce ou taxon : Potamothrix hammoniensis

Code : POHA

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	0	+	+	+	+	0	0	0 (1)
s = 2,50			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	25,8
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	3
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (34,4%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (53,3%)

Espèce ubiquiste et eurytope, mais absente de la végétation et des substrats artificiels ; préfère les sédiments fins.

Sa résistance à la pollution est controversée, notamment dans les lacs ; le sujet a été abordé en détail dans les chapitres VI et VII ; UZUNOV (1979b) ne lui attribue d'ailleurs qu'une valence saprobique de 2,50, ce qui paraît justifié.

(1) VERDONSCHOT (1987) trouve une corrélation positive entre le pH et l'abondance de POHA, mais une corrélation négative avec NH₄ et NO₃.

Espèce ou taxon : Limnodrilus claparedeanus

Code : LICL

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédiments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	- (Zn?)	+	0	0	0	0	+	+
S = 2,75			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	23,2
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (54,7%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	RH, SD

Espèce eurytope préférant les sédiments fins ; inféodée aux zones moyennes et aval des cours d'eau ; rare dans les lacs jurassiens et vosgiens de même que dans le Léman ; se restreint à la zone littorale.

Préfère des eaux calciques riches en sels dissous et en nitrates ; prolifère dans les sédiments grossiers en courant lent pollués par des effluents industriels ; sensible à la pollution et aux métaux lourds (Zn ?) dans les sédiments fins.

Sa sensibilité apparente à la pollution dans les sédiments fins est contradictoire avec les données de la littérature, VERDONSCHOT (1987) trouve une corrélation positive entre cette espèce, le phosphore total, les sels ammoniacaux, le pH et le calcium ; mais il constate également que LICL ne se trouve pas dans les fossés les plus chargés en matières organiques ; préférence pour les sédiments argileux riches en calcium et en magnésium (VERDONSCHOT, 1987).

Espèce résistante au sens strict du terme : les effectifs (forme adulte) diminuent selon un gradient de pollution croissante, mais moins vite que ceux d'espèces plus sensibles dans les sédiments fins. Dans les sédiments grossiers, les effectifs et les % de L. claparedeanus augmentent selon un gradient croissant de richesse des eaux en sels dissous et en NH₄⁺.

Espèce ou taxon : Pristina aquiseta (foreli)

Code : PRFO

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	+	0	0	0	0	0	0
Σ = 2,40			Perturbations de nature hydraulique = +					

% F. total :	23,2
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (44,2%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (56,3%)	

Espèce ubiquiste, principalement inféodée aux alluvions grossières en courant lent ; rare dans les sédiments fins (F = 6,3%) et absente de la végétation et des substrats artificiels ; prolifère dans les alluvions grossières en courant rapide dans le cas de pollutions industrielles riches en matières organiques ; constituerait un descripteur de perturbations de nature hydraulique. Espèce fréquente dans la Dore (pollutions + perturbations hydrauliques) et la Dordogne (principalement perturbations de nature hydraulique).

Espèce ou taxon : Pristinella jenkiniae

Code : PRJE

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
+	0	+	0	0	0	0	0	0
S =			Perturbations de nature hydraulique = +					

% F. total :	21,6
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (34,3%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (46,9%), SE (46,7%)	

Mêmes commentaires que pour P. aquiseta ; préfère les alluvions grossières en courant rapide ; favorisée par la pollution (1) dans les sédiments fins et grossiers.

(1) LEARNER et al. (1971) ; EYRES et al. (1978) ; GIANI (1984a).

Espèce ou taxon : Amphichaeta leydigii

Code : AMLE

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	- Zn, Hg?	0	0	+	-	0	0	+ ?
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	20,5
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (34,4%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (46,7%), SD (40%)

Forme eurytope inféodée aux zones moyennes et aval des cours d'eau ; préfère les sédiments fins ; son affinité pour les eaux calcaïques serait également attestée par sa faible représentation dans le secteur Dore + Dordogne (F = 12,5%), où dominant toutefois les sédiments grossiers.

Plus rare dans les lacs, elle peut coloniser les zones littorales et profondes ; atteint l'isobathe -120 m dans le Léman, mais elle est sensible à l'effet de fosse dans les lacs jurassiens et vosgiens.

Plutôt sensible à la pollution dans les sédiments fins des cours d'eau, notamment au zinc et au mercure (1).

(1) FRENZEL (1983a) constate l'invasion des sables littoraux du lac de Constance par A. leydigii dans les années 1977-1978, comparativement aux années 1936-1937 ; eutrophisation ? De même, SÄRKKÄ (1987b) rangerait ce taxon parmi les formes indicatrices d'eutrophie en lac.

Forme algivore (FRENZEL, 1981, 1983a ; PROVOT, 1982 ; JUGET, 1984 et observations personnelles).

Espèce ou taxon : Aulodrilus limnobius

Code : AULI

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	0	0	0	0	0	0	+ ?
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	18,4
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (26,6%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD (26,7%)

Espèce ubiquiste et eurytope.
Fréquente mais jamais abondante.
Exigences écologiques obscures.

Sans doute caractéristique d'eaux riches en calcium : elle est rare dans le secteur Dore-Dordogne (F = 9,4%), mais préfère les sédiments fins (peu représentés dans ce secteur).

Serait indicateur de conditions mésotrophes en milieu lacustre (MILBRINK, 1983b, SÄRKKÄ, 1987a).
Risque de confusion avec Homochaeta setosa.

Espèce ou taxon : Eiseniella tetraedra

Code : EITE

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	0	0	0	0	0	0	0
S = 1,65 (4)			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	18,4
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (31,4%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SD (46,7%)	

Espèce ubiquiste (1), eurytope, se restreint aux zones moyennes et aval des cours d'eau ; mais on la récolte dans les secteurs les plus amont du Rhithron, notamment dans certains petits cours d'eau ; inféodée plutôt aux zones de courant rapide, mais peut faire partie de la faune ripicole (2).

Souvent récoltée dans les petits cours d'eau, au niveau d'un habitat particulier constitué par les mousses en courant rapide recouvrant la surface de barrages.

Probablement indifférente à la dureté des eaux (3).

Bien que fréquente, n'apparaît dans aucune des ACPN. Sans doute sensible à la pollution (4).

(1) cosmopolite (BOUCHE, 1972).

(2) BOUCHE, 1972 ; forme épigée partielle.

(3) Neutrophile, relativement acidotolérante (BOUCHE, 1972)

(4) Préférences écologiques mal connues en milieu lacustre (MILBRINK, 1983b) ; supporterait des conditions allant de l'oligotrophie à un début de mésotrophie (SARKKA, 1987a).

Espèce ou taxon : Spirosperma velutinus

Code : SPVE

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	-	0	+	-	0	0	0
Σ = 2,00 (1)			Perturbations de nature hydraulique = +					

% F. total :	17,4
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	
SO (25,6%), CL, CR (20%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (43,8%)	

Espèce ubiquiste et eurytope ; préfère les substrats grossiers, où elle est sensible à la pollution (1). Vraisemblablement, l'espèce peut décrire des perturbations de nature hydraulique.

Sa forte fréquence dans le secteur DR semblerait indiquer une préférence pour des eaux peu calciques ; mais elle est très liée aux mouvements des eaux souterraines (2), et assez fréquente dans le karst (SD, F = 23,3%).

Sensible à la pollution et à l'effet de fosse en lac (3).

(1), (2), (3) voir chapitres VI et VII; indicateur par excellence d'oligotrophie (cf. § VII).

Espèce ou taxon : Ophidonais serpentina

Code : OPSE

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
+	0	0	0	0	0	0	0	0
S = 2,50			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	17,4
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (42,1%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (40%)	

Espèce phytophile (1) mais assez eurytope. Absente du Crénon. Vraisemblablement très résistante à la pollution organique dans les sédiments fins et indifférente aux métaux lourds ; corrélée positivement avec l'oxydabilité (2) de l'eau interstitielle (mais principalement dans une structure dominée par la forte contribution d'une station polluée).

(1) Remarque commune dans la littérature.

(2) corrélée négativement avec le phosphore total, positivement avec la conductivité et les bicarbonates des eaux libres (VERDONSCROT, 1987).

Espèce ou taxon : Potamothrix moldaviensis

Code : POMO

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	- Cr ?	+	0	0	0	-	+	+
S = 2,50		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	17,4
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	0
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) : SF (35,9%)	
Bassin(s) préférentiel(s) : SE (60%)	

Espèce eurytope, préférant les sédiments fins. mais corrélée négativement avec le pourcentage de limons ; assez fréquente dans les sédiments grossiers (1) (SO, F = 17,9% ; CL, F = 20,9%) ; préférerait des eaux bien minéralisées, riches en calcium et en nitrates ; tolère la pollution dans les sédiments grossiers en courant lent ; intolérante dans les sédiments fins (3) ; inconnue dans les lacs jurassiens et vosgiens (2).

Se restreint aux zones moyennes et aval dans les cours d'eau.

(1) donnée banale.

(2) absente du lac Léman (JUGET, 1967b), mais mentionnée dans le lac de Constance (FRENZEL, 1983b, PROBST, 1987) et le lac de Neuchâtel (LANG, 1984).

Dans le lac de Constance, se plaît dans les zones littorales ouvertes où elle prolifère (FRENZEL, 1983b) et préfère les sédiments riches en carbone organique. Peut également coloniser la zone profonde de ce même lac (PROBST, 1987), sans dépasser l'isobathe -100 mètres.

(3) considérée comme indicatrice de mésotrophie (PROBST, 1987) ou d'eutrophie (MILBRINK, 1983b).

En fait, elle paraît intolérante principalement aux rejets industriels dans les sédiments fins.

Espèce ou taxon : Lumbriculus variegatus

Code : LUVA

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
+	0	+	0	0	0	0	0	0
S = 3,00			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	16,8
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	13
Habitat(s) préférentiel(s) :	
SO (15,4%), SF (12,5%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SD (40%)	

Espèce ubiquiste, eurypote, favorisée par la pollution organique et apparemment indifférente aux métaux lourds. Sans doute l'oligochète le plus "rustique" (1).

Corrélée positivement avec la teneur en tourbe et en fer (VERDONSCHOT, 1987).

Espèce communément associée aux sédiments tourbeux.

Voir chapitres VI et VII.

(1) trouvée en lacs dans des conditions oligo-, méso- et eutrophes (SÄRKKÄ, 1987a).

Espèce ou taxon : Slavina appendiculata

Code : SLAP

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	0	0	+	0	- ?	0	0	0
S = 2,00 (2)			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	16,8
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (18,6%), CR (14,3%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (31,3%), SE (26,7%)	

Espèce eurytope, restreinte aux zones moyennes et aval dans les cours d'eau (3), mais colonise le littoral des lacs jurassiens et vosgiens.

Préfère les sédiments grossiers (1).

Sensible à la pollution dans les sédiments fins (2), mais l'observation est tempérée par le fait que l'espèce est rare dans les stations analysées.

(1) confirmé par DAVIS, 1982.

(2) cf. DAVIS, 1982 : favorisée par un enrichissement modéré en matières organiques.

(3) confirmé par LEARNER et al., 1978.

Espèce ou taxon : Chaetogaster langi

Code : CHLA

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	0	+	+	0	- ?	0	0	0
S =		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	16,3
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (37,2%), VGSA (31,6%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (73,3%)	

Espèce eurypote et ubiquiste :
absente du Crénon, mais LEARNER et
al., (1978) la trouvent dans les
secteurs les plus amont des cours
d'eau.

Favorisée par la pollution (2) dans
les sédiments grossiers en courant
lent, mais sensible dans les sédiments
fins.

Préfère les sédiments grossiers en
courant lent et la végétation (1) (+
les substrats artificiels).

(1) cf. FRENZEL (1981) : forme
algivore.

(2) cette observation apporterait des
arguments en faveur de la séparation
entre C. langi et C. diastrophus, tel
que le suggère FRENZEL, (1981), C.
langi étant favorisée par des
pollutions industrielles (au contraire
de C. diastrophus) ; espèce abondante
dans les lits filtrants de stations
d'épuration (LEARNER, 1979b).
Cependant, SARKKA (1987c) mentionne
C. langi dans des situations eutrophes
à très polluées (lac Päijänne).

Espèce ou taxon : Propappus volki

Code : PPVO

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	-	0	0	0	0	0	0
S =			Perturbations de nature hydraulique = +					

% F. total :	16,3
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	-
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (37,2%), CR (35,7%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (53%)	

Espèce eurypote, absente des lacs jurassiens et vosgiens ; inconnue dans les lacs en général. Descripteur de perturbations d'origine hydraulique, fréquent dans la zone DR (53%, eaux peu calciques) et la zone SE (40%, eaux très calciques).

Préfère les sédiments grossiers en courant lent et rapide.

Sensible à la pollution dans les sédiments grossiers ; mais STARZECKA et al., (1988) mentionnent cette espèce dans les secteurs d'un cours d'eau pollué par des nitrates et des sels ammoniacaux.

L'écologie de cet Enchytraeidae a été évoquée dans le chapitre VI.

Espèce ou taxon : Dero digitata

Code : DEDI

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	- Cd ?	+	0	0	0	0	0	+
S = 3,00			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	15,3
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (31,6%), SF (28,1%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SD (33,3%)	

Espèce préférant les eaux calmes, les sédiments fins, la végétation (+ substrats artifi-ciels) ; inféodée aux zones moyennes et aval des cours d'eau (1) ; abondante en étang ou dans des pièces d'eau peu profondes ; récoltée jusqu'ici dans des eaux calciques ; dans le secteur DR, F = 0%.

Sensible à la pollution industrielle dans les sédiments fins (cours d'eau) ; très résistante et favorisée par les rejets industriels dans les sédiments grossiers en courant lent (2).

(1) cf. LEARNER et al., 1978.

(2) polluorésistance bien connue, confirmée par DAVIS (1982) et UZUNOV (1979a). Mais ceci reste vrai pour les sédiments grossiers en cours d'eau, et partiellement vrai pour les

sédiments fins de petites retenues peu profondes de plaine (ex : les Ullis), où les métaux lourds en excès semblent être responsables de sa disparition. Caractéristique de conditions eutrophes dans les lacs (SÄRKKÄ, 1987a).

Ecologie probablement proche de celle de B. sowerbyi.

Espèce ou taxon : Nais simplex

Code : NASI

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution								
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	0	0	0	0	0	+	+
S = 2,35		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	15,3
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (26,3%), CL (18,6%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (46,7%)	

Espèce eurytope préférant la végétation (+ substrats artificiels) et les sédiments grossiers en courant lent ; restreinte aux zones moyennes et aval des cours d'eau (1) ; préfère des eaux riches en calcium et en nitrates (dans le secteur DR, son pourcentage de fréquence d'occurrence atteint 3,1%).

(1) cf. LEARNER et al., 1978.

Tolère probablement une charge organique polluante modérée.

Espèce ou taxon : Ilyodrilus templetoni

Code : ILTE

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	-	0	0	0	-	0	0	0
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	14,7
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	
SF (18,8%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SD (26,7%)	

Espèce lénitophile, préférant les sédiments fins (2), présente dans les zones moyennes et aval des cours d'eau ; probablement sensible aux métaux lourds dans les cours d'eau et à un effet de fosse dans les lacs (1) ; indifférente apparemment à la dureté des eaux.

(1) considérée cependant comme pouvant se développer dans des systèmes lacustres eutrophes (MILBRINK, 1983b, SÄRKKA, 1987a). Tolère une certaine pollution organique dans les cours d'eau (DAVIS, 1982) ; corrélée positivement avec les sels ammoniacaux, négativement avec l'O₂ dissous dans les eaux libres de fossés néerlandais (VERDONSCHOT, 1987).

(2) cf. JUGET, 1979.

Espèce ou taxon : Paranais frici

Code : PAFR

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines ($\geq 30\%$) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	- Cr ?	0	0	0	0	0	0	0
s = 2,35			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	14,7
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	
SF (32,8%), VGSA (31,6%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
RH (41,2%)	

Espèce eurytope mais préférant les sédiments fins et la végétation (+ substrats artificiels) ; sensible à la pollution industrielle dans les sédiments fins et aux métaux lourds (chrome ?) ; inféodée aux zones moyennes et aval des cours d'eau ; sa présence simultanée, avec N. elinguis, dans les sédiments grossiers en courant lent des stations de la Saône les plus riches en chlorures, pourrait décrire des contaminations de l'eau par les chlorures (1), mais ce fait n'est pas apparent dans les analyses de données.

(1) Ces deux espèces cohabitent dans les sédiments de la lagune saumâtre des Saintes-Maries, riche en chlorures et servant de récepteur à des effluents domestiques ; elles préfèrent probablement une matière organique bien minéralisée sans métaux lourds (elles se trouvent dans le dernier bassin de la lagune) ; P. frici est connue pour tolérer, comme N. elinguis, de fortes salinités (voir notamment PFANKUCHE, 1981).

Espèce ou taxon : Pristina longiseta

Code : PRLO

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	0	0	0	- ? (1)	0	0	-? (2)
S = 2,50			Perturbations de nature hydraulique = 0 ?					

% F. total :	14,7
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	- ?
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (18,6%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (34,4%)	

Espèce eurytope préférant les sédiments grossiers en courant lent dans les cours d'eau et la zone littorale des lacs (1) ; restreinte aux zones moyennes et aval dans les cours d'eau ; son absence du milieu interstitiel n'est peut être que fortuite (3) ; il est possible cependant que les soies capillaires démesurées du segment III constituent un obstacle à la pénétration dans les interstices des alluvions.

(2) absente du secteur SE, peu fréquente dans les secteurs SD (F = 13,3%) et RH (F = 2,9%).

(3) RODRIGUEZ (1987) considère que P. longiseta et P. leydyi constituent deux formes de la même espèce ; P. leydyi est mentionnée dans les eaux souterraines dans l'état de New-York (STRAYER et BANNON-O'DONNELL, 1988).

Espèce ou taxon : Uncinai uncinata

Code : UNCI

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	- Cu, Pb ?	0	0	+	-	0	0	+
S =		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	14,2
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	VGSA (21,1%), SF (18,8%), SO (15,4%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE (33,3%)

Espèce eurytope mais à tendance lénitophile (2) ; inféodée aux zones moyennes et aval des cours d'eau (1), sensible à la pollution et aux métaux lourds (3) dans le sédiment (cuivre et plomb ?) ; préfère probablement des eaux calcaïques (F = 0% dans le secteur DR).

(1) cf. LEARNER et al., 1978.

(2) se plaît dans les sables : JUGET, 1979 ; RODRIGUEZ, 1984.

(3) tolère un large spectre de trophie dans les lacs (SÄRKKÄ, 1987a), mais indiquerait plutôt des conditions mésotrophes (HOWMILLER et SCOTT, 1977) ; sensible à l'effet de fosse dans les lacs étudiés.

Espèce ou taxon : Branchiura sowerbyi

Code : BRSO

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
-	- Cd, Pb ?	+	0	0	0	0	0	0
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	13,2
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	-
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	9
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF (34,4%)
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD (43,3%)

Forme lénitophile, inféodée aux zones potamiques (2) ; sensible aux pollutions industrielles dans les sédiments fins (1); favorisée par celles-ci dans les sédiments grossiers en courant lent ; sensible aux métaux lourds (cadmium, plomb ?) ; corrélée négativement avec l'oxydabilité des eaux interstitielles des sédiments fins.

(1) cf. MACIOROWSKI et al., 1977 ; PRATER et al., 1980 ; DAVIS, 1982.

Rare dans les lacs étudiés : mentionnée dans les étangs ou les retenues de plaine peu profondes (cf. ce travail et CHERAITIA, 1984) ; absente des lacs jurassiens et vosgiens : ce fait pourrait être une conséquence de la thermophilie bien connue de l'espèce.

Ecologie proche de celle de D. digitata.

(2) observation commune ; voir aussi RODRIGUEZ, 1984.

Agent actif de fertilisation des sols aquatiques et utilisé comme désherbant agricole dans les rizières. (KIKUCHI et KURIHARA, 1982).

Espèce ou taxon : Haplotaxis gordioides

Code : HAPG

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	0	0	0	0	0	0	0
S = 0,75			Perturbations de nature hydraulique = +					

% F. total :	12,1
1. % F. cours d'eau :	3
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	0
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (20%), CL (18,6%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
RH (26,5%)	

Espèce ubiquiste préférant les sédiments grossiers ; absente des lacs étudiés (2).

Exigences écologiques peu connues dans les eaux superficielles, sans doute en raison de sa préférence pour les eaux souterraines (1); vraisemblablement indicatrice de perturbations de nature hydraulique (3).

(1) observation banale.

(2) JUGET (1967a) la mentionne dans le Léman.

(3) immigrant souterrain (JUGET, 1967a).

Espèce ou taxon : Chaetogaster cristallinus

Code : CHCR

Sensibilité dans un sédiment donné au facteur pollution			Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux						
0	0	-	0	0	- ?	0	0	0
S = 2,25			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	11,6
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	3
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	10
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (23,3%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (28,1%) SE (26,7%)	

Espèce inféodée aux zones moyennes et aval (1) dans les cours d'eau ; n'y colonise que les sédiments grossiers (2) ; sensible (3) à la pollution ; fréquente dans la zone littorale des lacs, mais absente de la zone profonde. Indifférente à la dureté des eaux.

Ecologie apparemment différente de celle de C. diaphanus.

(1) cf. LEARNER et al., 1978.

(2) supporte de fortes vitesses de courant ; carnassier (copépodes) mais aussi algivore (SCHWANK, 1981b, 1982a) ;

(3) trouvée également au Texas dans des eaux claires, "oligotrophes", sur sables et graviers (DAVIS, 1982).

Espèce ou taxon : Potamothrix vej dovskyi

Code : POVE

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	+ ?	0	0	- ?	0	0	+ ?
S =		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	11,1
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) : CL (11,6%) SF (10,9%) SO (10,3%)	
Bassin(s) préférentiel(s) : SE (40%)	

Espèce eurytope plutôt lénitophile ; dans les zones moyennes et aval des cours d'eau ; absente des lacs jurassiens (1) et vosgiens ; relativement fréquente dans les cours d'eau, mais jamais abondante ; semblerait favorisée par la pollution industrielle dans les sables, mais cette affirmation demande à être confirmée.

(1) espèce dominante actuellement dans le Léman (LANG, 1984 et ce travail) ; apparemment absente du lac de Neuchâtel (LANG, 1984) et du lac de Constance (PROBST, 1987) ; considérée comme indicatrice de conditions mésotrophes (LANG, 1984) ou eutrophes (MILBRINK, 1983b).

Préférerait des eaux calcaïques ; dans le secteur DR, F = 3,1%).

Espèce ou taxon : Marionina argentea

Code : MAAR

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	-	0	0	0	0	0	0
S =		Perturbations de nature hydraulique = + ?						

% F. total :	11,1
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	10
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CL (23,3%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (34,4%)	

Espèce eurytope mais absente de la végétation + substrats artificiels : dans la zone moyenne et aval des cours d'eau ; rare dans la zone littorale des lacs ; préfère les sédiments grossiers en courant lent ; apparemment indifférente à la dureté des eaux (1) (fréquente dans les secteurs SE, F = 20% et SD, F = 16,7%) ; bien connue dans les eaux souterraines, elle peut constituer probablement un descripteur de perturbations de nature hydraulique ;

sensible à la pollution (2).

(1) et (2) RODRIGUEZ (1984).

Espèce ou taxon : Nais christinae

Code : NACH

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines ($\geq 30\%$) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	0	0	0	0	0	0	+ ?
S =			Perturbations de nature hydraulique = 0					

% F. total :	11,1
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	10
Habitat(s) préférentiel(s) :	
VGSA (36,8%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SE (20%)	

Espèce eurytope, préférant la végétation (et les substrats artificiels) ; inféodée aux zones moyennes et aval dans les cours d'eau (1) ; peut-être s'agit-il d'une forme calciphile (F en DR = 6,3%), mais ce fait demande confirmation.

(1) espèce thermophile selon KASPRZAK (1973), TIMM (1980).

Espèce ou taxon : Spirosperma ferox

Code : SPFE

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	0	0	0	- ? (1)	0	0	0
S =		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	10,5
1. % F. cours d'eau :	1
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	
SO (7,7%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SD (10%)	

Espèce ubiquiste et eurytope, mais jamais très abondante ; plus fréquente dans les milieux stagnants (1); malgré sa faible fréquence dans les cours d'eau (F = 5,4%), récoltée dans les cinq grands types d'habitats ; vraisemblablement indifférente à la dureté des eaux (2) : elle se récolte dans le secteur DR (F = 3,1%) et dans la zone littorale des lacs vosgiens ;

(1) mentionnée dans la zone profonde du lac de Chalain (-20 mètres), mais déserte la zone la plus profonde de ce même plan d'eau ; considérée comme indicatrice de conditions oligotrophes (MILBRINK, 1983b ; SÄRKKÄ, 1987a), mésotrophes (LANG, 1984 ; PROBST, 1987), ou eutrophes (LANG et LANG-DOBLER, 1980).

(2) VERDONSCHOT (1987) trouve une corrélation positive entre cette espèce, le pH, les bicarbonates et le magnésium des eaux libres.

Espèce ou taxon : Aulodrilus pigueti

Code : AUPI

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (≥ 30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
-	-	+	0	0	0	0	0	+
S =		Perturbations de nature hydraulique = 0						

% F. total :	9,5
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	9
Habitat(s) préférentiel(s) :	
SF (17,2%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
SD (33,3%)	

Espèce lénitophile (absente des zones de courant), inféodée aux zones moyennes et aval des cours d'eau (1); rare dans les systèmes lacustres; sensible à la pollution industrielle dans les sédiments fins, favorisée par celle-ci dans les sédiments grossiers en courant rapide, associés à des eaux chargées en sels dissous (2)

(1) plus fréquente dans les lacs nordiques où elle est associée à des conditions mésotrophes (MILBRINK, 1983b); elle peut se trouver dans des systèmes eutrophes (SÄRKKÄ, 1987a).

(2) en accord avec les observations de MARCHESE (1987).

Espèce ou taxon : Cernosvitoviella atrata

Code : CEAT

Sensibilité dans un sédiment
donné au facteur pollution

S. fins : pollution organique des eaux et des sédiments	S. fins : pollution métallique des sédiments	S. grossiers : pollution organique des eaux	Charge en C-N particulaire des sédiments fins	Potentiel de minéralisation (lacs)	Pollution et effet de fosse (lacs)	% de fines (2-30%) des sédi- ments fins	NO ₃ ⁻ (eaux)	Dureté des eaux
0	0	- ?	0	0	0	0	0	+ ?
S =			Perturbations de nature hydraulique = + ?					

% F. total :	9,5
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	-
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	-
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité" Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	8
Habitat(s) préférentiel(s) :	
CR (20%), CL (18,6%)	
Bassin(s) préférentiel(s) :	
DR (73,3%)	

Espèce trouvée dans le Rhithron (3) et préférant les sédiments grossiers ; très fréquente dans la Dordogne, peut-être sous l'influence combinée des perturbations de nature hydraulique et de la présence d'eaux peu calciques (1); les immatures du genre Cernosvitoviella apparaissent très sensibles à la pollution dans les sédiments grossiers (2).

(1) espèce citée par HEALY (1980) in RODRIGUEZ, (1984), dans des eaux légèrement acides ou neutres (cf. la Dordogne).

(2) RODRIGUEZ (1984) trouve C. atrata dans des eaux pures ou légèrement polluées, en courant modéré sur des substrats grossiers.

(3) récoltée dans des sources au Pays Basque espagnol (RODRIGUEZ, 1984).

Espèce ou taxon : **Nais variabilis**

Code : **NAVA**

% F. total :	8,9
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	12
Habitat(s) préférentiel(s) :	VGSA
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD

Espèce relativement rare mais très ubiquiste.

Serait tolérante à la pollution organique : valence saprobique (S = 2,50) ; fréquente dans les lits bactériens de stations d'épuration (LEARNER, 1979b), tolérance signalée également par LEARNER et al., (1978), DAVIS, (1982). VERDONSCHOT (1987) trouve une corrélation négative entre cette espèce, les bicarbonates, le calcium et les sulfates, et une corrélation positive avec l'épaisseur de la couche de limons ; se nourrit de bactéries (HARPER et al., 1981a, 1981b).

Espèce ou taxon : **Pristinella osborni**

Code : **PROS**

% F. total :	8,9
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	-
3. Présence dans le milieu interstitiel :	- ?
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	9
Habitat(s) préférentiel(s) :	CL
Bassin(s) préférentiel(s) :	DR

- Pas encore trouvée dans le milieu interstitiel ;

- Probablement indicatrice de perturbations de nature hydraulique ; risque de confusion systématique avec d'autres espèces du genre Pristinella ; sensible à la pollution dans les sédiments grossiers (courant rapide).

Espèce ou taxon : Piguetiella blanci

Code : PIBL

% F. total :	8,4
1. % F. cours d'eau :	1
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	SO, VGSA
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE

Espèce eurytope (cours d'eau), plus fréquente dans les lacs où elle atteint -20 m (lac de Chalain) ; probablement calciphile et sensible à l'effet de fosse (dans les lacs) ; absente pour l'instant du secteur Dordogne + Dore ; rare dans les cours d'eau (excepté la Seine + la Saulx) ; connue principalement dans des zones mésotrophes en lac (SARKKA, 1987a).

Espèce ou taxon : Dero obtusa

Code : DEOB

% F. total :	7,9
1. % F. cours d'eau :	1
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	-
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4 (2)
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	8
Habitat(s) préférentiel(s) :	VGSA, SF
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD

Espèce connue pour l'instant des zones potamiques et de la bordure des lacs ; probablement lénitophile ; serait résistante et favorisée (1) par la pollution industrielle : corrélée positivement avec la variable OXYE (oxydabilité de l'eau interstitielle des sédiments).

(1) valence saprobique $S = 2,70$; dans des zones légèrement contaminées par des égouts (DAVIS, 1982) .

(2) préférence pour la végétation (DUMNICKA, 1978 ; DAVIS, 1982).

Espèce ou taxon :	<u>Marionina riparia</u>
Code :	MARI

% F. total :	7,9
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	10
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF, CL
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD

Probablement lénitophile.

Serait résistante à la pollution (DUMNICKA, 1978 ; LAFONT, in CEMAGREF, 1982a, GIANI, 1984a et b).

Espèce ou taxon :	<u>Chaetogaster setosus</u>
Code :	CHSE

% F. total :	7,4
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	VGSA, CL
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE

Espèce eurytope, plutôt lénitophile ; préférerait des eaux calcaïques riches en nitrates.

Espèce ou taxon : Potamothrix bedoti

Code : POBE

% F. total :	6,8
1. % F. cours d'eau :	1
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	2
3. Présence dans le milieu interstitiel :	-
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	-
5. Nombre d'habitats colonisés :	1
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	5
Habitat(s) préférentiel(s) :	SF
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE

Espèce moins rare dans les lacs que dans les cours d'eau ; récoltée jusqu'ici exclusivement dans les sédiments fins.

Espèce calciphile ? Exigences autécologiques probablement très particulières (1).

Indicatrice de conditions eutrophes en lac (LANG, 1984 ; PROBST, 1987).

(1) se reproduit par architomie, les individus sexuellement murs (et déterminables à l'espèce) apparaissant lorsque les températures sont fraîches (TIMM, 1972) : en fait, l'espèce n'est peut être pas rare, mais les immatures ne peuvent être distingués de ceux d'autres espèces.

Espèce ou taxon : Bythonomus lemani

Code : BYLE

% F. total :	5,8
1. % F. cours d'eau :	1
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	1
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	5
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	11
Habitat(s) préférentiel(s) :	CR
Bassin(s) préférentiel(s) :	SD

Espèce eurytope bien que peu fréquente ; s'avère peut-être calciphile (plus fréquente dans le bassin de la Saône) ; absente du secteur DR (Dordogne + Dore, eaux peu calciques) mais aussi du secteur SE (Seine + Saulx, eaux très calciques).

B. lemani semble très liée à des zones karstiques (dominantes en SD, Saône + Doubs).

- Espèce pouvant décrire des perturbations de nature hydraulique ?

Indicatrice de conditions oligotrophes en lac (LANG, 1984).

Espèce ou taxon : Potamothrix heuscheri

Code : POHE

% F. total :	5,8
1. % F. cours d'eau :	1
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	1
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	9
Habitat(s) préférentiel(s) :	CL
Bassin(s) préférentiel(s) :	SE

Serait favorisée par les pollutions industrielles dans les sédiments grossiers et les sédiments fins où elle est au demeurant peu fréquente (F = 4,7%) ; trouvée dans des lacs très eutrophes ou pollués (cf. § VII) ; sans doute s'agit-il d'une des espèces les plus résistantes à l'effet de fosse et aux pollutions lacustres. Peut se reproduire par voie asexuée (BONACINA et al., 1987a).

Espèce ou taxon : Nais pseudobtusa

Code : NAPS

% F. total :	5,8
1. % F. cours d'eau :	2
2. % F. lacs ou systèmes stagnants :	-
3. Présence dans le milieu interstitiel :	1
4. Présence dans les zones suivantes	
Crénon :	-
Rhithron :	1
Potamon :	1
5. Nombre d'habitats colonisés :	4
Degré d'"ubiquité"	
Σ 1. 2. 3. 4. 5. :	9
Habitat(s) préférentiel(s) :	VGSA(1)
Bassin(s) préférentiel(s) :	RH

Espèce trouvée jusqu'ici exclusivement dans les eaux courantes (1) ; préférerait les végétaux (et les substrats artificiels) (1).

(1) cours supérieur des cours d'eau, dans des milieux peu contaminés, préfère les secteurs riches en végétation (RODRIGUEZ, 1984) ; peut atteindre l'horizon -40 mètres dans des retenues en Espagne (MARTINEZ-ANSEMIL et PRAT, 1984), mais je ne l'ai pas rencontrée dans les lacs jurassiens ou vosgiens, en incluant la retenue hydroélectrique de Vouglans ; signalée dans la zone littorale du lac Léman (JUGET, 1967a).

Ne seront pas traitées individuellement les espèces qualifiées de "rares" dans le tableau 8 : le lecteur pourra se référer à ce tableau pour plus ample information. On pourra souligner quelques points, concernant une partie des espèces appartenant à ce groupe.

- Nais behningi (NABE) : considérée comme polluosensible par UZUNOV (1979b), qui lui attribue une valence saprobique de 1,00 Rhrithron et Potamon.

- Limnodrilus profundicola (LIPR) : Résistante à la pollution dans les sédiments fins de cours d'eau (cf. GIANI, 1984b) ; valence saprobique = 3,00 (UZUNOV, 1979b).

Indicatrice en lacs de conditions eutrophes (LANG, 1984) ou mésotrophes (MILBRINK, 1983b, PROBST, 1987) ; corrélée positivement avec les sulfates et le phosphore total en eaux courantes (VERDONSCHOT, 1987).

- Rhyacodrilus coccineus (RHCO) : la forme adulte semble favorisée par la pollution industrielle dans les sédiments grossiers en courant rapide.

- Vejdovskyella comata (VECO) : forme caractéristique de milieux déficitaires en calcium (1) ; Mc ELHONE (1982) ne la mentionne que dans la zone littorale des lacs les plus déficitaires en calcium (lacs dans le nord du Pays de Galles et du Shropshire) ; vraisemblablement polluosensible ; plus fréquente dans les lacs mésotrophes (SÄRKKÄ, 1987a) ; (1) mais RODRIGUEZ (1984) trouve V. comata dans une seule station du Rio Ega (Pays Basque espagnol), dans des eaux très minéralisées (546 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$), et associée à V. intermedia (les deux espèces s'excluent dans mon jeu de données) ; de plus, SÄRKKÄ (1987b) la mentionne à présent dans des secteurs lacustres eutrophes.

- Psammoryctides moravicus (PSMO) : espèce présentant le rare privilège de n'avoir été mentionnée que sur des stations soumises à des rejets industriels ou urbains : (S2, S4, F8, DB, DC, DM) ; forme plutôt lénitophile (sables, graviers, galets en courant lent, sédiments fins).

- Rhyacodrilus falciformis (RHCA) : espèce stygophile, indicatrice de la présence de sources (JUGET, 1987) ; constitue sans doute un descripteur potentiel de perturbations de nature hydraulique.

- Chaetogaster parvus (CHPA) : descripteur de perturbations de nature hydraulique ; large spectre alimentaire (diatomées, détritiques, protozoaires [8], diatomées (RODRIGUEZ, 1984) ; serait sensible à la pollution.

- Trichodrilus strandi (TRST) : pourrait être considéré comme un descripteur de perturbations de nature hydraulique.

- Rhyacodrilus carsticus (RHCA) : descripteur de perturbations de nature hydraulique : sensible à la pollution ?

- Stylodrilus parvus (STPA) : descripteur potentiel de perturbations de nature hydraulique. On peut attribuer ce même qualificatif à Rhyacodrilus subterraneus (RHSU) et à Dorydrilus michaelsoni (DOMI).

- Haemonais waldvogeli (HMWA) : préférerait des sédiments tourbeux : mentionnée par SMITH (1986) dans des eaux courantes tourbeuses.

Liste des stations de récolte pour chaque espèce ou chaque taxon.

..... : MILIEUX STAGNANTS

Tubificidae imm. avec s.c. +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AD AE AF AG B1 D1 D2 D5 D6 D7 D8 D9 DA DB DC DE DG DI
 DK DL DM DW E2 E6 E8 EC EG EH F3 F4 F5 F6 F7 F8 F9 FA FB FC G1 G2 G3 H2 H3
 K1 L6 M1 N4 P1 P2 P3 Q1 R0 R1 R2 R3 R4 R5 R6 R7 R8 R9 RA RB RC RD RE RF S1
 S2 S3 S4 S5 W1*A6 A7 A8 L1 L2 L3 L4 V1 V2 V3 V4 B4 C4 D1 D3 E4 F4 G4 H4 I4
 J4 K4 M4 N4 O4 P4 Q1 Q2 B1 B2 C1 C3 D1 D3 E2 G1 J1 J2 J3 K4 M1 M3 M4 N1 N3
 N4 P4 R1 S1 U1 U2 U3 U4 UA X1 X2 B1 D1 D3 E2 F2 I2 J1 J3 K2 M2 N2 P2 Q2 Q3*

Tubificidae imm. sans s.c. +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AD AE AF AG B1 D1 D2 D5 D6 D7 D8 D9 DA DB DC DE DG DI
 DK DL DM DW E5 E8 E9 EA EB EG EH EJ F2 F3 F4 F5 F6 F7 F8 F9 FA FB FC G1 G2
 G3 K1 L6 N4 P1 P2 P3 Q1 R0 R1 R2 R3 R4 R5 R6 R7 R8 R9 RA RB RC RD RE RF RZ
 S1 S2 S3 S4 S5 VE*L1 L2 L3 L4 V1 V2 V3 V4 D1 D3 E4 F4 J4 O4 P4 Q2 C1 C3 D1
 D3 E2 G1 I4 J1 J2 J3 K4 M1 M4 N4 P4 R1 S1 U1 U2 U3 U4 UA W3 X1 D1 D3 E2 F2
 I2 J3 O2 P2 Q2 Q3*

Limnodrilus hoffmeisteri +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AD AE AF AG B1 D2 D4 D5 D6 D9 DA DC DE DG DI DK DL DM
 DN DW E2 E9 ED EF EG EH EJ F2 F4 F5 F6 F7 F8 FA FB FC G1 G2 G3 J1 J3 J4 K1
 L6 N4 P1 P2 P3 Q1 R0 R1 R2 R3 R4 R5 R6 R7 R8 R9 RA RB RC RD RE RF RL RZ S1
 S2 S3 S4 S5*A8 L1 L3 L4 V4 D1 J4 O4 P4 Q1 Q2 C1 C3 G1 I4 J1 J2 J3 K4 M1 M4
 N4 P4 R1 U1 U2 U3 U4 UA W3 D3 F2 I2 O2 Q2*

Nais communis +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC C1 D1 D4 DA DB DC DE DG DI DJ DL DM DN E2 E3 E5 E9 EA
 EB ED EF EG EH EI F1 F2 F3 F4 F6 FA FC H1 H2 H3 H4 H5 H6 I1 I2 I3 J1 J3 J4
 K1 L6 M1 N4 O7 P1 P2 P3 R2 R5 R6 R7 R8 R9 RB RD RL S1 S4 S5*L4 B1 D1 D3 E2
 G1 J1 J2 J3 K4 M1 M3 M4 N1 N3 N4 P4 R1 T1 U4 X1 X2 B1 E2 M2 N2*

Lumbriculidae immatures +
 A8 A9 AA AB AC AD AE AF AG C1 D1 D2 D5 D7 D8 DA DC DE DG DI DK DL DM DW E1
 E2 E3 E5 E6 E8 E9 EA EB EC ED EE EF EG EH EI EJ F1 F2 F3 F4 F6 F7 F8 FB FC
 G1 G2 G3 I3 K1 M1 N4 O7 P1 P2 P3 R0 R2 R4 R5 R7 R9 RB RD RZ S1 S2 S3 S4 S5
 VE*W1 A8 L1 L2 L3 V3 B4 D1 K4 M4 N4 P4*

Tubifex tubifex +
 B1 D1 D2 D4 D5 D6 D8 DA DC DG DI DK DL DN DW F5 F6 F7 F8 FA FC G1 G2 G3 H2
 H3 J1 J3 J4 K1 M1 P1 R0 R1 R2 R4 R6 R7 R9 RB RC RE RF RL S1 S2 S3 S4*A7 A8
 L1 L2 L3 L4 V1 V2 V3 V4 D1 D3 E4 F4 I4 J4 K4 M4 N4 O4 Q1 Q2 C1 C3 J1 J3 M4
 P4 R1 S1 U1 U2 U3 U4 UA X1 X2 M2 O2*

Chaetogaster diastrophus +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AE AF AG C1 DA DB DC DE DL DM E2 E3 E5 E6 E8 E9 EA EB
 EC ED EH F4 F5 F6 F7 F8 FA FC N4 O7 P1 P2 P3 R6 R9 RL S1 S2 S4 S5*L3 L4 D1
 D3 M4 B1 B2 D1 D3 E2 G1 J1 J2 J3 K4 M1 M3 M4 N1 N3 N4 R1 T1 U1 U2 U4 W3 D3
 E2 F2 J3 M2 N2*

Nais pardalis +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AD AE AF AG B1 C1 D1 D2 D4 D5 D7 DA DB DC DG DI DJ DL
 DM DN DW E2 E3 E5 E6 E9 EA EB EC ED EF EH F3 F4 FC J1 J3 J4 K1 N4 O7 P1 P2
 P3 Q1 R0 R2 R4 R5 R6 R7 R8 R9 RD RL S1 S2 S3 S4 S5*L3 L4 V3 C3 D1 D3 J1 J2
 J3 M4 N4 R1*

Psammoryctides barbatus +
 A6 A7 A8 A9 AB AC AD AE AF AG B1 D4 D5 D6 DC DG DI DJ DL DN DW E9 EA EJ FC
 G1 G2 K1 L6 P1 P2 P3 Q1 R0 R1 R4 R5 R6 R7 R9 RB RD RE RL RZ S1 S2 S3 S4 S5
 *A8 L3 L4 V2 V3 V4 D1 D3 E4 F4 O4 C1 D1 D3 E2 J1 J2 J3 M1 M3 M4 N4 P4 F2 J2
 Q2 Q3*

Nais barbata +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AE AG C1 D4 DB DC DG DI DM DN E3 E5 EB ED EF EH F2 H2
 H3 H4 H5 H6 I3 I4 J1 J3 J4 K1 N4 O7 P1 P2 P3 Q1 R2 R5 R6 R7 R8 R9 RL S1 S2
 S4 S5*L3 G4 C1 D1 D3 G1 J1 J2 J3 K4 M1 M3 M4 N1 N3 N4 P4 R1 U1 U2 U4 X2 M2
 N2*

Nais bretscheri +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AE AF AG D2 D4 D5 DA DB DC DE DG DI DJ DM DN DW E2 E3
 E5 E6 E8 E9 EA EB EC ED EE EF EG EH EI F1 F3 F4 H2 H4 H5 H6 I1 J1 J3 J4 K1
 N4 P1 P2 P3 Q1 R5 R6 R7 R9 RD S1 S2 S4 VE*L4 J1 J2 J3 M3 M4 R1*

Nais elinguis +
 A6 A8 A9 AC AE C1 D1 D2 D4 D7 DB DC DE DG DI DJ DN E2 E3 E5 E8 E9 EA EB EC
 ED EF EG EI F4 F6 F7 F8 H2 H3 H4 H5 H6 I1 I2 I3 I4 J1 J3 J4 K1 N4 P1 P2 P3
 Q1 R0 R1 R2 R4 R5 R6 R7 R9 RB RD RF RL S1 S2 S4 VE*R1 U2 W1 W3*

Stylaria lacustris +
 A7 A8 A9 AA AB AD AE AF AG D8 DA DB DC DE DG DI DJ DK DM DN E5 EB EC EE EF
 EG EH L6 P1 P2 R2 R5 R6 R7 R8 R9 RD RE RL S1 S2 S4 S5 VE*L3 L4 V4 E4 B1 C1
 C3 D1 D3 E2 G1 J1 J2 J3 K4 M1 M3 M4 N1 N4 P4 U4 X1 X2 B1 N2*

Enchytraeidae g. sp. +
 A6 A7 A9 AA AB AC AE AF C1 D5 D7 D8 DC DE DG DJ DL DM DW E1 E2 E3 E5 E6 EA
 ED EF EG EI F1 F4 F8 FC H1 H2 H3 H4 I1 I3 I4 J1 J4 L6 M1 N4 P2 Q1 R0 R2 R4
 R5 R6 R7 R9 RD RE S1 S4 VE*W1 L4 G1 J1 K4 M1 M3 M4 N4 P4 R1*

Aulodrilus pluriseta +
 A7 AA AC AD AE B1 DE DG DJ DN EG EH F2 F4 F5 FA G2 L6 R0 R4 R7 R9 RA RD RE
 S4*L3 L4 V2 V4 D3 E4 F4 G4 H4 I4 O4 P4 Q1 Q2 B1 B2 E2 G1 I4 J1 J2 J3 K4 M1
 M3 M4 N1 N3 P4 U1 X1 B1 D1 D3 E2 F2 I2 J2 J3 K2 P2 Q2 Q3*

Stylodrilus heringianus +
 A6 A8 A9 AA AB AC AD AE AF AG D1 D2 D4 D5 D7 DA DC DE DG DI DJ DK DL DM DN
 DW E2 E8 E9 EA EB ED EE EH F3 F4 F6 F8 FB H1 H2 H3 H4 H5 J1 J3 J4 K1 M1 N4
 P1 P3 R0 R2 R4 R5 R7 R9 RL S1 VE*L3 D1 K4 M4 N4 P4*

Tubifex ignotus +
 A6 A8 A9 AA AC AD AE B1 D1 D2 D4 D5 D6 D7 D8 DA DC DE DK DN DW E6 EH F4 F6
 F7 F8 FA FC G1 G2 J3 J4 K1 L6 M1 N4 R0 R2 R4 R5 R9 RL RZ S1 S2 S5 VE*L3 D1
 D3 C1 C3 G1 I4 J2 J3 K4 M3 M4 N4 P4 R1 X2*

Limnodrilus udekemianus +
 A6 AD AE B1 D6 D9 DA DC DG DJ DK DM DN F8 FA G1 G3 J4 K1 L6 N4 P1 P2 P3 Q1
 R0 R1 R2 R3 R4 R5 R7 R8 RB RC RD RE RF RL S1 S3 S4 S5*V1 Q1 B1 K4 M1 M3 M4
 N1 P4 S1 U1 U2 U4 D3 Q2*

Specaria josinae +
 AA AC AD AF D1 DA DG DK DL E8 ED EG EJ F2 F4 F5 FA L6 P1 P2 P3 R7 R8 R9 RD
 RL S1 S3 S4 S5 VE*L3 L4 D1 D3 E4 H4 B1 B2 E2 G1 J1 J2 J3 M1 M3 M4 N1 N3 N4
 D1 D3 E2 F2 I2 K2 M2 N2*

Nais alpina +
 A8 A9 AA AB AE C1 D1 D2 D4 D5 D7 D8 DE DG DI DJ DK DN DW E2 E3 E5 E6 E8 EA
 EB EC ED EE EF EH F1 F2 F3 F4 FB H1 H2 H4 H5 J3 J4 K1 L6 N4 O7 P1 P2 P3 R2
 R5 R6 R9 RD RL VE*N4 U4*

Chaetogaster diaphanus +
 A6 A7 A8 A9 AA AB AC AE D1 DB DN E3 E5 EB EC ED EF EG EH F2 H2 H3 H4 J3 J4
 M1 N4 O7 P1 P2 P3 R2 R5 R6 R7 R9 RD RL S1 S4*D1 G1 J1 J3 K4 M1 M3 N3 X2 E2*

Vejdovskyella intermedia +
 A6 AA AB AC AD AE AF AG C1 D8 DA DB DC DE DG DI DL DN EB EC ED EF EG EH L6
 P1 P2 P3 Q1 R3 R4 R7 R8 R9 RB RC RD RE RF RL S1 S2 S3 S4 VE*L3 L4 V3 V4 D1*

Potamothenrix hammoniensis +
 A7 A8 A9 AB AG B1 D8 D9 DA DG DI DL DM DW F7 G1 G2 P2 P3 R2 R4 R7 RC RL S1
 W1 A6 A7 A8 L3 L4 V2 V4 C4 D1 D3 E4 F4 H4 J4 O4 Q2 B1 C1 C3 E2 E2 F2 Q2

Limnodrilus claparedeanus +
 AB D5 D8 DA DC DG DI DK DL DM DN G3 L6 P1 P2 P3 Q1 R0 R1 R2 R3 R4 R6 R7 R8
 R9 RA RB RC RD RE RF RL S1 S2 S3 S4 S5 VE*L3 U1 U2 UA O2*

Pristina aequiseta (foreli) +
 A6 A7 A9 AA AD AE AG DA DC DL DM E5 E8 E9 EB EC ED EF F1 F2 F3 F4 F5 F6 F8
 FB FC N4 R6 S1 S4 VE*D1 D3 J1 J2 J3 M1 M3 M4 N4 R1 T1 I2*

Cernosvitoviella sp. +
 A6 A8 A9 AA AB AC AD AE AF C1 DE DG DL DM E3 E5 E6 E8 E9 EA EB EC ED EF EG
 EI EJ F4 F6 F7 F8 N4 O7 P1 P3 S1 S4 VE*D1 J2 N4*

Pristinella jenkiniae +
 A9 AA AB AC AE AF AG DG DJ DL DN E2 E8 E9 EA EB F1 F2 F3 F4 F6 F8 FA FB FC
 G1 I3 J3 N4 R5 S1 S2 S4*W1 D3 G1 J2 M4 N3 R1*

Amphichaeta leydigii +
 AC AD AF AG DA DB DC DK DL DM E8 EC EJ L6 N4 P1 P2 P3 R4 R7 RB RF RL S1 S2
 S3 S4 S5*L3 D1 D3 E4 F4 U2 U3 D1 D3 E2 F2*

Aulodrilus limnobioides +
 A7 AE D9 DA DG DK DN EJ F8 FA G1 G2 L6 P2 R5 R7 RC RL S1 S4*L3 L4 G4 C1 J1
 J2 M3 M4 N4 P4 X1 D1 D3 E2 F2*

Eiseniella tetraedra +
 D4 D5 D7 D8 DE DG DI DK DL DN E3 E5 E6 E8 EA EB EE EI EJ H1 H3 J1 J3 J4 K1
 O7 P1 R0 R2 R4 R6 R9 S5*D3 N4*

Spirosperma velutinus +
 A8 DG DN DW E3 E6 E8 EB EC ED EE EF EG EI F4 FC J1 J3 K1 N4 R6 R7 RB S1 S5
 VE*L1 L2 L3 V2 D1 D3 E4*

Potamothenrix moldaviensis +
 AA AC AD AE AF AG DA DG DI DK DL DN EG EJ P1 P2 P3 R2 R3 R4 R5 R6 R7 R8 R9
 RB RE RL S1 S2 S3 S4 S5

Ophidonais serpentina +
 A7 AD AE AG DC DG DJ DN EC EG EH F3 F5 FB L6 P1 P2 Q1 R2 R4 R5 R7 R8 R9 RE
 RL S1 S2 S4*K4 N1 E2 F2*

Lumbriculus variegatus +
D1 D4 D6 D9 DC DE DM F6 F7 F8 F9 J1 J3 K1 M1 R5 S1 S4 S5*A8 L3 L4 C1 C3 D3
K4 M1 M3 M4 N4 P4 U4*

Slavina appendiculata +
A7 A9 AA D4 DB DN E3 E5 E8 E9 EG EH F2 F4 N4 O7 P2 R5 RL S1*J1 J3 K4 M3 M4
N3 N4 U4 X1 E2 I2 M2*

Chaetogaster langi +
A7 A8 AB AC AD AE AF AG DA DB DC DE DL DM E9 EA EB ED F4 FA P1 P2 P3 R0 S1
S2 S4 S5*J1 M4 N4*

Propappus volki +
AE AF AG C1 DG DI DJ DK E2 E8 E9 EA EB EC ED EE EF EH EJ F1 F2 F3 F4 L6 N4
P1 P2 P3 R2 R4 VE

Nais simplex +
A7 AA AB AE AF AG C1 DG DM DN E5 P1 RL S1 S4 S5*L3 D1 J1 J3 M3 M4 N4 R1 X1
X2 B1 I2 M2*

Dero digitata +
AB DA DC DG DM DN L6 P2 R8 R9 RA RD RE RL S1 S2 S4 S5*V1 D1 B1 K4 R1 U1 U2
U3 U4 E2 I2*

Ilyodrilus templetoni +
DA DG DK DM DN EH F5 L6 P1 R7 RF RL S3 S5*L3 V1 V2 F4 P4 C1 C3 J1 J3 M1 M4
N1 B1 E2*

Paranais frici +
DC DG DK DN ED EG EH EJ P2 P3 Q1 R2 R3 R4 R5 R7 R8 R9 RB RD RE RF RL RZ S2
S4*W1 W3*

Pristina longiseta +
DL E9 EA EB ED EG EH F4 FA FB FC N4 R7 S1 S2 S4*L4 J2 J3 M1 M3 M4 N1 N3 R1
B1 I2 K2*

Uncinaiis uncinata +
A9 AE AG DG DN P1 P2 R7 RA RB S1 S3 S4 S5*V2 V3 D1 D3 E4 D3 J1 J3 M1 N4 D1
F2 M2*

Branchiura sowerbyi +
DA DC DG DI DK DL DM DN EJ R0 R1 R2 R4 R5 R6 R9 RF RL RZ S1 S2 S3 S4 S5*C1*

Haplotaxis gordioides +
A9 C1 D1 DA DC DG DL DW E8 EB EF EI G2 H3 I1 I2 I3 I4 K1 O7 P2 R7 RB

Chaetogaster cristallinus +
A9 AA AB AE E9 EA EB EC EH F4 F6 N4 O7 S1*D1 D3 J3 M1 M3 M4 N4 X2*

Potamotheix vej dovskiyi +
AA AC AD AE AF AG DG DI DN F7 R2 R3 R5 R6 R7 RZ S4*L1 L2 L3 L4*

Nais christinae +
AE AG DG DN E5 EB P2 R6 R7 R8 R9 RD S1 S4 S5*V2 D3 I4 K4 U4 I2*

Marionina argentea +
A8 A9 AB AE DA EA EB EC EF EG EI EJ P1 P2 P3 RL S1 S2 S4 S5*N4*

Spirosperma ferox +
 B1 D4 F4 G1 S1 S5*A6 A7 A8 L3 D1 D3 C3 J1 J2 K4 M4 N4 D3 K2*

Aulodrilus pigueti +
 DA DC DL DM DN EG EH L6 P1 P2 P3 R5 S1 S2 S4 S5*N4 E2*

Cernosvitoviella atrata +
 A8 D2 D5 D7 DA E1 E2 E3 E5 E9 EA EB EF F2 F8 N4 P1 P3

Rhyacodrilus sp. +
 A9 E5 EE EG EJ F4 F6 F7 F8 G1 P3*J2 J3 M1 M3 M2 N2*

Nais variabilis +
 C1 D1 D7 DG DI DL DN EA EB ED EF K1 R9 RL S1 S4*K4*

Pristinella osborni +
 DM E2 E3 E5 E9 EA EB EC ED EF EI EJ L6 N4 P3 S1 S4

Piguetiella blanci +
 AA AD AE AG P2 S1 S4 S5*L4 V2 D1 D1 D3 J2 D1 D3*

Dero obtusa +
 DB DC DI DN EJ R7 R9 RD S5*B1 B2 X1 X2 B1 K2*

Marionina riparia +
 A6 D7 DA DE DK EI K1 RL S1 S3 S4 VE*M4 J1 R1*

Chaetogaster setosus +
 AC AF DA DL EB EC F4 P1 P2 P3 R9 S1 S3*L3*

Potamotheix bedoti +
 J4 P2 RL*D1 F4 G4 J4 M4 O4 J1 J2 M1 M3*

Bythonomus lemani +
 D1 D2 D4 DE DG J3 J4 K1 RL S1*A8*

Potamotheix heuscheri +
 A6 A7 AE DB DC DI DK FB*L2 L3 L4*

Nais pseudobtusa +
 AG D2 DG H6 Q1 R5 R7 R9 RD RL S2

Nais behningi +
 DG DI DJ DN EE EH R2 R4 R5 R9

Lumbricillus fennicus +
 A9 AA AB AC R0 R1 R2 R4 S1*K4*

Limnodrilus profundicola +
 R2 R3 R4 R6 RL S1*L3 S1*

Rhyacodrilus coccineus +
 DA DC E2 F6 F7 F8 FB*K4*

Bothrioneurum sp. +
 F6 F7 F8*C3 J1 J2 J3 M1*

Quistadrilus multisetosus	+
R7 R8 R9 RA RB RC RD	
Vejdovskyella comata	+
E3 F2 F4 N4*K4 I2 K2*	
Stylodrilus brachystylus	+
AE DA E3 E8 S1 S4	
Psammoryctides moravicus	+
DB DC DM F8 S2 S4	
Rhyacodrilus falciformis	+
C1 D1 K1 RL W1*D1*	
Pristina aequiseta (aequiseta)	
DM E9 EI RL S1*T1*	
Mesenchytraeus armatus	+
D7 D8 E1 E2 J1 N4	
Limnodrilus sp.5	+
K1 S3*J1 J2 F2*	
Haber speciosus	+
E6 P3 S1 S4 S5	
Chaetogaster parvus	+
E5 E8 P1 P2 P3	
Ripistes parasita	+
E9 EH F4*K4 K2*	
Bichaeta sanguinea	+
K1*A8 L2 L3*	
Potamothrix bavaricus	+
G1 G2 R2*L4*	
Trichodrilus strandi	+
EA EB K1	
Haber simsi	+
K1 S5 J2	
Rhyacodrilus carsticus	+
E3 E5 E8	
Phallogadrilus riparius	+
EC ED EF	
Chaetogaster limnaei	+
A8 E5*I2*	
Amphichaeta sannio	+
W1 W2 W3	

ECOTYPES

Paranais litoralis EJ*W1 W2*	+	Pristinella jenkiniae, typ. diversisetosa E5
Cernosvitoviella immota D8 E2 RL	+	Limnodrilus hoffmeisteri typ. udekemianus S1
Stylodrilus parvus E6 F3	+	
Rhynchelmis tetratheca ? DA K1	+	
Tubifex montanus *J4 C3*	+	
Pseudochaetogaster longemerit *I2 K2*	+	
Dero nivea DG P2	+	
Cognettia glandulosa EB F4	+	
Haber zavreli S5	+	
Rhyacodrilus subterraneus DW	+	
Bothrioneurum vej dovskyanum Q1	+	
Dorydrilus michaelsoni I3	+	
Homochaeta setosa RL	+	
Haemonais waldvogeli *X1*	+	
Achaeta vesiculata D7	+	
Enchytraeus buchholzi R6	+	
Lumbricillus kaloensis *W2*	+	
Marionina spicula RL	+	