Institutional Repository - Research Portal
Dépôt Institutionnel - Portail de la Recherche
researchportal.unamur.be
University of Namur

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Méthodes biologiques d'analyse de pollution des eaux courantes

Genin, Martine

Award date:
1977

Awarding institution:
Universite de Namur

Link to publication

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 02. May. 2026

1977

FACULTES UNIVERSITAIRES N.D. DE LA PAIX.
NAMUR
FACULTE DES SCIENCES

METHODES BIOLOGIQUES D'ANALYSE DE POLLUTION DES EAUX COURANTES.

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Licencié en Sciences biologiques par

Martine
GENIN

A V A N T - P R O P O S

Je voudrais remercier très sincèrement les personnes qui ont eu la gentillesse de m'aider dans ce travail.

Je pense spécialement à Monsieur le Professeur MICHA, qui, tout au long de cette étude, m'a toujours fait bénéficier de son appui efficace, me guidant de ses conseils.

Je suis heureuse d'adresser mes remerciements au personnel du laboratoire d'Ecologie Animale, et particulièrement à Monsieur KAISER pour ses nombreux conseils et son aide dans la détermination de mes récoltes. Je n'oublie pas Monsieur BISSCHOPS qui a assuré avec beaucoup de dévouement la collaboration technique sur le terrain.

Je dois une gratitude toute particulière à Monsieur FEYTMANS et à Monsieur OVERLAU qui m'ont fourni des indications essentielles en Statistique et en Géologie.

Que Monsieur FRANCOIS qui a bien voulu dessiner les cartes du ruisseau soit assuré de ma profonde reconnaissance.

Je remercie également mes camarades étudiants pour les discussions enrichissantes que nous avons pu avoir, et toutes les personnes qui, d'une manière ou d'une autre, ont permis la réalisation de ce mémoire.

S O M M A I R E

Pages

INTRODUCTION 1

1. Analyse bibliographique

1.1. Définition et types de pollution 3

1.2. Effets des pollutions sur les différents niveaux trophiques

1.2.1. Producteurs : "Algues et macrophytes" .. 6

1.2.2. Consommateurs de 1er ordre : "Macroinvertébrés" 7

1.2.3. Consommateurs de 2e ordre : "Poissons".. 8

1.2.4. Détritivores : "Bactéries" 12

1.3. Méthodes d'analyse de pollution

1.3.1. Analyses physico-chimiques 17

1.3.2. Analyses biologiques 22

1.3.2.1. Méthodes analytiques

* Système des Saprobies (KOLKWITZ et MARSSON (1908,1909) 25

* Modifications apportées au système: FJERDINGSTAD et al. 28

PANTLE et BUCK 29

1.3.2.2. Méthodes biocénotiques

1.3.2.2.1. Indices biotiques : BECK 33

VERNEAUX et TUFFERY 34

CHANDLER . 37

1.3.2.2.2. Indices de diversité :

PATRICK 43

MARGALEF 44

MENHINICK 45

SIMPSON 45

SHANNON-WEAVER 45

CAIRNS 49

Pages

1.3.3. Conclusion 55

2. Résultats expérimentaux

2.1. Introduction 60

2.1.1. Description de la rivière :

2.1.1.1. Pente 63

2.1.1.2. Géologie 64

2.1.1.3. Action humaine 66

2.1.2. Description des stations 69

2.2. Analyses chimiques 74

2.3. Analyses biologiques 84

2.3.1. Introduction

2.3.1.1. Matériel et méthodes 84

2.3.1.2. Liste faunistique 86

2.3.2. Comparaison des 5 méthodes biologiques

2.3.2.1. Résultas obtenus

2.3.2.1.1. Système des Saprobies 88

2.3.2.1.2. Indice biotique 93

2.3.2.1.3. Score System 97

2.3.2.1.4. Indice de diversité 101

2.3.2.1.5. Indice séquentiel de comparaison 111

2.3.2.2. Discussion 114

2.3.3. Conclusion 123

BIBLIOGRAPHIE 126

I N T R O D U C T I O N

Les cours d'eau des régions fortement industrialisées sont devenus de véritables cloaques qui charrient tous les résidus des activités humaines. La plupart des pays prennent conscience de la gravité de la situation. Des mesures ont déjà été adoptées concernant soit la réglementation du rejet des eaux usées, soit la mise au point de procédés d'épuration. Mais il est nécessaire de créer des systèmes de surveillance de ces rejets dans les cours d'eau, de contrôler les effets des divers polluants par des méthodes qui soient un reflet correct du milieu aquatique.

Notre but, dans ce travail, est de comparer, de critiquer les différentes méthodes mises au point actuellement en vue d'analyser la pollution, et l'idéal serait de trouver une méthode assez satisfaisante que pour apprécier la qualité de l'eau de nos rivières.

Dans une première partie, grâce à une analyse bibliographique, nous avons distingué les différents types de pollution et leurs effets sur les niveaux trophiques de l'écosystème du cours d'eau. Ensuite, nous avons fait l'inventaire des différentes méthodes d'analyse de pollution : les analyses biologiques et chimiques; nous avons insisté sur le fait que les deux sont complémentaires et indispensables pour mener à bien une surveillance des effets des rejets dans les cours d'eau.

Dans une seconde partie, les conclusions tirées à partir de l'analyse bibliographique ont été vérifiées, en étudiant un affluent de la Sambre, la Bième et un sous-

affluent, la Nefzée. Des analyses biologiques ont été réalisées et complétées par des analyses physico-chimiques. Cinq méthodes biologiques sont comparées : le système des Saprobies (KOLKWITZ et MARSSON, 1908), les indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY (1967), et de CHANDLER (1970) et deux indices de diversité, celui de CAIRNS (1968) et de SHANNON (1963)

Nous avons tenté de tirer des conclusions quant aux exigences de chaque méthode et au degré de précision apporté par chacune d'elles.

---

1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. DEFINITIONS ET TYPES DE POLLUTION

La pollution des eaux se rapporte à des déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects de matière de toute nature, et plus généralement à tout fait susceptible de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques, qu'il s'agisse d'eaux superficielles, souterraines, ou des eaux de la mer. (Définition. Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964, Titre I Art. Ier § 6).

La pollution correspond à une teneur anormalement élevée en substances en solution ou en matières en suspension.

La pollution des eaux se caractérise par des changements des propriétés biologiques, chimiques et physiques du milieu aquatique. (CAIRNS, et al, 1972)

Différents auteurs, et notamment DUSSART (1966) distinguent la pollution de l'eutrophisation. La pollution se définit par l'introduction dans le milieu considéré des causes de déséquilibre, tels les déchets organiques, purins, restes divers de l'activité humaine. Tandis que, l'eutrophisation se caractérise par le déversement de phosphore contenu dans les eaux ménagères et qui servent d'engrais permettant un accroissement de la biomasse.

Toutefois, comme l'eutrophisation entraîne progressivement une diminution de la concentration en oxygène, et constitue, par conséquent, un milieu défavorable à la vie

aérobique, il semble inutile de la distinguer de la pollution. Il s'agit plutôt d'un cas particulier de dégradation du milieu.

Il existe différents types de pollution : les pollutions chimiques et les pollutions physiques (DORST, 1974)

* Pollutions chimiques

- pollutions organiques : les produits polluants sont des déchets organiques fermentescibles. Les responsables en sont les égouts des collectivités urbaines, les industries de la cellulose (scieries, papeteries), textiles et alimentaires (distilleries, brasseries, conserveries, laiteries, sucreries) les abattoirs, ainsi que les tanneries.

  CAIRNS et DICKSON (1971) ont étudié les effets des rejets d'une tannerie sur la "New River" en Virginie, et ils ont constaté une très nette réduction du nombre d'espèces aquatiques.

- pollutions minérales : les pollutions minérales sont dues aux industries qui déversent de façon continue ou irrégulière des eaux chargées en acides, en bases, en phénols, en hydrocarbures ou en métaux lourds (Zn, Cu, CN, Ni...). Elles proviennent aussi d'un usage abusif des engrais, des herbicides et insecticides. Les détergents en sont aussi une cause.

  HYNES (1969) étudia l'effet d'une pollution de Cu du "Churnet River", sur les communautés algales. Il constata que des concentrations de 1,0 Mg/l entraînent une diminution du nombre d'organismes et un remplacement des espèces.

  Les concentrations anormalement élevées de zinc, de cuivre, d'ammonium, de chlore et de

et de cyanure rendent la Sambre Moyenne, à un endroit donné, tout à fait abiotique (MICHA, KAISER et MOFFARTS, 1975).

* Pollutions physiques

- pollutions radioactives : La radioactivité provient notamment des rejets des centrales nucléaires. Ces isotopes radioactifs sont dissous dans l'eau, incorporés dans des sédiments et concentrés dans des organismes vivants.

  Sur la Columbia, dans l'ouest des Etats-Unis, les réacteurs nucléaires de Hanford libèrent des radionuclides qui ont contaminé les réseaux trophiques et qui s'accumulent au sommet de la chaîne alimentaire. Ainsi, le taux de concentration du phosphore ^{32} était chez les Oiseaux, de 600.000 par rapport aux eaux fluviales (RAMADE 1975).

- pollutions mécaniques : Les polluants sont des matières solides, inertes (limons, argiles, scories, poussières) provenant des grands chantiers, des industries d'extraction, du lavage des minerais, des dragages.

  Ainsi, des poussières de charbon entraînent une réduction du nombre d'espèces d'invertébrés dans "The River Cynon" (LEARNER et al, 1971).

- pollutions thermiques : L'augmentation de température des rivières provient des rejets d'eau de refroidissement, des centrales thermiques classiques et nucléaires.

  En aval de la centrale de Monteréau, sur la Seine, on s'est aperçu d'une modification due à une élévation de température et notamment un remplacement des espèces indigènes (LEYNAUD et ALLARDI, 1975).

1.2. EFFETS DES POLLUTIONS SUR LES DIFFERENTS NIVEAUX TROPHIQUES

1.2.1. Producteurs : Algues et Macrophytes

Grâce à la photosynthèse, les algues sont les principaux producteurs d'énergie d'un écosystème aquatique. Dès lors, un changement de la composition de la communauté algale due à une pollution quelconque, est extrêmement important. L'étude du changement de la composition de la communauté algale peut-être utilisée pour déterminer un degré de pollution (CAIRNS, 1972).

En 1970, CAIRNS détermina la qualité de l'eau du "South River" en étudiant la répartition des algues et des macrophytes; il tenta d'élucider les points suivants :

1. Une réduction du nombre d'espèces et de genres d'algues indique souvent une forte pollution.
2. Certaines espèces d'algues ou certains genres sont tolérants à la pollution, tandis que d'autres sont de bons indicateurs de courants purs.
3. Les algues du phytoplancton sont de moins bons indicateurs de pollution que les algues fixées comme Nitzschia Palea, Stigeoclonium tenue et Oscillatoria sp.
4. L'abondance relative des différentes algues est importante, car des espèces indicatrices de pollution peuvent se présenter en petit nombre dans des eaux pures.
5. L'estimation du degré de pollution doit se baser

sur l'examen de la communauté algale dans son entièreté et non sur la présence de telle ou telle espèce indicatrice.

Ses résultats lui ont permis de conclure qu'un changement dans la communauté algale et des macrophytes s'opérait dans le cours de la rivière. De plus, le nombre d'espèces d'algues collectées aux stations 4 et 5 (en aval du point d'impact de décharges urbaines et industrielles) est beaucoup plus faible qu'aux stations témoins 1 et 2. Et les espèces les plus abondantes sont : Anabaena constricta, Stigeoclonium tenue et Nitzschia palea. Il existe donc bien des espèces indicatrices de pollution.

De même, PATRICK (1955) (in GOODNIGHT, 1973) étudia les communautés de Diatomées pour déterminer la qualité d'une eau.

FJERDINGSTAD (1964) classifia les algues dans les différentes zones saprobiques. Le système des saprobies semble plus nuancé en examinant la flore qu'en examinant la faune (DAMAN, 1973).

DESCY (1970) (in DAMAN, 1973) distingua les algues grâce à une valence saprobique, afin de caractériser la zone étudiée par un indice saprobique suivant la méthode de PANTLE et BUCK (1955) (in FJERDINGSTAD, 1964).

1.2.2. Consommateurs de premier ordre : "Macroinvertébrés"

Généralement, les macroinvertébrés sont le plus souvent utilisés pour qualifier biologiquement un milieu. Plathelminthes, Annélides, Mollusques et Arthropodes

présentent tous des formes plus ou moins résistantes aux polluants. Les communautés d'invertébrés réagissent aux décharges par des modifications du type et du nombre d'espèces et de l'abondance relative des différents groupes. En dehors de toute pollution, la diversité de la biocénose est élevée, et ces espèces contiennent peu d'individus; par contre, si la rivière est polluée, le nombre d'espèces de macroinvertébrés diminue et les groupes tolérants abondent .

GOODNIGHT et WHITLEY (1961) (in GOODNIGHT, 1973) proposent en vue de qualifier une eau, d'estimer l'abondance relative des Oligochètes, très résistants à la pollution. Ils ont montré que, dans un milieu très pollué, les Oligochètes représentent plus de 80 % de la communauté, 60 à 80 % dans un milieu intermédiaire, et moins de 60 % dans de bonnes conditions.

Actuellement, on réalise des tests de toxicité sur les macroinvertébrés afin d'étudier leur autoécologie et leurs limites de tolérance pour différents polluants (Tableau I)

1.2.3. Consommateurs de deuxième ordre : "Poissons"

On parle de pollution piscicole, soit lorsque cette dernière entraîne la mort ou entrave l'alimentation normale ou la reproduction des poissons, soit lorsqu'elle remplace les populations existantes et entrave ainsi la pêche (HUET, 1949).

TABLEAU I : Toxicité de certains composants provenant d'industries chimiques. (d'après CLARKE, 1974)

Component	Lethal toxicity		Sublethal toxicity	Comments
	Fishes conc.(mg/l)	Invert. conc.(mg/l)	conc.(mg/l)	
Ammonia	Low:0.2, unionized NH_3 ILL *Salmo gairdneri* fry High:2.0, unionized NH_3 toxic level *Cyprinus* et *Tinca*	0.66, unionized NH_3 48 hr LC50 *Daphnia*		-Unionized NH_3 is toxic entity. Toxicity increases with increased pH -Toxicity affected by temp., D.O., alkalinity.
Zinc	Low:0.3, ILL *Gasterosteus* High:40.9, interpolated 96 hr LC50 *Lepomis*	0.1, 48hr LC 50 unfed *Daphnia* 32.0, 2 wk LC50 *Acroneuria* et *Hydropsyche*	0.00056, avoidance reaction in *Salmo gairdneri*	-Toxicity varies with chemical form, pH -Toxicity varies with hardness
Cyanide	Low:0.05, lethal trout 124 hrs High:0.66, 96 hr LC50 *Pimephales*	0.1, 60% *Daphnia* killed 130, 96hr LC 50 Lymnaea eggs	0.0003, avoidance response in trout fry	-Undissociated HCN is toxic entity. Toxicity increases at low pH

Les poissons, très sensibles, sont les premiers à disparaître dans l'écosystème, lors d'une pollution. La faune piscicole peut subir indirectement ou directement l'action des décharges et peut donc aider à caractériser le milieu déterminé (CAIRNS and DICKSON, 1972).
Dans le premier cas, les poissons subissent la destruction d'un niveau trophique inférieur, tandis que dans le second cas, ils meurent sous l'influence de produits toxiques ou de la réduction de l'oxygène dissous. Ils sont en effet, très sensibles, mais à des degrés différents aux changements de paramètres : température, concentration en O_2 dissous dans l'eau. Dans ce dernier cas, la tolérance varie suivant les espèces; ainsi les concentrations minimales sont de 3 à 3,5 Mg/l pour la carpe et de 5 à 5,5 Mg/l pour la truite (SHAPERCLAUS, 1954) (in HUET, 1962). De même, toutes les espèces ne sont pas également résistantes à une diminution ou à une augmentation du PH, à la présence de matières en suspension ou en solution, tels les produits toxiques : Cl, NH_3, métaux lourds, HCN, détergents, herbicides, DDT....

Les poissons montrent différents degrés de tolérance à la pollution.: la truite étant généralement la première à disparaître, suivie du brochet, puis de la carpe.

Les poissons peuvent donc servir à contrôler la qualité biologique d'une eau. En effet, si les rejets dépassent es limites, les poissons meurent ou quittent le milieu, et leur absence sera significative d'une pollution. Toutefois, il est à remarquer qu'une étude piscicole de la pollution en examinant le poisson mort est souvent inefficace, suit à la quantité minime des poison . (HUET, 1949)

D'autre part, il est possible, grâce à la pêche électrique, d'étudier la diversité et la densité de la faune piscicole d'une rivière et d'en déduire une appréciation

biologique de la qualité de l'eau.

Ainsi, ROSS(1959) (in CAIRNS and DICKSON, 1972) étudia la qualité de la "South River" grâce aux poissons (Voir Tableau II).

TABLEAU II : Nombre d'espèces de poissons - Nombre de poissons pris aux 7 stations de prélèvement sur la "South River" (d'après ROSS, 1959) (in CAIRNS and DICKSON, 1972)

Stations		Nombre de poissons	Nombre d'espèces
	1		19
en amont	2	1 083	20
	3		17
	5		
en aval d'effluents	6	150	7
	7		

VERNEAUX et LEYNAUD (1974) déterminent des niveaux typologiques théoriques, par l'utilisation de données physiques : pente, débit, température....et par l'examen du peuplement ichtyologique. Une discordance entre les deux doit être, dans la plupart des cas, imputée à l'existence d'une pollution des substrats, à une altération de l'habitat.

Une surveillance biologique grâce aux poissons permet de fournir une information continue des effets des déchets sur la santé de ces organismes. (CAIRNS, 1973).

Actuellement, on utilise les poissons dans des programmes de contrôle automatisés afin de déceler la

présence de toxiques et d'arrêter à temps le déversement (WALLER and CAIRNS, 1971; CAIRNS and SPARKS, 1971; CAIRNS et al, 1970) (in CAIRNS et al, 1973). En effet, des mesures continues de l'activité respiratoire et des mouvements des poissons sont enregistrées. Des recherches ont montré que des comportements anormaux caractérisaient les poissons soumis à des concentrations de toxiques inférieures aux concentrations létales.

Désormais, ce n'est plus la mort qui est utilisée comme critère de réponse du poisson à la pollution, mais des changements de la respiration, de la croissance, de la reproduction, de l'électrocardiogramme ou dans les mouvements.

Ainsi, il existe des méthodes mises au point pour surveiller l'activité du poisson qui tente de maintenir sa position dans un courant contenant des produits toxiques. (BESCH and JUNNKE, 1971) (in CAIRNS et al, 1973). O'HARA (1971), SCHAUBURG et al (1967) et LIVINGSTON (1968) (in CAIRNS, 1973) décrivent des techniques pour mesurer la consommation d'O_2 par des poissons exposés à des produits nocifs.

1.2.4. Détritivores : "Bactéries"

Les bactéries se développent en très grand nombre dans des cas de pollution organique; elles jouent un rôle capital dans l'autoépuration du cours d'eau puisqu'elles utilisent les matières organiques comme source d'énergie, comme source de nourriture.

Les bactéries peuvent être utilisées comme indicatrices de pollution, car les espèces se succèdent suivant le degré de contamination de l'eau. La pollution a pour effet de modifier la composition de la communauté tant par le type d'epèces que par le nombre de germes.

FJERDINGSTAD (1964) a défini la communauté de bactéries appartenant à différentes zones.

HUET (1949) tient compte des bactéries dans sa classification selon le système de KOLKWITZ et MARSSON (1908,1909).

- zone polysaprobe : Sphaerotilus sp
  nombre de germes/cc $> 10^6$
- zone α-mésosaprobe : nombre de germes : plusieurs centaines de milliers
- zone β-mésosaprobe : nombre de germes/cc : 100.000
- zone oligosaprobe : nombre de germes/cc : 100 à 1 000

L'étude bactériologique s'avère nécessaire lorsqu'il s'agit de l'analyse d'une eau destinée à la consommation. Il s'agit de déceler la présence de germes susceptibles de provoquer des maladies infectueuses. Cette activité prophylactique est couramment exercée par les divers laboratoires attachés à l'hygiène publique au cours des analyses de potabilité où sont effectuées les analyses suivantes : (VERNEAUX, 1973)

- le dénombrement des bactéries dans un volume d'eau donné.
- la recherche des germes tests de contamination fécale.

- l'isolement des germes pathogènes.
- la recherche des bactériophages, et celle plus délicate des virus.
- la détermination des bactéries autotrophes (sulfobactéries, sidérobactéries).

Il est rare de procéder à de telles analyses lors d'une recherche globale de la qualité d'une eau. Néanmoins, ces bactéries jouent un rôle important dans l'auto-épuration du cours d'eau, et on aménage de plus en plus fréquemment des lits bactériens en vue d'éliminer une grande quantité de matières organiques.

En conclusion, nous voyons que la pollution entraîne des altérations à tous les niveaux trophiques. C'est pourquoi une étude de ces niveaux peut être déterminante dans l'analyse biologique d'une eau. Cependant, différents problèmes se posent quant à l'utilisation de tel ou tel niveau trophique comme bioindicateur d'un milieu considéré.

Ainsi, pour les algues, l'identification des Diatomées reste très difficile (GOODNIGHT, 1973). De plus, ces Diatomées peuvent se développer pendant le transport et leur surnombre fausser les résultats.

Quant aux Macroinvertébrés, un problème d'échantillonnage se pose, car ces derniers présentent la plupart du temps une distribution agré ative. D'autre-part, les indices peuvent varier avec la saison vu les périodes d'émergence des insectes.

Le même problème d'échantillonnage se pose également pour les poissons.

Quant à l'emploi des bactéries, un problème de conservation de l'échantillon prélevé se pose; en effet,

le développement des bactéries pendant le transport ou en attendant l'analyse peut fausser les résultats (SLADECEK, 1973). D'autre part, l'identification rest très difficile.

Les communautés aquatiques de Macroinvertébrés sont d'excellents bioindicateurs pour mesurer l'impact biologique de rejets dans un cours d'eau. En effet, le nombre d'espèces constituant la biocénose est stable d'années en années bien qu'il existe des variations saisonnières, dues à la reproduction, à la mort, à l'immigration ou à l'émigration.

Cela signifie que la communauté d'invertébrés à un endroit donné d'un cours d'eau donne une indication sur la qualité de l'eau non seulement au temps d'inspection, mais aussi sur les conditions antérieures (CAIRNS and DICKSON, 1972). Les poissons, vu leur plus grande mobilité dans le courant, ne peuvent pas être utilisés pour apprécier l'étendue d'une pollution dans le temps.

De plus, le nombre d'espèces d'invertébrés étant très élevé, il existe différents degrés de tolérance à la pollution, et des modifications minimes du milieu peuvent ainsi être mises en évidence.

En outre, on tend à développer de plus en plus l'étude de l'autoécologie de ces organismes, de leurs exigences écologiques comme pour les poissons (Tableau I)

Puisque la valeur économique du poisson est généralement plus acceptée que celle des autres formes de la vie aquatique, la présence ou l'absence, le type ou les conditions de vie de la faune piscicole sont importants à considérer dans le système aquatique (CAIRNS and DICKSON, 1972). C'est pourquoi, les programmes de surveillance automatiques d'organismes vivants tels que les

poissons prennent un si grand essor.

Dans notre travail, nous avons choisi d'étudier les Macroinvertébrés, car la plupart des méthodes biologiques, et plus particulièrement celles que nous voulons comparer se basent sur l'examen de ce niveau trophique. Ainsi, nous verrons que les indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY (1967) et de CHANDLER (1970) se calculent en observant uniquement les Macroinvertébrés.

De plus, ces organismes sont de taille suffisamment grande que pour être facilement prélevés.

1.3. METHODES D'ANALYSE DE POLLUTION

1.3.1. Analyses physico-chimiques

L'analyse d'une eau révèle la présence de gaz, de matières minérales et de matières organiques en solution et en suspension. Ce sont la qualité et la quantité de ces divers constituants qui caractérisent une eau, précisent et limitent son emploi aux divers usages (alimentation de l'homme et des animaux domestiques, besoins ménagers, besoins industriels, vie piscicole...) (RODIER, 1975).

L'estimation de la pollution chimique est un problème complexe qui fait appel à des dosages et à des tests :

* 1. L'oxydation par les bactéries des matières organiques pour donner de l'anhydride carbonique et de l'eau, et celle des composés minéraux conduit à une consommation de l'oxygène dissous dans l'eau. Les mesures de la demande biochimique en oxygène, de la demande chimique en oxygène, de la concentration en oxygène dissous, et les dosages des composés suivants permettent de déceler une pollution organique : dosage du gaz carbonique (CO_2), de l'azote ammoniacal (NH_4^+), des nitrites (NO_2), des nitrates (NO_3), de l'acide sulfhydrique (H_2S).
* 2. La mise en évidence dans le milieu de produits chimiques, grâce à des tests précis, peut conduire à la conclusion d'une pollution chimique : dosage de l'aluminium, de l'amiante, de l'antimoine, de l'argent, du baryum, du bérylium , du bore, du

brome, du calcium, des chlorates, du chlore, des chlorures, du chrome, du cobbalt, du cuivre, des cyanures, de l'étain, du fer, du fluor, du mercure, du nickel, du zinc, des détergents, mesure du PH....

Les analyses physico-chimiques caractérisent donc la nature des rejets, et c'est pour cette raison qu'elles sont nécessaires dans un programme de contrôle de la qualité des eaux.

Si ces analyses physico-chimiques ont pris une telle place dans les programmes-contrôle de la qualité d'une eau, c'est parce qu'elles peuvent être exprimées numériquement, et que les résultats d'analyse peuvent être facilement comparés aux normes établies. (CAIRNS and DICKSON, 1971)

Toutefois, si des normes physico-chimiques peuvent être aisément établies pour différents niveaux de qualité des eaux, on peut se demander dans quelle mesure, le contrôle physico-chimique d'échantillons d'eau prélevés dans la rivière est suffisant. En effet, les mesures des paramètres physico-chimiques sont fortement liées au débit (MOREAU et al, 1972).

Une valeur moyenne n'a donc aucune signification; ce qui importe c'est de connaître les valeurs extrêmes atteintes par les paramètres étudiés, et que doivent supporter les organismes aquatiques. En effet, les résultats obtenus en débit d'étiage sont différents de ceux obtenus en période de crue.

D'autre part, certaines substances peuvent avoir des concentrations différentes suivant le moment des rejets dans le cours d'eau. Il est donc important de connaître les moments de décharges des eaux domestiques ou des eaux industrielles, afin de mesurer les concentrations extrêmes des substances déversées; si ce facteur n'est pas pris en

considération, l'analyse chimique de l'eau peut à certains moments révéler des concentrations minimes et à d'autres moments des concentrations beaucoup plus élevées (HUET, 1949)

L'eau étant un milieu complexe et changeant, il ne faut pas demander à l'analyse plus qu'elle ne peut donner, car elle n'est très souvent que l'expression fugitive des éléments constitutifs au moment du prélèvement. Il peut être alors beaucoup plus important de suivre la variation d'un composé que de l'évaluer à un moment donné. (RODIER, 1975)

Il se pose donc un problème d'échantillonnage. L'idéal serait de réaliser une analyse continue et automatisée de la teneur des différents paramètres. Mais la difficulté majeure de ce type de surveillance provient de l'analyse des données et de l'estimation d'un écosystème complexe que représente un cours d'eau, à partir seulement de la mesure de quelques paramètres (CAIRNS, et al 1973).

Il est pratiquement impossible de surveiller en continu, par ordinateur, tous les composants d'une eau. En effet, ces paramètres sont de plus en plus nombreux, de nouveaux polluants apparaissent, et il n'existe pas toujours de méthodes pour doser tous ces paramètres (RODIER, 1975).

Il est difficile, même impossible, de prévoir les effets biologiques de déchets industriels par les analyses chimiques seules, car les dommages peuvent être causés par des contaminants non-suspectés, vu leur trop faible concentration (CAIRNS, et al 1973).

Les analyses physico-chimiques se basent donc sur des dosages des différents constituants de l'eau. Toutefois, il existe plusieurs méthodes pour mesurer les

concentrations de ces paramètres (RODIER, 1975). Ainsi, on peut doser les cyanures par une méthode volumétrique, une méthode colorimétrique et une méthode avec électrode ionique spécifique, les chlorures par une méthode potentiométrique ou coulométrique, et ainsi de suite. L'emploi de ces différentes méthodes fournit des résultats différents; dès lors, quel résultat faut-il comparer avec les normes établies ? Le tableau III indique les valeurs de quelques paramètres mesurés par des laboratoires différents.

TABLEAU III : Concentrations de quelques paramètres physico-chimiques de la Nefzée (station 2) mesurées par trois laboratoires.

	A Ecologie - Namur	B Cebedeau - Liège	C Institut Malvoz - Liège
chlorures (Mg/l)	40	29	37,5
sulfates (Mg/l)	55	54	36
orthophosphates (Mg/l)	1,6	2,4	-
polyphosphates	--	3,7	7,35(Pho.sol.)
nitrates (Mg/l)	35,2	-	24,2
$N\text{-}NO_3$ (Mg N/l)	8	4,6	-
nitrites (Mg/l)	0,215	-	0,36
$N\text{-}NO_2$(Mg N/l)	0,065	0,22	-
ammoniaque (Mg/l)	-	-	3,10
$N\text{-}NH_4^+$ (Mg N/l)	-	1,7	-
chlore libre (Mg/l)	0,1	0	0
PH	7,9	7,5	7,45
DBO_5 (20° C) (Mg/l)	16	20	15,2

Pour un même échantillon d'eau, on constate des variations de concentrations dues sans doute à la méthode de

dosage ou aux modifications de l'échantillon avant l'analyse.

De plus, il est difficile de prévoir la toxicité des polluants pour le milieu aquatique, car celle-ci dépend de plusieurs facteurs (CLARKE, 1974) :

- forme du composé dans l'eau : s'il s'agit d'un ion soluble ou d'une particule en suspension.
- si le composé réagit chimiquementavec d'autres substances pour créer un produit nouveau.
- corrélation des effets de plusieurs substances, les effets peuvent être soit additifs, soit antagonistes : ainsi le Cu et le Zn ont des combinaisons synergiques, tandis que le Zn et le Ca^{++} ont des effets opposés.
- l'espèce impliquée.
- les facteurs influençant la forme du composé dans l'eau et la physiologie de l'espèce : PH, salinité, dureté, présence de composés complexes, température, concentration d'oxygène dissous, lumière.
- condition de l'organisme : stade de vie, taille, activité ou adaptation au composé.

Différents biologistes (DOUDOROFF et KATZ, 1950 - NELSON et SMITH, 1971) (in CLARKE, 1974) ont étudié la variabilité de la toxicité de certains polluants (Tableau 1).

Par ses nombreuses lacunes, les analyses physico-chimiques ne peuvent que partiellement apprécier la qualité de l'eau. La solution possible aux problèmes soulevés par les techniques chimiques implique l'emploi de méthodes biologiques (CAIRNS et al, 1973), car les organismes aquatiques intègrent de façon continue les variations des différents paramètres de leur environnement.

1.3.2. Analyses biologiques

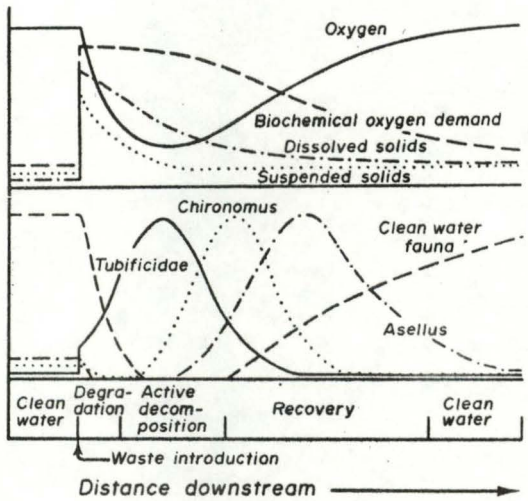
La détermination de la qualité biologique d'une eau ou de son degré de pollution, trouve ses bases dans l'étude des effets des pollutions sur l'ensemble des organismes vivant dans les eaux douces (RODIER, 1975). Il s'agit en fait de contrôler la qualité d'une eau en se basant sur sa faune et sur sa flore qui sont en étroite relation avec les caractères physico-chimiques du milieu.

Pour qu'un organisme puisse se développer, la qualité de l'eau doit se maintenir durant toute sa vie. Si l'organisme est exposé, pendant une brève période, à des conditions défavorables, il sera éliminé, de même que tous les individus qui n'auront pas pu s'adapter. La communauté aquatique est modifiée par la pollution et la structure de la biocénose nécessite un certain temps ou une certaine distance pour revenir à son point de départ. (CAIRNS et DICKSON, 1971).

La pollution d'un écosytème aquatique se manifeste au niveau des biocénoses par le développement simultané de deux phénomènes inverses, d'une part, l'apparition et la prolifération d'espèces électives, d'autre part, la disparition plus ou moins rapide de tout ou d'une partie du peuplement initial du milieu considéré.

La figure 1 montre les effets d'un effluent organique, d'une part sur la concentration en oxygène dissous dans l'eau et la D.B.O. et d'autre part sur la communauté aquatique.

Figure 1 : Variations de différents paramètres et des communautés aquatiques en fonction de la pollution (d'après MELANBY, 1967) (in WARREN, 1971)



Deux types de méthodes d'analyse biologique sont utilisés : les unes sont fondées sur la présence d'organismes considérés comme indicateurs d'un type donné de pollution, les autres fondées sur l'examen des biocénoses aquatiques dans lesquelles l'absence d'un certain nombre d'organismes est aussi significative que la présence de certains groupements d'espèces.

Les méthodes biologiques présentent l'avantage sur les analyses physico-chimiques de permettre la détection, l'évaluation de l'intensité et de l'extension des pollutions dans un milieu récepteur quelle que soit la nature de la pollution et du milieu considéré. Cet avantage provient du fait que l'effet des contaminations sur la composition des peuplements aquatiques persiste en dehors des phases aiguës de pollution (VERNEAUX, 1973).

D'autre part, dans les cas de plus en plus nombreux de pollutions chimiques particulières, la détermination de

l'effet biologique global est beaucoup moins aléatoire que le dosage de substances dont les concentrations sont trop faibles pour être détectées (RODIER, 1975) ou pour lesquelles il n'existe pas encore de méthodes d'analyse.

Les variations de la faune résultent donc de la somme de tous les facteurs polluants, y compris ceux qui ne sont généralement pas analysés. A l'inverse du contrôle chimique, le contrôle biologique n'est pas soumis aux variations de débit (MOREAU et al, 1972).

L'analyse biologique permet en outre de détecter une pollution accidentelle, car les organismes aquatiques l'auront intégrée. (GOODNIGHT, 1973).

Cependant, le contrôle biologique a ses limites : trop de méthodes se sont développées et il n'existe pas de méthode standard reconnue par tous les pays (RODIER, 1975). En second lieu, même si l'on peut distinguer pollution organique et pollution chimique, l'analyse des organismes aquatiques ne permet pas de déterminer l'élément chimique responsable de la pollution (GOODNIGHT, 1973).

C'est pourquoi, le contrôle biologique de la qualité de l'eau est le complément indispensable du contrôle chimique dont lintérêt réside surtout dans la recherche qualitative des substances nocives. Grâce à cette double analyse, on obtient une connaissance réelle du milieu , un reflet d'un véritable niveau de qualité de l'eau (MOREAU et al, 1972 - VERNEAUX, 1973 - HUET, 1949, GOODNIGHT, 1973 - CAIRNS et DICKSON, 1971).

Le contrôle biologique de la pollution repose sur l'emploi de deux types de méthodes : les méthodes analytiques et biocénotiques.

1.3.2.1. Méthodes analytiques

Partant de la constatation qu'un certain nombre d'organismes se développent électivement ou sont absents des eaux polluées par des matières organiques, les auteurs successifs ont progressivement étendu la liste initiale à de nombreux groupes systématiques et proposé pour l'ensemble du système aquatique une gamme d'espèces considérées comme indicatrices d'un certain degré de pollution organique.

C'est le système des Saprobies de KOLKWITZ et MARSSON, 1908-1909 (in HUET, 1949) qui définit ainsi 4 classes principales d'eau grâce à la présence d'organismes aquatiques indicateurs :

- zone polysaprobe : fortement polluée, où ne peuvent vivre que des individus résistant à une pollution organique importante et donc à une faible teneur en oxygène dissous, à une grande concentration en CO_2 et à une turbidité élevée.
- zone alpha-mésosaprobe : intensité de pollution moyenne.
- zone bêta-mésosaprobe : auto-épuration par minéralisation des substances polluantes est déjà bien avancée - teneur en oxygène satisfaisante.
- zone oligosaprobe : suite à l'auto-épuration, l'eau a retrouvé ses propriétés initiales.

D'abondantes listes d'organismes, de végétaux et d'animaux, micro- et macroscopiques ont été dressées en vue de classifier les individus d'après leur degré de saprobiontie.

Les organismes sont employés comme indicateurs et leur présence dans un milieu détermine la qualité de ce milieu.

Les macroinvertébrés sont utilisés pour caractériser les différentes zones du système des Saprobies (HUET, 1949):

1) Zone POLYSAPROBE : Oligochètes : Tubifex tubifex L.
Diptères : larves de Chironomidae des groupes thumni, prodia, mesa, olivacea.
larves d'Eristalinae (Syrphidae).

2) Zone MESOSAPROBE ALPHA : en plus des espèces précédentes, les zoocénoses comprennent :
Diptères : larves de Chironomidae (Pelopinae; Psectrotanypus trifascipennis; Macropelopia sp.)
Hirudinées : Herpodella octoculata L.
Crustacés : Asellus aquaticus L.
Mollusques : Sphaerium corneum (L.)
Megaloptères : Sialis lutaria (larve) L.

3) Zone MESOSAPROBE BETA : la plupart des espèces précédentes mais en moindre abondance, surtout en ce qui concerne les indicateurs spécifiques de la zone Polysaprobe. On trouve en plus :
Turbellariés : Dendrocoelum lacteum Müll
Hirudinées : Glossiphonia complanata L.
Mollusques : diverses espèces
Diptères : larves de Simulium sp.

4) Zone OLIGOSAPROBE : diparition des indicateurs d'eaux polluées, forte réduction des espèces dominantes d'eaux polluées, et apparition des indicateurs d'eaux pures, notamment :
Ephemeroptères, Trichoptères, Plecoptères.

Turbellariés : Euplanaria gonocephala L.
Hydracariens : diverses espèces
Crustacés : Gammarus pulex De Geer

Il importe de compléter cette liste par d'autres espèces indicatrices des différents degrés de pollution, reconnues par d'autres auteurs :

- a) Zone POLYSAPROBE :

Diptères : larves de Chironomidae du groupe plumosus : Chironomus tentans Fabr. (JOHANNSEN, 1937)
Tubifex sp. + Lumbriculus sp. (WAGNER in Wesenberg-Lund, 1939)

- b) Zone MESOSAPROBE ALFA :

Sialis lutaria (MIALL, 1934)
Asellus aquaticus L. (SARS, 1939 in Wesenberg-Lund)
Herpobdella octoculata L. (WUNDSCH, 1926)

- c) Zone MESOSAPROBE BETA :

Glossiphonia complanata (L.) (JOHANNSON in Wesenberg-Lund, 1939)
Dendrocoelum lacteum Müll.(BOHMIG, 1909)
Valvata piscinalis Müll.
Radix (Limnea) ovata Drap.

- d) Zone OLIGOSAPROBE :

Perla bipunctata Pict. (MIALL, 1934)
Baetis bioculatus L. (SCHOENMUND, 1930)
Stenophylax sp. (Wesenberg-Lund, 1943)
Anabolia nervosa Leach(ULMER in W. -L, 1939)
Gammarus pulex De Geer (Sars in W. -L, 1939)
Planaria gonocephala Dugès (STEINMANN et BRESLAV in W. -L., 1939)

Le système des Saprobies a été accepté et appliqué par la majorité des hydrobiologistes pour contrôler la qualité de l'eau, à l'exception des hydrobiologistes de Grande-Bretagne et d'Amérique du Nord (SLADECEK, 1973).

Enoncé d'abord en 1908, 1909 par KOLKWITZ et MARSSON, ce système des Saprobies a été revu par les mêmes auteurs en 1938 et 1950. Vu le nombre de critiques dont il fait l'objet, il a été remanié de nombreuses fois.

Tout d'abord, cette méthode n'est applicable qu'à des pollutions organiques. De plus, aucun organisme animal ou végétal n'est capable par sa simple présence, d'indiquer un degré déterminé de pollution. Tous les organismes, même les indicateurs dits spécifiques des eaux polluées existent à l'état sporadique dans les eaux pures, ce qui explique d'ailleurs leur rapide développement en cas de pollution (GOODNIGHT, 1973) . La présence de ces espèces sans indication de l' abondance relative n'est pas significative. C'est pourquoi, actuellement, ce sont les biocénoses plus que les espèces dites caractéristiques, prises isolément, qui donnent des indications valables sur le degré de pollution. Le niveau de Saprobie est basé sur l'examen de toute la communauté aquatique (HUET, 1949 - FJERDINGSTAD, 1964 - SLADECEK, 1973 - MICHA, 1969).

De plus, le système de Saprobies apparaît trop rigide; il simplifie les réactions complexes qui se déroulent entre les organismes et les eaux usées (FJERDINGSTAD, 1964). En fait, le système comprend trop peu de zones, surtout au niveau de la zone polysaprobe. C'est pourquoi, ce même auteur divise les organismes en saprobiontes, saprophiles, saproxènes et saprophobes : il prend donc ainsi en considération la réaction des individus à la pollution :

- a) organismes saprobiontes : se rencontrant dans les eaux polluées.
- b) organismes saprophiles : trouvés généralement dans les eaux polluées mais pouvant se rencontrer dans d'autres biotopes.
- c) organismes saproxènes : trouvés généralement dans des milieux autres que les eaux polluées, mais parfois dans des zones polluées.
- d) organismes saprophobes : incapables de vivre dans des eaux polluées.

Il distingue en plus les différents types de pollutions organiques et chimiques en introduisant les termes de chémobiontes et de chémotoxiques. Malheureusement, aucun nom d'espèce n'est cité.

Son système comprend neuf zones au lieu de quatre; il apparaît ainsi un peu moins rigide :

- zone coprozoïque : effluent sans aucune dilution
- zone alfa polysaprobe
- zone bêta polysaprobe
- zone gamma polysaprobe
- zone alfa mésosaprobe
- zone bêta mésosaprobe
- zone oligosaprobe
- zone catharobique : eau n'ayant subi aucune pollution : (source)

On a souvent reproché au système de KOLKWITZ et MARSSON de ne fournir aucun résultat numérique, à l'inverse des méthodes d'analyses physico-chimiques (CAIRNS and DICKSON, 1971). C'est pourquoi, PANTLE et BUCK (1955) (in WILHM, 1972) ont tenté de quantifier les données biologiques en proposant un indice saprobique (S)

$$S = \frac{\Sigma s.h}{\Sigma h}$$

où s : valence saprobique de l'espèce
s = 1 : espèce oligosaprobe
s = 2 : espèce bêta mésosaprobe
s = 3 : espèce alfa mésosaprobe
s = 4 : espèce polysaprobe

h : estimation de l'abondance
h = 1 : espèce accidentelle
h = 3 : espèce fréquente
h = 5 : espèce abondante

Valeurs de S correspondant aux différentes zones :
S = 1,0 -1,5 > zone oligosaprobe
S = 1,5 -2,5 > zone bêta mésosaprobe
S = 2,5 -3,5 > zone alfa mésosaprobe
S = 3,5 -4 > zone polysaprobe

Même si l'auteur introduit l'abondance relative des organismes, ce système a été critiqué vu le peu de quantification de ces données. Il s'agit simplement de donner une valeur numérique aux différentes zones du système des Saprobies. En outre, les critiques soulevées lors de l'application de l'ancien système restent valables : difficultés de taxonomie et de la valence saprobique.

En effet, malgré les nombreuses modifications apportées au système des Saprobies, beaucoup de problèmes restent sans solution.

Ainsi, pour EJERDINGSTAD, (1964), la valence saprobique ne représente qu'une faible portion de la valence écologique de l'espèce; l'espèce déterminée peut en fait coloniser des zones plus étendues que ne le laisse prévoir la valence saprobique. Ainsi, l'espèce Gammarus pulex De Geer, caractéristique d'une zone oligosaprobe (SLADECEK, 1973) est rencontrée dans une

zone polysaprobe (GROSS, 1975). En outre, les auteurs sont souvent en désaccord pour déterminer la valence saprobique des organismes (SLADECEK, 1973). Parfois, la valence saprobique d'une espèce rencontrée est inconnue.

De plus, d'autres facteurs écologiques, autres que la pollution peuvent affecter la distribution de certaines espèces : la vitesse du courant, le type de substrat, la profondeur, la saison.

En outre, une liste d'espèces dressée dans un pays n'est pas nécessairement valable pour un autre pays; en effet, certaines espèces ont une distribution paléarctique, néo-arctique ou sont endémiques à un ou quelques bassins fluviaux.

Mais ce qui pose souvent le plus de problèmes pour l'usage de ce système en vue de déterminer le degré de pollution, c'est le besoin de recourir à de nombreux spécialistes afin d'identifier certains organismes aquatiques jusqu'à l'espèce; c'est le cas des larves des Diptères. Souvent même, cette détermination est impossible vu le manque de clés disponibles (Cas des Chironomidae). Or cette identification est indispensable, car à l'intérieur d'un même genre, les espèces voire les sous-espèces se différencient quant à leur réaction vis-à-vis de la pollution.

L'avantage certain de ce système est qu'il ne pose aucun problème d'échantillonnage puisqu'il repose uniquement sur un examen qualitatif. Toutefois, vu l'ensemble des critiques, cette méthode ne peut être standardisée; il faut chercher d'autres méthodes biologiques plus satisfaisantes.

Un grand pas a été franchi lors du passage

d'une part à l'examen des espèces indicatrices à l'examen de la biocénose et d'autre part à la prise en considération de l'abondance relative des espèces de leur biomasse relative (HUET, 1949 - SLADECEK,1973 - MICHA, 1969). En effet, les espèces de la zone polluée peuvent se rencontrer dans des microhabitats de la zone propre, mais en petit nombre. De même, des organismes sensibles à la pollution sont susceptibles de vivre en hiver et au printemps lorsque les eaux sont hautes, la température basse et le degré d'oxygénation élevé dans des eaux relativement polluées, mais leur présence n'est que momentanée. Ils ne sont jamais en grande quantité (VIVIER, 1972).

1.3.2.2. Méthodes biocénotiques

La plupart de ces méthodes utilisent la diversité des populations comme mesure de la pollution, en tenant compte du nombre d'espèces présentes et de leur abondance relative.

Dans une eau non-polluée, la diversité est grande, mais le nombre d'individus par espèce est faible, vu l'importance de la prédation et de la compétition. Une modification du milieu entraîne un changement dans la biocénose. La pollution provoque une réduction de la diversité, suite à l'élimination des espèces les plus sensibles au polluant, et une augmentation du nombre des individus desespèces résistantes. Cela s'explique par une compétition et prédation plus faibles, une grande quantité de nourriture disponible et un espace plus large. Ceci est vrai dans le cas d'une pollution organique;

s'il s'agit d'une pollution inorganique, la diversité diminue de même que la densité de population (CAIRNS et DICKSON, 1971).

La présence de formes tolérantes et l'absence de formes non tolérantes donnent une bonne indication de la qualité de l'eau (GAUFIN et TARZWELL, 1952) (in WILHM, 1972).

Le nombre relatif d'individus de chaque espèce est donc plus important qu'une simple liste d'espèces.

Les indices biotiques comme les indices de diversité font partie de ces méthodes biocénotiques. Le calcul du premier indice n'exige plus l'identification des organismes jusqu'à l'espèce; mais, la détermination de certains indices de diversité se borne aussi sur le nombre d'individus par espèce. Toutefois, la détermination peut être limitée à un taxon plus large, mais il est bien entendu que les résultats obtenus en poussant différemment la taxonomie ne seront pas identiques.

* 1.3.2.2.1. Méthode des indices biotiques

=.=.=.=.=.=.=.=.=.=.=.=.=.=.=

- BECK (1955) (in SLADECEK et al, 1971) calcule un indice biotique (I.B.) qui exprime la relation entre le nombre d'espèces qui ne tolèrent aucune pollution (classe I) et le nombre d'espèces qui sont moins sensibles, mais qui disparaissent dans des conditions presque anaérobiques (classe II)

$I.B. = 2(n_1 \text{ classe I}) - (n_2 \text{ classe II})$

où I.B. = indice biotique
n = nombre d'espèces

I.B. = 0 dans une zone polluée

$1 < I.B. < 6$ dans une eau recevant des quantités moyennes de déchets.

$I.B. > 10$ si l'eau ne reçoit pas de polluants.

- Une méthode d'appréciation de la qualité de l'eau, mise au point en Grande-Bretagne par le Trent River Board, a été adaptée aux caractéristiques des eaux françaises par VERNEAUX et TUFFERY (1967) (in TUFFERY et VERNEAUX, 1968).

Elle consiste à apprécier la qualité biologique normale d'une eau, tenant compte seulement des macro-invertébrés, au moyen d'un indice biotique s'échelonnant de 0 à 10. Cet indice biotique dépend, d'une part des formes rencontrées, appelées unités systématiques (U.S.), et d'autre part, du nombre total d'U.S. de la biocénose.

L'U.S. obligatoirement est retenue sera le plus souvent le genre, parfois même un groupe plus large (famille) suivant les cas; d'une manière générale, elle est arrêtée à la limite d'une détermination simple (Tableau IV) (ARRIGNON, 1968).

Dans le tableau de détermination des indices biotiques, la composition des groupes faunistiques formant l'échelle est établie en fonction de la sensibilité décroissante à la pollution générale du milieu, les plus sensibles étant placés le plus haut dans l'échelle.(Tabl. V)

Tableau IV : Limites de détermination pratiques des unités systématiques par l'application de l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY (1967) (d'après ARRIGNON, 1968)

Ordres	Limites
Plécoptères	genre
Trichoptères	famille
Ephéméroptères	genre
Odonates	genre
Coléoptères	famille
Mollusques	genre
Crustacés	famille
Mégaloptères	genre
Hémiptères	genre
Diptères	famille
Planaridés	genre
Hirudinées	genre
Oligochètes	famille

Pour un cours d'eau donné, cette opération sera effectuée à partir de trois échantillons dans chacun des deux faciès qu'il peut présenter, le faciès lotique (eaux courantes) et le faciès lentique (eaux calmes). Un indice biotique peut ainsi être déterminé :

$$I_b = \frac{I_c + I_l}{2}$$

où I_b = indice biotique
I_c = indice biotique en faciès lotique
I_l = indice biotique en faciès lentique

TABLEAU V : Détermination de l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY (1967) (d'après ARRIGNON, 1968)

I Groupes Faunistiques		II	III Nombre total des unités systématiques présentes				
			0-1	2-5	6-10	11-15	16 et +
			Indice biotique				
1 Plécoptères ou	1	+ d'une U.S. (1)	—	7	8	9	10
Ecdyonuridés	2	1 seule U.S.	5	6	7	8	9
2 Trichoptères à	1	+ d'une U.S.	—	6	7	8	9
Fourreaux	2	1 seule U.S.	5	5	6	7	8
3 Ancylidés Ephéméroptères sauf Ecdyonuridés	1	+ de 2 U.S.	—	5	6	7	8
	2	2 ou — de 2 U.S.	3	4	5	6	7
4 *Aphelocheirus* Odonates ou Gammaridés ou Mollusques(sauf Sphaéridés)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
5 *Asellus* ou Hirudinés ou Sphaeridés ou Hémiptères (s. *Aphelocheirus*	0	Tous les U.S. ci-dessus absentes	2	3	4	5	—
6 Tubificidés ou Chironominés des Groupes *Thumniplumosus*	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3	—	—
7 Eristalinés	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	0	1	1	—	—

(1) Unité U.S. systématique choisie

— Limite de pollution

Un indice biotique $\leqslant 5$ caractérise une eau polluée.

- CHANDLER (1970) (in SLADECEK et al, 1971) établit un nouveau système appelé "score system", dans lequel l'abondance relative des différents groupes est prise en considération. Il définit cinq niveaux d'abondance. (Tabl. VI)

Tableau VI : Niveaux d'abondance des individus pour le "score system" (d'après SLADECEK et al,1971)

Niveau	Nombre d'ind. de l'U.S./5 min de prélèvem.
P (présent)	1 - 2
F (peu)	3 - 10
C (commun)	11 - 50
A (abondant)	51 - 100
V (très abondant)	100

Sa méthode consiste donc à prélever des macroinvertébrés pendant un intervalle de temps de cinq minutes, au moyen d'un filet troubleau. De plus, chaque espèce ou groupe d'espèces est classé et reçoit une valeur selon son abondance (Tableau VII). L'indice biotique final est obtenu en additionnant les valeurs individuelles. Aucune échelle de pollution n'est encore établie, mais le score final est d'autant plus élevé qu'il caractérise une eau propre.

Ces indices biotiques reflètent donc mieux la nature des biocénoses qui caractérisent les différents niveaux de pollution. Ils tiennent non seulement compte de la sensibilité des organismes à la pollution (cfr échelle

Tableau VII : Détermination de l'indice biotique par le "score système" de CHANDLER (1970) (d'après SLADECEK et al, 1971)

Groups present in sample		Increasing abundance				
		P	F	C	A	V
		Points scored				
Each species of	Planaria alpina Taenopterygidae Perlidae, Perlodidae Isoperlidae, Chloroperlidae	90	94	98	99	100
Each species of	Leuctridae, Capniidae Nemouridae (exd.Amphinemura)	84	89	94	97	98
Each species of	Ephemeroptora (exd.Baetis)	79	84	90	94	97
Each species of	Cased caddis, Megaloptera	75	80	86	91	94
Each species of	Ancylus	70	75	82	87	91
-	Rhyacophila (Trichoptora)	65	70	77	83	88
Genera of	Dicranota, Limnophora	60	65	72	78	84
Genera of	Simulium	56	61	67	73	75
Genera of	Coleoptera, Nematoda	51	55	61	66	72
-	Amphinemura (Plecoptera)	47	50	54	58	63
-	Baetis (Ephemeroptera)	44	46	48	50	52
-	Gammarus	40	40	40	40	40
Each species of	Uncased caddis (exd.Rhyacophila)	38	36	35	33	31
Each species of	Tricladida (exd.P.alpina)	35	33	31	29	25
Genera of	Hydracarina	32	30	28	25	21
Each species of	Mollusca (exd.Ancylus)	30	28	25	22	18
-	Chironomids (exd.C.riparius)	28	25	21	18	15
Each species of	Glossiphonia	26	23	20	16	13
Each species of	Asellus	25	22	18	14	10
Each species of	Leech, exd.Glossiphonia, Haemopsis	24	20	16	12	8
-	Haemoposis	23	19	15	10	7
-	Tubifex sp.	22	18	13	12	9
-	Chironomus riparius	21	17	12	7	4
-	Nais	20	16	10	6	2
Each species of	Air breathing species	19	15	9	5	1
	No animal life			0		

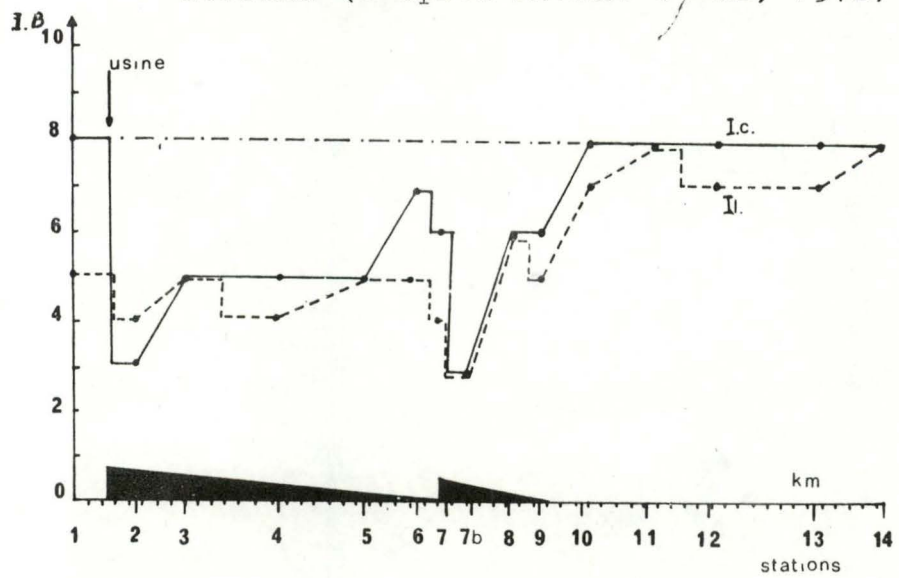
de sensibilité), mais aussi de la diversité du milieu aquatique.

Si nous comparons ces différents indices aux méthodes précédentes, il apparaît que l'indice biotique de BECK n'est qu'une nouvelle formulation du système des Saprobies, les organismes appartenant à plusieurs groupes devant être définis jusqu'à l'espèce, afin de déterminer leur appartenance à telle ou telle classe.

Par contre, la méthode des indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY est assez simple puisqu'elle n'exige pas le concours de systématiciens; et pourtant, elle a donné des résultats intéressants.

Ainsi, MOREAU et al (1972) ont appliqué cette dernière méthode à l'étude de la pollution d'une rivière, la Vézène. Les divers prélèvements (en facies lentique et lotique pour chaque station) se sont échelonnés du 17 au 23 juillet à une période où le débit était relativement faible (de 22 à 34 m^3/sec). Les résultats de l'analyse faunistique ont permis de déterminer les indices biotiques de chaque station et de suivre leur évolution sur le parcours. (Fig. 2)

Figure 2 : Evolution des indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY (d'après MOREAU et al, 1972)



Au point 1, l'indice lentique est nettement inférieur à l'indice lotique ($I_c = 8$, $I_l = 5$) : cette différence peut être due à une régénération plus rapide en facies lotique qu'en facies lentique des eaux dont la qualité biologique a été altérée par les agglomérations situées en amont. (Terrasson et Brive).

Au point 2, situé immédiatement en aval de l'usine de pâte à papier, on constate une brusque chute de 5 unités de l'indice lotique qui dénote une très forte pollution. L'indice lentique ne s'abaisseen ce point que d'une unité.

Après le point 2, la valeur des indices remonte lentement, le milieu se régénérant :la régénération est plus rapide en facies lotique (I_c passe de 3 à 1 en 25 Km) qu'en facies lentique (I_l gagne seulement une unité, 4 à 5, sur la même distance). Cette régénération semble interrompue vers le 25^{è} Km où on observe une nouvelle chute des indices : de 4 unités pour le facies lotique et de 2 unités pour le facies lentique.

Ce nouveau point de pollution, aussi intense que le premier, et confirmé par une brusque augmentation de D.B.O.$_5$, s'étend sur un secteur beaucoup plus court : au point 10, soit 10 Km en aval, les indices ont repris une valeur normale ($I_c = 8$, $I_l = 7$) qui se maintient aux 4 stations suivantes.

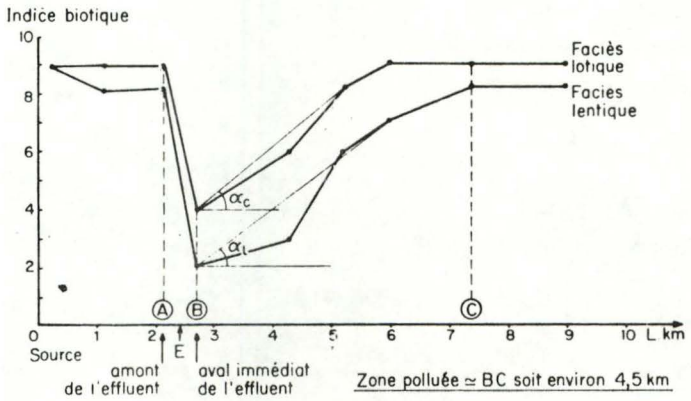
En résumé, la première chute des indices biotiques correspond à une pollution dont l'origine est connue : l'usine de pâte à papier.

En revanche, le deuxième abaissement de la valeur des indices biotiques n'a pas d'origine évidente. La seule hypothèse possible est alors celle d'une resurgence d'eau polluée; un tel phénomène n'étant pas extraordinaire en pays calcaire.

Dans ce cas, on pourrait supposer qu'une perte d'eau se produirait juste en aval de l'usine de pâte à papier pour resurgir dans le secteur considéré.

La méthode des indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY est donc satisfaisante pour étudier, sur un parcours donné, l'influence des pollutions. En effet, en portant les indices biotiques sur un graphique, il est possible de mesurer l'étendue d'une pollution.

Figure 3 : Graphique des indices biotiques (d'après VERNEAUX et TUFFERY, 1967) (in VIVIER, 1972)



D'autre part, comme l'indique la figure 3, en mesurant la valeur des angles α_c et α_l, il est possible de déterminer la capacité de régénération du milieu; plus les angles sont grands, plus vite la rivière retrouve son aspect normal, à la condition bien entendu, que son débit soit constant tout au long de la zone polluée.

Bref, outre l'appréciation de la qualité de l'eau en une station donnée, il est possible, dans le cadre d'études d'ensembles de rivière, d'évaluer l'intensité des pollutions et l'importance des zones polluées, ainsi que la

capacité d'autoépuration d'un cours d'eau pour le type de pollution considéré (ARRIGNON, 1968).

Toutefois, cette méthode fait l'objet de quelques critiques. Il semble que ce système ne tienne pas assez compte des variations écologiques normales: sa stricte application conduirait à une diminution des indices, en dehors de toute pollution exogène, lorsqu'on va vers l'aval et que l'on atteint les zones à Barbeau et à Brème. En effet, dans ces zones, la raréfaction des Plécoptères et des Trichoptères ne permet pas d'atteindre la valeur 10. Il faudrait donner plus de poids au groupe faunistique le mieux représenté dans le secteur (MOREAU et al, 1972).

De plus, des applications de cette méthode ont montré que l'indice biotique variait en fonction du temps, suite à l'émergence de certains insectes (GROSS, 1975).

CHANDLER (1970) (in SLADECEK, 1971) reproche à cette méthode de ne pas tenir compte de l'abondance relative des différents groupes. C'est pourquoi, il présente son nouvel indice. En contre parti , son utilisation exige souvent une distinction des individus jusqu'à l'espèce, ce qui nécessite, dans certains cas, le concours de spécialistes.

Il nous a paru intéressant de comparer les indices biotiques obtenus à partir des méthodes de VERNEAUX et TUFFERY et de CHANDLER. C'est pourquoi, ces deux méthodes seront utilisées pour caractériser biologiquement la Nefzée, dans la seconde partie de ce travail.

Dès maintenant, il apparaît que plus la précision exigée est grande, plus il faudra de temps et plus il faudra recourir à des spécialistes.

Toutefois, la méthode biologique de VERNEAUX et TUFFERY, même s'il s'agit d'une méthode simple, puisque la détermination des unités systématiques se cantonne souvent au genre, apparaît très satisfaisante et assez sensible en vue d'apprécier la qualité de l'eau.

* 1.3.2.2.2. Indices de diversité

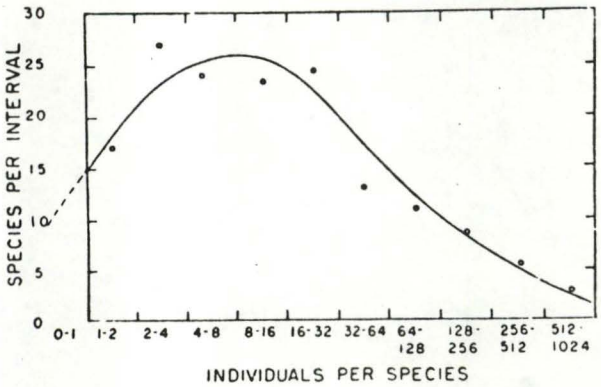
=.=.=.=.=.=.=.=.=.=.

Ces indices, très nombreux, prennent en considération d'une part le nombre d'espèces, et d'autre part le nombre d'individus par espèces. Ils sont basés sur le principe que dans une eau pure, la diversité de la communauté est élevée, tandis que dans une eau polluée, la diversité est faible (GAUFIN and TARZWELL, 1956; PATRICK and REIMER, 1966; WILHM, 1967) (in WILHM, 1972) (Figure 4). L'intérêt de cette méthode réside dans l'expression numérique des résultats. (ARCHIBALD, 1972).

- PATRICK (1950), le pionnier de cette méthode rassemble les organismes aquatiques en 7 groupes dont chacun comprend des individus qui répondent de façon identique à la pollution (Tableau VIII).

Figure 4 : Variations du nombre d'espèces et du nombre d'individus par espèce avec la pollution (d'après WILHM, 1972)

Eau pure



Eau polluée

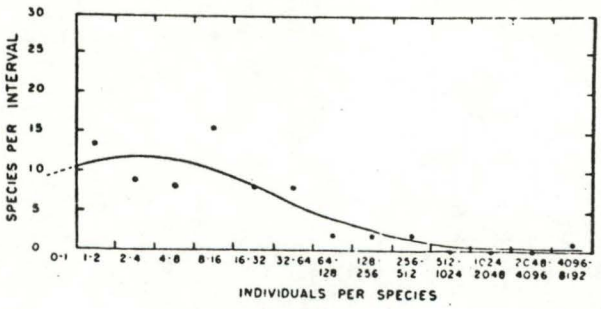


Tableau VIII : Répartition des différents groupes taxonomiques de PATRICK (1950), d'après WILHM, 1972

Columns	Resultas
I	the blue-green algae, Stigéoclonium, Spirogyra, Tribonemia and certain rotifers
II	Oligochaetes, leeches and pulmonate snails
III	Protozoa
IV	Diatoms, red algae, and most green algae
V	All rotifers not included in I plus clams, prosobranchs snails and Triclad worms
VI	All insects and crustacea
VII	All fish

- MARGALEF (1951) (in WILHM, 1972) propose un autre indice de diversité (d)

$$d = \frac{(S - 1)}{\log_e n}$$

où S représente le nombre d'espèces
n représente le nombre total d'individus/échantillon.

- MENHINICK (1964) (in WILHM, 1972) propose un indice (I)

$$I = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

où S = nombre d'espèces
N = nombre total d'individus/échantillon

I varie de 0,08 à 1,43 en passant d'une eau polluée à une eau pure (WIHLM, 1967)

- SIMPSON (1949) (in WILHM, 1972) calcule un indice (d) grâce à la formule suivante :

$$d = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{n(n - 1)}$$

où n_i = nombre d'individus dans la $i^{è}$ espèce
n = nombre total d'individus/échantillon

d = 1 si tous les individus appartiennent à la même espèce.

d = 0 si tous les individus appartiennent à des espèces différentes.

WILHM (1967) a montré que dans une eau pure d = 0,11 et que dans une eau polluée d = 0,90

- SHANNON-WEAVER (1963) (in POOLE, 1974) propose un autre indice (d) qui se calcule d'après la formule :

$$d = -\sum\left[\left(\frac{n_i}{n}\right) \ln \left(\frac{n_i}{n}\right)\right]$$

où n_i = nombre d'individus dans la $i^{è}$ espèce
n = nombre total d'individus/échantillon

Voici donc énumérée toute une liste d'indices de diversité permettant d'apprécier biologiquement la qualité d'une eau, la pollution ayant comme effet de réduire la diversité de la biocénose et d'augmenter la population des espèces résistantes.

PATRICK (1950) grâce à ses histogrammes démontre déjà cet effet de la pollution sur les biocénoses. Toutefois, ses graphiques sont contestés, car, en fait, les stations étudiées sont comparées à un lieu de référence, à une zone typiquement pure, choix difficile à satisfaire (GOODNIGHT, 1973). D'autre part, la répartition des organismes aquatiques en 7 groupes semble beaucoup trop large; les insectes comme les poissons ne réagissent pas tous de la même manière à la pollution. Il existe effectivement une échelle de sensibilité (VERNEAUX, 1973 - KOLKWITZ et MARSSON, 1908, 1909).

L'indice de SHANNON -WEAVER (1963) semble le plus satisfaisant (WILHM, 1972), pour de nombreuses raisons. Tout d'abord, comme l'indice de SIMPSON (1949), il exprime l'abondance relative de chaque espèce collectée et donne ainsi une mesure du degré de dominance, contrairement aux indices de MARGALEF et de MENHINICK.

Ces deux derniers indices ne distinguent pas des communautés caractérisées par des espèces identiques mais réparties suivant des proportions différentes (Tabl. IX)

Tableau IX : Variations des indices de diversité en fonction de la répartition des espèces (d'après WILHM, 1972)

Communauté	n_1	n_2	n_3	n_4	n_5	n	s	$\frac{S-1}{\ln n}$	$\frac{S}{\sqrt{n}}$	$\bar{d}$
A	20	20	20	20	20	100	5	0,87	0,50	2,32
B	40	30	15	10	5	100	5	0,87	0,50	1,67
C	96	1	1	1	1	100	5	0,87	0,50	0,12

$\bar{d}$: indice de SHANNON - WEAVER
s = nombre d'espèces
n = nombre total d'org./échantillon
n_i= nombre d'organismes dans la $i^{ème}$ espèce.

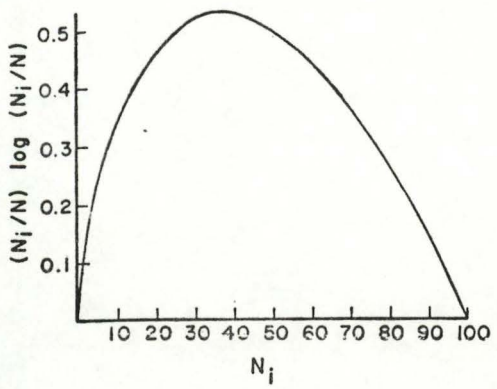
D'autre part, l'emploi de l'indice de diversité de SHANNON - WEAVER (1963) permet de résoudre le problème d'échantillonnage. En effet, la question qui se pose pour calculer ces indices de diversité consiste à trouver une unité d'échantillonnage bien représentative de la population. C'est ainsi que MENHINICK (1964) refoule l'utilisation de l'indice de MARGALEF (1951) pour mesurer la diversité des insectes, car la valeur varie en fonction de la taille de l'échantillon. Tandis qu'en ce qui concerne l'indice de SHANNON-WEAVER (1963), sa valeur n'est pas fonction de la taille de l'échantillon, et cela à partir d'une certaine limite : elle tend vers une asymptote. Il semble que trois Surber suffisent pour calculer cet indice (Tabl. X)

TABLEAU X: Nombre d'espèces (s), nombre d'individus (n) et valeurs de l'indice de diversité (d) obtenus en mélangeant progressivement 1o échantillons (d'après WILHM, 1972)

Organisms	Habitat	Habitat characteristics	*s*	*n*	*d*, pooled samples									
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Insects	Meadow	Mowed	55	326	3.54	4.13	4.49	4.43	4.45	4.53	4.60	4.57	4.61	4.64
Insects	Meadow	Unmowed	34	290	2.37	3.61	3.98	4.01	4.07	4.08	4.12	4.16	4.17	4.16
Bent. inv.	Stream	Heavy pollution	5	3193	0.81	0.83	0.84	0.96	0.96	0.98	0.98	0.99	0.98	0.98
Bent. inv.	Stream	Moderate pollution	4	2052	0.70	0.94	0.90	1.06	1.15	1.15	1.26	1.24	1.22	1.21
Bent. inv.	Stream	Clean water	19	406	2.34	2.98	3.10	3.15	3.16	3.20	3.27	3.30	3.28	3.28
Bent. inv.	Spring	Open	8	5903	0.65	0.74	0.75	0.85	0.91	0.96	0.93	0.97	1.01	1.02
Bent. inv.	Spring	Vegetated	12	4557	1.34	1.39	1.40	1.37	1.35	1.38	1.36	1.37	1.38	1.40
Bent. inv.	Reservoir	High conductivity	8	3117	1.19	0.96	0.95	0.90	0.98	0.99	1.13	1.25	1.28	1.30
Bent. inv.	Reservoir	Low conductivity	16	6585	3.03	3.23	3.31	3.39	3.33	3.43	3.50	3.51	3.45	3.46
Bent. inv.	Pond	Heavy pollution	15	791	0.36	0.38	0.89	1.02	1.12	1.20	1.61	1.68	1.70	1.72
Bent. inv.	Pond	Low pollution	19	400	0.89	0.85	2.03	3.05	3.09	3.08	3.18	3.20	3.28	3.35
	Population	Sampling board	21	200	2.18	2.21	2.35	2.63	2.77	2.80	2.87	2.85	2.89	2.86
	Population	Sampling board	21	247	2.58	2.39	2.52	2.47	2.53	2.69	2.70	2.71	2.77	2.81

En troisième lieu, le calcul de l'indice n'exige pas la contribution de toutes les espèces, ce qui est important puisqu'il est tellement difficile de collecter les espèces rares. La contribution apportée par les espèces rares à la diversité totale est faible (Fig. 5) (WILHM, 1972)

Figure 5 : Variation de l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER (1963) en fonction de l'abondance relative des espèces (N_i) Nombre total d'organismes (N) = 100 (d'après WILHM, 1972)



Ainsi, MARGALEF (1950) (in WILHM, 1972) collecte sur le Vigo River 1032 individus du phytoplancton rassemblés en 21 espèces. Il calcule l'indice de diversité de SHANNON et trouve une valeur de 2,4. Dix de ces espèces ne comptaient que 4 individus ou moins. Si ees espèces ne sont pas prises en considération, $\bar{d}$ vaut encore 2,3.

En dernier lieu, les données numériques peuvent être remplacées par des données de biomasse.

$$\bar{d} = - \frac{w_i}{w} \log_2 \frac{w_i}{w}$$

où w_i = biomasse de chaque espèce
w = biomasse totale/échantillon

Cet indice de diversité peut être employé dans différents cas de pollution : soit dus aux rejets industriels ou aux rejets domestiques (Tabl. XI)

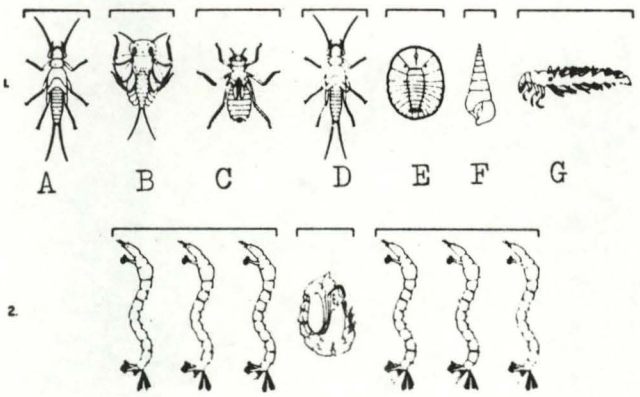
Cependant, il est évident que l'utilisation de ces indices de diversité exige énormément de temps : il est nécessaire de trier les échantillons (au moins trois Surber dans le cas de l'indice de SHANNON-WEAVER) et de distinguer les différentes espèces, ce qui demande le concours de spécialistes.

Par opposition, CAIRNS (1968) (in CAIRNS and DICKSON, 1971) propose, pour estimer la diversité une méthode simple, rapide et n'exigeant aucune expérience taxonomique : il calcule un indice séquentiel de comparaison (I.S.C.). Après avoir mélangé les individus d'un échantillon, ces derniers sont alignés et comparés deux à deux. Des séries sont ainsi déterminées (Fig. 6) en se basant uniquement sur les différences morphologiques. Les individus sont examinés de gauche à droite : l'organisme B est différent

Tableau XI : Valeurs de $\bar{d}$ pour des eaux contaminées par différents polluants (d'après WILHM, 1972)

Source	Rivière	Polluant	$\bar{d}$
Wheeling Pjeld Station	Tuscaranvas R	Chlorides	0,42
	Black Fork	Acide	0,49
	Wills Cr.	Acide	0,49
	Canottom Cr.	Domestique	0,75
Da back Olive	Olentangy R	Domestique	0,59
	Whetstone Cr.	Huile	1,18
	West Branch	Charbon	0,87
Tackett	Clinch R.	Domestique	0,53
	South R.	"Plating"	1,25
	South R.	Fibre	1,42
	Shenandoak R.	Prod. Pharmac.	1,60
Georgia Water Quality	South R.	Domestique	1,02
Control Board	Flint R.	Industriels	1,54
FWPCA	Arkansas R.	Huile	0,99
	Pole Cort Cr.	Domestique	0,69
	Bird Cr.	Domestique	0,78
Harrell and Dorris	Olter Cr.	"Brines"	1,37
Wilhm and Dorris	Skeleton Cr.	Huile, domest.	0,84

Figure 6 : Détermination des séries par le I.S.C. (d'après CAIRNS and DICKSON, 1971)



de A et appartient donc à une nouvelle série. Le spécimen C est différent de B, D est différent de C, E de D, F de E, et G de F. Il existe donc dans cette première rangée sept séries différentes. La deuxième rangée représente un autre échantillon et ne comporte que trois séries.

La diversité se calcule grâce à un indice (D.I.), l'indice séquentiel de comparaison (I.S.C.).

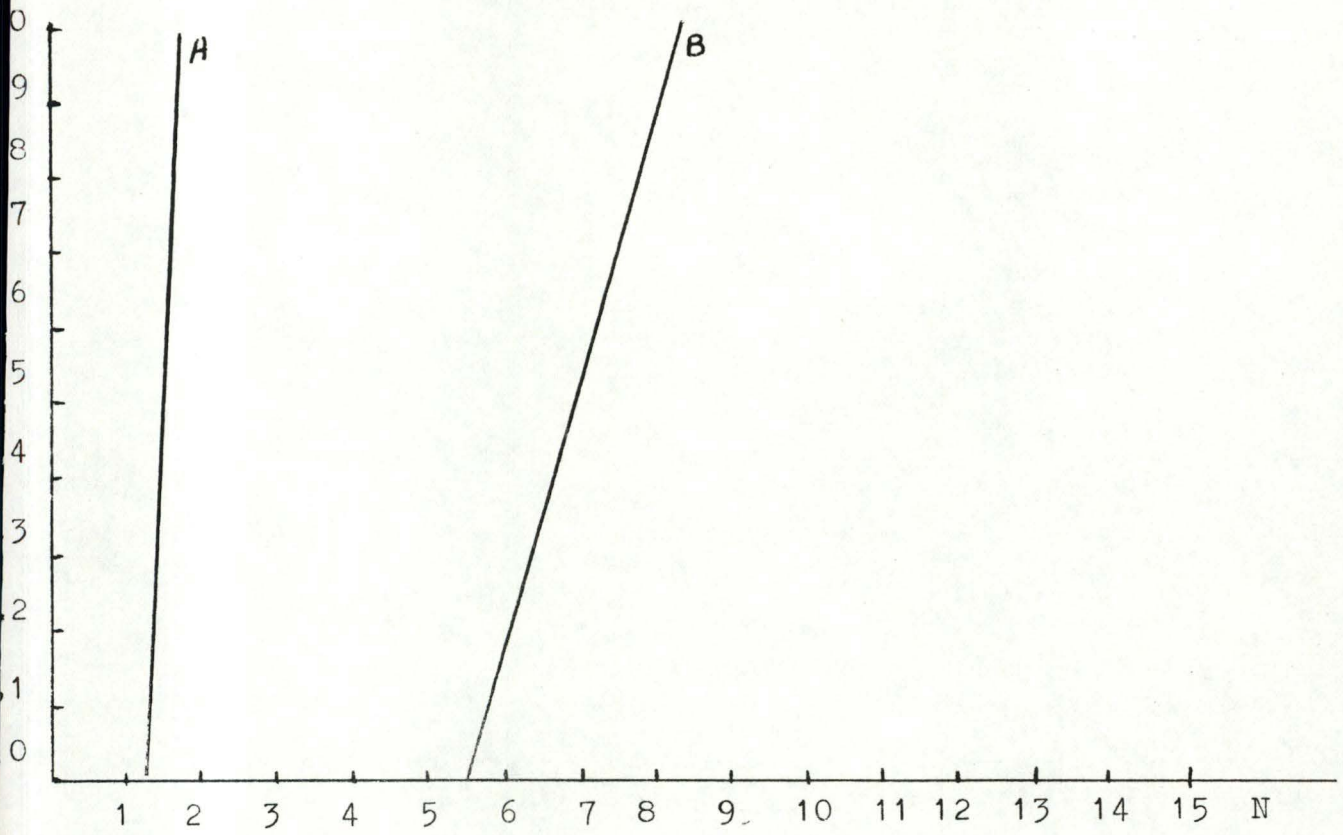
$$DI_1 = \frac{\text{nombre de séries}}{n}$$

où : n = nombre d'individus/échantillon.

Plus le nombre de séries est grand par rapport au nombre d'individus, plus la diversité est grande. Cet indice de diversité doit être calculé un certain nombre de

fois (N) pour avoir une valeur statistique; ce nombre (N) est déterminé grâce à une table. (Fig. 7)

Figure 7 : Nombre de fois (N) qu'il faut répéter le calcul de l'indice (DI) en examinant le même échantillon (d'après CAIRNS and DICKSON, 1971)



A : use line A to be 95 % confident the Mean DI, is within 20 % of true value.

B : use line B to be 95 % confident the Mean DI, is within of true value.

$$\overline{\overline{DI}}_1 = \sum \frac{DI_1}{N}$$

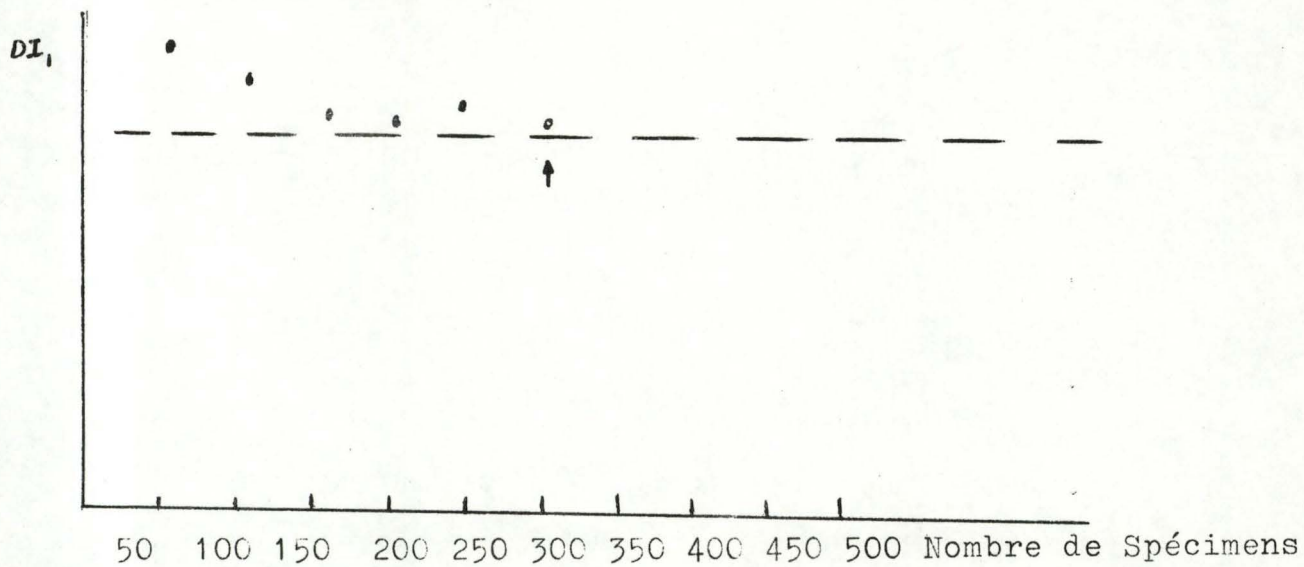
$$DI_T = \overline{DI} \times \text{nombre de taxa}$$

Les valeurs de DI_T obtenues aux différentes stations sont comparées statistiquement, afin de percevoir des différences significatives.

Cet indice séquentiel de comparaison (I.S.C.) mesure beaucoup plus rapidement la diversité d'une biocénose que les autres indices de diversité. En effet, il ne nécessite pas l'examen de tous les individus de l'échantillon, si celui-ci comporte plus de 250 organismes.

Après avoir calculé l'indice de diversité (DI_1) pour les 50 premiers specimens, et porté cette valeur sur un graphe (Fig. 8) , il faut déterminer DI_1 pour les 50 autres spécimens, compter le nombre total de séries pour les 100 spécimens examinés, calculer une nouvelle valeur de DI_1 pour 100 individus ($\frac{\text{nombre de séries}}{100}$) et porter cette valeur sur le graphique. On répète ce processus jusqu'au moment où la courbe devient asymptotique. A ce point, assez d'individus ont été examinés.

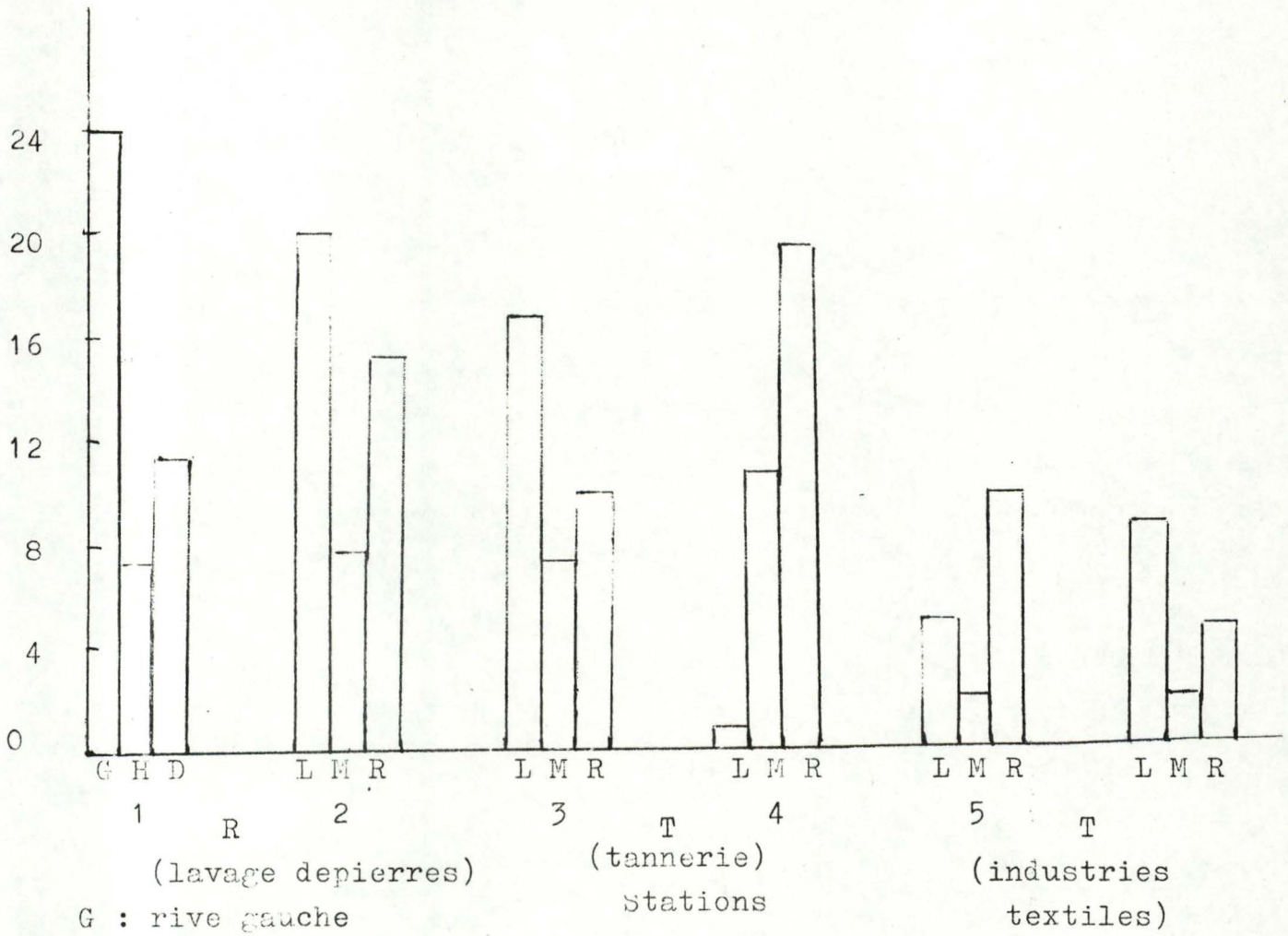
Figure 8 : Valeurs de DI et taille des échantillons (d'après CAIRNS and DICKSON, 1971)



Le calcul de cet indice ne nécessite pas le concours de spécialistes, puisque les taxa exigés ne correspondent pas nécessairement aux espèces.

CAIRNS and DICKSON (1971) appliqua cette méthode afin de contrôler les effets d'effluents sur le "New River" en Virginie (Fig. 9).

Figure 9 : Valeurs de l'indice de diversité (DI_1) calculées à six stations sur la "New River" (d'après CAIRNS and DICKSON, 1971)



G : rive gauche
H : middle channel
D : rive droite

L'utilisation du I.S.C. montre une similitude entre les rives gauches et droites des Stations 1 et 2. L'indice de diversité prend une valeur de 0,1 pour la rive gauche de la Station 4, pour une valeur de 17,0 à la station 3, indiquant les dommages de la tannerie. Les valeurs du I.S.C. des stations 5 et 6 pour les rives gauches sont plus élevées, ce qui montre une récupération du milieu.

Les valeurs de DI_t indiquent donc que la carrière n'a pas d'effet mesurable sur le milieu aquatique. Par contre, la tannerie atteint la population de la rive gauche de la rivière; et c'est seulement, aux stations 5 et 6 que la rivière parvient à s'auto-épurer. L'industrie textile cause des dommages sur la rive droite à la station 6.

Cet indice peut donc être employé pour doser les effets des pollutions organiques et industrielles.

1.3.3. Conclusion

Il apparaît qu'aucune méthode n'est idéale en soi; chacune fait l'objet de nombreuses critiques. Le choix dépend d'une part des objectifs que l'on vise, et d'autre part des efforts à fournir en vue de leur application (SLADECEK et al, 1971).

* a) Efforts impliqués dans l'emploi des différentes méthodes.

Les différentes méthodes biologiques sont classées dans un tableau suivant un degré décroissant de difficultés d'échantillonnage, de niveau taxonomique à atteindre et de données à fournir.(Tabl. XII)

Tableau XII : Classification des différentes méthodes suivant les exigences d'échantillonnage de niveau taxonomique et des données à fournir (d'après SLADECEK et al, 1971)

Echantillonnage	Niveau taxonomique	Données à fournir
- Indices de diversité Indice biotique de VERNEAUX quantitatif : emploi du Surber ex : SHANNON unité VERNEAUX = 3 Surber	- Système des Saprobies détermination jusqu'à l'espèce - Indices de saprobité Indices de diversité (sauf le I.S.C.) distinguer les différentes espèces sans les nommer	- Indices de diver. de SHANNON et de SIMPSON nombre d'espèces nombre d'ind./éch - Autres indices de diversité (sauf le I.S.C.) nombre d'espèces nombre total d'ind./échan.
- Indices de Saprobité semi-quantitatif prélever au filet pendant un temps déterminé		
	- Système de CHANDLER unité systématique exigée : genre ou espèce suivant groupe	- I.S.C. nbre de taxa nbre de séries
- Système de CHANDLER semi-quantitatif : prélever au filet pendant 5 min.	- Indice biotique de VERNEAUX : unité systématique exigée : famille, genre : distinction de "taxa"	- Indices de saprobité Système de CHANDLER : abondance relative des groupes. - Indice biotique de VERNEAUX : nbre total d'U.S. - Système de Sapro_bies
- Système des Saprobies qualitatif : rechercher les différentes espèces		

Suivant les possibilités : temps, facilités de recours à des spécialistes....., on adoptera telle ou telle méthode en n'oubliant pas les critiques énoncées plus haut.

Tableau XIII : Comparaison des systèmes des saprobies de l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY, et de l'indice de diversité aux quatre saisons (d'après GROSS, 1975)

STATIONS	3	1	5l	5c	7l	7c	14'l	14'c
Saprobies en toutes saisons	méso-saprobe	méso-saprobe	méso-saprobe	Oligo-saprobe	Oligo-saprobe	Oligo-saprobe	Poly-saprobe	Poly-saprobe
HIVER								
Indice de diversité	1,54	3,07	2,35	3,01	3,15	2,24	1,97	1,14
Indice biotique	7	8	8	4,5	6,5	7,5	5,5	4,5
PRINTEMPS								
Indice de diversité	1,75	2,58	2,79	3,13	2,63	3,25	1,95	1,76
Indice biotique	6	7	6,5	5,5	8,5	7	4	4
ETE								
Indice de diversité	1,85	1,61	1,86	2,86	2,12	1,65	1,32	1,31
Indice biotique	6	6	6	7	8	7	5	5
AUTOMNE								
Indice de diversité	0,54	1,80	2,50	2,31	1,66	0,97	1,52	1,29
Indice biotique	6	7	8	6	8	7	5	4

* b) Objectifs

La méthode est choisie en fonction du degré de précision auquel on veut aboutir; GROSS (1975) a réalisé une étude comparative des trois méthodes suivantes : Système des Saprobies indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY et indice de diversité de SHANNON-WEAVER (Tabl. XIII)

Il est clair que la méthode des Saprobies ne peut servir qu'à donner un diagnostic très général sur l'état du ruisseau et ne permet pas d'apprécier les nuances selon les saisons.

Seule la méthode des indices de diversité est assez souple pour traduire les variations faunistiques, mais aucune échelle de référence n'existe actuellement.Employant les indices de diversité, il est nécessaire de connaître les groupes peuplant le milieu, car ces indices peuvent varier suite à de nombreux facteurs (ARCHIBALD, 1972)

Toutefois, il est clair que, plus le degré de précision recherché est élevé, et plus le temps sera long pour apprécier biologiquement une eau. Mais il en est de même pour les méthodes physico-chimiques; en effet, pour que ces dernières soient valables, il faudrait réaliser une analyse continue de tous les composants de l'eau, ce qui est matériellement impossible. (CAIRNS and DICKSON, 1971)

Chaque méthode présente donc des avantages et des désavantages, et aucune n'est assez complète que pour caractériser seule une eau donnée. En premier, le système des Saprobies ne tient pas assez compte de la diversité de la biocénose et de l'abondance relative des différentes espèces; en second lieu, l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY ne prend pas en considération l'abondance relative des unités systématiques, et en troisième lieu, les indices de diversité

peuvent être altérés sans qu'il n'y ait de pollution. (HYNES, 1969 - WILHM, 1972)

C'est pourquoi, nous envisageons d'effectuer une étude comparative de quelques unes de ces différentes méthodes sur un ruisseau relativement pollué : le Nefzée. Le système des Saprobies est comparé d'une part aux indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY et de CHANDLER et d'autre part aux indices de diversité de SHANNON-WEAVER et de CAIRNS, afin de confirmer la trop grande rigidité et le manque de sensibilité de cet ancien système d'analyse de pollution.

Les indices biotiques seront comparés entre eux afin de déterminer si oui ou non l'abondance relative des différentes unités systématiques est essentielle.

Les indices de diversité seront comparés afin de trouver si la méthode simple et rapide proposée par CAIRNS est assez satisfaisante que pour caractériser un milieu aquatique.

Ces données biologiques seront complétées par les données physico-chimiques.

2. RESULTATS EXPERIMENTAUX

2.1. INTRODUCTION

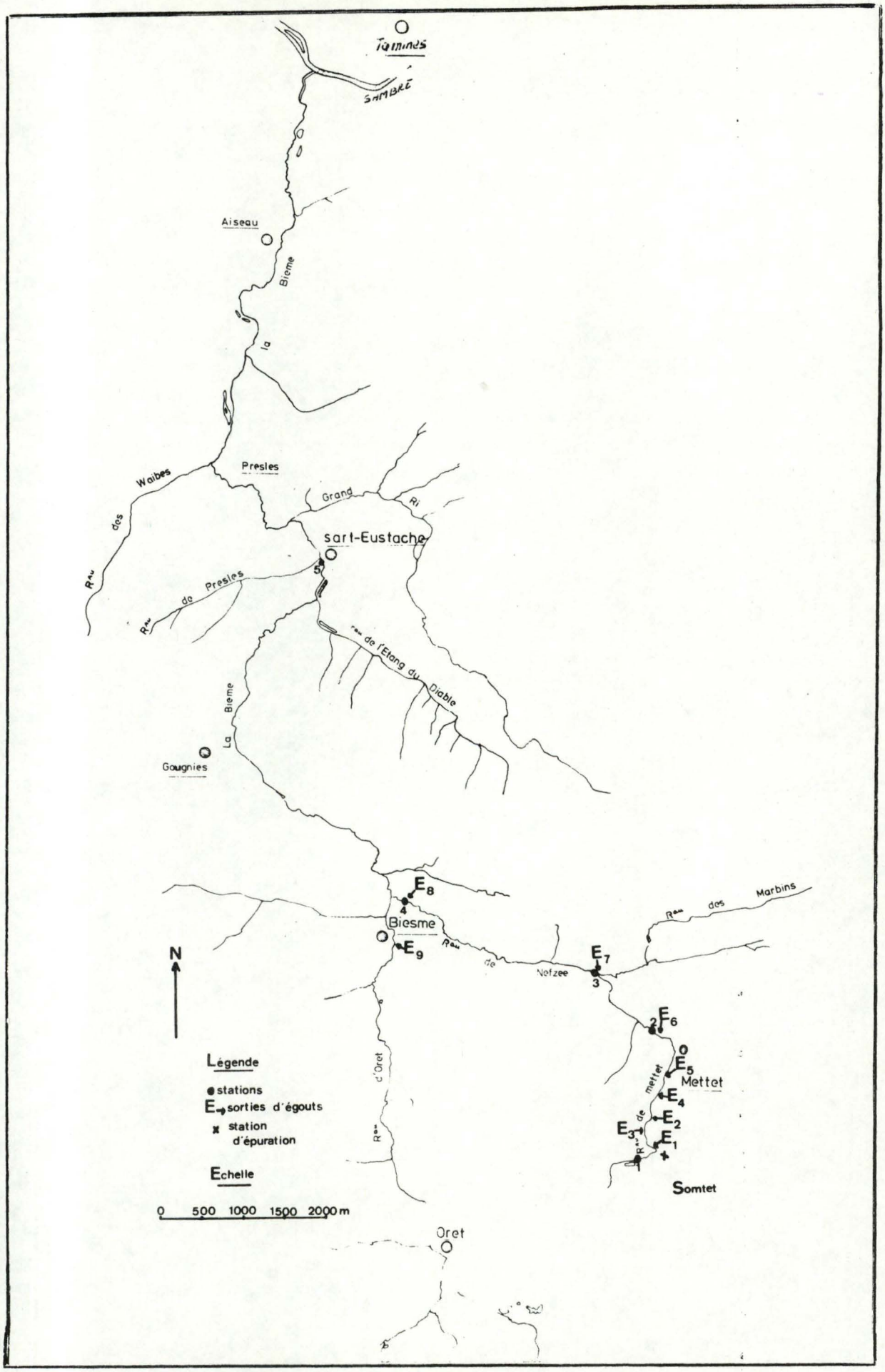
2.1.1. Description de la rivière

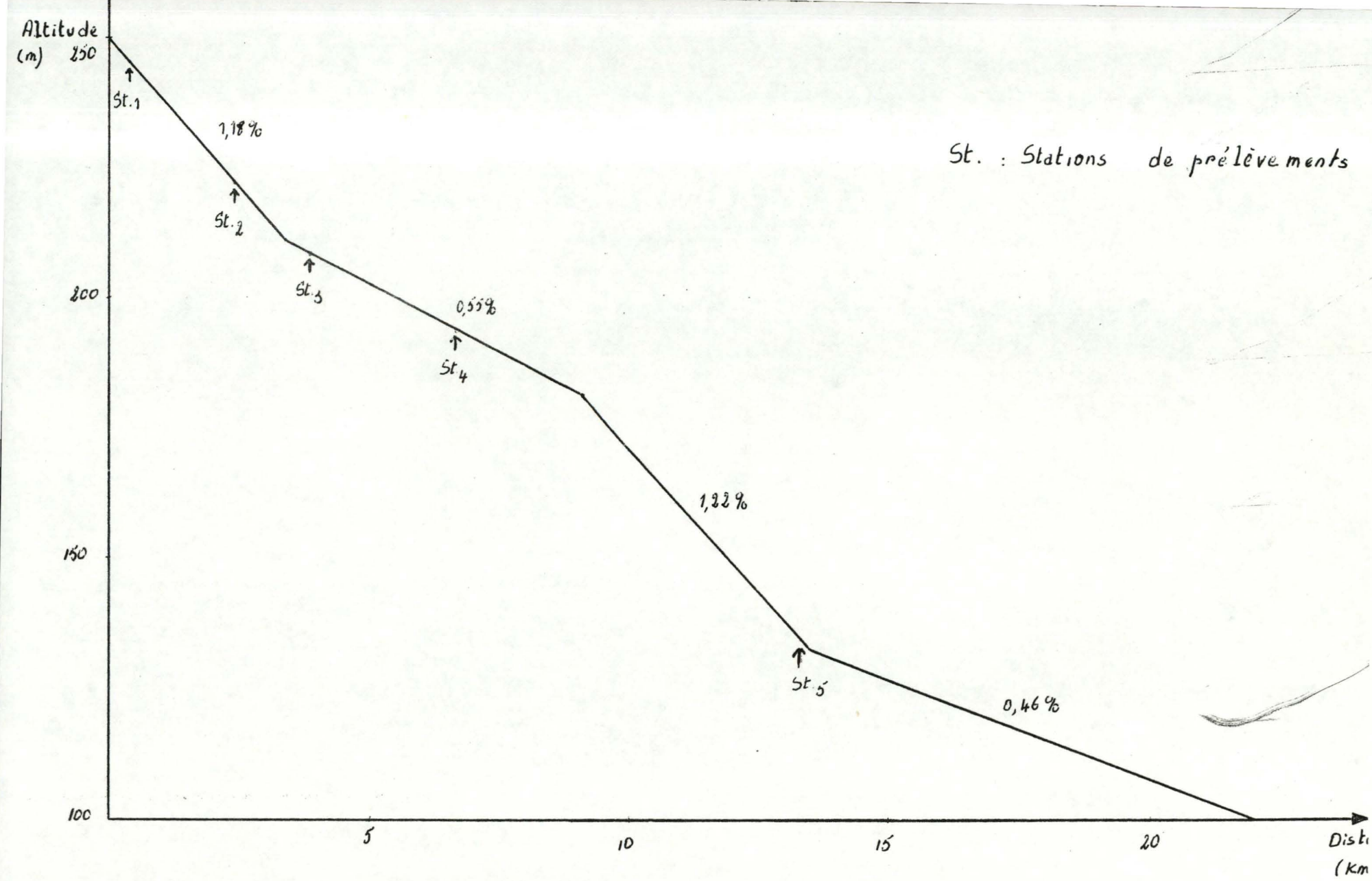
Longue de 21 km 700, la Nefzée prend sa source au sud de Mettet, à une altitude de 250 m, et s'écoule, Sud-Nord, vers la Sambre, dans laquelle elle se jette à une altitude de 100 m, sur le territoire de la commune de Tamines, après avoir traversé les communes de Mettet, Biesme, Gougnies et Sart-Eustache, Presles et Aiseau. Appelée d'abord Ruisseau de Mettet, la Nefzée devient la Bième après la confluence avec le Ruisseau d'Oret à Biesme. Voir plan du cours d'eau (Figure 10).

Le cours d'eau peut être divisé en trois tronçons principaux. En effet, à Mettet, la Nefzée reçoit différents affluents, et à Biesme, elle reçoit le Ruisseau d'Oret, un affluent dont le débit est voisin du sien. Il en résulte que le cours supérieur Source-Mettet peut, d'après la classification de HUET(1949) être rangé dans le facies "Ruisselet" (0-1 m), tandis que le cours moyen, Mettet-Gougnies, correspond au facies "Ruisseau" (1-5m). De Gougnies à Sart-Eustache, la Bième reçoit encore des affluents et elle devient une "Petite Rivière" (5-25m), facies qu'elle conserve jusqu'à son embouchure.

La végétation rivulaire se compose surtout de prairies d'élevage. Les arbres qui bordent les rives sont essentiellement des saules, et, entre Biesme et Sart-Eustache, le ruisseau traverse des bois.

Figure 10: Localisation des effluents et des stations de prélèvements.




Altitude (m)
250
200
150
100
St. 1
St. 2
St. 3
St. 4
St. 5
1,18 %
0,55 %
1,22 %
0,46 %
5
10
15
20
Dist
(km
St. : Stations de prélèvements

2.1.1.1. Pente

La Nefzée, puis la Bième,accuse une pente moyenne de 0,90%. Toutefois, son cours est tantôt rapide, tantôt lent; c'est pourquoi, nous avons été amenés à diviser le cours d'eau en quatre tronçons, distinction confirmée par le calcul des pentes (effectué sur une carte au 1/50.000). Voir profil en long, figure 11.

Le premier tronçon, de la source jusqu'à la sortie de Mettet (correspondant aux stations de prélèvements faunistiques 1 et 2), long de 3.400m et présentant une dénivellation de 40m accuse une pente moyenne de 1,18%. Le cours d'eau coule dans un fossé de 75cm dans la partie supérieure et de 2m30 dans la partie inférieure.

Le deuxième tronçon est un ruisseau qui s'écoule vers Biesme, traverse la commune et se dirige vers Gougnies. Il est long de 5.700m et présente une dénivellation de 30m. Il correspond aux stations de prélèvements 3 et 4. Le courant y est moins rapide puisque le calcul de la pente moyenne nous a donné 0,55%.

Vient ensuite le troisième tronçon, long de 4.450m et accusant une dénivellation de 50m. Il s'étend, par les bois, jusqu'à Sart-Eustache, lieu de notre cinquième station. Le courant y est beaucoup plus rapide : le calcul de la pente moyenne donne 1,22%.

Le quatrième tronçon, depuis Sart-Eustache jusqu'à l'embouchure de la "Petite Rivière" dans la Sambre, présente une pente moyenne bien inférieure, soit 0,46%. La longueur est de 8.150m et la dénivellation de 30m.

Nous voyons donc que ce cours d'eau présente des facies lotiques et lentiques, facteur qu'il ne faut pas négliger dans

l'interprétation de la répartition de la faune aquatique.

2.1.1.2. Géologie

La Nefzée et la Bième traversent des couches géologiques d'âge et de lithologie différents (Figure 12).

Ainsi, le cours d'eau prend sa source dans le Dévonien supérieur surtout constitué de grès micacés, puis la Nefzée traverse des calcaires du Carbonifère, et cela presque jusqu'à Biesme.

Des couches schisteuses font de nouveau leur apparition, puis cèdent leur place aux zones calcaires du Dévonien moyen.

Depuis Biesme jusque Sart-Eustache, le ruisseau rencontre donc successivement des couches calcaires, de grès puis de schistes.

Ensuite, après cette dernière commune jusqu'à l'embouchure, la "Petite Rivière" traverse successivement des zones calcaires, de grès micacés, encore de calcaire puis de schistes et de grès.

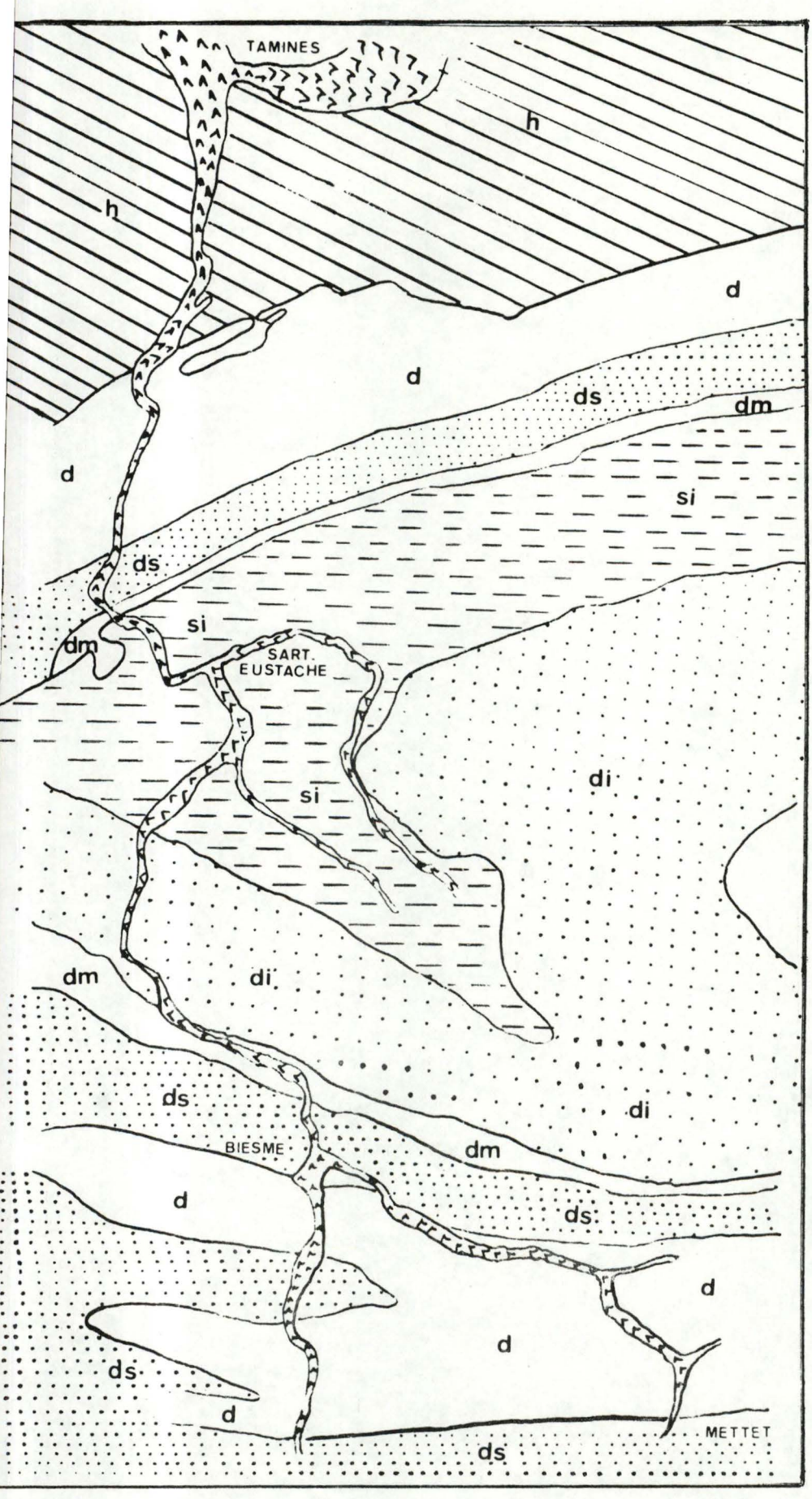
Comme l'indique la carte géologique, des dépressions constituées de calcaire sont alternées avec des crêtes composées soit de schistes soit de grès.

Des données géologiques sont intéressantes, car les couches lithologiques traversées par le cours d'eau peuvent influencer certains paramètres physico-chimiques de l'eau, notamment le pH qui est plus alcalin en terrain calcaire et plus proche de la neutralité dans des zones schisteuses. Toutefois, il se peut que le pH de l'eau soit tout à foit différent du pH du sol traversé. La dureté calcique sera aussi

Figure 12 : Carte de géologie

Echelle

1/40.000



LEGENDE

	Age	Lithologie
h	Houiller	schistes grès houiller
d	Carbonifère	calcaire
ds	Dévonien supérieur	grès schistes
dm	Dévonien moyen	calcaire schistes
di	Dévonien inférieur	grès très dur
Si	Silurien	schistes
		alluvions

plus élevée si le ruisseau traverse des couches calcaires.

2.1.1.3. Action humaine

La commune de Mettet compte environ 3.500 habitants, et le seul ruisseau qui la traverse est la Nefzée. C'est donc dans ce cours d'eau que se jettent tous les rejets domestiques de la ville. Environ 200 habitations du centre, soit 800 personnes, sont raccordées à un collecteur d'égouts, situé en E_6 sur la figure 10, ce qui correspond à une décharge de 800 équivalents/habitant, soit 43.200 gr de matières organiques par jour. Toutefois, avant d'être rejetées dans le ruisseau, les eaux usées passent dans un bassin de décantation (Photos 1 et 2).

Dans le zoning industriel, situé à Somtet, sont installés une cartonnerie, une construction métallique, une station de battage des pois et un lavoir. Le zoning, de même que les habitants de Somtet (80 maisons) rejettent leurs déchets presque à la source du ruisselet (E_1). Une station d'épuration, destinée à épurer ces eaux, ne fonctionne pas, vu le trop faible débit des eaux rejetées.

Comme la commune de Mettet est très étendue, il n'est pas possible de relier toutes les habitations au collecteur; certaines d'entre elles sont raccordées à un égout, d'autres déversent individuellement leurs eaux usées dans le ruisseau. Ainsi, plusieurs grosses fermes sont reliées directement au ruisselet; E_2 groupe les rejets domestiques d'environ 12 maisons, E_3 les eaux usées d'une ferme et de 43 maisons, E_4 celles de 23 habitations, E_5 celles de 25 maisons et d'une ferme, E_7 celles de 20 maisons.

Si l'on fait le total de tous ces rejets pénétrant dans le ruisseau, cela correspond à 87.480 gr de matières

organiques/jour, plus les déchets des fermes, du zoning industriel et d'une imprimerie.

Ensuite, la Nefzée traverse la commune de Biesme qui compte 1.800 habitants. E_8 représente la sortie d'un égout reprenant les eaux usées d'une douzaine de maisons. La plupart des rejets domestiques des habitants sont déversés dans un affluent, le Ruisseau d'Oret (E_9). Cependant, suite à l'examen de la faune très diversifiée de ce cours d'eau, juste avant la confluence avec la Nefzée, nous pouvons conclure que la charge organique rejetée par la commune de Biesme a une action localisée et influence plutôt favorablement le ruisseau étudié, comme nous le verrons par la suite.

En outre, les enclos à vaches sont le plus souvent aménagés le long de la Nefzée pour permettre aux bêtes de venir boire. Mais si le propriétaire n'a pas fait l'effort de disposer des pierres pour renforcer la rive, celle-ci s'écroule, ce qui contribue à l'envasement du ruisseau.

De plus, les différentes cultures pratiquées le long de la Nefzée et de la Bième demandent une grande quantité d'engrais. Le lessivage des engrais peut conduire à une eutrophisation du milieu aquatique.

Il semble donc que les facteurs responsables de la pollution du cours d'eau soient essentiellement d'ordre organique, bien que l'apport de sels minéraux ne soit pas négligeable.



Photos 1 et 2 : Rejets dans la Nefzée : sortie du collecteur d'égouts (E_6)



2.1.2. Description des stations

Cinq lieux de prélèvements ont été choisis sur la Nefzée et la Bième : un lieu de référence, la station 1, n'ayant subi aucune pollution, et quatre autres stations situées de plus en plus en aval de la commune de Mettet qui, comme nous l'avons vu, déverse toutes ses eaux usées dans le ruisseau étudié. Nous avons localisé ces stations sur la figure 10.

Station 1 : c'est une zone de plus ou moins 80m située à 250m de la source, au sud de Mettet. Le ruisselet, appelé Ruisseau de Mettet, est à ce niveau une simple rigole creusée dans un fossé et dans des prairies, de largeur comprise entre 60 et 80cm et de 6cm de profondeur.
Le facies est lentique sur les cinquante premiers mètres, puis il devient lotique, l'eau s'écoulant sur un substrat caillouteux.
De la végétation pousse dans le ruisselet, et la rive gauche est bordée d'aubépines, ce qui n'empêche cependant pas les rayons du soleil de pénétrer dans l'eau (Photo 3).

Station 2 : elle s'étend sur une centaine de mètres, et est située à 200m en aval de la sortie d'un collecteur d'égouts (E_6) de la commune de Mettet. La largeur du ruisseau est d'environ 2m20, et la profondeur varie de 10 à 50cm, suivant le facies lotique ou lentique (Photo 4).
Tout le lit de la Nefzée est tapissé de bactéries filamenteuses, Sphaerotilus, et de champignons, Leptomitus, qui s'accrochent aux cailloux, aux racines et aux branches d'arbustes pendant dans le



Photo 3 : Station 1





Photos 4 et 5 :
Station 2

ruisseau. Aucune végétation ne s'y développe (Photo 5). Les arbres bordant la rive gauche empêchent les rayons du soleil de pénétrer dans l'eau, l'après-midi.
L'odeur à cet endroit est désagréable, et le dessous des pierres est couvert de vase noire.
Entre ces deux stations, en plus des rejets du collecteur, la Nefzée reçoit les déchets domestiques des maisons et fermes riveraines et les eaux usées du zoning (E_1-E_2-E_3-E_4-E_5-E_6).

Station 3 : elle est située toujours à Mettet, 1km 500 en aval du collecteur d'égouts (E_6), et s'étend sur 40m. La Nefzée a une profondeur de 10cm en facies lotique et de 40cm en facies lentique. Le substrat y est toujours dur; la face inférieure des pierres présente un aspect blanchâtre dû à quelques amas de Sphaerotilus et de Leptomitus. La végétation refait son apparition : des algues vertes sont accrochées aux pierres.
Entre les stations 2 et 3, le ruisseau au facies lentique a traversé des prairies, les berges étant bordées de saules.
Un affluent, le ruisseau des Marbins, se déverse dans la Nefzée peu avant la station 3, après avoir recueilli les eaux usées du nord de Mettet; nous y avons observé une faune identique à celle de la Nefzée à cette même station (Photo 6).

Station 4 : après avoir parcouru environ 2km 700 dans des prairies, la Nefzée, au facies lentique, et aux berges soutenues par des piquets en bois (procédé de l'Hydraulique agricole), pénètre dans le village de Biesme.
Cette station s'étend sur une quarantaine de mètres, juste avant la confluence avec un affluent propre,



Photo 6 : Station 3



Photo 7 : Station 4

le Ruisseau d'Oret.
A cet endroit, la largeur de la Nefzée est de 3m et la profondeur varie de 10 à 30cm; le facies est lotique et le substrat caillouteux.
La rive gauche est bordée d'arbres et les pierres couvertes d'algues vertes (Photo 7).

Station 5 : elle est située à l'entrée de Sart-Eustache à 10km 750 de la station 2 et s'étend sur environ 40m. Le facies de la "Petite Rivière", appelé à ce niveau la Bième, est lotique et le substrat caillouteux.
La largeur du cours d'eau est de 5m80 et la profondeur de 25cm.
Très ombragée par les arbres, cette station abrite une grande quantité de Bryophytes fixés sur les cailloux.
Entre ces deux dernières stations, la Bième n'a reçu aucune pollution importante (Photo 8).

Photo 8 : Station 5



2.2. ANALYSES CHIMIQUES

Parallèlement aux prélèvements de la faune benthique, des mesures physico-chimiques ont été effectuées aux cinq stations afin d'apprécier la qualité de l'eau de la Nefzée et de la Bième.

Nous avons examiné les paramètres suivants : température, concentration en oxygène dissous, demande biochimique en oxygène (D.B.O.), pH, conductivité, dureté calcique et dureté totale, alcalinité, chlorures, chlore, sulfates, orthophosphates,nitrites, nitrates et ammoniac; nous avons suivi la plupart de ces paramètres pendant quatre mois pour les trois premières stations, et seulement trois mois pour les deux dernières stations, pour des raisons d'ordre pratique.

La plupart de ces dosages ont été effectués à l'aide d'une trousse HACH,modèle DR-EL/2. Le spectrophotomètre, incorporé dans cette trousse permet une lecture immédiate des concentrations des différents composés de l'eau par le biais de réactions colorimétriques, l'intensité de la couleur étant fonction de leur concentration.

Tous les résultats de l'analyse sont rassemblés dans le tableau XIV et sont examinés de façon critique par rapport aux classes de NISBET et VERNEAUX (1970) (in GROSS, 1975).

* Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous a été mesurée à l'aide du "Beckman Fieldlab Oxygen Analyzer" suivant le principe polarographique. Une électrode est plongée dans un échantillon d'eau et l'oxygène dissous diffuse à travers la membrane

TABLEAU XIV : - Résultats de l'analyse physico-chimique

Stations / Paramètres	STATION 1				STATION 2				STATION 3				STATION 4			STATION 5		
	1975	1976			1975	1976			1975	1976			1976			1976		
	11/11	17/2	30/3	24/4	11/11	17/2	30/3	24/4	11/11	17/2	30/3	24/4	17/2	30/3	24/4	17/2	30/3	24/4
pH	7.9	7.7	7.9	7.6	7.8	7.6	8.3	8.6	8.3	8.4	8.1	8.4	8.6	8.6	8.8	8.4	8.5	8.9
t° air (°C)	3.0	4.5	8.5	6.0	4.0	4.5	8.0	14.0	4.5	4.5	11.0	12.0	4.5	10.0	12.0	5.5	10.5	12.0
t° eau (°C)	3.5	4.0	7.5	7.8	7.0	4.0	8.5	11.0	4.5	4.0	9.0	11.0	4.0	9.0	13.5	4.5	9.0	9.2
O_2 diss.(ppm)	13.0	13.4	-	-	12.7	14.0	-	-	12.5	13.2	-	-	11.6	-	-	14.5	-	-
% saturation	96.3	102.3	-	-	97.0	107.7	-	-	96.2	101.5	-	-	89.2	-	-	114.2	-	-
D.B.O.$_5$(mg/l)	-	-	-	0.0	-	-	-	15.0	-	-	-	2.5	-	-	2.0	-	-	0.0
conductiv.(S)	228.0	310.0	207.0	290.0	390.0	550.0	420.0	555.0	355.0	525.0	400.0	510.0	510.0	370.0	490.0	415.0	320.0	440.0
dur.calc.(mg/l)	110.0	130.0	110.0	110.0	250.0	260.0	260.0	250.0	270.0	250.0	260.0	250.0	240.0	250.0	250.0	190.0	220.0	230.0
dur.tot. (mg/l)	150.0	150.0	150.0	150.0	330.0	310.0	310.0	350.0	320.0	310.0	310.0	330.0	280.0	310.0	300.0	250.0	270.0	300.0
alcalin. (mg/l)	110.0	180.0	90.0	100.0	230.0	200.0	230.0	240.0	230.0	190.0	220.0	210.0	180.0	210.0	210.0	140.0	190.0	210.0
chlorures(mg/l)	25.0	30.0	25.0	20.0	35.0	40.0	45.0	50.0	35.0	40.0	50.0	40.0	40.0	45.0	35.0	30.0	30.0	35.0
chlore (mg/l)	0.09	0.05	0.04	0.10	0.13	0.10	0.13	0.13	0.10	0.08	0.13	0.10	0.09	0.10	0.10	0.08	0.08	0.08
sulfates (mg/l)	20.0	35.0	24.0	23.0	48.0	55.0	50.0	50.0	36.0	60.0	51.0	46.0	60.0	50.0	48.0	50.0	46.0	42.0
orthoph. (mg/l)	0.40	0.25	0.18	1.37	1.72	0.80	2.20	1.67	1.70	0.60	1.60	1.70	0.50	1.20	1.42	0.35	0.73	0.53
nitrates (mg/l)	35.0	52.8	56.0	80.0	17.0	44.0	65.0	70.0	14.0	35.2	65.0	62.0	44.0	63.0	58.0	35.2	59.0	31.0
nitrites (mg/l)	0.08	0.03	0.10	0.28	0.21	0.10	0.59	0.19	-	0.09	0.40	0.43	0.13	0.29	0.28	0.10	0.12	0.07
ammoniac (mg/l)	0.00	0.00	0.20	0.67	2.00	0.40	2.50	0.80	1.50	0.00	0.95	0.50	0.00	0.45	0.43	0.00	0.02	0.12

qui sépare l'échantillon de la cellule polarographique. Cet oxygène est réduit électrochimiquement dans la cellule, ce qui engendre un courant proportionnel à la pression partielle de l'oxygène. La concentration est exprimée en ppm.

Comme toutes les mesures ont été effectuées en facies lotique, où le courant était assez rapide, il est normal de trouver un pourcentage de saturation proche de 100% ou une sursaturation à toutes les stations. Ce paramètre ne nous permet donc pas de déceler, ici, une pollution organique.

Il ne nous a pas été possible de mesurer la concentration de l'oxygène les deux derniers mois, l'appareil étant défectueux.

* Demande biochimique en oxygène (D.B.O.)

La D.B.O. a été mesurée pendant 5 jours et à 20°C à l'aide de l'appareil HACH Model 2173A B.O.D.

Les résultats sont exprimés en mg/l et varient entre 0 et 15 mg/l, avec un pic à la station 2. Cette mesure étant proportionnelle à la quantité de matières organiques présentes dans l'eau, la valeur élevée de la station 2 s'explique par les rejets urbains de Mettet.

Cette D.B.O. se situe juste à la limite, puisque les normes admises actuellement sont de 15 mg/l (Arrêté royal du 23 janvier 1974).

La diminution progressive, en aval de Mettet, traduit l'autoépuration du milieu aquatique.

* pH

Les mesures du pH ont été effectuées à l'aide de la trousse HACH, suivant la méthode colorimétrique "Wide range".

Ce paramètre varie entre 7,6 et 8,9, et en moyenne, il y a une augmentation progressive du pH de l'amont vers l'aval.

Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés. Ainsi, à sa source, la Nefzée traverse une couche de grès micacés, de schistes, ce qui peut expliquer le pH plus proche de la neutralité. Mais bientôt, le cours d'eau quitte cette zone pour traverser une couche calcaire (Figure 12), ce qui se traduit par une augmentation du pH. Par contre, ce paramètre ne semble pas influencé par la zone schisteuse rencontrée à la cinquième station.

L'eau caractérisée par de telles valeurs de pH est compatible avec la vie des poissons.

* Conductivité

Mesurée à l'aide d'un conductivimètre de type WTW Messegerät LF 56, la conductivité s"exprime en μS.

Pour la période étudiée, la conductivité varie entre 207 et 555 μS.

La conductivité étant proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous , elle rend compte du degré de minéralisation. La station 2 présente des valeurs supérieures, vu la quantité des décharges et le courant du ruisseau.

Il faut noter que NISBET et VERNEAUX (1970) admettent que la situation est particulière ou anormale au-dessus de 500μS, ce qui est le cas, en moyenne, pour la station 2.

* Dureté calcique et dureté totale

Le dosage des ions calcium en mg/l a été effectué à

l'aide de la trousse HACH, suivant la méthode de titration "Cal Ver II", tandis que la dureté totale a été mesurée suivant la méthode de titration "Man Ver II". La dureté totale exprimée en mg/l est assimilée à la mesure des ions magnésium et calcium.

L'ensemble des mesures de la dureté calcique est compris entre 110 et 260 mg/l,les teneurs étant élevées dès la première station.

La nature des terrains traversés étant à l'origine des variations de la teneur en Ca^{++}, il est évident que sur la Nefzée, les résultats seront fonction des couches calcaires rencontrées. Ainsi, nous pouvons expliquer l'augmentation de la dureté aux stations 2,3,4 par le passage du ruisseau dans le Carbonifère, caractérisé par du calcaire.

La dureté totale varie entre 150 et 350 mg/l, ce qui correspond à une eau eutrophe selon les bases d'interprétation de HUET (1962).

Cette mesure peut être mise en relation avec la pollution des cours d'eau dans la mesure où la solubilité augmente en présence de protéines et d'acides faibles résultant des oxydations des matières organiques (KLEIN, 1959) (in GROSS,1975).

* Alcalinité

L'alcalinité à la phénolphtaléine qui dose les carbonates a toujours donné des résultats nuls.

L'alcalinité totale dose en plus les bicarbonates; elle correspond au nombre de ml d'acide sulfurique standard nécessaire pour neutraliser la réaction alcaline d'un certain volume d'eau (titrage en présence d'un indicateur coloré : rouge de méthyl + vert de bromocrésol).

Les valeurs de l'alcalinité varient entre 90 et 240 mg/l, les valeurs les plus faibles étant enregistrées à la source, les plus élevées à la station 2.

Les variations d'alcalinité sont à rapprocher de celles du degré de minéralisation; les courbes de conductivité, dureté totale et alcalinité varient pratiquement dans le même sens aux cinq stations.

* Chlorures

Dosée à l'aide de la trousse HACH, suivant la méthode de titration au nitrate mercurique, la teneur en chlorures s'exprime en mg/l.

Cette composante donne une idée du degré de contamination du milieu. Selon les indications de KLEIN (1959) (in GROSS,1975), dans les eaux courantes exemptes de pollution, la teneur ne dépasse guère 20 mg/l. Ici, tous les résultats sont supérieurs à cette valeur avec un maximum de 50 mg/l aux stations 2 et 3, indiquant un important apport exogène.

* Sulfates

Les sulfates sont dosés à l'aide de la trousse HACH, suivant la méthode turbidimétrique "Sulfa Ver IV", et les résultats sont exprimés en mg/l.

La nature géologique influence directement la teneur en sulfates, mais le lessivage ainsi que les affluents industriels ou urbains jouent également un rôle très important (GROSS, 1975).

Les teneurs de SO_4^{--} oscillent entre des limites qui sont assez élevées, 20 et 60 mg/l.

Le lessivage des terrains peut expliquer ces valeurs élevées. Les pics sont observés aux stations 2,3 et 4, situées en aval du collecteur d'égouts.

*Orthophosphates

Par la méthode à l'acide ascorbique-"Phos Ver III", les orthophosphates développent une couleur bleue (trousse HACH); ils sont exprimés en mg/l.

Au-delà de 0,3 mg/l, la présence d'orthophosphates dans l'eau indique une eutrophisation ou une pollution par les détergents (Water Quality Criteria, 1968).

Les données enregistrées sont pratiquement toujours supérieures à 0,3 mg/l, sauf à la source (valeurs variant entre 0,18 et 1,70 mg/l), ce qui indiquerait un état de pollution permanent par les ions PO_4^{--}, sans doute dû à un usage un peu abusif d'engrais

* Nitrates

Les ion NO_3^- sont dosés suivant la méthode de réduction au Cadmium - "Nitra Ver V", d'après les indications de la trousse HACH. Les résultats sont exprimés en mg/l, les valeurs variant entre 14 et 80 mg/l.

Représentant la forme la plus oxygénée de l'azote, les nitrates indiquent le degré de trophie du ruisseau, c'est-à-dire l'intensité du lessivage des sols, des déversements industriels ou urbains, l'accumulation de matières organiques endogènes et la capacité d'oxygénation du milieu.

Ces valeurs sont extrêmement élevées dans le cours supérieur et moyen du ruisseau, le lessivage des terrains jouant sans doute un rôle important. Les valeurs élevées des phospha-

tes et des nitrates reflètent une nette eutrophisation du milieu aquatique.

* Nitrites

Dosée à l'aide de la trousse HACH, d'après la méthode de diazotation - "Nitri Ver III", la teneur en nitrites est exprimée en mg/l.

Représentant une forme moins oxygénée et moins stable que les nitrates dans la dégradation des composés organiques azotés, les nitrites ne se maintiennent que lorsque le milieu n'est pas suffisamment oxydant. Leur présence indique un état critique de pollution organique (NISBET et VERNEAUX, 1970) (in GROSS, 1975).

Si la limite de pollution est fixée à 0,1 mg/l, toutes les stations en aval de Mettet se trouvent, à un moment donné, dans un état de pollution.

La valeur de 0,282 mesurée à la source au mois d'avril est difficile à expliquer; de même la teneur en nitrites de 0,21 à la station 2 au mois de novembre s'explique difficilement puisque l'eau est quasi saturée en oxygène.

* Ammoniac

L'ammoniac est dosé à l'aide de la trousse HACH, selon la méthode de Nessler.

Les valeurs varient entre 0 et 2,5 mg/l, les valeurs les plus élevées étant observées à la station 2.

La concentration en ammoniac traduit un processus de dégradation incomplète de la matière organique. Une valeur plus élevée à la station 2 exprime un apport important de matières

organiques par le collecteur d'égouts de la commune de Mettet. Cependant, à ce même niveau, l'eau est saturée en oxygène.

La vie aquatique peut être atteinte pour des concentrations d'environ 2 mg/l et un pH de 7,4 à 8,5 (RODIER, 1975).

* Chlore libre

Ce paramètre est dosé par la méthode à l'orthotolidine - "O - Toli Ver", d'après les indications de la trousse HACH.

Les résultats sont exprimés en mg/l et varient entre 0,05 et 0,13 mg/l, les valeurs restant faibles à la source, s'élevant aux stations 2 et 3, et diminuant aux stations 4 et 5.

En fait, les paramètres étudiés donnent plutôt une indication de la productivité de l'eau; seules les mesures de la D.B.O., de l'ammoniac et des nitrites présentent des variations indiscutablement en rapport avec la source de pollution. Si nous voulons classer les stations selon un taux décroissant de matières organiques, la D.B.O. donne l'ordre suivant : stations 2, 3, 4, 5 et 1.

L'interprétation de toutes ces valeurs est très difficile. Il est certain que nous pouvons les comparer avec des normes ou des classes d'eaux, mais nous ne savons pas si ces teneurs de référence sont applicables dans le cas du ruisseau étudié. Ainsi, certaines concentrations mesurées sont rangées comme inquiétantes par comparaison avec les valeurs obtenues par NISBET et VERNEAUX (1970), mais on peut se demander si ces classes restent valables en Belgique.

Aucune pollution chimique par des substances minérales n'a été décelée, mais pour cela nous aurions dû effectuer une foule d'autres dosages de cations et d'anions. L'analyse en

continu de tous ces paramètres s'avère nécessaire, car nous observons des variations importantes d'un mois à l'autre. Une valeur moyenne n'a donc pas de sens puisque le milieu doit supporter des concentrations extrêmes.

Même si nous avons décelé une pollution organique, il est difficile d'apprécier correctement le degré de pollution des différentes stations et de déterminer, par ces chiffres, le taux de dégradation de la faune aquatique.

Un examen de la biocénose s'impose donc pour compléter cette analyse de l'eau. Les organismes aquatiques vont être utilisés comme paramètres biologiques d'appréciation de la qualité de l'eau et vont déterminer si les rejets de la commune de Mettet et des villages avoisinants risquent de détruire la vie aquatique.

2.3. ANALYSES BIOLOGIQUES DES EAUX DE LA NEFZEE ET DE LA BIEME

2.3.1. Introduction

2.3.1.1. Matériel et Méthodes

Cinq méthodes reposant toutes sur l'examen de la faune aquatique ont été choisies afin d'apprécier la qualité de l'eau de la Nefzée et de la Bième. Ces méthodes ont été appliquées aux cinq stations décrites précédemment. Il s'agit de comparer ces différentes analyses quant à la mise en évidence d'un même degré de pollution.

Les méthodes retenues pour des raisons que nous avons énoncées dans la première partie du travail, sont les suivantes : le système des saprobies de KOLKWITZ et MARSSON (1908) adapté à la biocénose, le "Score System" de CHANDLER (1970), l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY (1967), l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER (1963) et l'indice séquentiel de comparaison de CAIRNS (1968).

Diverses exigences sont à remplir en vue d'appliquer ces méthodes, et notamment le problème de l'échantillonnage.

Le système des saprobies nécessite uniquement une liste d'espèces. C'est pourquoi, à chaque station, nous avons prelévé des organismes, pendant une demi-heure, soit à l'aide d'un filet troubleau, soit en retournant les pierres.

Les organismes étaient conservés dans du formol, aux fins d'identification.

Les tableaux faunistiques que nous avons ainsi obtenus par cette méthode ne comportent pas de données quantitatives, mais nous utiliserons quelques symboles représentant l'abondance plus ou moins grande de chaque espèce trouvée dans chaque station.

Quant au "Score System", l'unité d'échantillonnage est de cinq minutes; nous avons utilisé les mêmes techniques de prélèvement et de conservation que pour la première méthode.

Pour ces deux premières analyses, trois séries de prélèvements ont été effectuées par station.

Le calcul de l'indice de diversité, de l'indice séquentiel de comparaison et de l'indice biotique nécessite une analyse quantitative du milieu. Comme le substrat est caillouteux à toutes les stations, l'unité d'échantillonnage retenue est le Surber d'une surface de 1 000 cm^2. A chaque station, nous avons prélevé 3 Surber; les organismes aquatiques, conservés dans du formol, étaient triés, comptés et identifiés au laboratoire. Ces prélevements quantitatifs ont été effectués tous en facies lotique.

Comme le tri et le comptage du matériel sont particulièrement longs et fastidieux, il ne nous a pas été permis de réaliser plus de deux séries de prélèvements par station.

2.3.1.2. Liste faunistique

UNITES SYSTEMATIQUES	STATIONS				
	1	2	3	4	5
I. TRICLADES :					
Planariidae : Planaria gonocephala Dugès	+	-	-	+	+
II. OLIGOCHETES :					
Tubificidae : Gn.sp.	+	+	+	+	+
III.HIRUDINEES :					
Glossiphoniidae:Glossiphonia complanata(L.)	+	+	+	+	+
Erpobdellidae:Erpobdella octoculata(L.)	+	+	+	+	+
IV. PULMONES :					
Ancylidae : Ancylus fluviatilis Müller	+	+	+	+	+
Lymnaeidae: Lymnaea peregra (Müller)	+	+	+	+	+
V. LAMELLIBRANCHES :					
Sphaeridae: Pisidium sp.	+	-	+	+	+
Sphaerium corneum (L.)	-	-	+	-	-
VI. AMPHIPODES :					
Gammaridae: Gammarus spp.	+	+	+	+	+
VII.EPHEMEROPTERES : larves					
Baetidae : Baetis sp.	+	+	+	+	+
Ecdyonuridae:Ecdyonurus venosus(Fabr.)	-	-	-	-	+
Ephemerellidae: Torleya belgica Lestage (Schoenemund)	-	-	-	-	+
VIII.PLECOPTERES : larves					
Nemouridae : Nemoura sp.	-	-	-	-	+
IX. TRICHOPTERES (larves) :					
Hydropsychidae:Hydropsyche angustipennis Curtis	+	-	+	+	+
Rhyacophilidae:Rhyacophila sp.	+	-	-	-	+
Polycentropidae:Polycentropus sp.	+	-	-	-	-
Limnephilidae : Gn.sp.	+	-	-	+	+
Hydroptilidae : Hydroptila sp.	-	-	-	-	+

UNITES SYSTEMATIQUES (suite)	STATIONS				
	1	2	3	4	5
X. MEGALOPTERES (larves):					
Sialidae : Sialis lutaria L.	-	-	-	-	+
XI. HEMIPTERES					
Nepidae : Nepa sp.	+	-	-	-	-
XII. COLEOPTERES (larves et adultes) :					
Elminthidae : Elmis sp.	+	-	-	+	+
Limnius sp.	+	-	-	-	+
Riolius sp.	+	-	-	-	+
Dryopilidae : Helodes sp.	+	-	-	-	-
XIII. DIPTERES (larves) :					
Simuliidae : Simulium sp.	+	+	+	+	+
Chironomidae : Chironomus					
groupe plumosus Lenz	-	+	-	-	-
Gn.sp.	+	+	+	+	+
Ceratopogonidae : Gn.sp.	+	-	-	-	-
Tipulidae : Gn.sp.	+	+	+	+	+
Psychodidae : Gn.sp.	+	-	-	-	+
Ptychopteridae : Gn.sp.	+	-	-	-	+
Rhagionidae : Atherix sp.	-	-	-	-	+
Famille inconnue	+	-	-	-	-

La Nefzée, puis la Bième, hébergent donc, sur le parcours étudié, 33 taxa identifiables par nous-mêmes.

2.3.2. Comparaison des 5 méthodes biologiques

2.3.2.1. Résultats obtenus

2.3.2.1.1. Système des Saprobies (KOLKWITZ et MARSSON, 1908)

Dans ce chapitre, nous allons comparer les espèces trouvées au niveau de chaque station avec le système des Saprobies afin de tirer des conclusions quant au degré de pollution des différentes stations du ruisseau.

Les espèces prélevées dans chaque station sont reprises dans le tableau XV avec les symboles suivants :

- \- : espèce n'ayant pas été trouvée à ce niveau
- \+ : espèce présente mais rare
- ++ : espèce commune
- +++ : espèce abondante

Le degré de pollution des différents niveaux du cours d'eau est déterminé en examinant la biocénose, et non pas exclusivement une ou deux espèces indicatrices d'une zone déterminée. Nous appliquons le système des Saprobies adapté à toute la biocénose.

* station 1

Nous y avons dénombré 24 taxa, ce qui représente un un milieu assez diversifié pour un ruisselet de 75 cm de large. Plusieurs espèces ou groupes taxonomiques sont caractéristiques d'eaux oligosaprobes : Planaria gonocephala, Rhyacophila sp., Limnephilidae, Elmis sp. et Gammarus sp. qui s'y trouvent en très grande abondance (SLADECEK, 1973) (HUET, 1949 et 1952).

Mais déjà, on y trouve des indicateurs d'eaux plus

polluées. Ainsi Glossiphonia complanata, Pisidium sp. et Simulium sp. sont indicateurs d'une zone β -mésosaprobe, tandis que Erpobdella octoculata caractérise une zone α -mésosaprobe.

C'est pourquoi, cette station peut être considérée comme appartenant à une zone OLIGOSAPROBE mais à tendance Mésosaprobe.

Aucune différence entre saisons ne paraît évidente.

* Station 2

Nous n'y avons dénombré que 11 espèces ou groupes taxonomiques.

Le développement de Sphaerotilus, bactéries filamenteuses tapissant l'entièreté du ruisseau, et la présence en très grand nombre de Chironomus gr. plumosus, indicateur d'un niveau polysaprobe, rangent cette station dans une zone POLYSAPROBE.

La présence de Gammarus sp., rencontrés en nombre suffisant, de Baetis sp., de Lymnea peregra, de Glossiphonia complanata, d'Ancylus fluviatilis et de Simulium sp. rencontrés occasionnellement, et indicateurs d'une zone plus pure, peut mettre en question la valence saprobique de ces organismes. Toutefois, il faut souligner que cette station est caractérisée par un facies lotique, ce qui permet une réoxygénation de l'eau, le pourcentage de saturation de l'oxygène étant toujours proche de 100 %. Si seul le facteur oxygène est limitant pour ces espèces, leur présence ne paraît pas anormale.

Nous voyons que cette station reste polysaprobe

depuis le mois de décembre jusqu'à la fin du mois d'avril.

* station 3

Nous y trouvons 13 espèces ou groupes taxonomiques. La réapparition de Pisidium sp., la présence de Erpobdella octoculata en plus grand nombre et de Sphaerium corneum, indicateurs d'une zone α-mésosaprobe, de même que la présence d'Hydropsyche angustipennis, de Baetis sp., de Glossiphonia complanata et de Lymnea peregra en plus grand nombre, tous trois caractéristiques d'une zone β-mésosaprobe, classent cette zone dans un milieu mésosaprobe. La disparition de Chironomus gr. plumosus confirme encore ce diagnostic.

Toutefois, des amas de Sphaerotilus existent encore sous les pierres.

C'est pourquoi, cette zone est caractérisée comme α-MESOSAPROBE.

* Station 4

Quinze espèces peuplent cette station dont Planaria gonocephala, Limnephilidae, Elmis sp., qui font leur réapparition et qui sont indicateurs d'une zone oligosaprobe.

Toutefois, en tenant compte de la présence de quelques amas de Sphaerotilus sous les pierres, indicateur d'un milieu polysaprobe, et de la présence de Glossiphonia complanata, de Simulium sp., indicateurs d'une zone β-mésosaprobe, nous caractérisons cette sation comme β-MESOSAPROBE.

* Station 5

Cette station abrite 25 espèces dont Torleya belgica, Ecdyonurus venosus, Hydroptila sp., Atherix sp., Nemura sp., qui apparaissent pour la pre ière fois, Rhyacophila sp, toutes indicatrices d'une zone oligosaprobe. De plus, toutes les espèces trouvées à la station 4 et caractérisant elles aussi le même niveau de qualité de l'eau, sont représentées par un nombre plus élevé d'individus.

Sphaerotilus, indicateur d'une zone polysaprobe, a définitivement quitté le lit de la Bième.

Tous ces organismes appartiennent donc à une zone OLIGOSAPROBE, que ce soit en hiver ou au printemps.

C'est donc seulement après une quinzaine de Km que le cours d'eau retrouve sa qualité initiale et la dépasse même, après être passé par les stades de α et β - mésosaprobe. On pourrait se demander pourquoi le niveau de la station 1 qui n'a pas reçu de charge polluante, est légèrement inférieur à celui de la station 5, mais il ne faut pas oublier que la source est un milieu particulier. En effet, la largeur du ruisselet y est de 75 cm, tandis que celle de la Bième est de 5 m 80. De plus, de nombreux affluents, plus ou moins diversifiés se sont jetés dans le cours d'eau.

BLEAU XV : Résultats du système des saprobies

Stations / Dates / Taxons	1			2			3			4			5		
	1975	1976		1975	1976		1975	1976		1975	1976		1975	1976	
	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-
ICLADES															
Planaria gonocephala	+	+	+	–	–	–	–	–	–	+	+	+	+	+	+
IGOCHETES															
Tubificidae	++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	++
RUDINEES															
Glossiphonia complanata	+	+	+	–	–	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Erpobdella octoculata	+	+	+	+	+	+	++	++	++	++	++	++	+	+	+
ULMONES															
Ancylus fluviatilis	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lymnaea peregra	–	+	+	+	–	–	+	+	+	–	+	–	+	+	+
AMELLIBRANCHES															
Pisidium sp.	+++	+++	+++	–	–	–	+	+	++	+	+	+	+	+	+
Sphaerium corneum	–	–	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–	–	–	–
MPHIPODES															
Gammarus sp.	+++	+++	+++	++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++
PHEMEROPTERES															
Baetis sp.	+	+	+	+	+	+	++	++	++	+++	+++	+++	++	++	+
Torleya belgica	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+	+
Ecdyonurus venosus	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+	–
LECOPTERES															
Nemoura sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
EGALOPTERES															
Sialis lutaria	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–
RICHOPTERES															
Hydropsyche angustipennis	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	++	++	+++	+++	++
Rhyacophila sp.	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	++	++	++
Polycentropus sp.	+	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Limnephilidae	+	+	+	–	–	–	–	–	–	+	–	+	–	+	+
Hydroptila	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+	+
COLEOPTERES															
Elmis sp.	+++	+++	+++	–	–	–	–	–	–	++	++	++	++	++	++
Limnius sp.	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	++	++	++
Riolius sp.	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+	–
Helodes sp.	+	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HEMIPTERES															
Nepa sp.	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
DIPTERES															
Simulium sp.	–	+	+	–	+	–	+	++	+	+	+	+	++	+	+
Chironomus gr. plumosus	–	–	–	+++	+++	+++	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Chironomidae	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	+++	+++	+	++	++	++	++	++
Ceratopogonidae	+	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Tipulidae	+	+	+	+	–	–	–	+	–	–	–	+	+	–	+
Psychodidae	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Ptychopteridae	–	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–
Famille inconnue	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Atherix sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
Zones saprobiques	OLIGOSA-PROBE			POLYSAPROBE			α -MESOSAPROBE			β-MESOSAPROBE			OLIGOSAPROBI		

2.3.2.1.2. Indice biotique de TUFFERY et VERNEAUX (1967)

Le calcul de cet indice se base sur l'examen faunistique de 6 Surber, 3 en facies lotique et 3 en facies lentique. Pour des raisons d'ordre pratique, il ne nous a pas été possible d'effectuer les prélèvements en facies lentique. Dans notre cas, seul l'indice lotique a été calculé.

Les résultats de l'analyse faunistique, repris dans le tableau XVI ont permis de déterminer l'indice lotique de chaque station et de suivre leur évolution sur le parcours étudié. (Figure 13)

A la station 1, la valeur de l'indice lotique est de 7; cette valeur semble un peu faible pour un cours d'eau qui n'a pas reçu de décharges polluantes, mais , en effet, la largeur du ruisselet atteint seulement 75 cm et la pente est très faible; la source, est un milieu particulier; toutes les espèces rencontrées dans le cours inférieur du ruisseau n'y sont pas trouvées.

L'indice lotique est plus élevé au printemps qu'en hiver.

A la station 2, situé à 200 m en aval du collecteur d'égouts de la commune de Mettet, on constate une chute de 2 unités de l'indice lotique qui tombe de 7 à 5, dans un secteur pollué. Il reste égal à 5 en hiver comme au printemps.

Après le point 2, la valeur des indices remonte, le milieu se régénère. A la station 3, l'indice lotique atteint la valeur de 6, en hiver comme au printemps

TABLEAU XVI: Résultats de l'analyse du cours d'eau par les indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY.

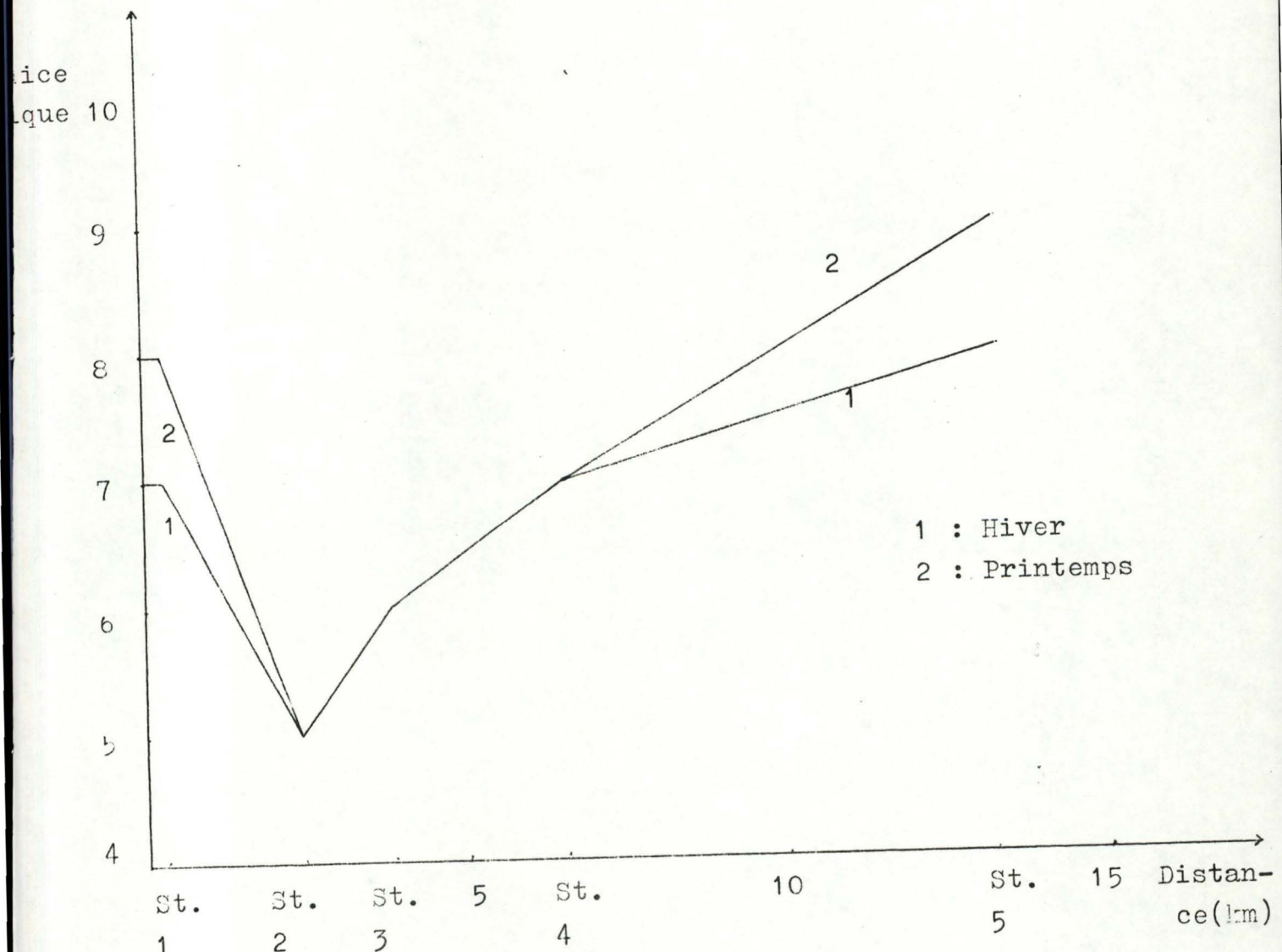
* HIVER

UNITES SYSTEMATIQUES		STATIONS				
		1	2	3	4	5
TRICLADES	: Planaria	+	-	-	-	+
OLIGOCHETES	: Tubificidae	+	+	+	+	+
HIRUDINEES	: Glossiphonia	+	-	+	+	-
	Erpobdella	+	+	+	+	+
MOLLUSQUES	: Pisidium	+	-	+	+	+
	Sphaerium	-	-	-	-	-
	Ancylus	+	-	+	+	+
	Lymnaea	-	+	+	-	+
CRUSTACES	: Gammaridae	+	+	+	+	+
EPHEMEROPTERES	: Baetis	+	+	+	+	+
	Torleya	-	-	-	-	+
PLECOPTERES	: Nemoura	-	-	-	-	-
TRICHOPTERES	: Hydropsychidae	-	-	+	+	+
	Rhyacophilidae	+	-	-	-	+
	Limnephilidae	-	-	-	+	-
	Hydroptilidae	-	-	-	-	+
COLEOPTERES	: Elminthidae	+	-	-	+	+
	Dryopilidae	+	-	-	-	-
DIPTERES	: Chironomidae	+	+	+	+	+
	Ceratopogonidae	+	-	-	-	-
	Psychodidae	-	-	-	-	+
	Ptychopteridae	-	-	-	-	-
	Simuliidae	-	-	+	-	+
	Tipulidae	+	+	-	-	+
	Rhagionidae	-	-	-	-	+
	Famille inconnue	+	-	-	-	-
Nombre d'unités systématiques		16	7	11	11	18
INDICE LOTIQUE		7	5	6	7	8

* PRINTEMPS

UNITES SYSTEMATIQUES		STATIONS				
		1	2	3	4	5
TRICLADES	: Planaria	+	-	-	+	+
OLIGOCHETES	: Tubificidae	+	+	+	+	+
HIRUDINEES	: Glossiphonia	+	-	+	+	+
	Erpobdella	+	+	+	+	+
MOLLUSQUES	: Pisidium	+	-	+	+	+
	Sphaerium	-	-	+	-	-
	Ancylus	+	+	-	+	+
	Lymnaea	-	-	+	-	+
CRUSTACES	: Gammaridae	+	+	+	+	+
EPHEMEROPTERES	: Baetis	+	+	+	+	+
	Torleya	-	-	-	-	+
TRICHOPTERES	: Hydropsychidae	+	-	+	+	+
	Rhyacophilidae	-	-	-	-	+
	Limnephilidae	+	-	-	+	+
	Hydroptilidae	-	-	-	-	-
PLECOPTERES	: Nemoura	-	-	-	-	+
COLEOPTERES	: Elminthidae	+	-	-	+	+
	Dryopilidae	+	-	-	-	-
DIPTERES	: Chironomidae	+	+	+	+	+
	Ceratopogonidae	+	-	-	-	-
	Psychodidae	-	-	-	-	-
	Ptychopteridae	+	-	-	-	-
	Simuliidae	-	-	+	+	+
	Tipulidae	+	-	-	+	+
	Rhagionidae	-	-	-	-	-
	Famille inconnue	-	-	-	-	-
Nombre d'unités systématiques		16	6	11	14	18
INDICE LOTIQUE		8	5	6	7	9

Figure 13 : Variations de l'indice lotique en fonction de la distance.



Après avoir parcouru 4 Km 300 après le collecteur d'égouts, le ruisseau retrouve sa qualité initiale puisqu'il est caractérisé à la station 4 en hiver par un indice lotique de 7. Tandis qu'au printemps, à ce même endroit, il n'a pas retrouvé sa valeur primitive. La vitesse de régénération du milieu apparaît un peu plus rapide en hiver qu'au printemps.

Cependant, l'indice ayant retrouvé sa valeur primitive, continue à s'élever, le milieu devenant plus riche. A la station 5, sa valeur est de 8 en hiver et de 9 au printemps.

L'indice lotique reflète les différents degrés de pollution du cours d'eau et une seule fois, l'indice est tombé dans le secteur pollué, à la station 2; il permet d'apprécier la qualité des stations dans l'ordre suivant : 2, 3, 4, 1, 5; la station 5 ayant le niveau de qualité le plus élevé (Fig. 13). Grâce à cet indice, nous pouvons déterminer avec précision l'étendue de la pollution, soit 4 Km 300, et avoir une idée de la vitesse de régénération du milieu. Cette dernière semble plus rapide entre les stations 2 et 3 qu'entre les stations 3 et 4.

2.3.2.1.3. "Score System" de CHANDLER (1970)

Les différents groupes taxonomiques prélevés dans un intervalle de cinq minutes, leur abondance relative et leur "score", sont rassemblés dans le tableau XVII. Les valeurs du score final sont portées sur un graphique, ce qui permet de visualiser l'évolution du degré de pollution des différentes stations. (Figure 14).

La station 2 voit son indice chuter à une valeur oscillant entre 138 et 142. Cette chute est due aux rejets domestiques de la commune de Mettet. Il n'existe pas de variation entre les saisons.

Plus on s'éloigne de ce collecteur d'égouts et plus le milieu aquatique tend à se régénérer. En effet, à la station 3, le score final oscille entre 390 en décembre et 430 fin février.

La station 4 est caractérisée par un indice variant de 295 à 495 en février. La valeur aussi faible observée en décembre s'explique difficilement. Nous verrons par la suite s'il s'agit en fait d'un apport exogène en comparant avec les autres méthodes.

A la station 5, le cours d'eau a retrouvé sa qualité primitive et l'a même dépassée. En effet, la valeur du score varie entre 654 au printemps et 859 en décembre. Ceci s'explique par la plus grande largeur de la Bième et bien sûr par les apports des affluents.

L'indice biotique de CHANDLER est donc bien sensible aux polluants déversés dans le cours d'eau, et, grâce aux valeurs du score, nous pouvons classer les stations selon leur degré de pollution respectif, soit : 2, 3, 4, 1, 5

Les valeurs de l'indice, portées sur un graphique en fonction de la distance, permettent également de calculer l'étendue de la pollution et la vitesse de régénération du milieu aquatique.

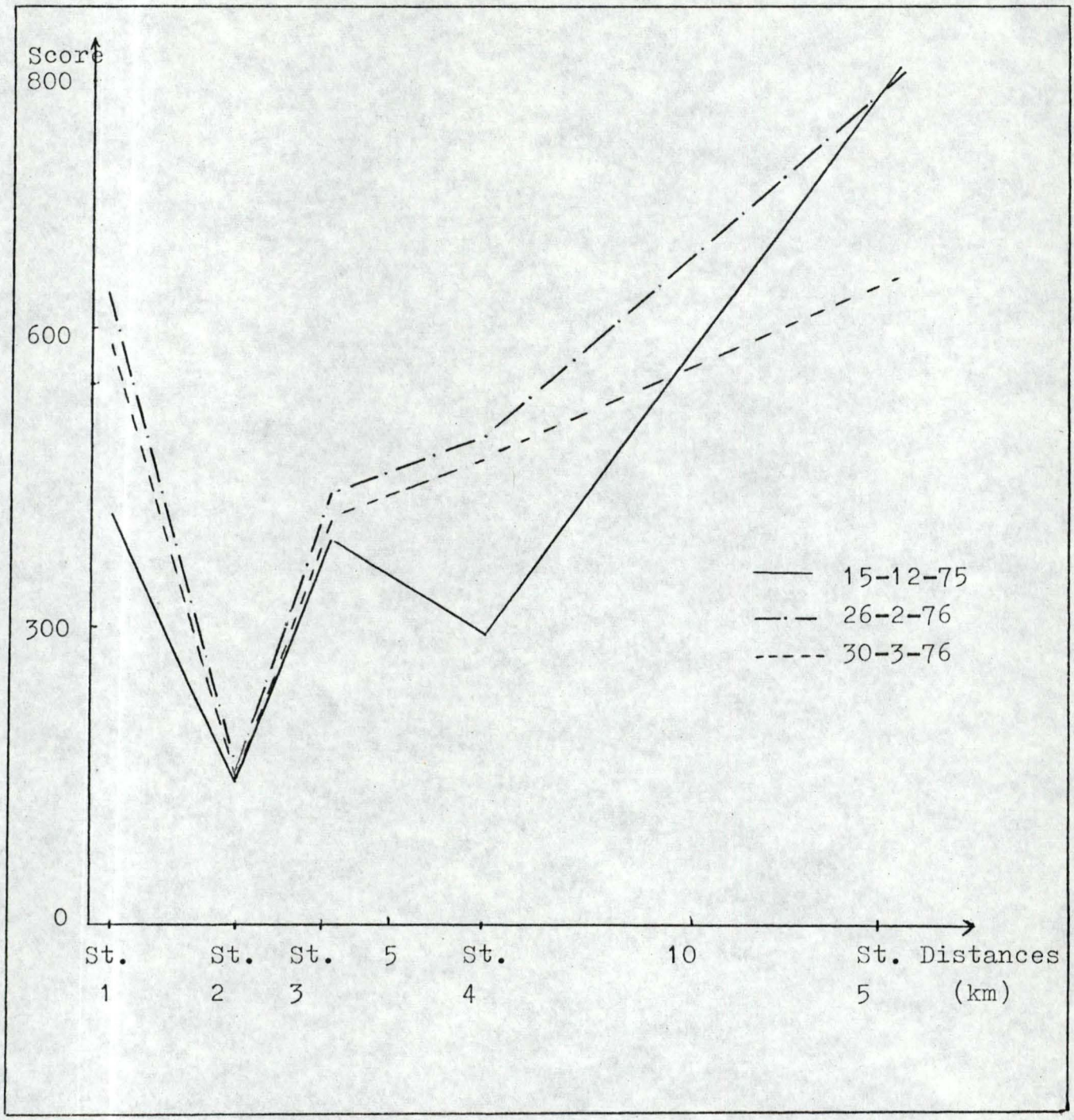
TABLEAU XVII : Résultats de l'analyse biologique du cours d'eau par le Score System de CHANDLER.

Stations et dates / Taxons	1			2			3			4			5		
	1975	1976		1975	1976		1975	1976		1975	1976		1975	1976	
	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3	15-12	26-2	30-3
	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S	A S
TRICLADES															
Planaria gonocephala	C 31	F 33	F 33	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	P 35	P 35	P 35	F 33	F 33
OLIGOCHETES															
Tubificidae	A 12	C 13	A 12	A 12	V 9	V 9	V 9	V 9	C 13	C 13	V 9	V 9	A 12	V 9	V 9
HIRUDINEES															
Glossiphonia complanata	F 23	F 23	F 23	- -	- -	- -	P 26	P 26	F 23	F 23	C 20	F 23	P 26	F 23	F 23
Erpobdella octoculata	F 20	F 20	F 20	F 20	P 24	P 24	C 16	C 16	C 16	C 16	C 16	A 12	F 20	F 20	F 20
PULMONES															
Ancylus fluviatilis	- -	F 75	P 70	- -	- -	- -	P 70	F 75	F 75	- -	P 70	F 75	C 82	F 75	C 82
Lymnaea peregra	- -	- -	- -	- -	- -	- -	P 30	P 30	F 28	- -	P 30	- -	C 25	F 28	P 30
LAMELLIBRANCHES															
Pisidium sp.	V 18	V 18	A 22	- -	- -	- -	C 25	F 28	C 25	F 28	P 30	F 28	F 28	F 28	F 28
Sphaerium corneum	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	P 30	F 28	- -	- -	- -	- -	- -	- -
AMPHIPODES															
Gammarus sp.	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40	V 40
EPHEMEROPTERES															
Baetis sp.	P 44	F 46	P 44	P 44	P 44	P 44	A 50	A 50	A 50	A 50	A 50	V 52	C 48	C 48	C 48
Torleya belgica	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	G 90	F 84	P 79
TRICHOPTERES															
Hydropsyche antgustipennis	- -	P 38	- -	- -	- -	- -	P 38	P 38	F 36	F 36	C 35	A 33	A 33	A 33	A 33
Rhyacophila sp.	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	F 70	F 70	F 70
Polycentropus sp.	- -	F 36	P 38	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Limnephilidae	P 75	P 75	F 80	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	P 75	- -	P 75	- -
Hydroptila sp.	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	F 80	- -	- -
COLEOPTERES															
Elmis sp.	C 61	V 72	C 61	- -	- -	- -	- -	- -	- -	C 61	V 72	- -	V 72	V 72	V 72
Limnius sp.	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	C 61	A 66	V 72
Riolius sp.	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	P 51	F 55	- -
Helodes sp.	C 61	F 55	F 55	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
HEMIPTERES															
Nepa sp.	P 19	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
DIPTERES															
Simulium	- -	P 56	F 61	- -	- -	- -	F 61	A 73	F 61	- -	C 67	F 61	F 61	P 56	- -
Chironomus gr. plumosus	- -	- -	- -	V 4	V 4	A 7	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -
Chironomidae	V 15	V 15	V 15	A 18	V 15	A 18	F 25	V 15	V 15	P 28	C 21	C 21	F 25	A 18	V 15
Ptychopteridae	- -	F 15	F 15	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	P 19	- -
SCORE FINAL	419	630	589	138	136	142	390	430	410	295	495	464	859	852	654

A : Abondance relative

S : Score

Figure 14 : Variations du Score final en fonction de la distance



2.3.2.1.4. Indice de diversité de SHANNON-WEAVER (1963)

L'indice de diversité de SHANNON-WEAVER (H') a été calculé à chaque station en hiver et au printemps. Il se calcule d'après la formule suivante :

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} \frac{n_i}{n} \log_e \frac{n_i}{n}$$

où s = représente le nombre de groupes
n = représente le nombre total d'organismes/éch.
n_i = représente le nombre d'individus dans le $i^{ème}$ groupe.

Le goupe est l'unité systématique la plus précise où tous les individus peuvent être identifiés (GROSS, 1975). Il s'agit ici de la famille. Quant à la base du logarithme, elle est laissée au choix de l'expérimentateur (POOLE, 1974). Nous avons choisi le logarithme népérien afin de poursuivre une analyse statistique; en effet, la distribution de l'indice calculé en base e est connue (POOLE, 1974)

Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau XVIII. La répartition des différentes familles est visualisée dans les histogrammes de fréquence (Fig. 15). Nous avons effectué une analyse statistique de ces résultats.

L'équation , citée ci-dessus, est une estimation biaisée de l'indice de diversité H'. En effet, la valeur attendue de H', E(H') est égale à :

$$E(H') = \left[-\sum_{i=1}^{s} \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n} \right] - \frac{s-1}{2n} + \ldots\ldots$$

D'autres termes viennent encore s'ajouter à la série, mais ils sont négligeables. Il est donc nécessaire de calculer un indice H' corrigé d'après la formule suivante :

$$H'_{corr} = H' - \frac{s - 1}{2n}$$

Ensuite, nous avons calculé la variance de H'_{corr} et l'intervalle de confiance à $1 - \alpha$, avec $\alpha = 5\ \%$ d'après les équations suivantes :

$$\text{var}\,(H'_{corr}) = \frac{\sum_{i=1}^{s} \frac{ni}{n} \ln^2 \frac{ni}{n} - \left(\sum \frac{ni}{n} \ln \frac{ni}{n}\right)^2}{n} + \frac{s-1}{2n^2}$$

Dans notre cas, le second terme est négligeable.

L'intervalle de confiance vaut =

$$H'_{corr} \pm Z\ 1 - \alpha/2 \sqrt{\text{var}\,(H')}$$

Cependant, pour comparer les valeurs des indices aux différentes stations et saisons, nous devons calculer l'indice de "EVENNESS" J

$$J = \frac{H'_{corr}}{H'_{max}}$$

où $H'_{max} = l_n\ s$

En effet, le nombre d'espèces n'est pas le même dans toutes les stations et par conséquent, la valeur maximale que peut atteindre H'_{corr} est différente. Afin de comparer ces indices de diversité, il est donc nécessaire de

les rapporter à la valeur maximale atteinte par H' dans chacun des cas. Nous avons calculé en plus la variance de J d'après la formule suivante :

$$\text{var}(J) = \text{var}\left(\frac{H'_{corr}}{H'_{max}}\right) = \frac{1}{H'^{2}_{max}}\left[\text{var}\left(H'_{corr}\right)\right]$$

L'intervalle de confiance de J calculé à $1 - \alpha$, avec $\alpha = 5\ \%$ nous est donné par :

$$J \pm Z\ 1 - \alpha/2 \sqrt{\frac{1}{H'^{2}_{max}} \cdot \text{var}\ H'_{c}}$$

Les résultats de l'analyse statistique sont rassemblés dans le tableau XIX. Pour chaque station et saison, nous avons inscrit :

$H'_{corr} \pm$ intervalle de confiance

$J \pm$ intervalle de confiance

L'indice de diversité de SHANNON-WEAVER, selon la littérature, diminue lorsque le degré de pollution augmente. Si nous discutons seulement les valeurs de H'_{corr}, nous posons au départ que les espèces récoltées à la dernière station doivent normalement se retrouver aux autres points de prélèvement. Si ce n'est pas le cas, un facteur, la pollution ou un autre, est entré en jeu. Cette hypothèse que nous avons posée sera discutée par la suite. Par contre, si nous tenons compte de J , c'est-à-dire de "l'evenness", nous étudions la répartition ou la diversité des familles dans chacun des cas.

Discutons les valeurs de H' corr et de J.

A la station 1, c'est-à-dire à la source, H' corr présente une valeur de 0,9474 en hiver et de 1,2845 au printemps. Les intervalles de confiance ne se chevauchent pas. Il existe donc bien une différence significative entre les deux saisons, la diversité étant plus élevée au printemps.

Les faibles valeurs observées à cette station peuvent s'expliquer par le milieu particulier de la source où le ruisselet présente seulement une largeur de 75 cm et une pente faible. De plus, les histogrammes de fréquences (Fig. 15) montrent une répartition disproportionnée des différentes familles; ceci est confirmé par la valeur faible de J.

Nous assistons, à la station 2, à une diminution de l'indice de diversité H' corrigé, plus importante en hiver qu'en été, mais significative aussi bien au printemps qu'en hiver. Cette diminution de l'indice reflète l'influence des charges urbaines sur la faune aquatique, et un débit plus important du cours d'eau au printemps peut expliquer la diversité plus élevée et la moins grande variation entre les stations 1 et 2. La différence entre les saisons est également significative. Par contre, les valeurs de J, traduisant la diversité des familles restantes, n'indiquent pas de pollution, les familles étant mieux réparties qu'à la source.

Ensuite, à la station 3, l'indice H' corrigé remonte très légèrement ce qui traduit une faible augmentation de la diversité. Nous remarquons que les intervalles de confiance entre cette station et la précédente se recoupent en hiver, tandis qu'au printemps, l'indice H'

corrigé est significativement inférieur à celui de la station 2. En regardant la figure 15 ou en observant les valeurs de J, nous pouvons expliquer cette diminution par la présence à la station 3 de familles trop peu représentées. Les différences entre les saisons sont nettes.

Plus en aval, l'indice H' corrigé continue à s'élever, reflétant une diversité plus élevée et une auto-épuration du milieu aquatique. En hiver comme au printemps, la Nefzée, à la station 4, a déjà retrouvé et même dépassé sa qualité initiale. La diversité semble plus élevée au printemps, ceci pouvant s'expliquer par la dilution plus importante des déversements. Les valeurs de J s'élèvent également.

A la station 5, l'indice de diversité varie entre 1,7773 en hiver, valeur nettement supérieure à celle de la station précédente, et 1,5168 au printemps, ce qui est inférieur à la valeur de la station 4.

Il est difficile d'expliquer cette diminution de H' corrigé au mois de mars; elle est due à une répartition disproportionnée des familles; en effet, la valeur de J diminue mais nous n'en connaissons pas la raison.

Dès lors, l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER marque bien des différences plus ou moins nettes entre les stations et mesure le degré de pollution; seulement, la valeur anormalement faible de la station 5 au printemps, peut être l'indice de l'action d'un facteur autre que la pollution, facteur qui serait également mesuré par cet indice.

Si nous voulons classer, les stations suivant cet indice, nous trouvons dans un ordre croissant :

TABLEAU XVIII : Résultats de l'analyse biologique suivant l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER.

* HIVER

FAMILLES	STATIONS				
	1 n_i (%)	2 n_i (%)	3 n_i (%)	4 n_i (%)	5 n_i (%)
Planariidae	12(0.24)	-	-	-	33(0.48)
Tubificidae	30(0.61)	409(21.6)	136(12.30)	309(9.40)	269(3.89)
Glossiphoniidae	7(0.14)	-	1(0.09)	23(0.70)	-
Erpobdellidae	10(0.20)	2(0.11)	12(I.08)	96(2.92)	10(0.14)
Sphaeriidae	219(4.45)	-	6(o.54)	7(0.21)	18(0.26)
Ancylidae	24(0.49)	-	1(0.09)	3(0.09)	56(0.81)
Lymnaeidae	-	3(0.16)	3(0.27)	-	34(0.49)
Gammaridae	3681(74.80)	69(3.64)	877(74.29)	2.190(66.59)	2.065(29.8
Baetidae	27(0.55)	2(0.11)	54(4.88)	483(14.69)	399(5.77)
Ephemerellidae	-	-	-	-	54(0.78)
Hydropsychidae	-	-	1(0.09)	32(0.97)	1747(25.26
Rhyacophilidae	1(0.02)	-	-	-	73(1.06)
Limnephilidae	-	-	-	2(0.06)	-
Hydroptilidae	-	-	-	-	30(0.43)
Nemouridae	-	-	-	-	-
Elminthidae	558(11.34)	-	-	135(4.10)	1778(25.7)
Dryopilidae	17(0.35)	-	-	-	-
Chironomidae	314(6.38)	1407(74.29)	14(1.27)	9(0.27)	187(2.70)
Ceratopogonidae	12(0.24)	-	-	-	-
Psychodidae	6(0.12)	-	-	-	3(0.04)
Ptychopteridae	-	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	1(0.09)	-	114(1.65)
Tipulidae	2(0.04)	2(0.11)	-	-	14(0.20)
Rhagionidae	-	-	-	-	31(0.45)
Famille inc.	1(0.02)	-	-	-	-
Nombre de familles	16	7	11	11	18
Nombre d'organ.	4921	1894	1106	.3289	6915
Indice : H'	0.9489	0.7052	0.7630	1.1283	1.7785

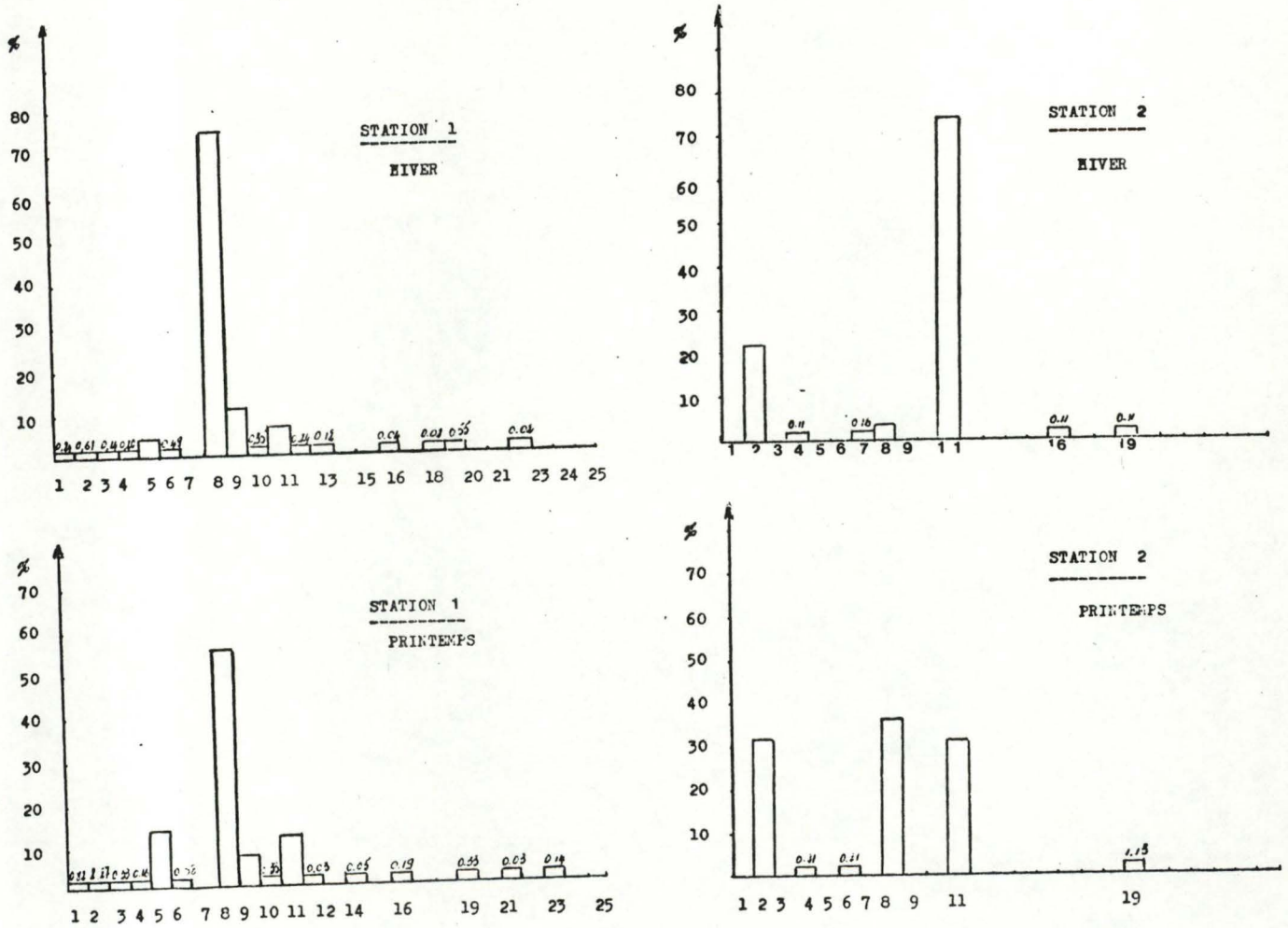
n_i : nombre d'organismes par famille

TABLEAU XVIII : Suite

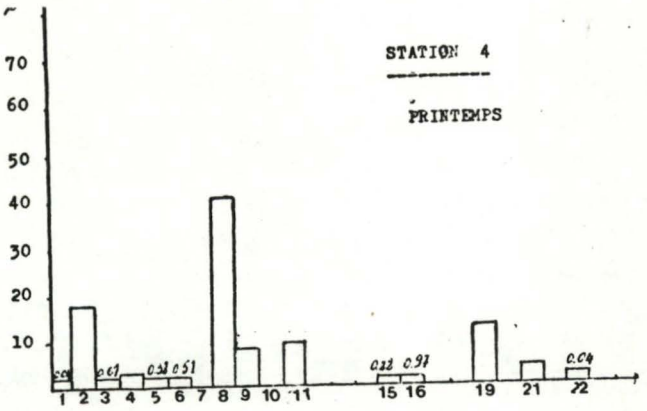
* PRINTEMPS

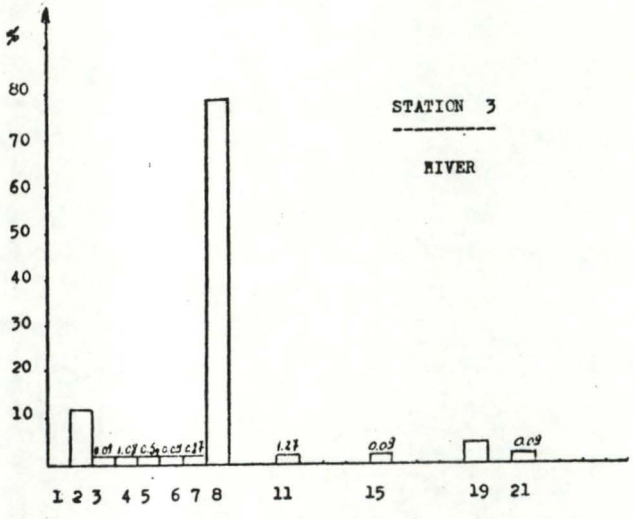
FAMILLES	STATIONS				
	1 n_i (%)	2 n_i (%)	3 n_i (%)	4 n_i (%)	5 n_i (%)
Planariidae	30(0.82)	-	-	1(0.04)	9(0.23)
Tubificidae	83(2.27)	304(31.28)	101(5.25)	526(18.98)	382(9.77)
Glossiphoniidae	12(0.33)	-	6(0.31)	17(0.61)	2(0.05)
Erpobdellidae	6(0.16)	2(0.21)	18(0.94)	88(3.17)	7(0.18)
Sphaeriidae	540(14.79)	-	36(1.87)	9(0.32)	5(0.13)
Ancylidae	21(0.58)	2(0.21)	-	14(0;51)	26(0.67)
Lymnaeidae	-	-	3(0.16)	-	3(0.08)
Gammaridae	2205(60.41)	350(36.01)	1357(70.60)	1139(41.09)	330(8.44)
Baetidae	12(0.33)	11(I.13)	104(5.41)	368(13.28)	29(0.74)
Ephemerellidae	-	-	-	-	1(0.03)
Hydropsychidae	1(0.03)	-	4(0.21)	126(4.55)	326(8.34)
Rhyacophilidae	-	-	-	-	41(1.05)
Limnephilidae	5(0.14)	-	-	1(0.04)	1(0.03)
Hydroptilidae	-	-	-	-	-
Nemouridae	-	-	-	-	1(0.03)
Elminthidae	262(7.18)	-	-	222(8.01)	912(23.3)
Dryopilidae	12(0.33)	-	-	-	-
Chironomidae	451(12.36)	303(31.17)	289(15.04)	253(9.13)	1825(46.7)
Ceratopogonidae	1(0.03)	-	-	-	-
Psychodidae	-	-	-	-	-
Ptychopteridae	2(0.05)	-	-	-	-
Simuliidae	-	-	4(0.21)	6(0.22)	2(0.05)
Tipulidae	7(0.19)	-	-	2(0.07)	5(0.13)
Rhagionidae	-	-	-	-	-
Famille inc.	-	-	-	-	-
Nbre de familles	16	6	10	14	18
Nbre d'organ.	3650	972	1922	2772	3909
Indice : H'	1.2866	1.1712	1.0155	1.7209	1.5190

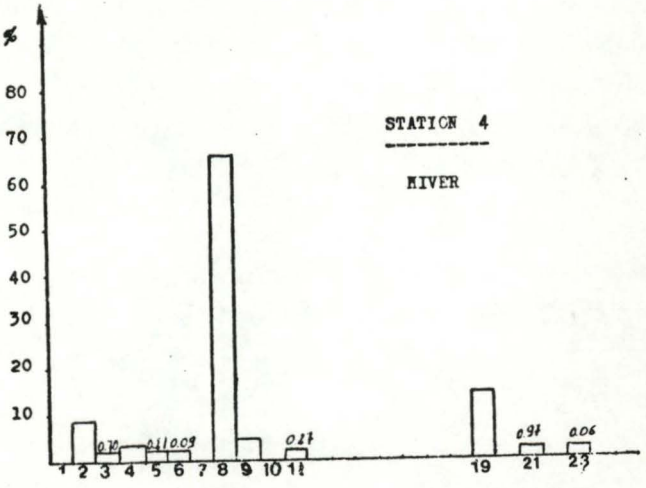
Figure 15 : Répartition des familles par station et saison

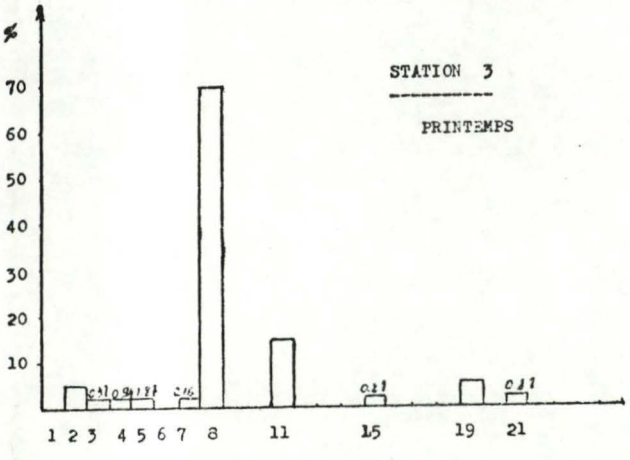


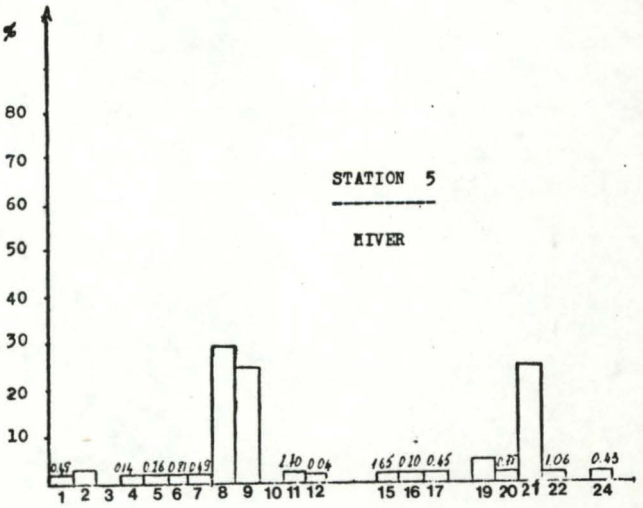
1 : Planariidae
2 : Tubificidae
3 : Glossiphoniidae
4 : Erpobdellidae
5 : Sphaeridae
6 : Ancylidae
7 : Lymnaeidae
8 : Gammaridae
9 : Elminthidae
10: Dryopilidae
11: Chironomidae
12: Ceratopogonidae
13 : Psychodidae
14 : Ptychopteridae
15 : Simuliidae
16 : Tipulidae
17 : Rhagionidae
18 : Famille inconnue
19 : Baetidae
20 : Ephemerellidae
21 : Hydropsychidae
22 : Rhyacophilidae
23 : Limnephilidae
24 : Hydroptilidae
25 : Nemouridae


STATION 4
PRINTEMPS
%
70
60
50
40
30
20
10
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 15 16 19 21 22


STATION 3
RIVER
%
80
70
60
50
40
30
20
10
1 2 3 4 5 6 7 8 11 15 19 21


STATION 4
RIVER
%
80
70
60
50
40
30
20
10
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 19 21 23


STATION 3
PRINTEMPS
%
70
60
50
40
30
20
10
1 2 3 4 5 6 7 8 11 15 19 21


STATION 5
RIVER
%
80
70
60
50
40
30
20
10
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 15 16 17 19 20 21 22 24

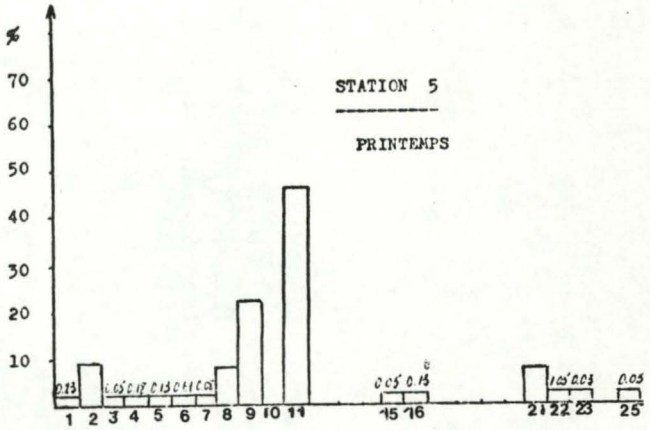

STATION 5
PRINTEMPS
%
70
60
50
40
30
20
10
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 15 16 21 22 23 25

TABLEAU XIX : Analyse statistique de l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER

H'_c : H' corrigé
J : Evenness

STATIONS / INDICES	DATES 20-12-75		30-3-76	
Station 1 H'_c	0.9474 ±0.0339	0.9813 0.9135	1.2845 ± 0.0375	1.3220 1.2470
Station 1 J	0.3417 ±0.0124	0.3541 0.3293	0.4633 ± 0.0141	0.4774 0.4492
Station 2 H'_c	0.7036 ±0.0392	0.7428 0.6644	1.1686 ± 0.0306	1.1992 1.1380
Station 2 J	0.3616 ±0.0196	0.3812 0.3420	0.6522 ± 0.0155	0.6677 0.6367
Station 3 H'_c	0.7585 ±0.0679	0.8264 0.6906	1.0132 ± 0.0518	1.0650 0.9614
Station 3 J	0.3163 ±0.0283	0.3446 0.2880	0.4400 ± 0.0225	0.4625 0.4175
Station 4 H'_c	1.1268 ±0.0392	1.1660 1.0876	1.7186 ± 0.0343	1.7529 1.6843
Station 4 J	0.4699 ±0.0163	0.4862 0.4536	0.6512 ± 0.0129	0.6641 0.6383
Station 5 H'_c	1.7773 ±0.0249	1.8022 1.7524	1.5168 ± 0.0315	1.5483 1.4853
Station 5 J	0.6149 ±0.0096	0.6245 0.6053	0.5248 ± 0.0117	0.5365 0.5131

hiver : 2 ± 3, 1, 4, 5
printemps : 3, 2, 1, 5, 4,

Par contre l'indice J n'indique pas de changements de la faune aquatique dus à la pollution. Selon cet indice, le taux de pollution de la station 2 serait très faible et même plus faible que les stations 1, 3, 4 et 5 au printemps.

La discussion de ces différents indices sera reprise dans la partie suivante.

2.3.2.1.5. Indice séquentiel de comparaison (CAIRNS, 1968)
=.=

Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau XX. Pour chaque station et saison, nous indiquons d'abord l'indice de diversité moyen ($\overline{DI}$), le nombre de taxa et enfin, l'indice de diversité final (DI_T). et son intervalle de confiance calculé en utilisant la ligne A (Figure 7) (soit 20 % de la vraie valeur si α = 5 %)

Le nombre de taxa représente en fait le nombre de familles par échantillon, soit par trois Surber.

Si nous comparons les stations 1 et 2, nous voyons que l'indice tombe de 4,68 à 1,52 en hiver et de 5,28 à 4,41 au printemps, la différence étant significative seulement en hiver. Cette chute de l'indice s'explique par une contamination de l'eau, par une destruction de la biocénose due aux eaux usées de la commune de Mettet. La

différence entre les indices caractérisant la première station en hiver et au printemps n'est pas significative, à l'inverse de la deuxième station.

Au fur et à mesure que nous nous éloignons du point essentiel de pollution, les valeurs de DI_T ont tendance à remonter, du moins en hiver. En effet, à la station 3, l'indice de diversité vaut 3,96, à la quatrième station 5, et à la station 5, 11,25 et toutes ces valeurs sont significativement différentes l'une de l'autre. Ceci traduit l'auto-épuration du cours d'eau. Toutefois, au printemps, la vitesse de régénération du ruisseau se marque beaucoup moins. En effet, la valeur de DI_T à la station 3 est inférieure à celle de la deuxième station. L'indice de diversité de la station 4 est significativement différent de celui de la station 3, mais égal à celui du point de prélèvement suivant. Nous essayerons de donner une réponse à ce problème dans le paragraphe suivant.

Les variations entre les saisons pour les stations 3, 4, et 5 sont significatives.

L'indice séquentiel de comparaison, utilisé pour apprécier biologiquement la qualité des eaux de la Nefzée et de la Bième, reflète bien l'appauvrissement du milieu aquatique sous l'action d'une pollution. Si nous voulons comparer les stations quant au degré décroissant de pollution en employant cet indice de diversité, nous obtenons l'ordre suivant :

- hiver : 2, 3, 4 $\simeq$ 1, 5
- printemps : 3, 2, $\simeq$ 1, 4 $\simeq$ 5

TABLEAU XX : Valeurs de l'indice séquentiel de comparaison et de l'intervalle de confiance pour chaque station et saison

STATIONS / INDICES		DATES 20-12-75		DATES 30-3-76	
Station 1	DI	0.39		0.48	
	N	12		11	
	DI_T	4.68 ± 0.47	5.15 4.21	5.28 ± 0.53	5.81 4.75
Station 2	DI	0.38		0.63	
	N	4		7	
	DI_T	1.52 ± 0.15	1.67 1.37	4.41 ± 0.44	4.85 3.97
Station 3	DI	0.36		0.46	
	N	11		6	
	DI_T	3.96 ± 0.40	4.36 3.56	2.76 ± 0.28	3.04 2.48
Station 4	DI	0.50		0.70	
	N	10		11	
	DI_T	5.00 ± 0.50	5.50 4.50	7.70 ± 0.77	8.47 6.93
Station 5	DI	0.75		0.70	
	N	15		11	
	DI_T	11.25 ± 1.13	12.38 10.12	7.70 ± 0.77	8.47 6.93

DI : indice de diversité

N : nombre de familles

DI_T : indice de diversité total

2.3.2.2. Discussion

Nous avons utilisé cinq méthodes biologiques en vue d'apprécier la qualité des eaux de la Nefzée et de la Bième et de déterminer le degré de pollution des différentes stations. Ces méthodes ont été présentées dans le paragraphe précédent, ainsi que les résultats obtenus.

Le tableau XXI suivant résume les valeurs calculées et les observations faites pour les différentes stations du cours d'eau au mois de décembre et de mars.

Ces méthodes se basent toutes sur l'examen des organismes aquatiques qui sont utilisés comme paramètre biologique de la mesure du degré de pollution. Elles donnent quasi toutes le même profil de la Nefzée et de la Bième quant à son indice de qualité de l'eau. Ainsi, la station 1 paraît toujours la plus polluée, ce qui s'observe d'ailleurs en regardant simplement le lit du ruisseau. Ensuite, ces méthodes déterminent une qualité croissante du cours d'eau, ce qui va de pair avec son auto-épuration. En outre, ces analyses classent toujours la première station en-dessous de la cinquième station, alors que celle-ci ne reçoit pas d'effluents. Cependant, le lit du ruisselet est bien moin large que celui de la "Petite Rivière" et ne peut abriter qu'un certain nombre d'organismes.

Les méthodes biologiques se différencient quant à l'appréciation de la qualité de l'eau entre plusieurs saisons; mais, en général, ces analyses reflètent un degré de pollution plus faible, une qualité supérieure du cours d'eau au printemps.

Cependant, différentes remarques sont à souligner

quant à l'emploi de ces méthodes biologiques.

La méthode des Saprobies ne peut servir qu'à donner un diagnostic très général sur l'état du cours d'eau et ne permet pas d'apprécier des nuances selon les saisons alors que toutes les autres analyses montrent des variations. D'autre part, il nous est difficile de déterminer le niveau de la station 2; en effet, même, s'il existe des indicateurs très nets de la zone polysaprobe : Sphaerotilus et Chironomus groupe plumosus, le pourcentage de saturation reste toujours élevé. Or, les différentes zones saprobiques sont définies par un taux d'oxygène dissous différent. Cela signifierait que la méthode des saprobies ne s'applique pas à tous les cas de pollution organique.

Pourtant, toutes les autres analyses indiquent une modification de la faune aquatique à cet endroit : que ce soient une diminution de la diversité et du nombre d'individus, ou un changement dans la biocénose avec l'apparition d'espèces plus résistantes (espèces indicatrices de milieux polysaprobes) ou la disparition des espèces les plus sensibles : Planaires, Trichoptères, Coléoptères.

De plus, l'application de cette analyse soulève d'autres problèmes : nous avons été incapables de déterminer les espèces de Tubificidae, de Chinomomidae; or, au sein de ces familles, il existe des espèces indicatrices des différentes zones de pollution.

En outre, la valence saprobique déterminée par HUET (1949) ou SLADECEK (1973) n'est pas valable pour tous les organismes. Ainsi, dans la zone "polysaprobe", nous avons trouvé des espèces telles que Ancylus fluviatilis, Gammarus sp., Baetis sp., Lymnea sp., toutes indicatrices de zones oligosaprobes. La valence réelle de ces organismes serait plus large que la valence saprobique.

Pour toutes ces raisons, nous ne qualifierons pas le système des saprobies de méthode idéale, et nous ne choisirions pas cette analyse pour déterminer le degré de pollution d'un réseau hydrographique puisqu'elle s'applique seulement à quelques cas particuliers.

La méthode des indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY, quant à elle ne pose pas de problèmes de détermination des groupes taxonomiques car la famille est souvent choisie comme unité systématique. et nous avons rencontré une seule fois, à la station 1, une difficulté d'identification.

Le choix d'un groupe plus large que l'espèce comme unité systématique risque peut-être de fausser le diagnostic, puisqu'au sein d'une même famille, les espèces peuvent réagir différemment; toutefois, les variations de l'indice sont souvent confirmées par les valeurs mesurées par les autres méthodes; preuve que cette détermination est suffisante.

Seul l'indice lotique (I_L) a été mesuré pour des raisons que nous avons signalées précédemment, et il semble bien mesurer les variations faunistiques dues à la pollution et la vitesse de régénération du milieu aquatique. Seule, la station 2 présente en hiver comme au printemps un indice de 5, ce qui la range dans un secteur pollué. L'indice mesure donc bien l'apport exogène des eaux usées dans le ruisseau.

La valeur de 8 observée à la source au printemps reflète une meilleure qualité de l'eau qu'en décembre. Cette qualité inférieure est d'ailleurs confirmée par l'emploi des autres méthodes. Ceci peut s'expliquer par les pluies des trois premiers mois de l'année qui ont augmenté la largeur du ruisselet et favorisé ainsi la présence d'autres organismes.

Quant à la valeur de 9 mesurée à la station 5 au printemps, elle s'explique par la présence du plécoptère Nemoura sp., qui n'avait pas été trouvé en hiver. Ces organismes sont plus rares et recherchent des eaux de qualité très élevée. La rareté de ces individus peut expliquer pourquoi nous n'en n'avons pas trouvé en décembre. Ceci représente peut-être une faille de la méthode, surtout que les autres analyses indiquent plutôt une diminution de la qualité de l'eau à cette époque. L'unité d'échantillonnage ne permet pas de prélever toutes les espèces vivant dans un biotope donné. Toutefois, une variation de une unité n'influence pas beaucoup la décision à prendre quant au niveau de qualité de l'eau, surtout dans le haut de l'échelle.

Compte tenu de toutes ces remarques, même si la méthode des indices biotiques n'est pas idéale en soi, et n'a pas été appliquée dans son intégrité, elle paraît assez satisfaisante que pour être utilisée dans les ruisseaux. En effet, la mesure de l'indice est très rapide, puisque le tri du matériel, le comptage et l'identification n'agissent pas comme facteurs limitants d'une étude. De plus, cette analyse semble très sensible aux variations de la faune aquatique résultant d'une pollution quelconque. Nous reconnaissons toutefois qu'il aurait été intéressant d'appliquer cette méthode dans son intégrité afin d'appuyer nos conclusions ou de les critiquer.

Nous avions appliqué le "Score System" de CHANDLER, afin de trancher si oui ou non l'abondance relative des organismes, plus ou moins sensibles à la pollution, jouait un rôle important dans l'appréciation biologique de la qualité de l'eau.

Nous avions choisi cet indice biotique, surtout pour le comparer avec celui de VERNEAUX et TUFFERY.

Nous voyons que les variations du "score" sont parallèles à celles de l'indice lotique, et présentent le même profil suivant un ordre décroissant de pollution : stations 2, 3, 4, 1, 5. La critique de CHANDLER au sujet de l'indice biotique de VERNEAUX et TUFFERY ne se justifie donc pas dans notre étude, d'autant plus que le calcul du score soulève quelques problèmes. En effet, l'application de cet indice nécessite le plus souvent l'identification des différentes espèces. Nous nous sommes limités à la famille pour les Trichoptères libres et à fourreau, pour les Chironomidae, pour les Oligochètes et au genre pour Hydropsyche, pour Pisidium, et pour Rhyacophyla, alors que l'espèce était déjà exigée. C'est une méthode simpliflée que nous avons utilisée ici, avec sans doute un risque d'erreur de diagnostic. De plus, nous avons trouvé des larves de Diptères qui n'avaient pas leur place dans la table utilisée pour calculer le "score" final. Ainsi des larves de Tipulidae récoltées aux stations 1 et 3, et des larves de Psychodidae trouvées à la station 5, n'ont pas reçu de "score".

A la station 4, en hiver, l'indice biotique a une valeur de 295, nettement inférieure à celle de la station précédente, ce qui indiquerait un appauvrissement du milieu suite à un apport exogène. Malheureusement, aucun autre résultat ne vient confirmer cette hypothèse. Si nous regardons le tableau XVII, nous voyons que la faible valeur observée peut s'expliquer, en outre, par l'absence de différents organismes aquatiques, vivant pourtant dans ce même endroit et à la même période puisque nous les avons trouvés en abondance très faible, dans un intervalle de temps d'une demi-heure; il s'agit de Planaria gonocephala, d'Ancylus fluviatilis et Simulium sp. L'unité d'échantillonnage de cinq minutes s'avère ici trop petite pour apprécier correctement le milieu donné.

Nous nous rendons bien compte que l'emploi de cette méthode simplifiée ne permet pas de généraliser l'appréciation du degré de pollution aux différents lieux de prélèvements. Le diagnostic que nous avons posé en utilisant cet indice reste valable uniquement dans notre travail.

La même remarque est à souligner quant à l'emploi de l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER. En effet, la formule se calcule en comptant le nombre d'espèces, tandis que nous avons choisi la famille comme taxon. Il nous était impossible de déterminer tous les organismes jusqu'à l'espèce.

Nous avons déjà discuté les différentes valeurs de l'indice dans le paragraphe précédent, ainsi que celles de l'indice séquentiel de comparaison, et nous voyons que ces dernières adoptent quasi le même profil que celui obtenu d'après les autres analyses : une valeur moyenne à la station 1, une diminution au point 2 et une élévation progressive de l'indice en aval de ce lieu.

Cependant, comme ARCHIBALD (1972) le fait remarquer dans une étude sur les Diatomées, l'étude de la diversité, en soi, n'est pas suffisante pour estimer la qualité d'une eau. En effet, il avait observé deux endroits caractérisés par une faible valeur de l'indice de diversité, mais avec différentes espèces dominantes, l'une caractéristique d'un milieu propre et l'autre d'un milieu pollué, ce qui est le cas ici des stations 2 et 3 en hiver. Le groupe dominant peuplant la station 2 est la famille des Chironomidae et celui de la station 3 est la famille des Gammaridae (Figure 15). Le premier caractérise plutôt les eaux polluées, tandis que le second abonde en milieu propre. C'est pourquoi, pour obtenir une estimation

correcte de la qualité d'une eau en utilisant la diversité comme paramètre biologique, il est nécessaire de préciser les espèces ou groupes composant la biocénose.

La valeur trop élevée de H' corr et de l'indice séquentiel de comparaison à la station 2 au printemps est due à une meilleure répartition des différentes familles par rapport à celle de la station 3. Cette meilleure répartition pourrait réfléter une qualité supérieure de l'eau, à ce niveau, mais cet effet devrait continuer à se faire sentir dans les autres stations, ce qui n'est pas le cas. Nous ne savons pas si la valeur est trop élevée à la station 2 ou trop faible à la station 3, ou les deux.

En tous les cas, il ne faut pas perdre de vue le fait que la diversité dépend d'autres facteurs que de la pollution. Ceci est bien mesuré par l'indice J qui lui ne mesure pas la pollution de la station 2.

Si nous tenions compte uniquement des valeurs corrigées par "l'evenness", au printemps, nous obtiendrons un profil suivant du cours d'eau : 2≃, 4, 5, 1, 3, la station 2 étant la plus diversifiée. Ce profil est tout à fait dissemblable de celui obtenu avec les autres méthodes.

Ceci prouve que le nombre d'organismes est soumis à trop de facteurs que nous ne pouvons pas contrôler. La pollution joue certainement un rôle, mais elle n'est pas seule; en effet, l'émergence des insectes influence très certainement la diversité de même que le type de substrat, une période de crue entraînant la dérive.

D'autre part, l'hypothèse que nous avons posée afin de critiquer les valeurs de H' corr est une simplification de la réalité. En effet, nous sommes bien

conscients que la pollution n'explique pas seule l'absence de telle ou telle espèce, car la zoogéographie intervient aussi dans ce type d'interprétation.

En fonction de toutes ces remarques, et si nous y ajoutons les facteurs limitants de cette analyse, soit le temps de triage, de comptage et de détermination des espèces, l'indice de diversité de SHANNON-WEAVER ne semble pas être une bonne mesure de l'appréciation de la qualité de l'eau.

Par contre, le calcul de l'indice séquentiel de comparaison prend très peu de temps. Cependant, le diagnostic posé grâce à cet indice quant au degré de pollution des différentes stations s'éloigne un peu trop de la réalité observée et mesurée par les trois premières méthodes.

Le calcul de l'indice semble un peu trop simplifié. En effet, si l'échantillon compte plus de 250 individus, un procédé existe pour ne pas examiner tous les organismes. Or, il est préférable d'être renseigné sur le nombre de taxa de l'entièreté de l'échantillon.

A notre avis, cette analyse est trop simplifiée et n'est pas satisfaisante.

TABLEAU XXI : Résultats des différentes méthodes biologiques par station et saison.

STATIONS / METHODES	1	2	3	4	5
Saprobies en toutes saisons	Oligo-saprobe	Polysa-probe	-méso-saprobe	-méso-saprobe	Oligo-saprobe
Indice lotique (I_c)					
Hiver	7	5	6	7	8
Printemps	8	5	6	7	9
Score system					
Hiver	419	138	390	295	859
Printemps	589	142	410	464	654
Indice de diversité					
H'_c Hiver	0.9474	0.7036	0.7585	1.1268	1.7773
H'_c Printemps	1.2845	1.1686	1.0132	1.7186	1.5168
J Hiver	0.3417	0.3613	0.3163	0.4699	0.6149
J Printemps	0.4633	0.6522	0.4400	0.6512	0.5248
Indice séquentiel de comparaison(DI_T)					
Hiver	4.68	1.52	3.96	5.00	11.25
Printemps	5.28	4.41	2.76	7.70	7.70

2.3.3. Conclusion

Différentes méthodes biologiques d'analyse de pollution ont été comparées sur la Nefzée et la Bième, un cours d'eau de l'Entre-Sambre et Meuse.

Il était nécessaire de décrire la rivière et les différentes stations étudiées, afin de comparer les observations de terrain aux résultats obtenus avec les différentes analyses. Plusieurs fois, nous avons eu recours à ces données et notamment pour expliquer la qualité inférieure de l'eau à la source, qualité déterminée par les méthodes biologiques. Cette valeur plus faible est à mettre en rapport avec les différences de largeur et de pente du cours d'eau.

Deux approches sont possibles pour apprécier la qualité de l'eau en un endroit donné : d'une part , les analyses physico-chimiques et, d'autre part, les analyses biologiques. Que ce soit en conclusion de la recherche bibliographique ou des résultats expérimentaux, ces deux, techniques sont tout à fait complémentaires l'une de l'autre.

En effet, si, grâce aux mesures physico-chimiques, nous sommes parvenus à déceler une pollution organique, nous étions incapables de la doser, d'en mesurer son étendue. Bien entendu, la valeur de la D.B.O. mesurée peut toujours être comparée auc normes établies, mais chaque cours d'eau réagit différemment à un rejet d'une même quantité de polluants.

Le moment de la mesure est un facteur important à considérer dans l'analyse physico-chimique. Or, une seule mesure de la D.B.O. n'est pas satisfaisante pour caractériser

la Nefzée, car en débit d'étiage cette valeur peut s'élever fortement.

De plus, par cette seule analyse physico-chimique, nous sommes incapables de deviner si les concentrations des différents paramètres sont toxiques pour le milieu aquatique.

C'est pourquoi, une analyse biologique du milieu est le complément indispensable de la méthode chimique. Seul un examen de la faune aquatique qui intègre tous les facteurs de l'eau, déterminera si le milieu est capable de recevoir une telle décharge organique ou de s'auto-épurer.

La Nefzée reçoit une certaine quantité de décharges organiques, ce qui a comme effet de modifier la biocénose, et ce changement de l'écosystème est une preuve de pollution. Mais peu à peu, les communautés d'invertébrés se réinstallent dans le cours d'eau, ce qui traduit la capacité d'auto-épuration de la Nefzée. Puisque toutes les méthodes biologiques se basent sur l'examen de la faune aquatique, il est normal qu'elles reflètent ces changements. En effet, un point de pollution se marque en aval du collecteur d'égouts, ainsi qu'une qualité de l'eau progressivement plus élevée vers l'aval.

Toutefois, toutes ces méthodes, pour des raisons que nous avons déjà détaillées auparavant, ne sont pas applicables de la même façon.

Dans notre présente étude, il semble que la méthode des indices biotiques de VERNEAUX et TUFFERY soit très satisfaisante quant à l'estimation biologique de la

qualité de l'eau. Elle nous permet de donner un chiffre à cette qualité et de la situer dans une échelle variant de 0 à 1o, ce qui n'est pas possible par les autres analyses biologiques.

Mais comme nous l'avons déjà souligné, pour tirer des conclusions valables quant à l'emploi de cette méthode, elle doit être appliquée dans son intégrité en calculant les indices lotique et lentique.

B I B L I O G R A P H I E

ADAM W., 1960 - "Faune de Belgique : Mollusques. Tome I : Mollusques terrestres et dulcicoles".
Ed. Patr. Inst. Roy. Nat. Belg., 402 pp.

ARCHIBALD R.E.M., 1972 - "Diversity in some South African diatom association and its relation to water quality.
Wat. res. Pergamon Press 6, 1229-1238.

ARRIGNON J., 1968 - "Aménagement piscicole des eaux intérieures"
S.E.D.E.T.E.C. S.A. Ed. Paris 8e , 643 pp.

BARTSCH A.F. and INGRAM W.M., 1959 - "Stream life and the pollution environment.
Public Works 90, 104-110.

BATTA G., LECLERC E., DAMAS H. et VAN BENEDEN J., 1939
"Etude de la pollution de quelques cours d'eau de la région liégeoise".
Revue universelle des mines,15 (12), 1-6.

BERTRAND H., 1954 - "Les Insectes aquatiques d'Europe".
Paul LECHEVALIER Ed., vol. I, 556 pp.; vol. II. 547 pp.

BRINKHURST R.O., 1971 - "A guide for the Identification of British Aquatic Oligochaeta."
Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ., nº 22.

CAIRNS J. , 1974 - "Indicator species. The concept of community structure as an index of pollution."
Wat. Res. Bull., 10 (2), 338 - 347.

CAIRNS J., HALL J.,MORGAN E. and SPARKS R., 1973
"The development of an automated biological monitoring system for water quality".
VPI-WRRC-BULL 59, 50 pp.

CAIRNS J. and DICKSON K., 1972 - "An ecosystematic study of the South River, Virginia".
VPI-WRRC-BULL 54, 104 pp.

CAIRNS J. and DICKSON K.L., 1971 - "A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms".
J. Wat. Pollut. Control Fed. 43 (4), 755-772.

CAIRNS J., LANZA G.R. and PARKER B.C., 1972 - "Pollution related structural and functional changes in aquatic communities with emphasis on freshwater algae and protozoa".
Proc. Acad. Nat. Sc. of Philadelphia 124 (5) 79-127.

CHU - FA T., 1974 - "Water Quality and fish life below sewage outfalls".
Trans. Amer. Fish. Soc. 102 (2), 281-292.

CLARKE R. Mc V., 1974 - "A summary of toxicity information for major effluent components from inorganic chemical industries".
Technical report series CEN/T 74-9, 27 pp.

DAMAN M., 1973 - "Etude de l'assainissement d'une petite rivière, la Magne".
Mémoire de licence, Univ. Liège, 86 pp.

DORST J., 1974 - "Avant que nature meure".
Delachaux et Niestlé-Neuchatel (Suisse), 542 pp.

DUSSART B., 1966 - "Limnologie. L'étude des eaux continentales".
Gauthier - Villars Paris Ed., 676 pp.

FJERDINGSTAD E. , 1964 -"Pollution of streams estimated by benthal phytomicro-organisms. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors".
Int. Revue ges. Hydrobiol. 49 (1), 63-131.

GOODNIGHT C.J., 1973 - "The use of macroinvertebrates as indicators of stream pollution".
Trans. Amer. Micros. Soc. 92, 1-13.

GROSS F., 1975 - "Etude écologique d'un ruisseau de l'Entre-Deux-Mers".
Thèse de doctorat; Univ. de Bordeaux, 164 pp.

HICKIN E.N., 1967 - "Larvae of the British Trichoptera".
Hutchinson and CO (Publishers) LTD, London
476 pp.

HOLLAND , 1972 - "A key to the larvae, pupae and adults of the British species of Elminthidae".
Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ., n° 26, 58 pp.

HUET M., 1962 - " Qualités des eaux à exiger pour le poisson".
Bull. d'information F.E.P.E. 6 , 11 pp.

HUET M., 1949 - "La pollution des eaux; l'analyse biologique des eaux polluées".
Bull. Centre belge d'étude et de documentation des Eaux 5 - 6, 31 pp.

HUET M., 1949 - " Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes".
Schweiz. Z. Hydrol., 2, 332-351.

HYNES H.B.N., 1969 - "The ecology of flowing waters in relation to management".
Jour. Wat. Poll. Control 42 (3), Part 1, 418-424.

KAISER R., 1971 - "Etude de la pollution d'un affluent de la Meuse : la Julienne".
Mémoire de lic., Univ. Liège, 72 pp.

LEARNER M.A., WILLIAMS R., HARCUP M. and HUGHES B.D., 1971
"A survey of the macro-fauna of the River Cynon a polluted tributary of the River Taff (South Wales)".
Fresh. Biol., 339-367

LEYNAUD G. et ALLARDI J., 1975 - "Incidences d'un rejet thermique en milieu fluvial sur les mouvements de populations ichtyologiques".
IAEA, SM, 184/34 Vienna, 401- 408.

MACAN T.T., 1969 - "A key to the British Species of Ephemeroptera with notes on their Ecology".
Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ., n°20, 68 pp.

MANN K.H., 1964 - "A key to the British Freshwater leeches with notes on their Ecology".
Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ., n°14, 50 pp.

MICHA J-C, KAISER R. et MOFFARTS E., 1976 - "Pollution and the production of invertebrates and fish in a canalized river"
FAO EIFAC/76/S-H-11; 5 pp.

MICHA J-C., 1969 -"Etude qualitative des associations d'invertébrés de l'Ourthe liégeoise".
Ann. Soc. Roy. Zool. Belg. 99 (4), 215-236.

MOREAU G., GOUFFIGNAL J., DUBREUIL J-P,FAUCONNIER R., LANCON J. et LEGAGNEUR J., 1972 - "Application de la méthode des indices biotiques à l'étude de la pollution d'une rivière à Cyprinidae".
Annls. Limn 8 (1), 71-85.

POOLE R.W., 1974 - "An introduction to quantitative ecology".
New-York, Mc Graw Hill, cop., 532 pp.

RAMADE F., 1975 - "Le développement de l'industrie nucléaire et ses conséquences écologiques".
Conférence donnée à Rennes.

RODIER J., 1975 - "L'analyse de l'eau. Les eaux naturelles, résiduaires et eaux de mer".
Dunod Ed., vol. I 629 pp., vol. II 363 pp.

SLADECEK V., FJERDINGSTAD E. et HAWKES H.A., 1971 - "Long-term programme in environmental pollution control in Europe. Manual on analysis for water pollution control". O.M.S. Bureau régional de l'Europe chap.7, 38-89.

SLADECEK V., 1973 - "System of water quality from the biological point of view". Arch. Hydrobiol. Beith 7 (1-4), 1-218.

TUFFERY G. et VERNEAUX J., 1968 - "Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes". Ed. C.E.R.A.F.E.R., 20 pp.

VERNEAUX J. et LEYNAUD G., 1974 - "Introduction à la définition d'objectifs, puis de critères de la qualité des eaux courantes". Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture, C.T.G.R.E.F., 28 pp.

VERNEAUX J. et REZZOUK M., 1974 - "Les structures d'un grand cours d'eau à Salmonidés : La Loue (Massif du Jura). Essai typologique et problèmes des relations entre espèces et milieu". Annls. Limnol. 10 (2), 131-162.

VERNEAUX J., 1973 - "Les principales méthodes biologiques de détermination du degré de pollution des eaux courantes". Economie et médecine animales 14 (1), 11-19.

VIVIER P., 1972 - "Action de la pollution organique sur la faune aquatique d'eau douce". La houille blanche n°2-3.

WILHM J., 1972 - "Graphic and mathematical analyses of biotic communities in polluted streams".

WARREN C., 1971 - "Biology and Water pollution Control". W.B. Saunders Company, Philadelphia, London, Toronto, 413 pp.