



THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Étude comparative de différents indices (physico-chimique et biocénétiques) reflétant la qualité de l'eau : application aux eaux du bassin du Samson

Vanderslycken, Philippe

Award date:
1989

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.

Etude comparative de différents indices
(physico-chimique et biocénétiques)
reflétant la qualité de l'eau. Application
aux eaux du bassin du Samson.

VANDERSLYCKEN Philippe
1988 - 1989

Facultés Universitaire Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR
Tél. 081/22.90.61 - Télex 59222 facnam-b - Telefax 081/23.03.91

Etude comparative de différents indices (physico-chimique et biocénétiques) reflétant la qualité de l'eau. Application aux eaux du bassin du Samson.

VANDERSLYCKEN Philippe

Résumé

Douze stations réparties sur le réseau hydrographique du bassin versant du Samson (108 km²) (province de Namur, Belgique) ont été prospectées en vue d'estimer la qualité de l'eau par analyses physico-chimiques et biologiques. Les résultats des indices physico-chimique (MICHA et VERNIERS, 1982) et biocénétiques (l'Indice Biotique de TUFFERY et VERNEAUX, 1967; l'Indice de Qualité Biologique Globale de VERNEAUX et al., 1978; l'Indice Biologique Global de VERNEAUX et al., 1982 et le "Score System" de CHANDLER, 1970) sont comparés entre eux. Une bonne concordance globale entre les différents indices employés est observée, bien que la sensibilité soit assez différente selon les indices. L'indice physico-chimique a tendance à surestimer la qualité de certains sites. L'I.B. maximum ne correspond pas toujours à une qualité parfaite du milieu. L'I.B.G. et le "Score System" semblent le mieux refléter la qualité physico-chimique des eaux tout en apparaissant suffisamment sensibles.

Abstract

Twelve stations distributed in the hydrographic system of River Samson (108 km²) (Province of Namur, Belgium) were studied in order to estimate the water quality by means of chemical and biological analyses. The chemical index (MICHA et VERNIERS, 1982) and the biocenotic indices (TUFFERY and VERNEAUX, 1967 (I.B.); VERNEAUX et al., 1978 (I.Q.B.G.); VERNEAUX et al., 1982 (I.B.G.); CHANDLER, 1970 ("Score System")) were compared. A good global concordance between these indices was observed, though their sensitiveness was quite different. The chemical index tends to surestimate the water quality. Maximal I.B. values (9-10) do not mean a perfect quality of water. The I.B.G. and the "Score System" seem to adequately reflect the physical-chemical quality of waters while appearing sensitive enough.

Mémoire de licence en Sciences Biologiques

Septembre 1989

Promoteur : Professeur J.-C. MICHA

Au terme de ce mémoire, je tiens à exprimer ma reconnaissance à Monsieur le Professeur J.-C. Micha pour m'avoir accueilli dans son laboratoire.

Je remercie Monsieur Stroot, qui par sa compétence et ses conseils m'a guidé durant tout ce travail.

Mes remerciements s'adressent également à tous les membres du laboratoire d'Ecologie et plus particulièrement à Yves Mine pour son aide lors des prélèvements. Je veux encore remercier Fabienne pour ses conseils pour la dactylographie de ce travail, Mademoiselle Verniers pour son aide et les autres mémorants (Hélène, Donch, Olivier et Frank) en Ecologie pour le soutien qu'il m'ont apporté.

Je ne puis oublier tous ceux qui de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail. Je leur en suis reconnaissant.

Enfin, je tiens à remercier mes parents pour le soutien qu'ils m'ont apporté durant ces années d'étude.

PLAN

INTRODUCTION	1
1. DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE	2
1.1. DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT DU SAMSON	2
1.1.1. Topographie	2
1.1.2. Géologie et pédologie	2
1.1.3. Affectation des sols et facteurs anthropiques	3
1.1.4. Climatologie et pluviométrie	4
1.2. DESCRIPTION DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE	5
2. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE DES METHODES	7
2.1. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	7
2.1.1. Introduction	7
2.1.2. Minéralisation des eaux	7
2.1.3. Pollution organique	8
2.1.4. Indice physico-chimique	10
2.1.5. Discussion et conclusion	11
2.2. METHODES BIOLOGIQUES	12
2.2.1. Introduction	12
2.2.2. Les indices biocénétiques de VERNEAUX et al.	13
2.2.2.1. Principes généraux	13
2.2.2.2. L'indice biotique (I.B.)	14
2.2.2.2.1. Principe	14
2.2.2.2.1.1. Prélèvement	14
2.2.2.2.1.2. Calcul de l'indice	14
2.2.2.2.2. Discussion	15
2.2.2.3. L'indice de qualité biologique global (I.Q.B.G.)	15
2.2.2.3.1. Principe	15
2.2.2.3.1.1. Prélèvement	15
2.2.2.3.1.2. Calcul de l'indice	15
2.2.2.3.2. Discussion	17
2.2.2.4. L'indice biologique global (I.B.G.)	17
2.2.2.4.1. Principe	17
2.2.2.4.1.1. Prélèvement	17
2.2.2.4.1.2. Calcul de l'indice	21
2.2.2.4.2. Discussion	21
2.2.3. Le Score Système de CHANDLER	22
2.2.3.1. Introduction	22

4.2. METHODES BIOLOGIQUES	56
4.2.1. Analyse des tableaux de données	56
4.2.2. Indices de qualité biologique	60
4.2.2.1. Indices du mois de janvier	63
4.2.2.2. Indices du mois de mai	64
4.2.3. Conclusion	65
4.3. DISCUSSION GENERALE	65
5. RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES	72
BIBLIOGRAPHIE	75
LISTE DES FIGURES	82
LISTE DES TABLEAUX	84
ANNEXE	

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Face à l'altération croissante des milieux aquatiques continentaux, un système de surveillance du degré de qualité de ceux-ci est devenu indispensable. Si l'analyse physico-chimique, par la mesure de certains paramètres abiotiques, permet déjà d'apprécier le niveau de pollution des cours d'eau; une analyse biologique complémentaire semble nécessaire lors d'un programme de surveillance à long terme. En effet, les organismes répondent aux variations des facteurs abiotiques de l'environnement : les biocénoses intègrent des altérations des différents composants abiotiques du milieu et permettent une appréciation systématique du degré de pollution (VERNEAUX, 1967). Au niveau des biocénoses aquatiques, tous les organismes peuvent théoriquement être employés. Mais les macroinvertébrés sont indiscutablement les organismes les plus utilisés (GOODNIGHT, 1973) : de nombreuses méthodes basées sur ce groupe existent et sont couramment employées. Ajoutons que les diatomées sont également utilisées et que plusieurs méthodes existent.

Mais la multiplicité de ces méthodes peut engendrer certains problèmes au niveau de la concordance des résultats émanant d'indices différents. Pour cette raison, des études comparatives de plusieurs méthodes biologiques semblent nécessaires.

C'est ce que nous avons tenté dans l'étude de la qualité des eaux du Samson. Complémentairement à l'analyse de l'eau, nous avons comparé quatre méthodes biologiques basées sur les macroinvertébrés:

- le Score System de CHANDLER (1970)
- l'Indice Biotique (I.B.) de TUFFERY et VERNEAUX (1967)
- l'Indice de la Qualité Biologique Globale (I.Q.B.G.) de VERNEAUX et al. (1978)
- l'Indice Biologique Global (I.B.G.) de VERNEAUX et al. (1982)

L'objectif de ce mémoire est d'évaluer le degré de qualité du milieu étudié et de comparer la validité des méthodes biologiques employées.

DESCRIPTION DU
BASSIN VERSANT
DU SAMSON

1. DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE.

Une description détaillée du bassin versant du Samson au niveau de la géologie, de l'affectation des sols et des influences humaines ayant fait l'objet d'un mémoire de licence (MAQUET, 1981), nous allons en reprendre les principales caractéristiques.

1.1. DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT DU SAMSON.

1.1.1. TOPOGRAPHIE (fig.1).

Le bassin du Samson couvre une superficie de 108 km² et il est délimité:

- au nord par la Meuse;
- à l'ouest par les bassins du Bocq et de la Meuse;
- au sud par le bassin du Bocq;
- à l'est par le bassin du Hoyoux.

D'amont en aval, le Samson peut être divisé en 3 unités topographiques :

- la première, appartenant au Condroz, s'étend des sources à la dépression du ruisseau de Tailfer, du bois de Sorinne et des Fonds de Gesves. Elle est caractérisée par une succession régulière de crêtes dirigées Sud-Est;
- la deuxième, appartenant à l'Ardenne condrusienne, est un plateau plus élevé (sommet à 180 m), creusé par un réseau de vallées moins dense. Elle est comprise entre la dépression du bois de Sorinne, des Fonds de Gesves et la ligne reliant Faulx à Haut-Bois;
- la troisième couvre une région entre cette même ligne et la Meuse. Elle comporte 3 sous-unités : la dépression silurienne, une bande de transition et le sillon de la Meuse.

1.1.2. GEOLOGIE ET PEDOLOGIE.

Sur base de sa géologie, le bassin versant du Samson peut être divisé en trois grandes zones :

- le Condroz où alternent des roches du Dévonien (psammites du Dévonien supérieur) sur les crêtes et des roches du Carboniférien au niveau des dépressions;

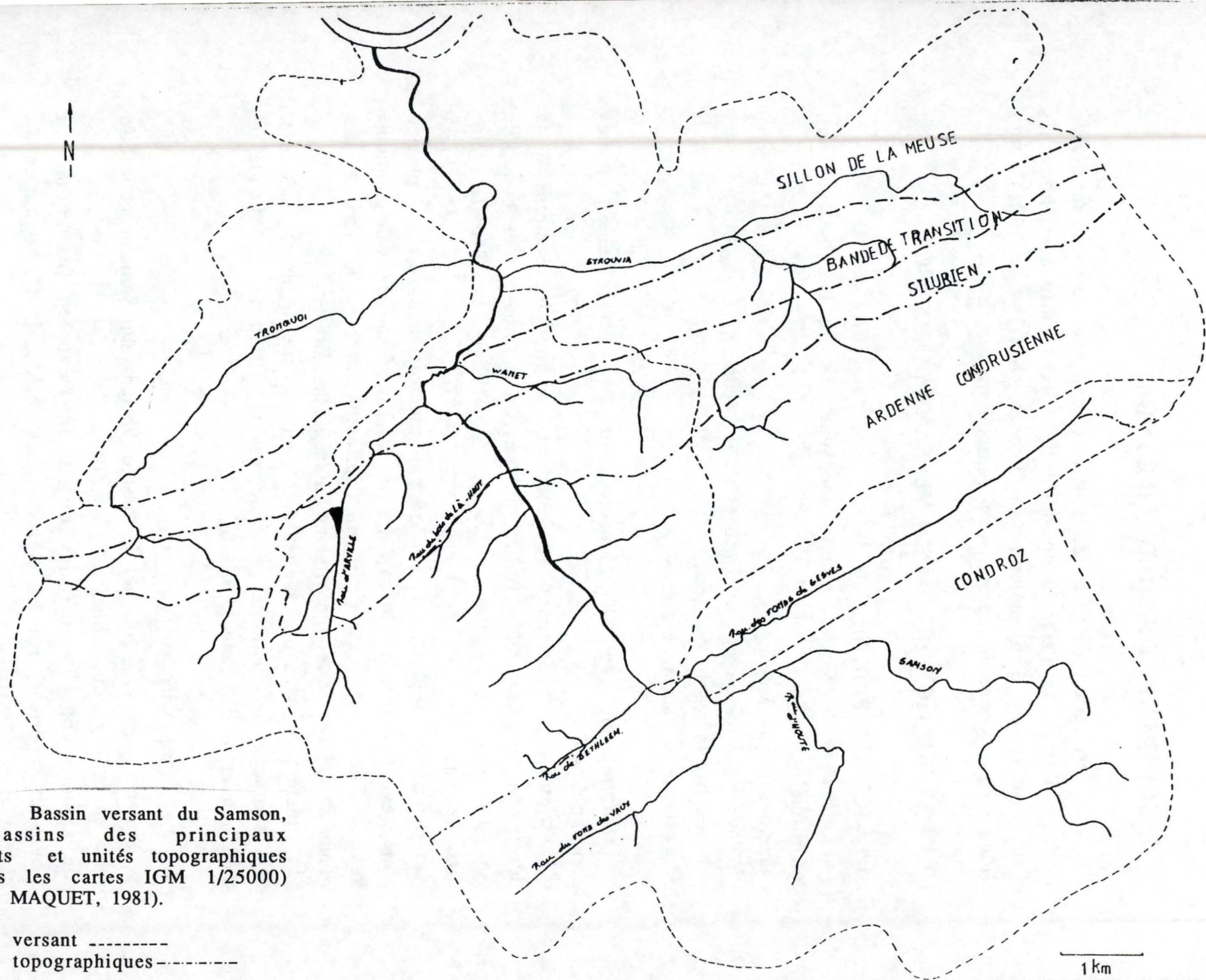


Fig. 1. Bassin versant du Samson, sous-bassins des principaux affluents et unités topographiques (d'après les cartes IGM 1/25000) (d'après MAQUET, 1981).

bassin versant -----
 unités topographiques - - - - -

- l'Ardenne condrusienne qui repose sur un socle de schistes, grès et poudingues du Dévonien;
- la partie septentrionale avec la dépression silurienne (schistes), la bande de transition dévonienne (psammites, calcaires, grès, poudingues) et le sillon mosan appartenant au Carbonifère (schistes, grès et psammites du Houiller, et calcaire du Carbonifère).

Au niveau pédologique, nous retrouvons également ces trois zones :

- dans le Condroz; sols limoneux à charge psammitique sur les crêtes et sur les pentes douces, des sols limoneux à charge argilo-calcaire en bordure des plateaux, et des sols limono-caillouteux au niveau de la dépression qui sépare le Condroz de l'Ardenne condrusienne;
- dans l'Ardenne condrusienne; surtout des sols à charge schisto-gréseuse;
- la bande silurienne est couverte de sols limoneux à charge schisteuse; sur la bande dévonienne reposent des sols limono-caillouteux et enfin dans le sillon mosan, les pentes du Samson sont couvertes de sols limono-caillouteux riche en calcaire et sur les parties plus élevées on trouve des sols limoneux à charge de silexites.

Le bassin versant du Samson présente donc des sols différant entre eux par l'efficacité du drainage et leur charge en cailloux.

1.1.3. AFFECTATION DES SOLS ET FACTEURS ANTHROPIQUES.

L'affectation des sols montre une étroite relation avec la pédologie et nous pouvons de nouveau reprendre les trois grandes zones :

- en Condroz, essentiellement des terres agricoles (cultures et prairies) avec quelques îlots forestiers;
- par contre, l'Ardenne condrusienne est surtout consacrée aux bois de feuillus avec quelques terres agricoles, essentiellement des prairies sur le sommet des plateaux et autour des villages;
- au niveau de la dépression silurienne, les sols ont une vocation essentiellement agricole (prairies); la bande dévonienne est couverte de bois, alors que le sillon mosan est occupé par des terres agricoles avec quelques bois de feuillus sur les versants escarpés des vallées.

En résumé, le bassin du Samson est couvert à 47 % par des terres agricoles, à 34 % par des zones forestières et à 19 % par des zones urbaines. Ces valeurs ont été calculées par MAQUET (1981) d'après

les superficies cadastrales, la zone urbanisée correspondant à la différence entre la superficie totale et les surfaces des zones agricole et forestière.

L'habitat est essentiellement regroupé en une vingtaine de petites entités de 27 à 1100 habitants, regroupant au total 8800 individus (en 1981). L'activité agricole intense et le bétail constituent une autre source de pollution organique.

D'après le recensement établi en 1976 par l'Institut National de Statistique (INS), le partage des terres agricoles est équilibré entre prairies (55 %) et cultures (45 %). Parmi ces dernières, le froment (17 %) et l'orge (10 %) dominant, le reste (18 %) est consacré à diverses cultures (fourrage, avoine, betterave sucrière,...).

Un inventaire des sources de pollutions a été établi par MAQUET (1981) en tenant compte du nombre d'habitants, du bétail, des activités professionnelles de la région (scieries, campings, hôtels, homes) et de l'utilisation d'engrais. Elle arrive à une charge polluante totale de 13035 équivalents-habitants (E.H.) pour la population humaine et 36139 E.H. pour le bétail. Le bétail constitue donc la principale source de matière organique. En outre, l'utilisation d'engrais est responsable d'un apport supplémentaire de P et de N.

Notons que cette charge correspond au potentiel maximum de pollution mais seule une petite partie est directement déversée dans le réseau hydrographique du Samson. En effet, peu de villages possèdent un réseau d'égouttage relié directement au Samson ou à ses affluents; beaucoup d'habitations ont des fosses septiques ou des canalisations qui se perdent dans les champs. De plus, l'apport de matière organique dû au bétail est très sporadique car l'élevage n'est pas très intensif et le pâturage est encore généralisé.

1.1.4. CLIMATOLOGIE ET PLUVIOMETRIE.

La région se caractérise par une température moyenne annuelle de 7.7 ° C et des précipitations annuelles de 860 mm d'eau (données moyennes sur 30 ans, fournies par les stations de l'Institut Royal de Météorologie de Crupet et Maizeret) (MAQUET, 1981).

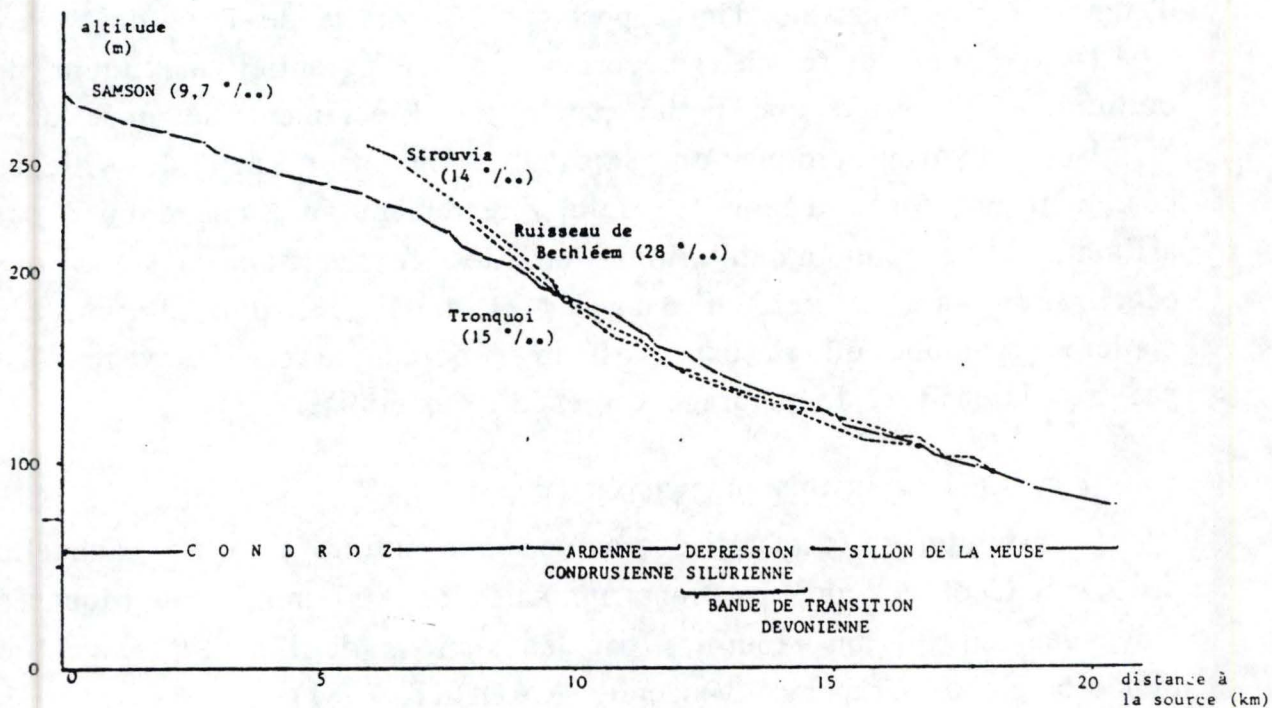
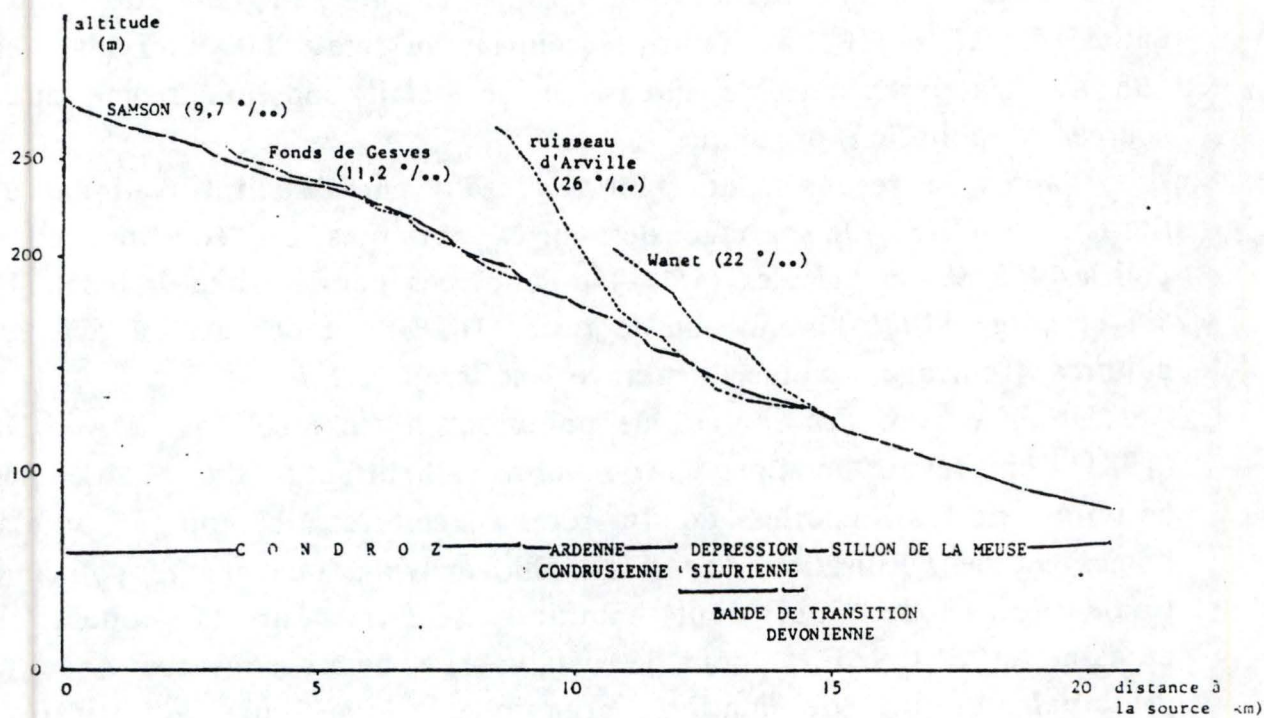


Fig. 2. Profils longitudinaux du Samson et de ses affluents (pente en ‰) (d'après MAQUET, 1981).

1.2. DESCRIPTION DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE.

Le Samson prend sa source dans les terrains marécageux de Gramptine (altitude : 280 m). Il parcourt 20.5 km et se jette dans la Meuse à Thon (altitude : 80 m). Sa pente moyenne est de 9.7 ‰ .

Les 5 premiers km, en région condrusienne, ont une pente plus faible (6 ‰) ensuite cette pente augmente pour atteindre une valeur de 10 ‰ et elle est maximale (13 ‰) en Ardenne condrusienne lorsque la rivière coule sous couvert forestier, enfin les 8 derniers km ont une pente de nouveau plus faible (8.2 ‰) (fig.2).

Les principaux affluents du Samson sont (fig.3) :

- en rive droite :
 - le ruisseau des Fonds de Gesves
 - le Wanet
 - le Strouvia
- en rive gauche :
 - le ruisseau des Fonds des Vaux
 - le ruisseau de Bethléem
 - le ruisseau d'Arville
 - le Tronquoi

Le tableau 1 reprend les caractéristiques morphologiques du Samson et de ses principaux affluents.

cours d'eau	longueur(km)	altitude (m)		pente (‰)
		source	embouchure	
Samson	20.5	280	80	9.7
Rau. de Bethléem	1.6	235	190	28.0
Rau. du Tronquoi	9.4	195	95	15.0
Rau. des Fonds de Gesves	7.5	260	195	11.2
Rau du Strouvia	10.6	260	110	14.0

Tableau 1. Caractéristiques morphologiques du Samson et de ses principaux affluents.

Un lien peut être établi entre l'assise géologique et les caractéristiques physico-chimiques (d'après SYMOENS, 1957) des eaux (MAQUET, 1981) :

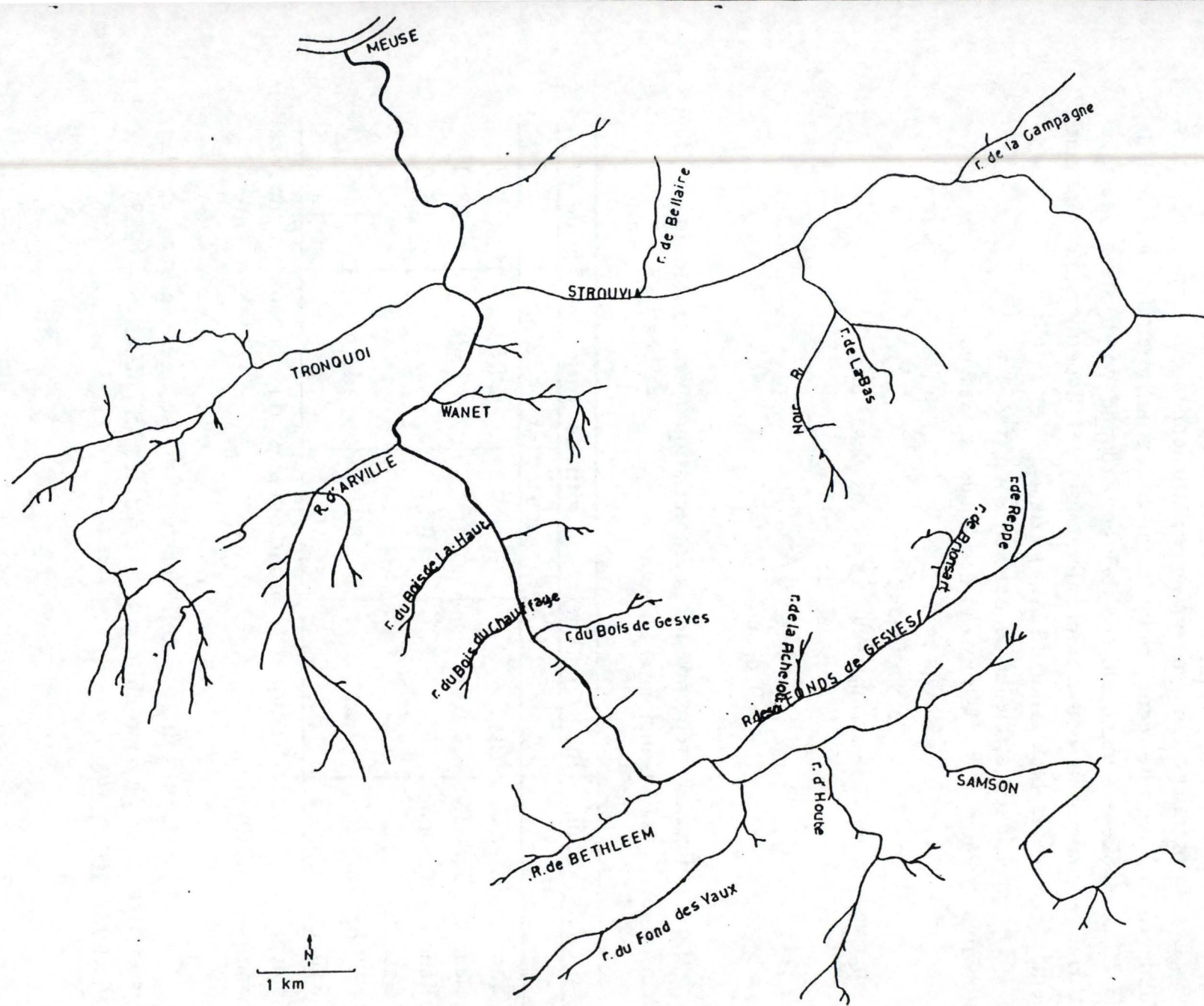


Fig. 3. Carte du réseau hydrographique du bassin versant du Samon (d'après les cartes IGM au 1/25000) (d'après MAQUET,1981).

sur Carbonifère	type condrusien	Samson Strouvia
sur Dévonien supérieure ou sur Silurien	type intermédiaire minéralisé	Rau. des Fonds de Gesves
sur Dévonien inférieure	type intermédiaire moins minéralisé	Rau de Bethléem

SYNTHESE

BIBLIOGRAPHIQUE

DES METHODES

2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE DES MÉTHODES.

Nous allons passer en revue les différentes méthodes couramment employées pour l'étude de la qualité des eaux. Ce sont ces méthodes qui seront par la suite appliquées au Samson.

Celles-ci sont de deux grands types : l'une est basée sur la physico-chimie de l'eau et l'autre sur les biocénoses la peuplant.

2.1. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES.

2.1.1. Introduction.

L'analyse physico-chimique est l'approche la plus directe de la qualité de l'eau.

Les déversements polluants peuvent modifier profondément les composantes physico-chimiques des milieux aquatiques récepteurs ainsi que les biocénoses peuplant ces milieux.

A ce stade, nous pouvons définir le terme de "pollution". La notion de pollution ne se réfère pas à la "pureté" des eaux (en effet, une eau chimiquement pure n'est pas favorable au développement de la vie) mais aux modifications de leurs caractéristiques dues aux actions humaines. La pollution peut se définir de la façon suivante : "un cours d'eau est considéré comme étant pollué lorsque la composition ou l'état de ses eaux sont, directement ou indirectement, modifiés du fait de l'action de l'homme dans une mesure telle que celles-ci se prêtent moins facilement à toutes les utilisations auxquelles elles pourraient servir à leur état naturel, ou à certaines d'entre elles" (séminaire de Genève, 1960 in PESSON, 1980).

Deux groupes de pollution peuvent être distingués : les pollutions de nature physique (pollutions mécaniques et thermiques) et de nature chimique (pollution à dominance minérale et à dominance organique).

2.1.2. Minéralisation des eaux.

SYMOENS (1957) a classé les eaux naturelles en 3 types qui peuvent être visualisés par des diagrammes ioniques :

- le type **fagnard** ou acide comprend des eaux acides (pH entre 4 et 6) très peu minéralisées (conductivité inférieure à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25° C) et pauvres en bicarbonates. Les rivières de ce type

traversent généralement des terrains du cambrien et sont limitées aux plateaux à tourbières ardennaises.

- le type **ardennais** ou neutre dont les eaux ont un contenu minéral souvent plus élevé que dans les rivières du type acide (conductivité aux environs de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25° C) et dont le pH varie autour de 6 ou 7. Leur diagramme ionique montre une composition minérale bien équilibrée. Les rivières de ce type coulent en général sur des roches du Dévonien inférieur. C'est un type courant en Ardenne.

- le type **condrusien** ou alcalin est celui des rivières s'écoulant sur les roches souvent riches en calcaire du Dévonien moyen et supérieur et du Carbonifère, caractérisées dès lors par la

prédominance des ions Ca^{++} et HCO_3^- . Leur pH est généralement supérieur à 7,5 et leur conductivité naturelle varie entre 250 et 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C.

2.1.3. Pollution organique.

Les substances organiques déversées dans la rivière y sont attaquées par des micro-organismes et avant tout par des bactéries aérobies. Si leurs concentrations ne dépassent pas un certain seuil, les eaux peuvent subir une auto-épuration grâce à l'action des bactéries en suspension. Il se forme des nitrates, des sulfates et des phosphates, tandis que les composés riches en carbone finissent sous forme de carbonates ou de bicarbonates. Ces transformations exigent de grandes quantités d'oxygène ce qui fait que le processus n'est possible que dans le cas de faibles concentrations en substances à dégrader et d'une teneur élevée en oxygène dissous.

Dès que la concentration des substances polluantes devient trop élevée, leur dégradation entraîne un épuisement total de l'oxygène dissous dans l'eau. Les réactions de dégradation se passent donc dorénavant en milieu devenu réducteur, dépourvu d'oxygène. L'action des bactéries aérobies est supplantée par celle des bactéries anaérobies. Les produits de dégradation diffèrent alors largement et comprennent une série de substances toxiques entraînant la putréfaction des eaux par production de dérivés du méthane, de dérivés sulfurés ou phosphorés. Par exemple, les sulfures ne sont plus oxydés en sulfates et s'accumulent en dépôts noirâtres dégageant de l'hydrogène sulfuré.

La décharge d'une trop forte quantité de matières organiques dans les eaux produit donc à la fois un appauvrissement en oxygène et une éventuelle intoxication par les produits de décomposition.

Les paramètres mesurés pour se rendre compte d'une pollution organique éventuelle sont la concentration en oxygène, en nitrates, en nitrites, en ammoniacale, en phosphates et la demande biologique en oxygène (DBO). Nous allons prendre ces différents paramètres séparément et expliquer les raisons pour lesquelles ils sont mesurés.

Le cas de l'oxygène a déjà été évoqué plus haut.

L'azote est un composant essentiel de la matière vivante et joue un rôle important dans les pollutions de type organique. Les formes réduites de l'azote (matières organiques et sels ammoniacaux) se transforment en nitrites puis en nitrates en phase aérobie : ce phénomène, dit de nitrification, se produit naturellement dans les rivières où la teneur en oxygène dissous est suffisamment élevée et où la charge en matières organiques est trop faible pour inhiber les bactéries autotrophes responsables de la nitritation et de la nitratisation.

En eau très polluée, l'évolution peut être bloquée au stade nitrite. En condition anaérobie les nitrates existants sont réduits (dénitrification) jusqu'au stade ammoniacal. Notons que par la toxicité des formes ammoniacales de l'azote, des variations importantes dans les apports d'azote sont susceptibles d'induire des changements importants dans la composition des biocénoses aquatiques.

De même, les communautés aquatiques peuvent être, indirectement, modifiées par l'accroissement de phosphates. On parle de modification indirecte car ce sont les peuplements végétaux (algues et macrophytes) qui sont les premiers touchés. Cet effet se répercute sur les peuplements animaux qui à leur tour subissent des modifications qualitatives et quantitatives.

La demande biologique en oxygène (D.B.O.) est représentée par la quantité d'oxygène dissous nécessaire pour assurer la dégradation par voie biologique des matières organiques présentes dans un litre d'eau à 20°C et pendant cinq jours (D.B.O.5). De façon générale, il est admis que la DBO5 ne représente que 68,4 % de la demande totale en oxygène des eaux (RIVIERE, 1980 in PESSON, 1980). On emploie de plus en plus la demande chimique en oxygène (D.C.O.) qui est la quantité consommée par les matières réductrices contenues dans l'eau.

En mesurant ce paramètre on a donc une idée de la quantité de matière organique contenue dans l'eau.

Lors d'une analyse physico-chimique, il n'y a pas que les paramètres traduisant une pollution organique qui sont mesurés. En effet, on mesure, également, les paramètres liés à la minéralisation naturelle de l'eau et en relation avec la nature géologique des terrains traversés. En effet, l'eau dissout lentement certaines roches du bassin hydrographique et se charge en différents sels, qui se dissocient en cations, comme le calcium, le potassium, le magnésium, et en anions comme les chlorures ou les sulfates. Une méthode simple pour connaître la quantité globale de sels dissous est la mesure de la conductivité, c'est-à-dire la facilité avec laquelle l'eau conduit un courant électrique. La conductivité augmente avec la quantité de sels dissous et avec la température ; c'est la raison pour laquelle les mesures de conductivité, pour être comparables, sont toutes ramenées à une température standard de 25°C. Des analyses plus détaillées nous renseignent sur la nature des sels dissous responsables de ces conductivités. La concentration en Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , CO_3^{--} , Cl^- , SO_4^{--} , pH et conductivité) nous permettra d'établir un diagramme ionique, de vérifier la balance ionique et d'appliquer la classification des cours d'eau selon SYMOENS (1957).

2.1.4. Indice physico-chimique.

La qualité de l'eau, du point de vue organique peut être évaluée par l'indice de MICHA et VERNIERS (1982). Les normes fixées sont reprises dans le tableau 2. Ces normes sont modifiées à partir du document original (G.E.A., 1979 et 1980).

L'indice est la moyenne des numéros de classe (tableau 2) pour chaque paramètre et les valeurs obtenues sont réparties en 5 niveaux de pollution. La classe 5 correspond à l'eau de meilleure qualité pour l'ensemble des paramètres étudiés.

Tableau 2 .- Analyses chimiques des cours d'eau. Niveaux de pollution (MICHA et VERNIERS, 1982)

Oxygène dissous	Ammoniaque mg/l N-NH ₄ ⁺	Nitrates mg/l N-NO ₃	Nitrites mg/l N-NO ₂	Azote total mgN/l	Phosphates mg/l PO ₄ ⁻⁻⁻	DCO mg O ₂ /l	Niveaude pollution
91 - 110	< 0.5	< 1.5	≤ 0.03	< 1.5	≤ 0.10	0 - 10	5
71 - 90	0.5 - 1.0	1.5 - 4.0	0.04 - 0.20	1.5 - 2.5	0.11 - 0.25	11 - 20	4
51 - 70	1.1 - 1.2	4.1 - 6.0	0.21 - 0.50	2.6 - 4.0	0.26 - 0.60	21 - 50	3
31 - 50	2.1 - 5.0	6.1 - 11.0	0.51 - 1.00	4.1 - 15	0.61 - 2.00	51 - 75	2
≤ 30	> 5.0	> 11.0	> 1.00	> 15	> 2.00	> 75	1

Détermination d'une classe moyenne = Σ indices pour les différents paramètres / nombre de paramètres.

1.0 - 1.8 : classe 1; pollution très élevée

1.9 - 2.6 : classe 2; pollution élevée

2.7 - 3.4 : classe 3; pollution moyenne

3.5 - 4.2 : classe 4; pollution faible

4.3 - 5.0 : classe 5; pollution très faible

2.1.5. Discussion et conclusion.

L'analyse physico-chimique est nécessaire lors d'une étude d'un milieu.

Mais le problème de l'analyse physico-chimique est que l'interprétation des résultats est limitée au moment de la prise d'échantillon. Ces analyses sont ponctuelles dans le temps (MICHA et VERNIERS, 1982). Si l'on veut se rendre compte de la qualité globale de l'eau, les prélèvements devraient se faire très régulièrement, surtout dans le cas d'une pollution organique, très variable dans le temps. Mais l'enregistrement en continu d'un certain nombre de facteurs nécessite un appareillage très coûteux.

De plus, pour un même échantillon d'eau, on constate des variations dans les mesures dues à la méthode de dosage utilisé, aux soins des techniciens (GENIN, 1976). Donc, une standardisation des méthodes de dosage nous semble indispensable.

Les analyses physico-chimiques restent indispensables car elles nous permettent de trouver les causes d'une dégradation de la qualité de l'eau. Nous avons vu que la physico-chimie n'apporte que des

résultats très ponctuels, dépendant fortement du moment de l'échantillonnage, nous allons utiliser la faune benthique qui présente l'avantage d'intégrer tous les facteurs, y compris les événements passés (GENIN, 1976). De cette manière, nous allons pouvoir évaluer plus globalement le degré de dégradation, éventuelle, de la rivière.

2.2. METHODES BIOLOGIQUES.

2.2.1. Introduction.

Dans un écosystème en équilibre, les conditions physiques et chimiques sont plus ou moins homogènes et les espèces végétales et animales ont la possibilité de coloniser le milieu. Une association d'espèces apparaît donc alors après un certain temps. Des relations complexes existent entre les espèces elles-mêmes et leur milieu. Si les conditions et les ressources restent stables, cette communauté biologique en équilibre avec son environnement se maintiendra de façon permanente. Si les conditions et les ressources locales sont modifiées, la communauté change. En d'autres termes, toute modification de la composition de la communauté (espèces végétales et / ou animales) reflète des variations de son environnement. Les biocénoses sont donc caractéristiques et par conséquent indicatrices de conditions d'environnement typiques (MICHA, 1982).

Lors d'une pollution organique, l'absence ou la rareté de l'oxygène, la présence anormale de gaz carbonique, celle de composés toxiques, la turbidité de l'eau, créent des conditions de vie précaires pour les êtres vivants, parmi lesquels bien peu ne résistent. Pendant l'autoépuration, les conditions de l'environnement varient, elles s'améliorent de façon progressive lorsqu'on s'éloigne de la source de pollution. Les êtres vivants vont, alors, s'adapter à ces caractéristiques nouvelles. Donc, du fait qu'il existe une certaine liaison entre le milieu pollué et les organismes aquatiques, on peut les utiliser comme indicateurs (VIVIER, 1972).

Tous les organismes aquatiques (poissons, invertébrés, mousses, algues...) pourraient théoriquement être envisagés comme bioindicateurs. Par leur durée de vie et leurs sensibilités très différentes, ils fournissent des indications parfois divergentes et difficiles à interpréter, notamment par manque de travaux de référence faisant état de comparaisons de plusieurs méthodes

appliquées à des prélèvements simultanés (LECLERCQ et MAQUET, 1987).

Les analyses biologiques portant sur les différentes composantes des écosystèmes aquatiques ne s'opposent pas à l'analyse chimique; elles en sont le complément nécessaire et même indispensable. L'utilité principale des analyses physico-chimiques de l'eau est de préciser la nature des pollutions. Les analyses biologiques ont le grand avantage de donner une valeur globale unique censée traduire la qualité de l'eau, résultat que l'on n'obtient que par de nombreuses analyses chimiques.

Il existe plusieurs systèmes, basés sur les biocénoses, qui estiment la qualité biologique de l'eau à l'aide des macroinvertébrés.

2.2.2. Les indices biocénotiques de VERNEAUX et collaborateurs.

2.2.2.1. Principes généraux.

L'étude de la qualité des eaux est effectuée à partir de la récolte de macroinvertébrés qui colonisent le substrat et qui sont soumis aux éventuelles pollutions de l'eau. Certaines biocénoses ne vivent que dans des eaux propres. Il en serait ainsi pour une communauté formée notamment de larves d'Heptageniidés, de Plécoptères et de Trichoptères à fourreaux. Leur absence dénoterait l'existence d'une pollution ou tout au moins d'un faible approvisionnement en oxygène. Mais il y a une variation importante de résistance suivant les espèces.

Après prélèvement, on procède à l'identification systématique des macroinvertébrés, identification dont les limites sont prescrites par les différentes méthodes. Ces limites diffèrent selon les grands ordres. Elles tiennent compte, d'une part de la diversité des genres et des espèces de ces ordres dans la faune de nos régions ; et d'autre part des difficultés d'identification.

Les méthodes des indices biocénotiques de VERNEAUX et collaborateurs consistent à apprécier la qualité biologique d'une eau, en tenant compte seulement des macroinvertébrés, au moyen d'indice dont la valeur s'échelonne dans une gamme différente pour les différentes méthodes.

Le calcul des indices biocénotiques, notes attribuées à la qualité biologique des eaux, s'effectue à l'aide d'un tableau à double entrée. Les lignes du tableau mentionnent les principaux groupes faunistiques, classés selon leur tolérance croissante à la pollution

Tableau 3. Tableau de détermination des indices biotiques (d'après TUFFERY & VERNEAUX, 1967).

I Groupes Faunistiques	II Sous-groupes, selon nombre d'Unités systématiques (U.S.) rencontrées.		III Nombre total des unités systématiques présentes				
			0-1	2-5	6-10	11-15	16 et +
1 Plécoptères ou Eodyonuridae	1	+ d'une U.S.	-	7	8	9	10
	2	1 seule U.S.	5	6	7	8	9
2 Trichoptères à fourreau	1	+ d'une U.S.	-	6	7	8	9
	2	1 seule U.S.	5	5	6	7	8
3 Ancyliidae ou Ephéméroptères (sauf Eodyonuridae)	1	+ de 2 U.S.	-	5	6	7	8
	2	2 ou - de 2 U.S.	3	4	5	6	7
4 Aphelocheirus ou Odonates ou Gammaridae ou Mollusques (sauf Sphaeridae)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
5 Asellus ou Hirudinae ou Sphaeridae ou Hémiptères (sauf Aphelocheirus)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	2	3	4	5	.
6 Tubificidae ou Chironominae des groupes thummi et plumosus	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3	.	.
7 Eristalinae	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	0	1	1	.	.

(surtout organique). Les ordres ou familles placés en tête de tableau sont les plus exigeants quant à la qualité des eaux, ils ont un caractère "sténo" et sont très sensibles à la pollution; ceux du bas du tableau sont plus tolérants à des variations du milieu, ils ont le caractère "eury" et sont associés aux conditions de fortes pollutions organiques.

Les colonnes donnent les classes d'abondance selon le nombre total d'unités systématiques présentes dans l'échantillon. Ainsi, les classes d'abondance donnent des colonnes verticales qui recoupent les rangées horizontales correspondant aux groupes faunistiques. Cette zone du tableau se lit donc selon une double entrée, colonnes verticales et rangées horizontales. Le point de recoupement porte la valeur de l'indice attribué aux divers types de biocénoses rencontrées.

Les eaux les plus pures ont un indice élevé; les plus polluées ont un indice plus bas.

2.2.2.2. L'indice biotique (TUFFERY & VERNEAUX, 1967).

2.2.2.2.1. Principe.

2.2.2.2.1.1. Prélèvement.

TUFFERY et VERNEAUX (1967) proposent la méthode de l'indice biotique inspirée de celle que WOODIWISS (1964) a employé en Grande-Bretagne. Ils proposent de prélever 3 surbers de 0.1 m² en milieu lentique et 3 surbers de même taille en milieu lotique.

L'Indice Biotique est calculé sur base d'un prélèvement de 5 minutes au filet troubleau, c'est-à-dire la méthode de prélèvement originalement utilisée par WOODIWISS (1964). Cette méthode est régulièrement utilisée en Belgique.

2.2.2.2.1.2. Calcul de l'indice.

La détermination de l'indice se fait conformément au tableau standard proposé par TUFFERY & VERNEAUX (1967) (tableau 3).

Le tableau 4 donne les limites de précision des identifications pratiques des unités systématiques. Pour considérer une unité systématique, il faut qu'au moins 2 individus de l'unité systématique soient prélevés.

L'indice biotique varie de 0 à 10 et il est d'autant plus élevé que les espèces sensibles à la pollution sont présentes dans les eaux étudiées et que le nombre d'unités systématiques est important.

Tableau 4. Limites de précision des déterminations pratiques des unités systématiques (d'après TUFFERY & VERNEAUX , 1967).

ORDRES	Unités systématiques Limites de précision de la détermination
Plécoptères	genre
Trichoptères	famille
Ephéméroptères	genre
Odonates	genre
Coléoptères	famille
Mollusques	genre
Crustacés	famille
Mégaloptères	genre
Hémiptères	genre
Diptères	famille
Triclades	genre
Hirudinés	genre
Oligochètes	famille
Némathelminthes	présence
Hydracariens	présence

2.2.2.2. Discussion.

L'indice biotique a une faible sensibilité, précision, il surestime la qualité des systèmes montagnards et il sous-estime celle des cours d'eau de plaine (VERNEAUX et al., 1982). Ceci est dû au fait que ce procédé d'analyse favorise les groupes comme les Pécoptères et les Heptagénéiidés qui sont des organismes rhéophiles. En effet, la disposition des taxons, sur la liste de polluosensibilité, est basée sur le besoin en oxygène dissous de ceux-ci. La concentration en oxygène dissous dépend du degré de pollution organique mais elle dépend également de la réaération du cours d'eau. La qualité de l'eau sera sur-estimée dans un cours d'eau montagnard car la pente est forte, donc la vitesse du courant est élevée ce qui assure une bonne oxygénation de l'eau même s'il y a pollution. Par contre, elle sera sous-estimée dans une source car il y a habituellement un déficit de saturation. A cause de cela d'autres indices vont être proposés.

2.2.2.3. L'indice de qualité biologique globale (I.Q.B.G.).

Proposé par VERNEAUX et ses collaborateurs (1978), l'indice de qualité biologique globale (I.Q.B.G.) dérive du précédent.

2.2.2.3.1. Principe.

2.2.2.3.1.1. Prélèvement.

VERNEAUX et al. (1978) proposent six prélèvements sur la station à l'aide d'un surber ($S = 0.1 \text{ m}^2$) en cherchant à prospecter le plus grand nombre de couples vitesse-substrat présents sur la station selon les indications du tableau 5 .

2.2.2.3.1.2. Calcul de l'indice.

Le tableau 6 donne les limites d'identification . L'IQBG est déterminé (tableau 7) à partir de la nature de groupes faunistiques repères (choisis pour leur sensibilité aux perturbations) et de la richesse faunistique (nombre de taxons représentés dans six prélèvements par au moins 2 individus). A la rencontre de la ligne du groupe repère actif (groupe faunistique présent le plus élevé dans l'échelle du tableau 7) et de la colonne de la richesse taxonomique active se trouve l'indice obtenu. L'indice peut varier de 1 à 20.

Tableau 5. Tableau du protocole d'échantillonnage pour l'établissement de l'I.Q.B.G. (d'après VERNEAUX et al., 1978).

substrat	vases et limons débris organiques fins	litières éléments organiques grossiers	sables	graviers	pierres cailloux galets	blocs surfaces compactes
courant						
nul $v < 10$ cm/s						
faible $10 \leq v < 25$ cm/s						
modéré $25 \leq v < 50$ cm/s						
moyen $50 \leq v < 100$ cm/s						
fort $100 \leq v < 200$ cm/s						
violent $v \geq 200$ cm/s						

Tableau 6. Limites de précision des déterminations pratiques des différents taxons (d'après VERNEAUX et al., 1978).

Groupes faunistiques	limites pratiques des taxons
Plécoptères	genre
Trichoptères	genre ou famille (Leptoceridae, Limnephilidae, Sericostomatidae)
Ephéméroptères	genre
Coléoptères	famille ou genre (Dryopidae, Elmidae, Haliplidae, Hydraenidae)
Odonates	genre ou famille (Coenagrionidae)
Mégaloptères	genre
Hétéroptères	famille ou genre (Aphelocheiridae)
Diptères	famille
Planipennes	ordre
Collemboles	ordre
Lépidoptères	ordre
Hydracariens	ordre
Crustacés	famille
Mollusques	genre ou famille (Hydrobiidae, Planorbidae, Unionidae, Valvatidae)
Triclades	genre
Oligochètes	classe
Hirudinés	famille ou genre (Helobdella, Hemiclepsis)
Nématodes	classe

Tableau 7. Tableau des indices de qualité biologique globale
(d'après VERNEAUX et al., 1978).

groupes faunistiques	(1)	nombre total des U.S. présentes				
		>30	26-30	20-25	13-19	<12
Plécoptères Setipalpia	≥3	20	19	18	17	16
	<3	19	18	17	16	15
Ecdyonuridae (sauf <i>Heptagenia</i>)	≥2	18	17	16	15	14
	1	17	16	15	14	13
Plécoptères Filipalpia (sauf Nemouridae)	≥3	16	15	14	13	12
	<3	15	14	13	12	11
Trichoptères à fourreaux	≥5	14	13	12	11	10
	<5	13	12	11	10	9
Ephéméroptères (sauf <i>Epeorus</i> , <i>Ecdyomurus</i> , <i>Rhythrogena</i> , <i>Baetis</i> , <i>Caenis</i> , <i>Ephemerella</i>), Nemouridae, Elminthidae, <i>Heptagenia</i>	≥6	12	11	10	9	8
	<6	11	10	9	8	7
Trichoptères sans fourreaux, <i>Baetis</i> , <i>Ephemerella</i> , Triclades (sauf <i>Dendrocoelum</i>)	≥5	10	9	8	7	6
	<5	9	8	7	6	5
Odonates, <i>Sialis</i> , Gammaridae, Mollusques, <i>Caenis</i> , Coléoptères (sauf Elminthidae)	≥6	8	7	6	5	4
	<6	7	6	5	4	3
Chironomidae, Oligochètes, Hirudinae, <i>Asellus</i> , <i>Dendrocoelum</i>	≥3	6	5	4	3	2
	<3	5	4	3	2	1

(1) : nombre d'unités systématiques appartenant aux groupes considérés.

2.2.2.3.2. Discussion.

L'IQBG diffère essentiellement de l'indice biotique par l'adoption d'un tableau à double entrée modifié et par la prospection d'un plus grand nombre d'habitats aquatiques sur une station donnée (VERNEAUX et al., 1978).

L'IQBG permet de hiérarchiser plus finement les différentes situations du milieu aquatique. La répartition des différentes unités systématiques le long de l'échelle de polluosensibilité est modifiée : certaines d'entre elles, reconnues pour être plus caractéristiques d'un type de substrat que d'une qualité d'eau, ne sont plus prises en considération (ex : les Ancyliidés). D'autres unités systématiques, comme les Plécoptères, éclatent en plusieurs sous-groupes. En effet, les Plécoptères regroupent des familles présentant de fortes différences au point de vue résistance à la pollution. Les Plécoptères sont répartis en deux groupes et les Nemouridae sont considérés comme pouvant supporter un certain degré d'altération de l'eau. Un autre changement s'est opéré au niveau des classes de diversité. En considérant cela on s'attend à ce que cet indice (IQBG) soit plus sensible que l'indice biotique.

2.2.2.4. L'indice biologique global (I.B.G.).

Toujours proposé par VERNEAUX et ses collaborateurs (1982), une nouvelle méthode est proposée.

2.2.2.4.1. Principe.

2.2.2.4.1.1. Prélèvement.

VERNEAUX et al. (1982) ont modifié le protocole d'échantillonnage. Ils prétendent que ce protocole d'échantillonnage précis permet de réduire les écarts entre opérateurs et permet d'obtenir une représentation la plus complète possible de la faune d'un site.

Pour une station, l'échantillon de la faune benthique est constitué de 8 prélèvements au surber de 0.05 m². La station est définie comme étant le tronçon de cours d'eau de longueur L= 10 l (largeur du lit mineur). Chaque habitat est caractérisé par un couple support-vitesse (S-V) figurant parmi les combinaisons proposées dans le tableau 8. Les 8 prélèvements sont effectués séparément pour chaque habitat, représenté par un couple S-V, en recherchant autant

que possible l'alignement des échantillons selon la diagonale 3.1-4.2 du tableau 8. Afin d'augmenter l'efficacité de l'effort de capture, les différents substrats sont prospectés dans l'ordre des valeurs décroissantes de l'indication H (estimation d'habitabilité) en choisissant les classes respectives de vitesse, plaçant les couples S-V au voisinage de la diagonale.

Lorsqu'une station monotone (canaux...) ne présente pas les huit types de support, l'échantillon est complété à huit par des prélèvements effectués dans le substrat dominant mais dans des classes de vitesse différentes.

Ce mode opératoire précis a pour objectif d'éviter, par une prospection méthodique, l'oubli d'un support à forte capacité d'hébergement (valeur supérieure de H).

Une image simplifiée du milieu étudié peut être obtenue. L'image donnée facilite la distinction entre l'influence de la qualité de l'eau et celle de la structure d'habitats sur la composition du peuplement résultant.

Prenons deux stations A et B, et effectuons 8 prélèvements (A1, A2, ...A8 ; B1, B2,...B8), nous plaçons ces prélèvements dans le tableau 9 d'échantillonnage. Les prélèvements suivent la diagonale et les sites avec H élevé sont échantillonnés en premier lieu. Le chiffre entre parenthèses qui suit les prélèvements (A1(3)..) correspond au recouvrement que le couple S-V représente sur l'ensemble de la station.

Le tableau 10 donne l'image simplifiée des 2 stations prise comme exemple. Les chiffres en abscisse du tableau sont les coordonnées des prélèvements du tableau (couples S-V).

Stations	Couples S.V.														
	9.5	8.5	8.4	7.5	7.3	6.2	5.3	4.2	3.3	3.1	3.2	2.2	1.5	1.4	
A	3	—	3	2	—	1	1	1	1	—	—	—	1		
B	—	2	—	4	4	—	1	—	1	—	1	2	1	—	

Tableau 10 . Image simplifiée des stations A et B.

Tableau 8. Tableau du protocole d'échantillonnage pour l'établissement de l'I.B.G. (d'après VERNEAUX et al., 1982).

Ecoulement : v cm/s		V \geq 150	150 > V \geq 75	75 > V \geq 25	25 > V \geq 5	V < 5
Supports : S	H	1	4	5	3	2
Surfaces naturelles et artificielles - roches et sol en place - blocs nus . $\varnothing \geq 250$ mm	3					
Supports minéraux de grande taille- pierres-cailloux-galets 250 > $\varnothing \geq 25$ mm	8					
Végétation aquatique immergée (Hélophytes par défaut)	Bryophytes	9				
	Algues à colonies macroscopiques	1				
	Phanérogames (herbiers)	6				
	Bactéries et champignons à colonies macroscopiques	0				
Granulats grossiers (gravières) 25 > $\varnothing \geq 2,5$ mm	7					
Elements organiques grossiers litières,branchages,racines,troncs.	5					
Granulats minéraux fins : sables et limons ; $\varnothing < 2,5$ mm	2					
Sédiments fins plus ou moins organiques : vases $\varnothing < 1$ mm	4					

H : indication d'habitabilité et d'ordre de prospection des habitats.

Tableau 9. Exemple d'échantillonnage selon la méthode de VERNEAUX et al. (1982).

Ecoulement : v cm/s		V ≥ 150	150 > V ≥ 75	75 > V ≥ 25	25 > V ≥ 5	V < 5
Supports : S	H	1	4	5	3	2
Surfaces naturelles et artificielles - roches et sol en place - blocs nus . Ø ≥ 250 mm	3	A7 (1)			B4 (1)	B8 (1)
Supports minéraux de grande taille- pierres-cailloux-galets 250 > Ø ≥ 25 mm	8		A2 (3)	B1 (2)		
Végétation aquatique immergée (Hélophytes par défaut)	Bryophytes	9		A1 (3)		
	Algues à colonies macroscopiques	1	A8 (1)	B6 (1)		
	Phanérogames (herbiers)	6				A4 (1)
	Bactéries et champignons à colonies macroscopiques	0				
Granulats grossiers (gravières) 25 > Ø ≥ 2,5 mm	7			A3 (2) B2 (4)	B7 (4)	
Elements organiques grossiers litières,branchages,racines,troncs.	5				A5 (1) B3 (1)	
Granulats minéraux fins : sables et limons ; Ø < 2,5 mm	2					B5 (2)
Sédiments fins plus ou moins organiques : vases Ø < 1 mm	4					A6 (1)

Tableau 11. Limites de précision des déterminations pratiques des différents taxons (d'après VERNEAUX et al., 1982).

Groupes faunistiques	Limites pratiques des taxons
Plécoptères	famille
Trichoptères	famille
Ephéméroptères	famille
Hétéroptères	famille
Coléoptères	famille
Diptères	famille
Odonates	famille
Mégaloptères	famille
Planipennes	famille
Lépidoptères	ordre
Crustacés	famille
Mollusques	famille
Oligochètes	classe
Hirudinés	famille
Triclades	famille
Nématelminthes	embranchement
Hydracariens	présence
Hydrozoaires	présence
Spongiaires	présence
Bryozoaires	présence
Némertiens	présence

Tableau 12. Tableau de détermination de l'Indice Biologique Global (I.B.G.) (d'après VERNEAUX et al., 1982).

Variété totale $\sum t$	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	
Groupes faunistiques indicateurs G.I (n \geq 3)	≥ 40	39	36	33	29	25	21	17	13	9	6	3	
Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	8	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae Glossosomatidae Goeridae Leptophlebiidae	7	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae Heptageniidae	6	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae Limnephilidae Rhyacophilidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Ephemerellidae	4	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Hydropsychidae Baetidae Caenidae Triclades	3				11	10	9	8	7	6	5	4	3
Elmidae Odonates Gammaridae Mollusques	2					9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae Asellidae Achètes Oligochètes	1						7	6	5	4	3	2	1

Cette représentation permet la comparaison des mosaïques des différentes stations. Dans l'exemple présenté on note l'absence de supports végétaux sur la station B, dont le support dominant est constitué de granulats grossiers; en revanche sur la station A, les Bryophytes, associés aux pierres dans les courants, dominent le recouvrement.

2.2.2.4.1.2. Calcul de l'indice.

Les limites d'identification sont données dans le tableau 11 . On remarque que l'unité taxonomique retenue est en général la famille, et que les genres ne sont plus utilisés. L'indice est calculé à partir du tableau 11 . Neuf groupements faunistiques repères (numérotés de 9 à 1) se succèdent en ordonnée et 12 classes numériques de diversité totale figurent en abscisse.

Ce tableau s'emploie de la façon suivante :

- la diversité taxonomique de l'échantillon (Σt), est égale au nombre de taxons récoltés, et cela même s'ils ne sont représentés que par un seul individu.
- le groupe faunistique repère (G.F.) est déterminé en ne prenant en compte que les taxons représentés dans l'échantillon par au moins trois individus. Le procédé le plus pratique consiste à arrêter la confrontation à la première présence "significative" ($n \geq 3$ individus) d'un taxon figurant dans la colonne de gauche en prospectant cette dernière de haut en bas (du groupe 9 au groupe 1).

L'indice varie de 1 à 20.

2.2.2.4.2. Discussion.

Suivant les résultats obtenus par IB et IQBG, un nouveau tableau de polluosensibilité a été établi. Sur 135 taxons susceptibles (tableau 13) de participer à la diversité totale (abscisse du tableau 12), 38 seulement se sont révélés suffisamment fréquents, nombreux et constants dans leurs relations avec l'ensemble des autres, pour figurer dans un tableau standard.

L'IBG constitue une information synthétique exprimant l'aptitude d'un site d'eau courante au développement des peuplements benthiques. Il permet un classement des qualités biogènes de sites

Tableau 13. Répertoire des 135 taxons utilisés dans le calcul du nombre total de taxons récoltés pour l'I.B.G.. Les taxons précédés d'un point sont ceux qui sont employés comme taxons indicateurs pour le calcul de l'indice (d'après VERNEAUX et al., 1982).

INSECTES

PLECOPTERES

- *Capniidae*
- *Chloroperlidae*
- *Leuctridae*
- *Nemouridae*
- *Perlidae*
- *Perlodidae*
- *Taeniopterygidae*

TRICHOPTERES

- Beraeidae*
- *Brachycentridae*
- Ecnomidae*
- *Glossosomatidae*
- *Goeridae*
- Helicopsychidae*
- *Hydropsychidae*
- *Hydroptilidae*
- *Lepidostomatidae*
- *Leptoceridae*
- *Limnephilidae*
- Molannidae*
- *Odontoceridae*
- *Philopotamidae*
- Phryganeidae*
- *Polycentropodidae*
- *Psychomyiidae*
- *Rhyacophilidae*
- *Sericostomatidae*
- Thremmatidae*

EPHEMEROPTERES

- *Baetidae*
- *Caenidae*
- *Ephemerellidae*
- *Ephemeridae*
- *Heptageniidae*
- *Leptophlebiidae*
- *Oligoneuriidae*
- *Polymitarcidae*
- *Potamanthidae*
- Prosopistomatidae*
- Siphonuridae*

HETEROPTERES

- Aphelocheiridae*
- Corixidae*
- Gerridae*
- Hebridae*
- Hydrometridae*
- Naucoridae*
- Nepidae*

- Notonectidae*
- Mesovelidae*
- Pleidae*
- Veliidae*

COLEOPTERES

- Curculionidae*
- Donaciidae*
- Dryopidae*
- Dytiscidae*
- Eubriidae*
- *Elmidae*
- Gyrinidae*
- Halplidae*
- Helodidae*
- Helophoridae*
- Hydraenidae*
- Hydrochidae*
- Hydrophilidae*
- Hydroscaphidae*
- Hygrobiidae*
- Limnebiidae*
- Spercheidae*

DIPTERES

- Anthomyiidae*
- Athericidae*
- Blephariceridae*
- Ceratopogonidae*
- Chaoboridae*
- *Chironomidae*
- Culicidae*
- Dixidae*
- Dolichopodidae*
- Empididae*
- Ephydriidae*
- Limoniidae*
- Psychodidae*
- Ptychopteridae*
- Scatophagidae*
- Sciomyzidae*
- Simuliidae*
- Stratiomyidae*
- Syrphidae*
- Tabanidae*
- Thaumaleidae*
- Tipulidae*

ODONATES •

- Aeschnidae*
- Calopterygidae*
- Coenagrionidae*
- Cordulegasteridae*
- Corduliidae*

- Gomphidae*
- Lestidae*
- Libellulidae*
- Platycnemididae*

MEGALOPTERES

- Sialidae*

PLANIPENNES

- Osmylidae*

HYMENOPTERES

LEPIDOPTERES

CRUSTACES

BRANCHIOPODES

AMPHIPODES

- *Gammaridae*

ISOPODES

- *Asellidae*

DECAPODES

- Astacidae* (except.

- A. leptodactylus

- Atyidae*

- Grapsidae*

- Cambaridae*

MOLLUSQUES •

BIVALVES

- Dreissenidae*

- Sphaeriidae*

- Unionidae*

GASTEROPODES

- Ancylidae*

- Bithyniidae*

- Bythinellidae*

- Hydrobiidae*

- Lymnaeidae*

- Neritidae*

- Physidae*

- Planorbidae*

- Valvatidae*

- Viviparidae*

VERS

• **ACHETES**

- Erpobdellidae*

- Glossiphoniidae*

- Hirudidae*

- Piscicolidae*

• **TRICLADES**

- Dendrocoelidae*

- Dugesidae*

- Planariidae*

• **OLIGOCHETES**

• **NEMATHELMINTHES**

HYDRACARIENS

HYDROZOAIRES

SPONGIAIRES

BRYOZOAIRES

NEMERTIENS

appartenant à des systèmes différents, naturels, modifiés, artificiels ou diversement dégradés.

Il est possible que le protocole d'échantillonnage proposé permette de réduire les écarts entre opérateurs mais il constitue un obstacle à la simplicité que recherche la méthode. La méthode de prélèvement grâce au troubleau permet une aussi bonne prospection du milieu (DE PAUW & VANHOOREN, 1983).

2.2.3. Le "Score System" de CHANDLER (1970).

2.2.3.1. Introduction.

En aval d'une pollution organique, on distingue deux zones : une zone fortement polluée, une zone de reconstitution progressive, à mesure que l'autoépuration fait son oeuvre.

Dans la zone fortement polluée, le premier effet de la pollution organique est de diminuer le rapport du nombre des espèces au nombre d'individus (indice de diversité de la communauté). Des taxons sensibles, comme certains Heptagénéiidés ou Plécoptères, diminuent. Il n'y a que quelques organismes qui sont susceptibles de supporter des teneurs très basses en oxygène (< 2 mg/l). Le nombre d'individus de ces espèces va augmenter car il y a diminution de la compétition entre les espèces. Il y a augmentation des vers oligochètes de la famille des Tubificidae, des larves de Diptères pourvues d'un tube respiratoire qui leur permet de puiser l'oxygène dans l'air (*Culex*, *Eristalis*, etc....).

En résumé, en aval d'une pollution organique caractérisée surtout par une très grande raréfaction de l'oxygène, on observe une chute brutale du nombre des espèces et une augmentation des individus de certaines espèces. Bien entendu, si les composés ammoniacaux ou d'autres substances toxiques sont trop abondants, il peut y avoir disparition totale de la faune.

A mesure que l'autoépuration se produit dans la rivière, la teneur en oxygène s'accroît, les conditions de vie s'améliorent et le nombre des espèces augmente.

Donc, le nombre d'espèces et le nombre d'individus par espèce peuvent être employés pour étudier la qualité d'un cours d'eau. C'est sur cela que CHANDLER (1970) s'est basé pour mettre au point le "Score System".

Tableau 14. Tableau standard de détermination du Score de CHANDLER (1970).

Groups present in sample	Increasing abundance				
	P	F	C	A	V
	Points scored				
Each species of	<u>Planaria alpina</u>				
	Taeniopterygidae				
	Perlidae, Perlodidae	90	94	98	99 100
	Isoperlidae, Chloroperlidae				
Each species of	Leuctridae, Capniidae				
	Nemouridae (exd.Amphinemura)	84	89	94	97 98
Each species of	Ephemeroptera (exd.Baetis)	79	84	90	94 97
Each species of	Cased caddis, Megaloptera	75	80	86	91 94
Each species of	Ancyclus	70	75	82	87 91
-	Rhyacophila (Trichoptera)	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.Ancyclus)	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
-	Haemopsis	23	19	15	10 7
-	Tubifex sp.	22	18	13	12 9
-	<u>Chironomus riparius</u>	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	

Levels of Abundance in 'Score System

Level	Nos. per 5 min. sample	Remarks
P-present	1 - 2	May be drift from upstream
F-few	3 - 10	Probably indigenous, but
C-common	11 - 50	rare
A-abundant	51 - 100	
V-very abundant	100	

2.2.3.2. Principe.

2.2.3.2.1. Prélèvement.

La méthode de prélèvement préconisée par CHANDLER (1970) est celle du prélèvement au troubleau pendant un temps effectif de cinq minutes. C'est la méthode préconisée en Belgique pour l'établissement de l'indice biotique par DE PAUW & VANHOOREN (1983).

2.2.3.2.2. Calcul du Score.

Cette méthode accorde un score pour chaque taxon (espèce ou genre) qui est fonction du niveau d'abondance et de la valeur bio-indicatrice. La somme des scores de chaque groupe donne l'indice global. Le score sera d'autant plus élevé que la qualité de la station est bonne. Le tableau 14 donne les scores pour les différents taxons en fonction de leur abondance.

2.2.3.3. Discussion.

CHANDLER (1970) reproche aux indices biocénotiques de VERNEAUX et collaborateurs de ne pas tenir compte de l'abondance relative des divers taxa et de ne pas pousser l'identification jusqu'à l'espèce. CHANDLER fait remarquer que quelques individus de Plécoptères ou d'Ephéméroptères suffisent à modifier l'indice d'une station. De plus, le degré de sensibilité à la pollution varie souvent avec les espèces d'un même genre. Il importe donc, pour CHANDLER, de procéder à des identifications spécifiques. Ceci donne certainement plus de précision mais l'identification est difficile.

Des études (STROOT, 1980, ROSILLON, 1982, MAQUET, 1983) ont montrés que la méthode de CHANDLER (1970) employée avec les limites d'identification de l'indice biotique de TUFFERY & VERNEAUX (1967) (tableau 4) donnent de très bons résultats : généralement, le score système traduit, par exemple, bien le processus d'autoépuration du cours d'eau (STROOT, 1980, ROSILLON, 1982, MAQUET, 1983). La perte d'information étant très faible, nous allons utiliser cette méthode "modifiée".

Le Score système ne possède pas de valeur maximale absolue, il ne peut donc servir que comme valeur comparative.

Il permet, par contre, de séparer certaines stations montrant de faibles différences de qualité notamment pour des valeurs élevées de l'indice biotique (9 ou 10) (STROOT, 1980, ROSILLON, 1982, MAQUET, 1983).

Comme pour les autres méthodes, le reproche de subjectivité dans l'établissement des tableaux de référence peut être émis. Le Score de chaque taxon, en relation avec son abondance a été attribués de manière plus ou moins empirique par CHANDLER.

Le Score accorde, quand même, beaucoup d'importance aux taxons représenté par un seul individu. Souvent la présence d'un individu n'est pas significative, il peut être amené par dérive dans un milieu qui lui est tout à fait hostile (ELLIOTT, 1967, HYNES, 1975, ROSILLON, 1982).

Un certain nombre de taxons ne sont pas repris dans le tableau donnant les scores (Lumbriculidae, Lumbricidae, Odonates, certaines familles de Diptères comme Athericidae, Psychodidae...) et ne reçoivent pas de score. Ceci revient à leur accorder un score nul. L'attribution d'un score nul à une espèce est peut être voulue, prenant alors comme référence l'euryécie de cette espèce.

2.3. DISCUSSION.

L'image de l'impact des modifications de l'environnement obtenu a d'autant plus de chance d'être représentative de l'ensemble fonctionnel que constitue un écosystème, qu'est prise en compte une large fraction de l'édifice biologique, des Protistes aux Poissons. L'application de ce principe à l'étude qualitative usuelle des systèmes se heurte cependant à une double série de difficultés d'ordre pratique et fondamental.

Les obstacles d'ordre pratique sont que les méthodes à caractère fondamental s'appuient sur : - une identification rigoureuse des espèces;

- un échantillonnage tenant compte de la distribution et de la dynamique des populations considérées.

En faisant allusion au "système des Saprobies" de KOLWITZ et MARSON (1908 in PESSON, 1980) reprenons cette phrase qui en dit long "too much time, too many people, too much money" (VERNEAUX, 1982). Le système des saprobies est une méthode biologique de détection des pollutions utilisant des organismes dits indicateurs. Ces auteurs ont remarqué que la présence des organismes aquatiques est dépendante de la charge de l'eau en matières organiques. Ils ont entrepris les classements des principaux animaux et végétaux d'eau douce, en fonction de leurs préférences ou exigences

vis-à-vis des conditions créées par la pollution plus ou moins importante des eaux en matières organiques et ont ainsi défini des associations.

Les obstacles d'ordre fondamental sont liés à la diversité et à la structure des eaux courantes, ainsi qu'à la difficulté de distinguer les causes d'une dégradation éventuelle d'un site.

Diversité et structure des eaux courantes : il y a une grande diversité des milieux aquatiques et des mosaïques d'habitats, il n'existe pas deux systèmes ni deux habitats exactement semblables. Le fait que les caractéristiques écologiques et biologiques des différents milieux soient fondamentalement différentes implique une adaptation conséquente des critères, des objectifs et des méthodes d'appréciation de la qualité des eaux douces.

La qualité des milieux peut être définie comme étant celle qui permet le développement des peuplements électifs des différents types écologiques; quel que soit l'ensemble considéré (lacs, étangs, rivières), la détermination des groupements d'espèces représentatifs des catégories, des types écologiques, constitue une démarche primordiale permettant de constituer le référentiel des qualités.

Deux options peuvent être envisagées : soit élaborer des méthodes adaptées aux divers types écologiques, soit rechercher l'intégration de la diversité typologique, définie à un certain degré de sensibilité, dans le protocole des méthodes susceptibles d'application générale.

Les méthodes biologiques d'appréciation d'une qualité générale de l'eau doivent tenir compte de la distribution typologique des taxons utilisés, afin d'être susceptibles d'application à l'ensemble considéré (VERNEAUX, 1982).

La difficulté d'établissement d'une gamme de référence s'estompe lorsque décroît le niveau taxonomique, lorsque l'on passe de l'espèce au genre, puis à la famille; le problème étant alors, au cours des approximations successives, de conserver une signification écologique acceptable. En effet, toute tentative de hiérarchisation des sensibilités des taxons aux dégradations du milieu contient le risque d'une confusion entre distribution typologique et polluosensibilité (VERNEAUX, 1973). Les risques de confusion peuvent cependant être limités d'une part en choisissant la famille comme unité d'analyse, d'autre part en tenant compte de la position typologique des taxons dans l'établissement des tolérances relatives (VERNEAUX, 1981). Le

classement des indicateurs s'éloignerait alors de leur distribution longitudinale. Pour conserver une signification écologique acceptable, des éléments compensatoires comme la richesse taxonomique ou l'abondance peuvent alors être pris en compte.

Cause de dégradation d'un site : un peuplement donné constitue la résultante d'un complexe déterminant exprimé dans sa globalité mais dont la dissociation causale est d'autant plus problématique qu'elle se veut précise (VERNEAUX, 1982). En effet, l'état général du milieu résulte de la qualité de l'eau, de celle des sédiments et de la structure des habitats. La pollution de l'eau constitue elle-même un sous-ensemble, souvent très complexe, de l'ensemble des facteurs de dégradation; un recalibrage du lit mineur, l'édification d'un barrage ou une exploitation des granulats, déterminent au même titre que des rejets polluants, des perturbations biocénotiques. Donc, il faut être prudent au cours de la définition des significations qu'il convient d'accorder aux espèces ou à des groupes d'espèces (distinction entre qualité de l'eau, niveau de dégradation, aptitude biogène d'un site). Egalement, il ne faut pas tirer de conclusions relatives à un système considéré globalement à partir de l'étude d'un seul élément de l'édifice biologique. Ainsi une analyse des peuplements diatomiques peut fournir d'utiles indications sur les conditions trophiques de l'eau sans préjuger de l'aptitude du système au développement de la faune benthique, dépendant d'un grand nombre d'autres facteurs non intégrés au niveau des producteurs primaires.

En ayant connaissance de ces difficultés, divers indices biocénotiques ou autres ont été établis. Nous allons voir comment ces indices résolvent ou non ces difficultés.

Selon VERNEAUX (1982) les indices biocénotiques ont été conçus pour permettre à de non spécialistes de groupes taxonomiques d'évaluer la qualité de l'eau. La méthode pratique souhaitée devrait présenter ces 3 critères :

- être mise en oeuvre par les techniciens des services d'application, au terme d'une formation spécifique de courte durée;
- s'appliquer à tous les types de systèmes d'eau courante, voire aux canaux et biefs diversement artificialisés;
- présenter les qualités d'un bon appareil de mesure à la fois sensible, précis, juste et fidèle.

Ce que l'on peut remarquer en confrontant les contraintes souhaitées aux difficultés évoquées plus haut c'est qu'il y a contradiction.

Les méthodes biologiques vont plutôt s'orienter vers les critères de simplicité d'emploi.

Pour VERNEAUX (1982), l'IQBG et l'IBG ont, par rapport à l'IB, un avantage important. Un protocole d'échantillonnage, précis a été mis au point pour l'IQBG et pour l'IBG. On peut remarquer que VERNEAUX (1982) insiste beaucoup sur ce "protocole d'échantillonnage différentiel" disant que celui-ci permet de réduire les écarts entre opérateurs (critère de fiabilité) et d'obtenir une représentation la plus complète possible de la faune d'un site. VERNEAUX, emploie le surber lors de ses prélèvements, or la méthode de prélèvement préconisée par WOODIWISS (1964) et par CHANDLER (1970) est la méthode du troubleau (prélèvement de 5 minutes en échantillonnant tous les biotopes présents sur le site). L'emploi du filet troubleau permet une bonne représentation de la faune d'un site (DEPAUW & VANHOOREN, 1983), une bonne reproductibilité et une faible variabilité entre opérateurs (WOODIWISS, 1964). L'avantage du troubleau sur le surber réside dans une plus grande facilité d'application et des temps de prélèvements et de tri réduits par rapport aux 6 ou 8 surbers préconisés par VERNEAUX et ses collaborateurs. L'emploi du troubleau donne parfois de meilleurs résultats que le surber (MAQUET, 1981). Un nombre de taxons plus petit a été récolté par surber.

Nous allons employer comme technique d'échantillonnage la méthode de prélèvement effectuée au troubleau C'est la méthode qui est utilisée en Belgique. L'emploi du troubleau nous permet de passer outre de la méthode d'échantillonnage de VERNEAUX et collaborateurs qui est, quand même, assez lourde d'utilisation.

Si l'on reprend les critères établis pour obtenir une méthode pratique, il faut exclure les méthodes s'appuyant sur une identification rigoureuse des espèces. Pour ce qui est du choix des unités taxonomiques, il y a des contradictions entre les auteurs. CHANDLER est pour une identification des individus jusqu'à l'espèce, disant que trop d'information sont perdues si la détermination s'arrête au genre ou à la famille. Mais la détermination des individus jusqu'à l'espèce est difficile. Aussi, le score système de CHANDLER (1970) a été calculé

en prenant comme unité systématique celle que TUFFERY & VERNEAUX (1967) ont donné pour le calcul de l'indice biotique (tableau 3). Les résultats montrent que la différence entre les 2 méthodes est faible. De bons résultats ont été obtenus en utilisant cette méthode "modifiée" (STROOT, 1980, MAQUET, 1981, ROSILLON, 1982).

Pour l'indice biotique et l'IQBG, les limites de détermination sont établies en tenant compte des inégales difficultés d'identification des individus. Dans l'IBG, l'unité taxonomique retenue est la famille. D'après VERNEAUX (1982), ce que l'on gagne en rapidité et en fiabilité compense une légère perte en sensibilité et précision par rapport à une unité générique. Nous tâcherons de vérifier ceci par les résultats que nous obtiendrons.

La méthode des indices biotiques demeure peu sensible et davantage destinée à mettre en évidence des dégradations nettes qu'à apprécier les inégales aptitudes au développement des organismes que peuvent présenter des systèmes naturellement différents, en bon état ou très diversement dégradés (ROSILLON, 1982, MAQUET & LECLERCQ, 1988).

A défaut d'un protocole satisfaisant d'intégration de la diversité typologique, VERNEAUX (1978 in VERNEAUX, 1982) propose que l'appréciation puisse être effectuée par rapport à une qualité optimale définie par la composition qualitative et quantitative des peuplements benthiques de systèmes pris comme références. Cette démarche a été effectuée pour mettre sur pied deux nouveaux indices (IQBG et IBG). Ces méthodes constituent l'expression de l'aptitude biogène générale d'une station d'eau courante, par rapport à des situations optimales servant de références. Il s'agit, donc, d'un classement de systèmes qui tient compte du degré global de dégradation du site.

Les 3 indices de VERNEAUX et collaborateurs ont des sensibilités différentes. En effet, l'indice biotique pouvant varier de 0 à 10, présente de faibles amplitudes de variation. Suite à cela certaines différences évidentes de qualité biologique ne sont pas reflétées. D'une part, l'indice maximum est atteint trop facilement et dès lors il n'est pas toujours la preuve d'une qualité parfaite du milieu; d'autre part, en cas de forte pollution, cette méthode ne met pas toujours en évidence les processus d'autoépuration et de reconstitution du milieu (ROSILLON, 1982). L'IQBG et l'IBG, en proposant des valeurs d'indices

variant de 1 à 20, permettent de résoudre ce problème. De même le score système de CHANDLER (1970) modifié permet de séparer certaines stations montrant de faibles différences de qualité (STROOT, 1980, ROSILLON, 1982).

Une autre différence entre les différents indices biocénétiques de VERNEAUX est le type de rivière dans lequel ils peuvent être employés. L'emploi de l'IB ne peut se faire qu'en rivière salmonicole. Ceci évite la confusion qui peut exister entre l'absence d'espèces placées dans le haut de l'échelle de polluosensibilité suite à une pollution ou parce que la morphologie de la rivière n'y permet pas leur survie. En effet, suite à une étude basée sur une analyse en composantes principales normée (LAFONT et al., 1988) où les variables physico-chimiques constituent les variables actives, il apparaît que l'IB se projette dans la même direction que l'oxygène dissous, à l'opposé des orthophosphates. Le fait que l'IB est essentiellement basé sur le besoin des individus en oxygène dissous fait que celui-ci peut sur-estimer la qualité de l'eau des cours d'eau montagnards, tout en sous-estimant celle des cours d'eau de plaine. L'IQBG et l'IBG peuvent être employés dans d'autres types de rivières (rivières plus grandes). Ceci est permis par l'emploi de groupes faunistiques repères sensibles moins strictement liés au domaine lotique. Toujours en prenant comme référence l'étude réalisée par LAFONT et al. (1988), l'IQBG se situe à l'opposé de variables telles que la conductivité, les nitrates ou les orthophosphates.

Des indices reflétant la qualité de l'eau basés sur les Diatomées existent. La taille microscopique des Diatomées permet un échantillonnage quantitatif simple et rapide, particulièrement pour les Diatomées benthiques qui peuvent être prélevées sur des substrats de type varié : pierres de fond, berges empierrées... Lors de l'échantillonnage il faut, d'une station à l'autre, prospecter les mêmes supports dans les mêmes classes de vitesse et toujours dans une profondeur d'eau donnée. Mais ceci n'est pas toujours facile.

En tant que producteurs primaires, les Diatomées utilisent directement les éléments dissous. Donc leur répartition dépend prioritairement des caractéristiques chimiques de l'eau.

Les Diatomées répondent rapidement aux modifications de la qualité des eaux. Ainsi, le couplage d'évaluations basées sur les communautés diatomiques avec d'autres méthodes utilisant des

Tableau 15. Présentation synthétique des indices biocénologiques employés.

	I.B. de Tuffery & Verneaux (1967)	I.B. "belge" de Depauw & vanhooren (1983)	I.Q.B.G. de Verneaux et al. (1978)	I.B.G. de Verneaux et al. (1982)	"Score system" de Chandler (1970)	Score système modifié
Echantillonnage préconisé par la méthode	3 surbers en facies lenticques et 3 en lotiques.	Troubleau de 5 min.	6 prélèvements aux surbers effectués en fonction du couple S-V du courant	8 prélèvements aux surbers effectués en fonction du couple S-V du courant	Troubleau de 5 min.	Troubleau de 5 min.
Niveau taxonomique d'identification	généralement le genre	généralement le genre	famille ou genre	famille	espèce	généralement le genre
Méthode d'identification de l'indice	Tableau à double entrée; 7 G.F.R. et 5 classes de R. T. (limites maximales de 16 U.T.).	Tableau à double entrée; 7 G.F.R. et 5 classes de R.T. (limites maximales de 16 U.T.).	Tableau à double entrées; 8 G.F.R. et 5 classes de R.T. (limites maximales de 31 U.T.).	Tableau à double entrées; 9 G.F.R. et 12 classes de R.T. (limites maximales de 40 U.T.).	Somme des scores attribués aux taxons en fonction de leur abondance et de polluosensibilité.	Somme des scores attribués aux taxons en fonction de leur abondance et de leur polluosensibilité.
Expression numérique	indice variant de 0 à 10.	indice variant de 0 à 10.	indice variant de 1 à 20.	indice variant de 1 à 20.	pas de limite supérieure.	pas de limite supérieure.

LEGENDES : - G.F.R.; groupe faunistique repère.
 - R.T.; richesse taxonomique.
 - U.T.; unité taxonomique.

"intégrateurs" à plus long terme (Invertébrés) apporte fréquemment une information complémentaire (EMPAIN in PESSON, 1980).

On peut émettre comme critique à cette méthode que les Diatomées réagissent trop vite aux modifications de la qualité de l'eau. Donc, pour être sûr de mesurer chaque changement éventuel de la qualité de l'eau, l'espacement entre les échantillonnages doit être court.

Le tableau 15 reprend les principales différences entre les 4 indices envisagés lors de notre étude : l'IB, l'IQBG, l'IBG et le score système de CHANDLER.

2.4. CONCLUSION.

Nous avons vu que des difficultés jalonnent l'élaboration des méthodes biologiques : hétérogénéité des milieux impliquant la relativité des critères de qualité, mise en évidence de la nature et de l'échelle d'action des facteurs dominant l'écologie d'un ensemble donné d'organismes, complexité du déterminisme mettant en cause la signification des indices synthétiques ou la notion d'espèce caractéristique (problème de la hiérarchisation des taxons selon leur tolérance écologique générale ou leurs sensibilités particulières), difficulté d'exprimer un ensemble très varié d'informations (nature, variété, structures) sous une forme numérique simple.

Une étude biologique de la qualité des eaux ne peut actuellement se concevoir de façon satisfaisante sans la confrontation de ces données avec les paramètres physiques et chimiques caractérisant le milieu aquatique : les deux approches sont en effet complémentaires, l'étude physico-chimique fournissant des informations précises sur la nature des facteurs abiotiques naturels et des divers polluants, et l'étude biologique permettant d'apprécier l'effet global de ces facteurs sur les biocénoses de l'écosystème aquatique.

Un reproche peut être fait à l'ensemble des systèmes présentés. Beaucoup d'informations se perdent par le recours à un seul chiffre (AMAVIS et al., 1975 in VERNEAUX, 1982). Il est certain que les comparaisons peuvent être plus facilement établies par cette simplification, mais l'interprétation des résultats doit tenir compte de l'ensemble des données récoltées. Chaque méthode doit être accompagnée des objectifs qu'elle se propose d'atteindre .

Il apparaît que les méthodes biocénotiques sont simple d'emploi et qu'elles donnent une bonne indication de la qualité de l'eau. Les méthodes biologiques sont complémentaires l'une de l'autre.

Il est évident que, idéalement, l'effet des pollutions serait à étudier aux différents niveaux trophiques de l'écosystème aquatique. Il n'empêche que du point de vue pratique, la détermination des indices biotiques à partir des macroinvertébrés et des Diatomées benthiques peut déjà fournir une information satisfaisante (DESCY, 1976) car ces deux groupes ont une sensibilité différente à la pollution. Les Diatomées, à cycle vital relativement court, sont en général très sensibles à des altérations temporaires du milieu, grâce à leur réactivité rapide; par contre, les macroinvertébrés sont susceptibles d'intégrer les modifications de la qualité des eaux sur une période plus longue.

Les limites et les insuffisances de la méthode, non conçue pour des études approfondies, sont liées aux qualités recherchées qui sont celles d'un protocole pratique et applicable à des systèmes diversement dégradés. Les études d'impact plus précises nécessitent le recours aux méthodes fondamentales de l'analyse biocénotique fondées sur l'identification des espèces et le traitement mathématiques de données quantitatives.

Dans le cadre de notre étude, nous allons utiliser le troubleau pour échantillonner le milieu. Son emploi nous permet de passer outre des méthodes de prélèvement préconisée par VERNEAUX tout en garantissant, apparemment, une bonne représentation de la faune en place. En dehors de l'aspect de l'échantillonnage, nous allons donc comparer l'originalité des méthodes décrites c'est-à-dire surtout des tableaux permettant le calcul des indices censés refléter la qualité de l'eau.

MATERIEL

ET

METHODES

3. MATERIEL ET METHODES.

Une analyse physico-chimique de l'eau a été réalisée afin de nous permettre de préciser la nature et l'importance de certaines altérations et de mieux pouvoir comparer les méthodes biologiques, censées intégrer la pollution sur une plus grande période.

3.1. CHOIX ET CARACTERISTIQUES DES STATIONS DE PRELEVEMENT.

Afin de bénéficier des données acquises par MAQUET (1981), nos stations ont été choisies parmi les stations que MAQUET avait employées lors de l'étude de la pollution du bassin du Samson. Ses stations sont reprises sur la figure 4.

Nous avons retenu 12 stations : 6 sur le Samson lui-même et 6 autres stations sur ses affluents. La figure 5 donne l'emplacement de nos stations sur le bassin du Samson.

Plusieurs facteurs furent déterminants pour le choix des stations de prélèvements :

- la localisation des plus grosses sources de pollution;
- des stations situées en amont et en aval de villages;
- des stations qui traversent différents biotopes (prairies, champs, bois);
- des stations présentant des indices physico-chimiques et biologiques différents;
- des stations situées sur toute la longueur du Samson et ses principaux affluents;
- des stations traversant les différentes couches géologiques (cfr 1.1.2.).

Une station supplémentaire a été choisie. Elle se trouve sur le ruisseau des Fonds de Gesves, nous l'appellerons FG 9.

Le nom des stations utilisées par MAQUET (1981) ont été repris pour nos stations. Ceci dans un but de faciliter la comparaison des résultats.

Les caractéristiques des stations de MAQUET sont reprises dans son mémoire (1981).

Le tableau 16 reprend la localisation exacte de nos stations et de leurs caractéristiques. Nous avons utilisé des catégories de largeur, de

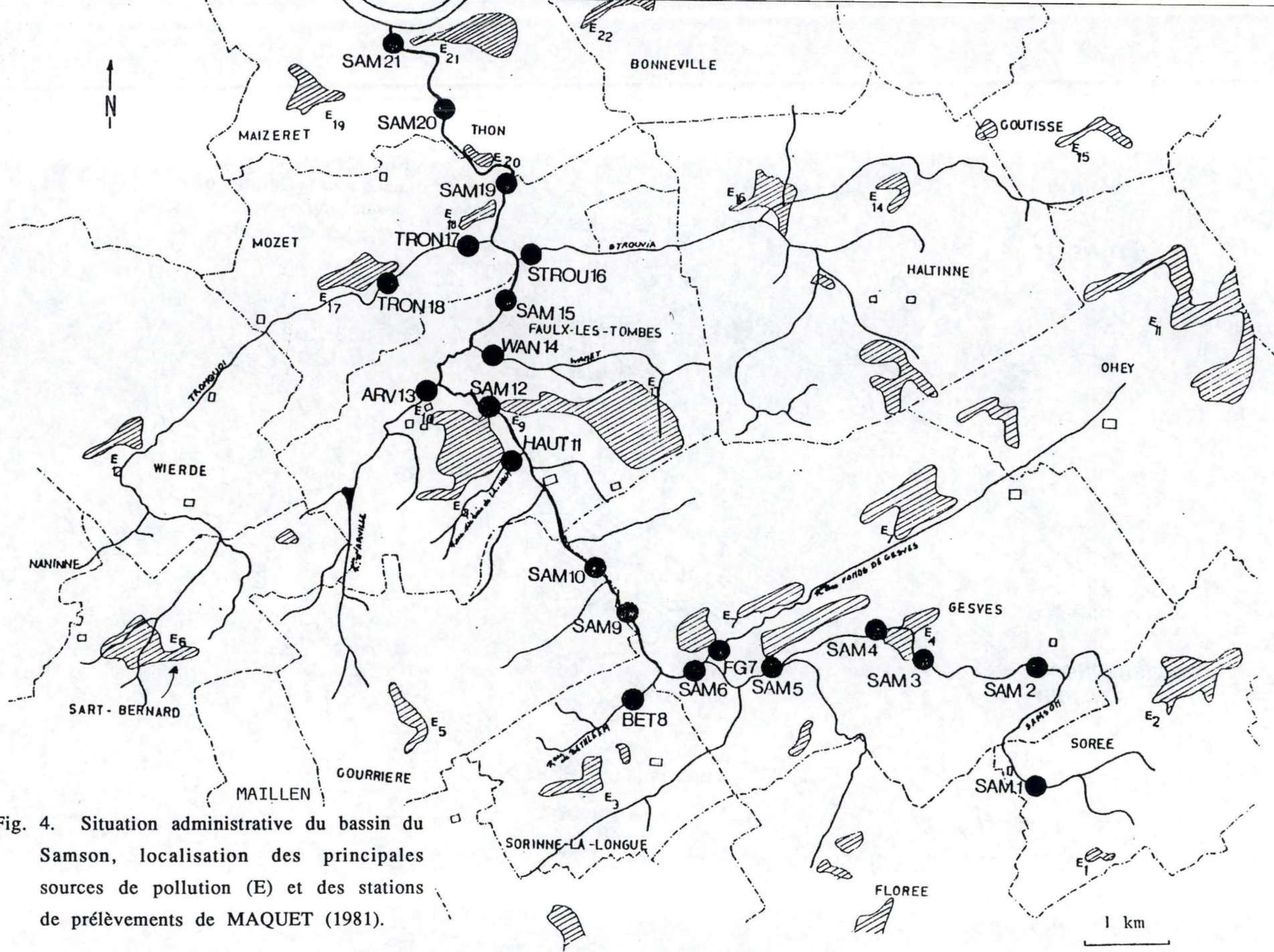


Fig. 4. Situation administrative du bassin du Samson, localisation des principales sources de pollution (E) et des stations de prélèvements de MAQUET (1981).

station	ruisseaux	localisation	distance à la source (m)	altitude (m)	catégorie de largeur *	profondeur (m)	catégorie de					
							granu- lomé- *	turbi- dité *	intensité lumineu- se *	bordure végétale *	densité de la couver- ture du lit *	type de couver- ture du lit *
SAM 1	Samson	bois de Mont	2.0	265	1	0.05-0.4	2	00	2	5	1	3
SAM 2	Samson	Champia	5.7	235	2	0.1-0.8	1-2-3	00	2	5	0	-
SAM 4	Samson	Chapelle Sain- te Barbe	6.2	225	2	0.1-0.5	1-2-3	00	3	5	1	3
SAM 10	Samson	entre K8-K9	11.2	160	3	0.1-0.6	1-2	00	2	3	2	2-3
SAM 15	Samson	prés du moulin	15.5	135	3	0.1-0.5	1-2-3	00	3	2	2	1-3
SAM 19	Samson	ancien moulin	18.5	110	3	0.1-0.6	1-2	00	2	3	3	2-3
FG 9	Rau des fonds de gesves	Brionsart	12.3	250	2	0.05-0.3	3	00	3	5	0	-
FG 7	Rau des fonds de Gesves	Bizonzon	9.0	195	2	0.1-0.5	2-3	00	4	2	0	-
Bet 8	Rau de Bethléem	Bethléem	9.5	205	1	0.1-0.3	2-3	00	4	2	0	-

station	ruisseaux	localisation	distance à la source (m)	altitude (m)	catégorie de largeur *	profondeur (m)	catégorie de					
							granu- lomé- trie *	turbi- dité *	intensité lumineu- se *	bordure végétale *	densité de la couver- ture du lit * *	type de couver- ture du lit *
Haut 11	Rau du bois de Là-Haut	prés du guè	12.5	145	1	0.05-0.15	3	00	3	2	2	2-3
Tron 17	Tronquoi	ancien mou- lin de Goyet	17.0	115	2	0.1 -0.5	1-2	00	2	2-3	2	2-3
Strou 16	Strouvia	Stouvia	16.6	115	2	0.05-0.2	1-2-3	00	2	3	2	3

Tableau 16. Caractéristiques des stations de prélèvement.

* l'explication des catégories est donnée en annexe.

granulométrie, d'intensité lumineuse, de bordure végétale et de couverture du lit (d'après TUFFERY & VERNEAUX, 1967) pour caractériser les stations qui sont reprises en figure 5. Les caractéristiques des stations (tableau 16) sont celles observées au mois de janvier. En mai, les caractéristiques sont les mêmes sauf pour le niveau d'eau qui a diminué et pour l'intensité lumineuse qui est plus faible aux stations bordées par des arbres.

3.2. PERIODES D'ECHANTILLONNAGE.

Un premier prélèvement physico-chimique et un troubleau de 5 minutes ont été réalisés le 31-01-1989 et le 06-02-1989.

Le deuxième prélèvement d'eau et de macroinvertébrés s'est réalisé le 23-05-1989.

3.3. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES.

Les facteurs mesurés peuvent être classés en deux catégories :

- les paramètres surtout liés à la minéralisation naturelle de l'eau et en relation avec la nature géologique des terrains traversés. Ces paramètres sont le pH, la conductivité et les concentrations en ions Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- et CO_3^{--} , Cl^- et SO_4^{--} ;

- les paramètres traduisant surtout l'altération de l'eau. Ce sont les concentrations en O_2 , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ et PO_4^{---} .

Le pH, la température, l'alcalinité et la conductivité sont mesurés sur le terrain. Le pH est lu sur pHmètre WTW 90 qui mesure la différence de potentiel entre une électrode de verre et une électrode de référence (Calomel KCl saturé). La température est lue sur sonde WTW LF 91. L'alcalinité est mesurée par titrage par HCl 0.02N en présence d'un indicateur (rouge de méthyl). Cet indicateur est vert en milieu basique et rose à partir de pH 4.2 car les ions bicarbonates sont neutralisés à ce pH (RODIER, 1975). La conductivité est lue sur conductimètre (WTW LF 91) qui mesure la conductance entre deux électrodes métalliques de 1 cm^2 de surface et séparées l'une de l'autre par 1 cm.

L'échantillon d'eau destiné au dosage de l'oxygène dissous est fixé dans un flacon Winkler, par addition d'un réactif alcalin (Na OH, KI et $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) et de chlorure de manganèse. Le titrage par le thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 0.025N est effectué en laboratoire (RODIER, 1975).

Un litre d'eau est ramené au laboratoire :

- une moitié est filtrée. De cette partie filtrée, 100 ml sont fixés avec de l'acide chloridrique 20 % pour le dosage du calcium, magnésium, potassium et sodium. Le reste est congelé et sert au dosage des nitrates, nitrites, ammonium et ortho-phosphates.

- l'autre moitié est employée telle quelle. Une partie sert au dosage des chlorures et sulfates. Ce dosage doit se faire au plus vite. L'autre partie est fixée avec de l'acide sulfurique 4N et sert à déterminer la demande chimique en oxygène (D.C.O.).

Le dosage du calcium, du magnésium, du potassium et du sodium est effectué à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique Perkin-Elmer et Optica.

Les chlorures sont mesurés par titrage en présence de diphénylcarbazone.

La D.C.O. est mesurée par oxydation à chaud, par excès de solution de permanganate de potassium. L'excès est ensuite déterminé par iodométrie à l'aide de thiosulfate de sodium (GOLTERMAN, 1978).

Ce qui suit est mesuré par colorimétrie grâce à un spectrophotomètre Baush et Lomb de type Spectronic 21.

Les sulfates sont mesurés par précipitation avec le chlorure de baryum.

Les nitrates sont mesurés par réaction avec l'acide chromotrope en milieu acide (WEST & RAMACHANDRAN, 1966 in DESCY, 1988).

Les nitrites sont mesurés après formation d'un composé coloré par l'acide sulfanilique et l'alpha-naphtylamine (RODIER, 1975).

L'ammoniaque est mesuré après formation d'un composé coloré obtenu par réaction de l'ammoniaque avec les ions hypochlorites.

Les phosphates sont mesurés après formation du composé coloré obtenu par réaction des ortho-phosphates avec l'acide ascorbique et en présence de molybdate d'ammonium (GOLTERMAN, 1978).

3.4. METHODES BIOLOGIQUES.

Nous avons appliqué les tableaux de détermination des indices des différentes méthodes aux relevés obtenus. Le matériel et notre méthode de prélèvement sont ceux de la Norme Belge de détermination de l'indice biotique se basant sur les macroinvertébrés aquatiques (NBN T 92-402, 1984) (Cf. DEPAUW & VANHOOREN, 1983).

3.4.1. Méthode de prélèvement.

Les échantillons ont été prélevés à l'aide de filets troubleaux constitués d'un cadre métallique de 625 cm² de surface (25 * 25 cm de côté) sur lequel est fixé un filet de tissu à maille de 1 mm. Ce filet est protégé par un filet métallique à maille de 1 cm placé devant.

L'utilisateur, dos au courant, remue fortement le fond de la rivière avec les pieds, immédiatement en amont du filet, et recueille dans le filet ce que le courant emporte. Il faut fouiller tous les milieux susceptibles d'abriter des macro-invertébrés (plantes aquatiques, pierres, boues) en fonction de leur représentation. L'échantillonnage doit se faire, dans la mesure du possible, le long des deux rives, droite et gauche, car la composition de la faune peut être différente selon l'ombrage, les méandres, le courant .

Les prélèvements sont effectués, sur une longueur de rivière variant entre 10 et 30 mètres, pendant une durée effective de 5 minutes. Ce temps est subdivisé en plusieurs sous-unités permettant d'échantillonner l'ensemble des biotopes caractéristiques du milieu.

Le but de cette méthode est d'obtenir une diversité faunistique la plus représentative possible du milieu étudié.

Il est déconseillé de prélever aux environs immédiats de l'embouchure d'un affluent ou d'une décharge; l'échantillonnage doit se faire de préférence après la zone de mélange. De même, il est recommandé de ne pas échantillonner après une période de forte pluie, pour éviter de recueillir trop d'individus ayant été emportés de l'amont par le courant. Aussi, nos prélèvements n'ont pas été effectués après de fortes pluies.

3.4.2. Calcul des indices.

Les échantillons, fixés au formol 10 %, sont d'abord séparés en deux parties sur des tamis de mailles de 4 et de 1 mm. Ensuite, le tri s'effectue à vue et consiste à prélever tous les organismes de l'échantillon et à les séparer en grands groupes systématiques dans des flacons contenant du formol.

A l'aide d'une loupe binoculaire Nikon, pourvue d'un zoom permettant des grossissements continus de 8 à 40 X, une identification plus précise est effectuée.

Les individus ont été identifiés à l'aide d'une clé d'identification des macro-invertébrés mise au point par STROOT (1986) et d'une clé

élémentaire de systématique des macro-invertébrés de TACHET, BOURNAUD & RICHOUX (1984). Une vérification a été effectuée par STROOT.

Les différents indices sont calculés à l'aide des tableaux 3, 7, 12 et 14.

RESULTATS

ET

INTERPRETATION

4. RESULTATS ET INTERPRETATION.

4.1. ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES.

4.1.1. Evolution des paramètres physico-chimiques.

Dans la suite et pour la facilité de l'interprétation, les résultats des analyses physico-chimiques seront répartis en trois catégories : les paramètres physiques de l'eau (T° et pH), les paramètres principalement liés à la minéralisation naturelle des eaux (conductivité, Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , alcalinité, SO_4^{--} , Cl^-) et les paramètres pouvant traduire une pollution organique (oxygène dissous, nitrates, nitrites, ammoniacque, phosphates, D.C.O.). Le tableau 17 regroupe toutes ces mesures.

4.1.1.1. Paramètres physiques de l'eau.

4.1.1.1.1. La température (fig. 6).

Remarquons que les mesures de température ont été prises lors des prélèvements d'eau et donc à différents moments de la journée.

En examinant la fig. 6, nous remarquons que la T° a tendance à augmenter tout au long du cours du Samson. Comme l'eau a tendance à se mettre en équilibre avec la T° du milieu ambiant, plus élevé au printemps, la T° de l'eau est plus élevée au printemps qu'en hiver.

Par rapport aux températures du Samson, celle des affluents est plus froide l'hiver et plus chaude au printemps.

4.1.1.1.2. Le pH (fig. 7).

Comme l'on pouvait s'y attendre d'après la géologie du bassin, en dehors de la source, le Samson présente un pH alcalin (de 7.1 à 8.8) qui est relativement stable d'amont en aval. Toutefois le pH de la source (6.5 en janvier, 6.77 en mai) est inférieur à la valeur moyenne (7.33 en janvier et 7.91 en mai) du pH. Ceci est probablement à mettre en relation avec les teneurs importantes en CO_2 habituellement observées en tête des ruisseaux (MAQUET, 1981).

Le pH observé dans les affluents est proche de la moyenne du Samson.

Une faible variation saisonnière peut être observée, le pH étant plus élevé en mai.

	Température		pH		Conductivité		Alcalinité		Calcium		Magnésium		Sodium		Potassium	
	°C				µS/cm à 25°C		mg de CaCO3/l		mg de Ca++/l		mg de Mg++/l		mg de Na+/l		mg K+/l	
	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai
SAM 1	6	12	6,54	6,77	544	583	200,6	207,7	70,34	-	15,44	-	7,58	-	3,52	-
SAM 3	5,2	12,1	7,13	7,66	556	560	201,2	233,3	77,35	-	13,01	-	7,13	-	3,13	-
SAM 4	5,5	12,4	7,26	7,76	594	598	230	205,5	84,48	-	13,49	-	7,82	-	3,5	-
FG 9	3,6	14,6	7,69	7,57	355	346	112	100	74,22	-	9,53	-	7,17	-	2,81	-
FG 7	4,3	15,6	7,55	8,17	349	340	92	80	75,03	-	9,48	-	7,13	-	2,93	-
BET 8	3,9	16,2	7,46	7,9	248	222	58	46,7	31,26	-	9,85	-	6,67	-	2,35	-
SAM 10	5,5	13,2	7,82	8,4	532	548	198	236	85,06	-	13,25	-	7,36	-	3,51	-
HAUT 11	5,1	18,5	7,51	7,1	240	184	58,6	57,8	30,86	-	9,48	-	7,13	-	2,35	-
SAM 15	5,7	16,4	7,85	8,77	525	503	196	234	84,57	-	12,28	-	7,13	-	3,11	-
STROU 16	3,9	17,4	8,24	8,4	377	401	105	134	75,63	-	9,97	-	7,13	-	2,93	-
TRON 17	3,9	16,9	7,81	7,6	597	618	95,2	170	64,88	-	13,37	-	20,46	-	3,52	-
SAM 19	6,2	15,4	7,4	8,11	506	528	195	240	84,2	-	12,98	-	8,73	-	3,55	-
Moy.Sam	5,7	13,6	7,33	7,91	542,8	553,3	203,5	226,1	81	-	13,41	-	7,62	-	3,39	-

	Oxygène		O2 %		Sulfates		Chlorures		Nitrates		Nitrites		Ammoniaque		Phosphates		D.C.O.	
	dissous mg O2/l		de saturation		mg SO4--/l		mg Cl-/l		mg N NO3-/l		mg N NO2-/l		mg de N NH4+/l		mg PO4---/l		mg O2/l	
	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai	Janvier	Mai
SAM 1	9,06	7,54	75,12	72,3	41,3	29,4	22,72	22,72	5,89	6,15	0,009	0,02	0,367	0,031	0	0	38,02	39,24
SAM 3	10,49	10,22	85,21	98,2	39,2	28,3	24,99	24,42	6,4	10,34	0,02	0,009	0,259	0	0	0	40,96	40,56
SAM 4	10,64	10,47	87,11	101,2	39,2	29,4	27,26	27,26	8,31	16,68	0,023	0,004	0,335	0,009	0	0	36,48	34,78
FG 9	15,21	9,56	118,46	97	34,3	23,7	21,58	19,31	6,28	9,07	0,014	0,007	0,194	0	0,562	0,04	35,07	41,14
FG 7	12,09	11,36	95,95	117,8	35,3	28,7	19,88	19,31	8,69	8,31	0,031	0,07	0,199	0,02	0,119	0,135	33,15	33,06
BET 8	12,87	9,75	101,06	102,4	26,6	16,8	15,9	17,04	8,3	5,77	0,007	0,007	0,053	0	0	0	34,18	39,72
SAM 10	11,97	11,14	98	107,3	37,6	27,3	23,86	23,86	8,66	11,6	0,003	0,004	0,097	0	0	0	19,8	20,14
HAUT 11	7,57	3,43	61,3	37,7	25,5	23	11,36	7,95	5,07	5,26	0,02	0,016	0,261	0	0,051	0,072	42,16	52,26
SAM 15	11,86	6,7	97,6	70	38,5	28	20,45	23,29	8,52	10,34	0,003	0,012	0,086	0,053	0	0	18,61	35,78
STROU 16	12,73	10,18	99,9	103,8	42,1	36,4	19,31	19,88	7,04	1,58	0,01	0,011	0,145	0,042	0,056	0	38,78	34,05
TRON 17	12,27	9,42	96,3	100,3	40,2	30	44,3	49,98	10,32	19,22	0,152	0,197	0,384	0,584	0,358	0,457	37,56	40,22
SAM 19	11,3	10,15	94,2	100,9	39,1	28	21,58	23,29	11,61	10,34	0,003	0,019	0,053	0,009	0	0,967	36,48	37,09
Moy.Sam	10,89	9,37	89,54	91,65	39,15	28,4	23,48	24,14	8,23	10,91	0,01	0,011	0,2	0,02	-	-	35,09	40,27

Tableau 17. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux du Samson et de ses affluents. Prélèvements effectués en janvier et en mai 1989.

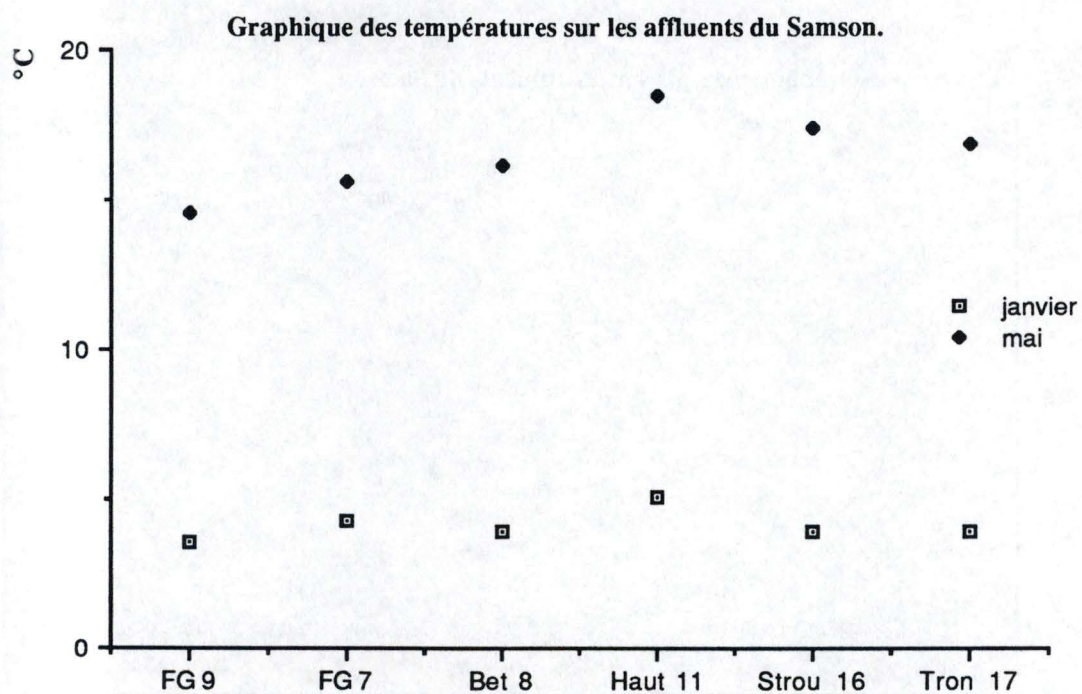
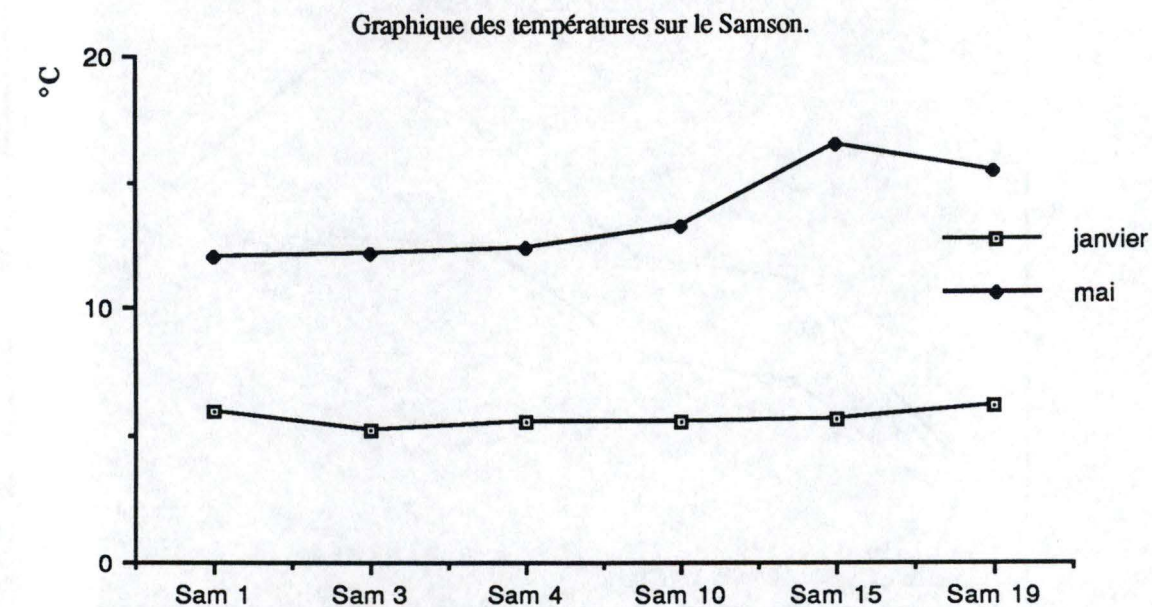


Fig. 6. Evolution longitudinale de la température dans les eaux du Samson et de ses affluents.

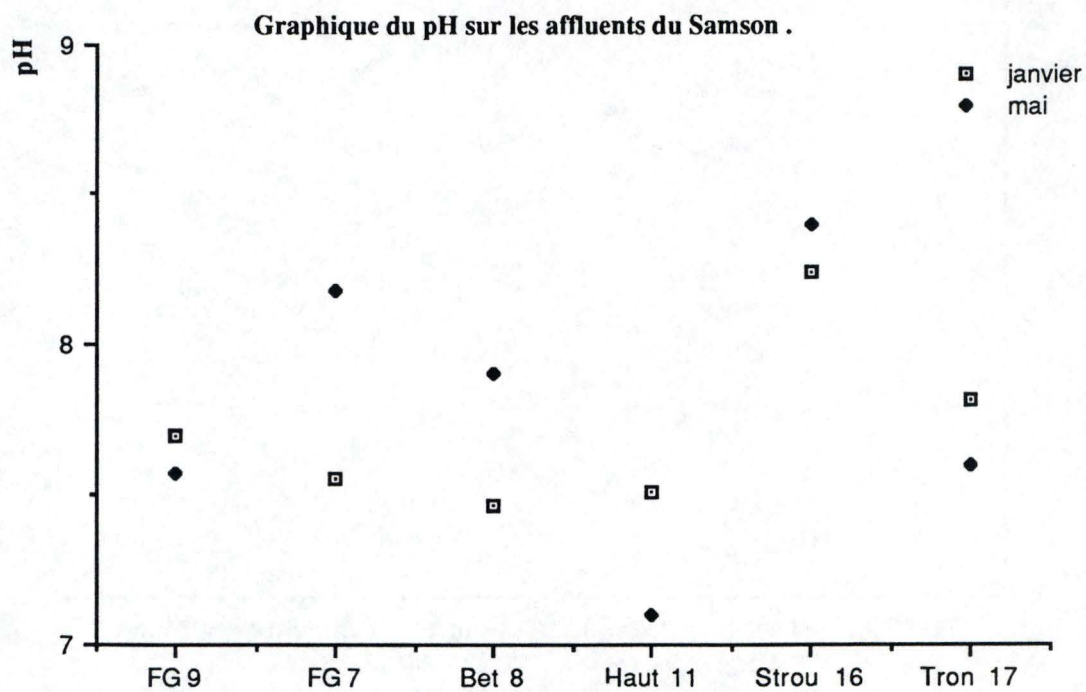
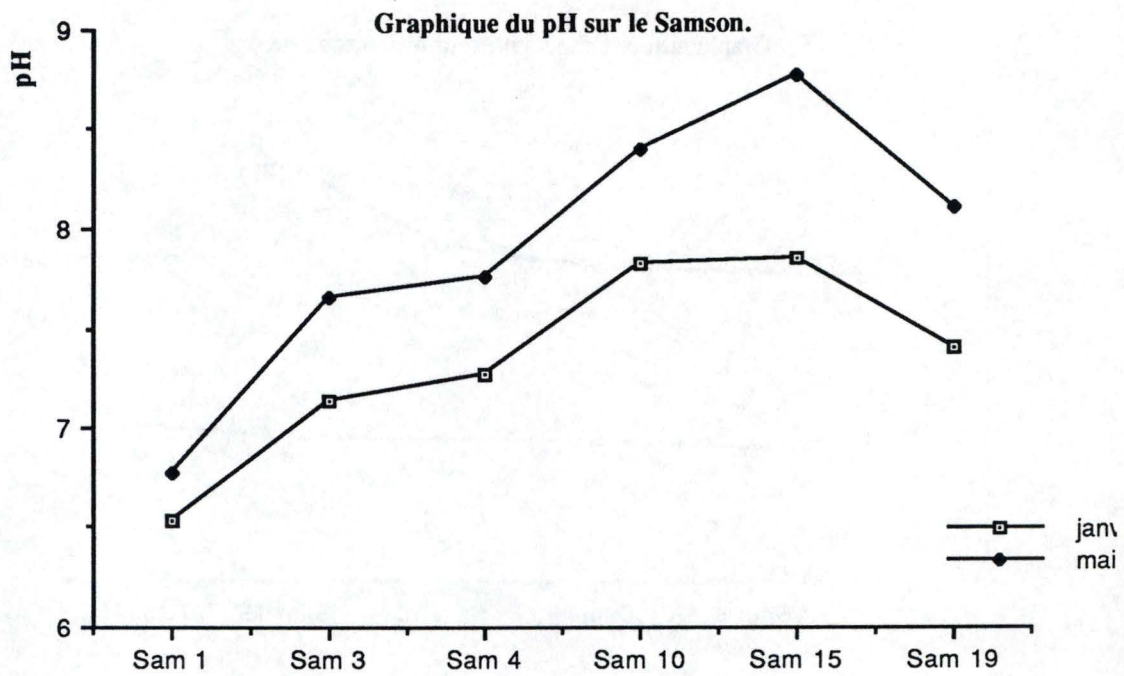


Fig. 7. Evolution longitudinale du pH dans les eaux du Samson et de ses affluents.

4.1.1.2. Paramètres principalement liés à la minéralisation naturelle des eaux.

4.1.1.2.1. La conductivité (fig. 8).

La conductivité est partout élevée dans le Samson, de l'ordre de 500 à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C. Comme la conductivité mesure la quantité globale de sels dissous, elle indique une concentration en sels élevée et s'explique surtout par la forte teneur en Ca^{++} et en HCO_3^- . Un pic est observé à la station Sam 4.

Sur les affluents, la conductivité est beaucoup plus basse que sur le Samson. Les valeurs varient entre 180 et 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C pour les ruisseaux des Fonds de Gesves (FG9, FG7), de Bethléem (Bet 8), du Bois de Là-Haut (Haut 11) et du Strouvia (Strou 16). Seul le Tronquoi (Tron 17) a des valeurs équivalentes à celles du Samson. Ces valeurs dépassent même celle du Samson et celle de la classe prévue par SYMOENS (1957) pour ce type de rivière (type condrusien). En effet une valeur de 618 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C a été mesurée en mai 1989. On pourrait supposer qu'il y a pollution minérale à cet endroit.

Une faible variation saisonnière peut être observée sur la fig. 8. La conductivité étant plus forte en mai (moyenne de 553.3 pour 542.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C pour janvier sur le Samson).

Il semble que les différences de conductivité observées d'une station à l'autre sont à mettre en parallèle avec la nature géologique du sol. Cette dernière est responsable d'une plus ou moins forte minéralisation des eaux.

4.1.1.2.2. L'alcalinité (fig. 9).

Sur le Samson, l'alcalinité varie de 195 à 230 mg $\text{Ca CO}_3/\text{l}$ pour le mois de janvier, avec une moyenne de 203.5 mg $\text{Ca CO}_3/\text{l}$. Un pic est observé en Sam 4, la concentration restant plus ou moins stable ensuite. Remarquons que le pic de concentration en Ca^{++} , celui de l'alcalinité et de la conductivité se situent à la même station. Ceci tendrait à prouver que la conductivité est surtout liée à la concentration en Ca^{++} et à l'alcalinité dans le Samson. Pour le mois de mai, les valeurs du Samson varient de 205.5 à 240 mg $\text{Ca CO}_3/\text{l}$ avec une moyenne égale à 226.1 mg $\text{Ca CO}_3/\text{l}$.

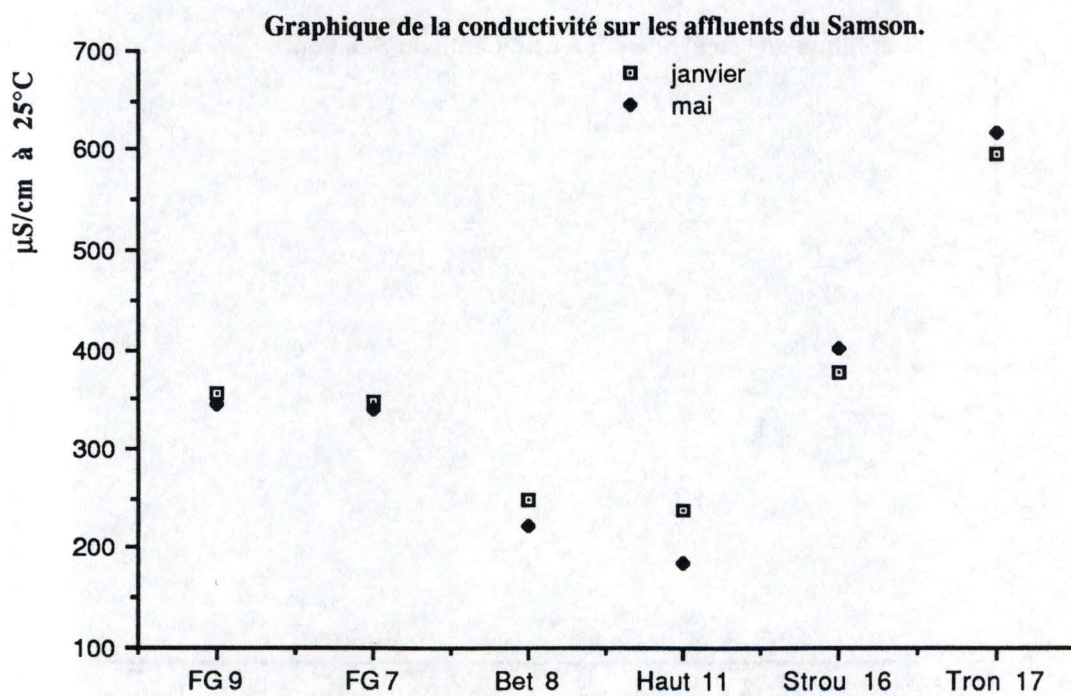
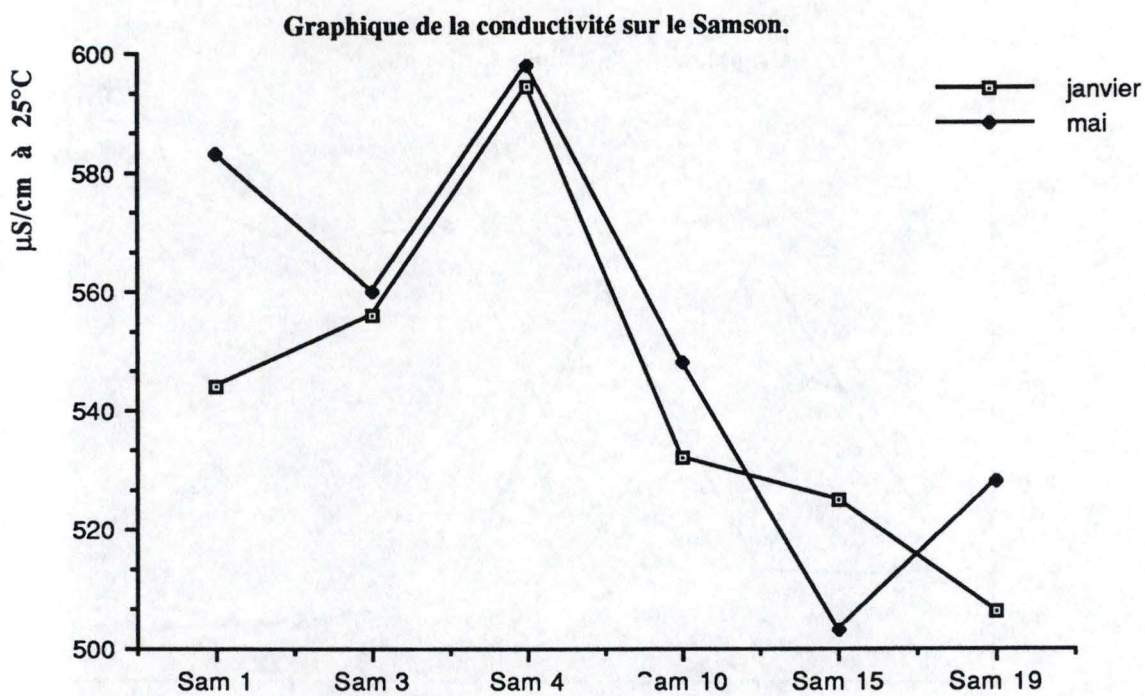


Fig. 8. Evolution longitudinale de la conductivité dans les eaux du Samson et de ses affluents.

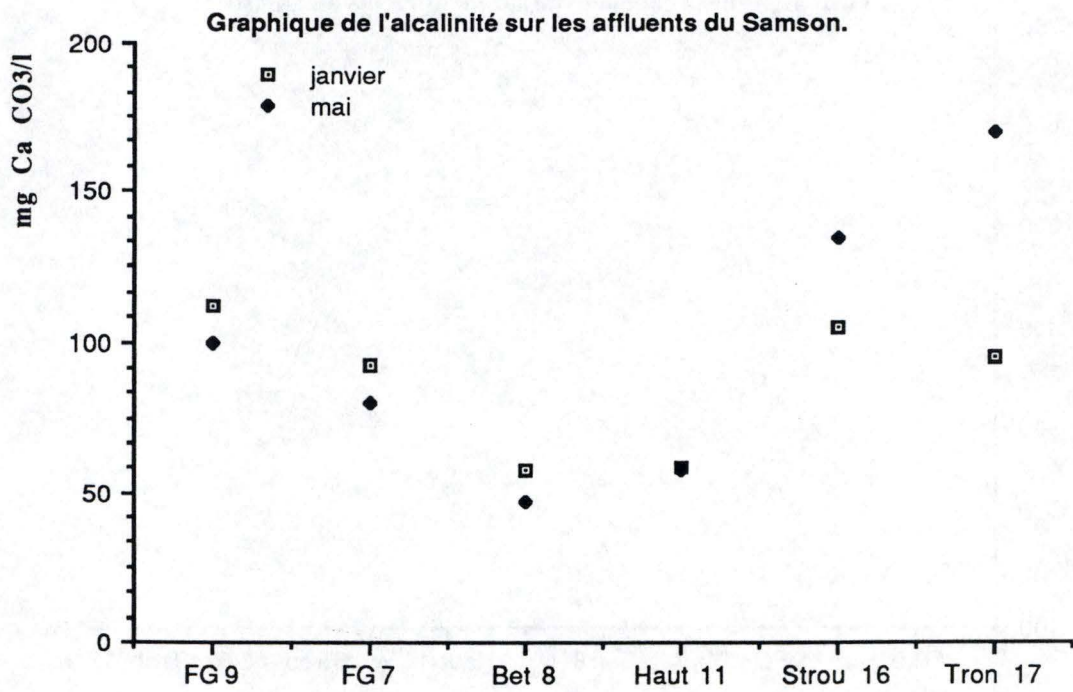
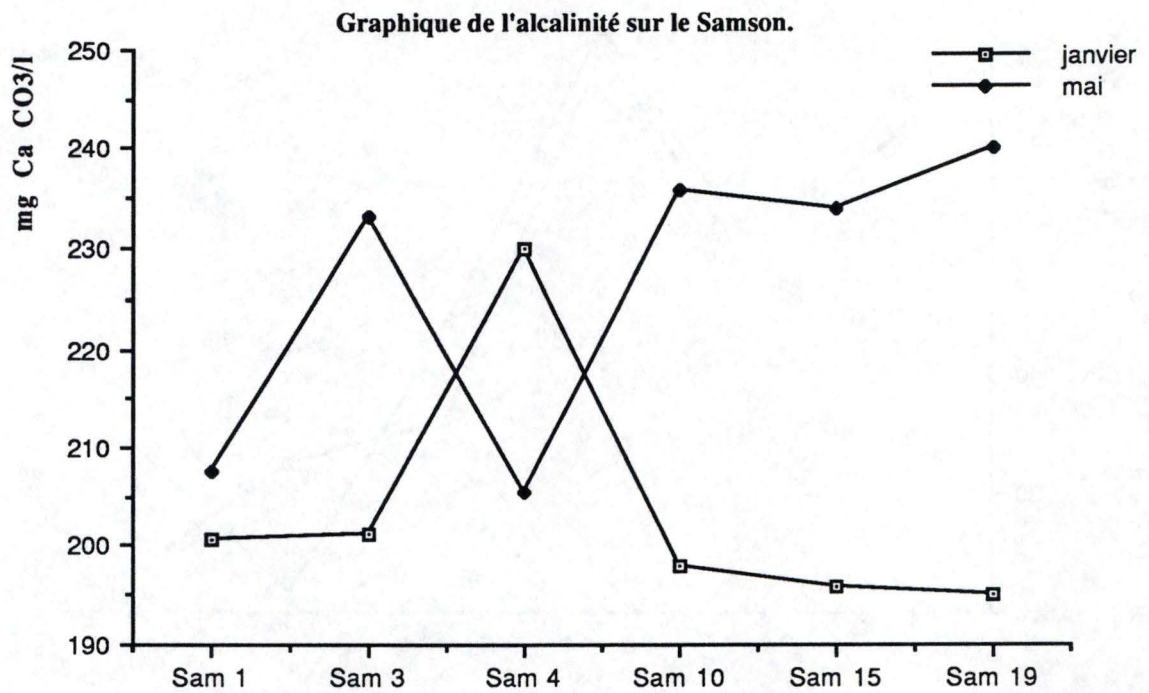


Fig. 9. Evolution longitudinale de l'alcalinité dans les eaux du Samson et de ses affluents.

4.1.1.2.3. Le Calcium (fig. 10).

La concentration en calcium atteint un maximum en Sam 4. Après cette station la teneur en Ca^{++} reste relativement stable. La teneur de Ca^{++} varie de 70.34 à 85.06 mg Ca^{++}/l avec une moyenne de 81 mg Ca^{++}/l . Par rapport aux valeurs du Samson, certains affluents ont une concentration assez basse. C'est le cas pour les ruisseaux de Bethléem et du Bois de Là-Haut où la concentration est respectivement de 31.26 mg Ca^{++}/l et de 30.86 mg Ca^{++}/l .

4.1.1.2.4. Le Magnésium (fig. 10).

Les concentrations en magnésium sont plus ou moins stables sur le Samson, elles varient de 12.28 à 15.44 mg Mg^{++}/l avec une valeur moyenne de 13.41 mg Mg^{++}/l .

Les concentrations sur les affluents y sont plus basses sauf dans le cas du Tronquoi où la valeur (13.37 mg Mg^{++}/l) est supérieure à la moyenne du Samson.

4.1.1.2.5. Le Sodium (fig. 11).

La teneur en sodium varie de manière "quelconque" sur le Samson (de 7.13 à 8.73 mg Na^+/l). La valeur moyenne sur le Samson est de 7.62 mg Na^+/l . On remarque que la valeur de concentration en Sam 19 (8.73 mg Na^+/l) est la plus élevée. Ceci est dû à l'apport d'eau contenant de fortes concentrations en sodium (20.46 mg Na^+/l) venant du ruisseau du Tronquoi. La concentration sur les affluents est proche de la valeur moyenne du Samson.

4.1.1.2.6. Le potassium (fig. 11).

Le profil de la teneur en potassium est plus ou moins stable sur le Samson, elle varie de 3.11 à 3.55 mg K^+/l . La valeur moyenne est de 3.39 mg K^+/l .

Les concentrations en K^+ sur les affluents sont plus basses que celles du Samson. Pour le Tronquoi la valeur est équivalente à celle du Samson.

4.1.1.2.7. Les Sulfates (fig. 12).

La teneur en sulfates est relativement stable sur le Samson et ses affluents.

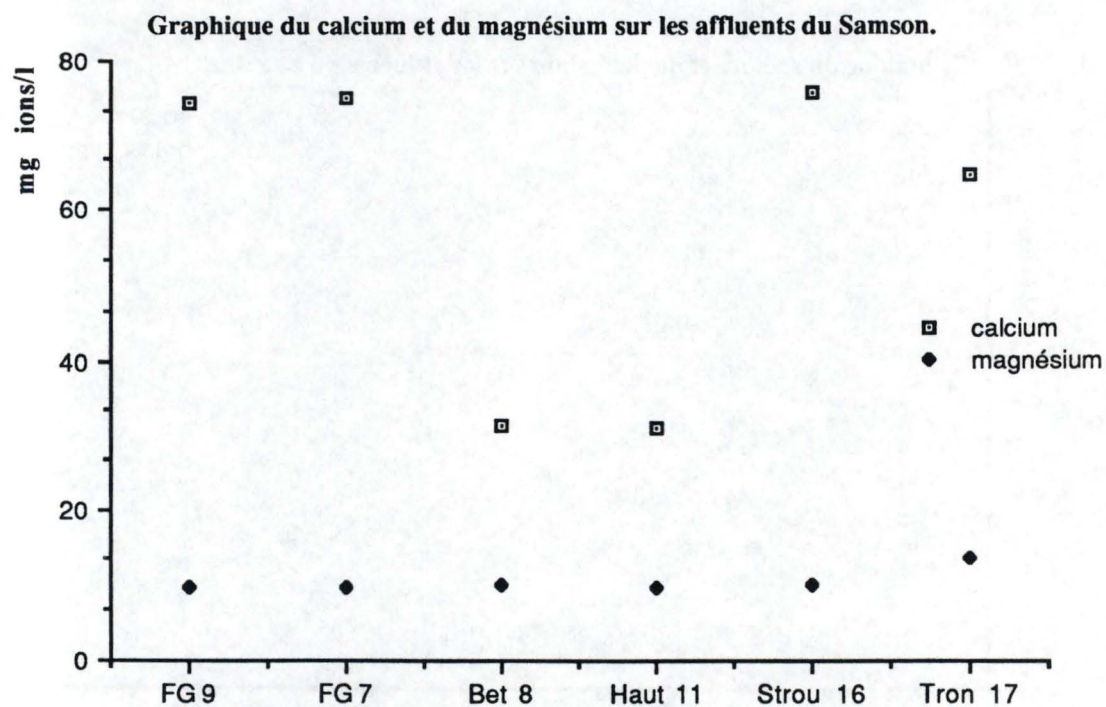
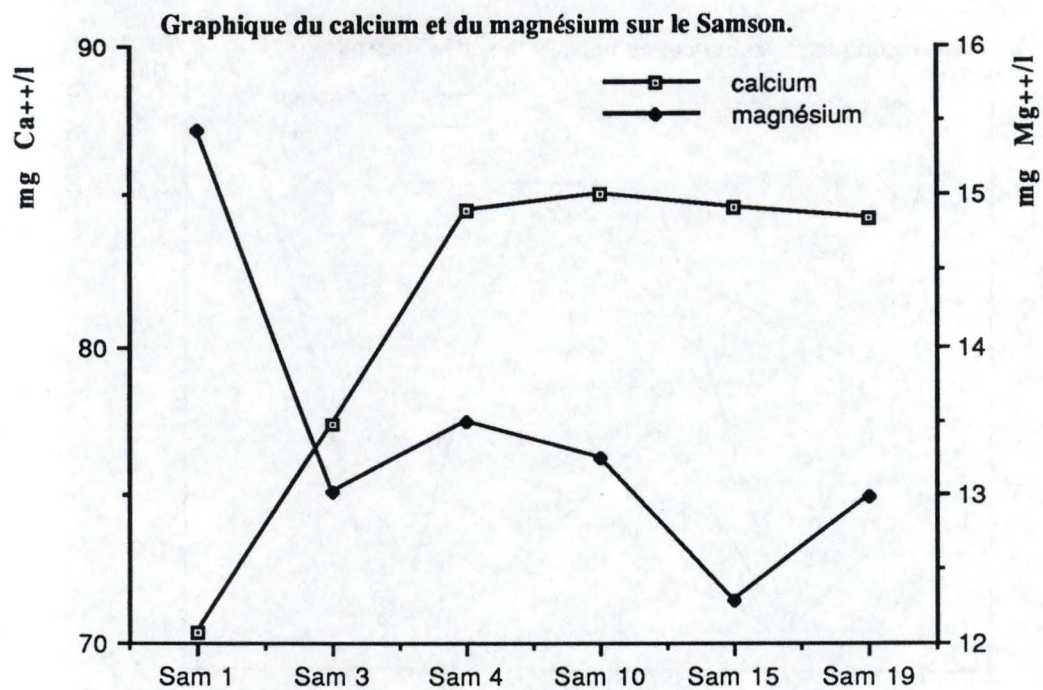


Fig. 10. Evolution longitudinale de la teneur en calcium et en magnésium dans les eaux du Samson et de ses affluents.

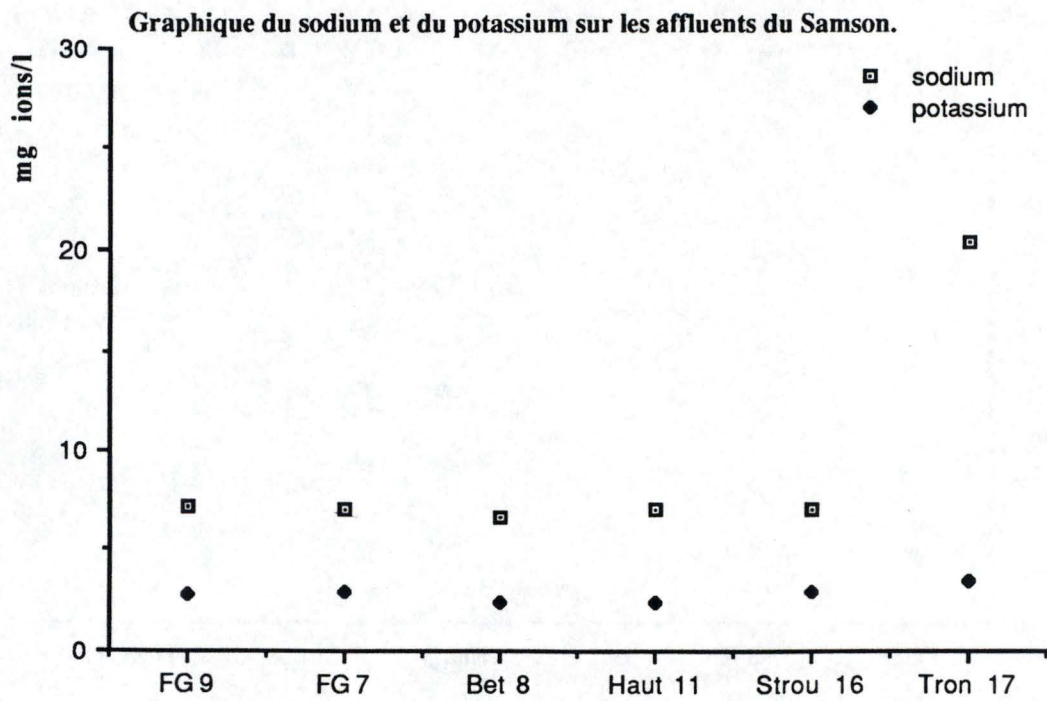
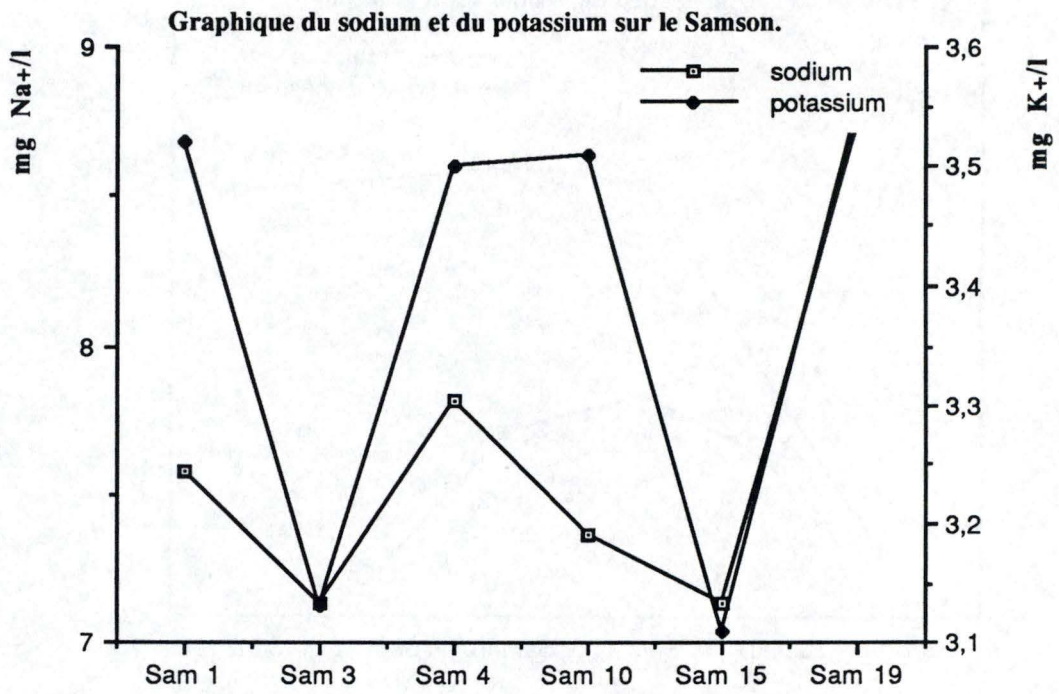


Fig. 11. Evolution longitudinale de la teneur en sodium et en potassium dans les eaux du Samson et de ses affluents.

Une variation saisonnière est observée. Elle va dans le sens d'une diminution de concentration en sulfates de janvier à mai (moyenne de 39.15 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$ en janvier et de 28.4 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$ en mai). Le profil d'évolution de la concentration en SO_4^{--} reste le même d'un mois à l'autre.

Pour le mois de janvier, la teneur varie de 37.6 à 41.3 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$ sur le Samson.

Pour le mois de mai, la teneur varie de 27.3 à 29.4 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$ sur le Samson.

Pour les affluents, les teneurs en sulfates se rapprochent des moyennes du Samson sauf celles des ruisseaux du Bois de Là-Haut (Haut 11), de Bethléem (Bet 8) qui ont des valeurs très basses (de l'ordre de 23 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$) et celles du Strouvia (Strou 16) et du Tronquoi (Tron 17) dont les valeurs (de l'ordre de 40.1 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$ en janvier et 33.2 mg $\text{SO}_4^{--}/\text{l}$ en mai) sont plus grandes que les moyennes du Samson.

Les faibles teneurs des stations du ruisseau de Bethléem et du ruisseau du Bois de Là-Haut pourraient s'expliquer par une éventuelle élimination plus rapide des sulfates en l'absence d'apports.

Pour le Tronquoi, il doit y avoir apport extérieur de sulfates.

4.1.1.2.8. Les Chlorures (Fig. 13).

La concentration en chlorures est moyenne et assez constante sur toute la longueur du Samson ainsi que sur ses affluents. Ces teneurs sont certainement à lier à la géologie et à la pédologie de la région. Une faible variation saisonnière a été observée. Les concentrations sont plus élevées en mai (moyenne de 23.48 mg Cl^-/l en janvier et de 24.14 mg Cl^-/l en mai).

La concentration en chlorures varie de 20.45 à 27.26 mg Cl^-/l pour le mois de janvier et de 22.72 à 27.26 mg Cl^-/l pour le mois de mai.

La concentration la plus élevée du Samson est observée sur la station Sam 4.

Une brusque augmentation sur le Tronquoi (Tron 17) peut être attribuée à une pollution minérale due probablement à l'épandage de sels de déneigement (NaCl) sur les routes. Le Tronquoi reçoit les eaux de ruissellement de la Nationale 4 et de l'E 40. Ceci pourrait, au moins en partie, expliquer la conductivité élevée de cette station.

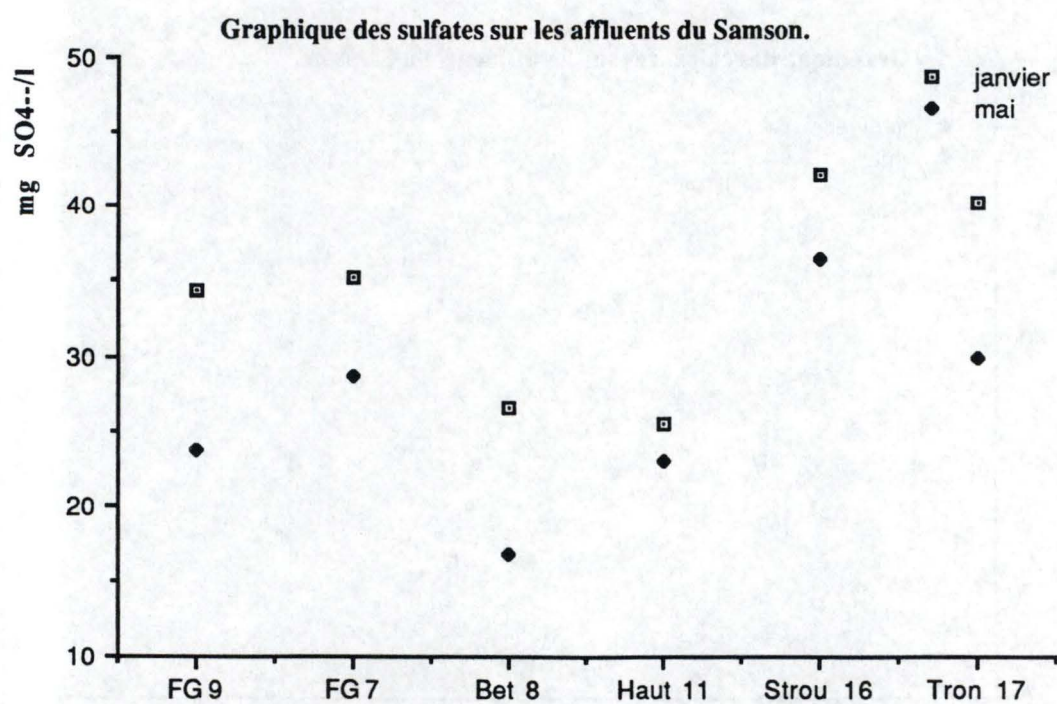
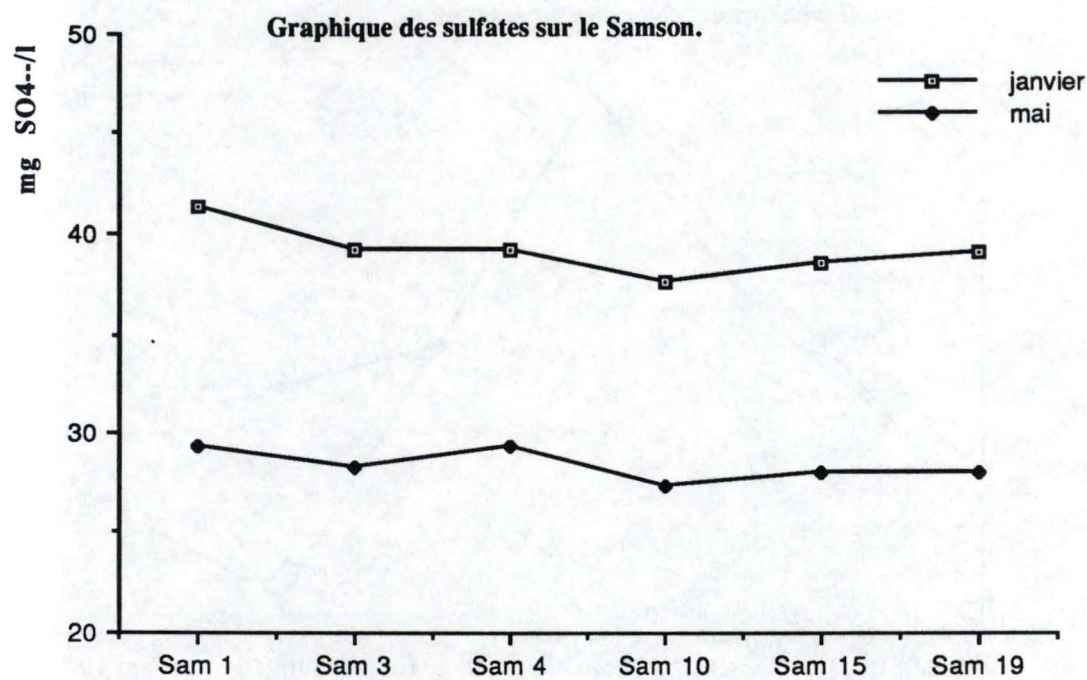


Fig. 12. Evolution longitudinale de la teneur en sulfates dans les eaux du Samson et de ses affluents.

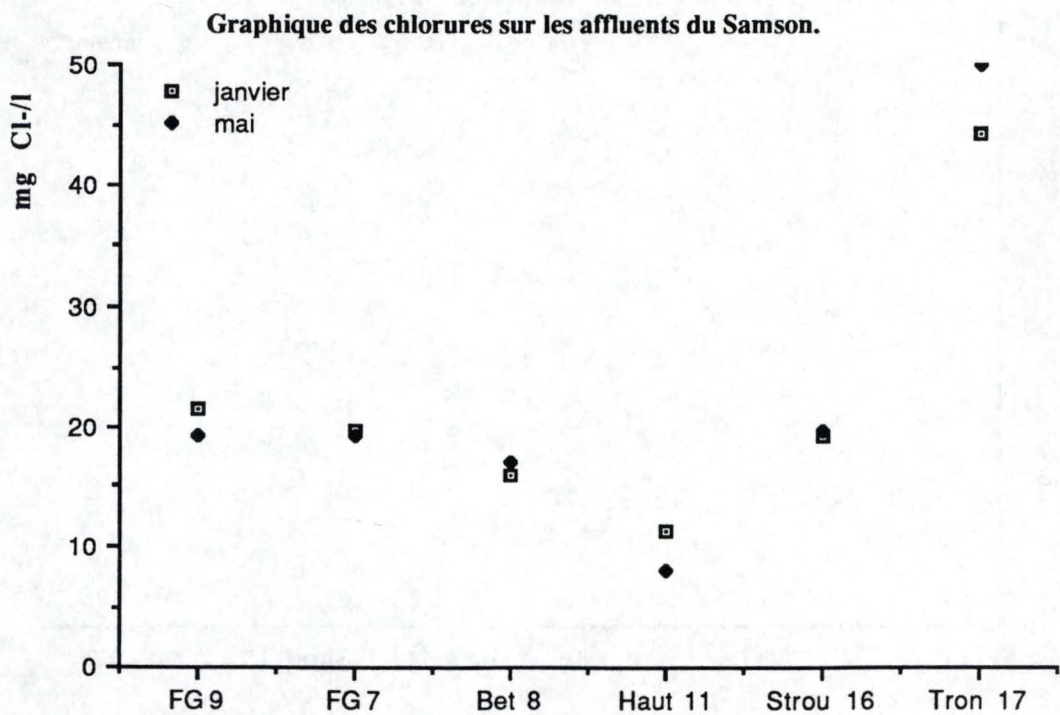
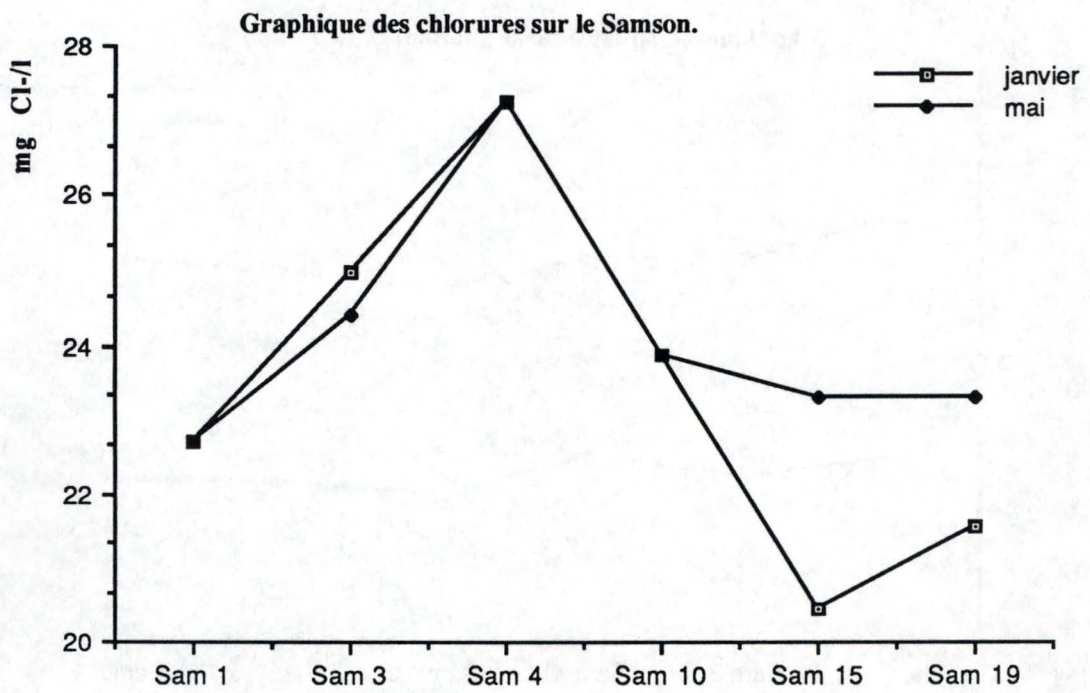


Fig. 13. Evolution longitudinale de la teneur en chlorures dans les eaux du Samson et de ses affluents.

4.1.1.2.9. Discussion et conclusion.

Les eaux du bassin du Samson appartiennent au type condrusien (SYMOENS, 1957) caractérisé par une prédominance des ions calciums et bicarbonates, un pH aux alentours de 8 et une conductivité élevée (250 à 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 25°C).

Une représentation simple de la composition chimique d'une eau est son diagramme ionique (KUFFERATH, 1951).

En examinant les diagrammes ioniques des différentes stations (fig. 14), nous remarquons que certains d'entre eux sont plus allongés suivant leur axe vertical. La surface des diagrammes ioniques étant fonction de la minéralisation, le degré de minéralisation n'est donc pas le même à toutes les stations étudiées.

Le ruisseau de Bethléem et du Bois de Là-Haut montrent une faible minéralisation. Les pics des bicarbonates-carbonates et du calcium étant fort réduits, nous classons ces 2 stations dans un type condrusien peu minéralisé.

Les diagrammes des ruisseaux des Fonds de Gesves et du Tronquoi sont plus étirés selon l'axe vertical. Ils occupent une position intermédiaire entre les stations peu minéralisées (Bet 8 et Haut 11) et les plus minéralisées (Samson et ruisseau du Strouvia).

Dans le cas des cations, le Na^+ et le K^+ sont présents en faibles quantités (de 0.29 à 0.38 méq/l pour le Na^+ et de 0.075 à 0.09 méq/l pour le K^+). Des valeurs élevées en Na^+ ont été mesurées pour le ruisseau du Tronquoi (0.89 méq/l). Ceci est sans doute dû à l'apport de sodium par les sels de déneigement venant de la Nationale 4 et de L'E40. Cette augmentation sur le Tronquoi a des répercussions sur la concentration mesurée à la station Sam 19 (le Tronquoi s'y jette un peu en amont) où la teneur en Na^+ est la plus forte des stations du Samson. Les cations les plus importants sont les ions Ca^{++} (de 1.54 à 4.24 méq/l) et les ions Mg^{++} (de 0.78 à 1.27 méq/l). Ces valeurs sont celles mesurées sur les stations du bassin du Samson et sur le Samson lui-même.

Du côté des anions, les ions SO_4^{--} et les ions Cl^- ont des importances relativement voisines (de 0.53 à 0.88 méq/l pour SO_4^{--} et de 0.32 à 0.77 méq/l pour Cl^-). On remarque, également, que les Cl^- sont toujours supérieurs aux Na^+ et aux K^+ réunis.

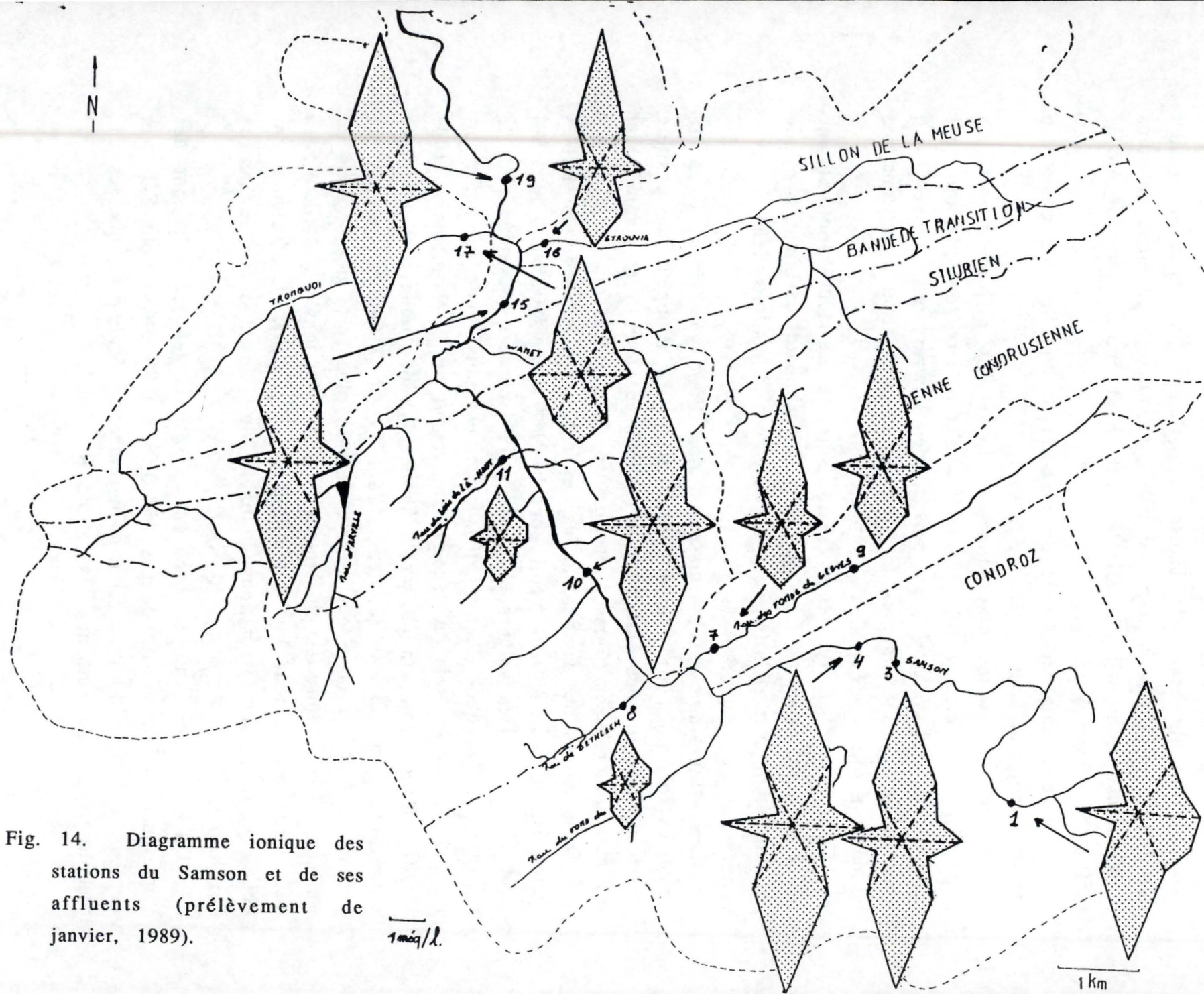


Fig. 14. Diagramme ionique des stations du Samson et de ses affluents (prélèvement de janvier, 1989).

Une anomalie dans le diagramme ionique du ruisseau du Tronquoi est observée. Elle est due à une concentration élevée en ions chlorures.

Il semble que la minéralisation naturelle des eaux est à mettre en relation avec la nature géologique du sol. En effet, si on compare les diagrammes ioniques des différentes stations à la géologie du bassin du Samson on peut faire ressortir l'influence du sous-sol sur la composition chimique des eaux. Les mêmes conclusions que MAQUET (1981) peuvent être tirées.

D'amont en aval, on ne remarque pas de différences marquées dans la proportion entre les différents ions bien que la surface des diagrammes ioniques, image du degré de minéralisation, varie en fonction de la situation géologique.

Certaines concentrations d'ions (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ et K^+) n'ayant pas été mesurées pour le mois de mai, on ne peut émettre qu'une hypothèse sur la variation saisonnière des ces paramètres. La conductivité augmente de janvier à mai. En mai, le débit est moins important qu'en janvier. Donc, il semble que la variation saisonnière est à mettre en relation avec la variation de débit dans la rivière. La quantité d'eau agirait comme un diluant des sels dissous. Cette augmentation de janvier à mai a été observée pour la concentration en chlorures. Elle devrait être observée pour les cations (MAQUET et ROSILLON, 1989). Pour les ions sulfates une situation inverse a été observée.

La balance ionique est relativement équilibrée (< 8 % de différence entre la somme en méq/l des cations; Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ et K^+ et la somme en méq/l des anions; HCO_3^- , Cl^- et SO_4^{--}) dans les eaux du Samson. Les anions sont supérieures aux cations sauf dans la station Sam 1.

Sur les affluents du Samson, la balance ionique n'est pas équilibrée. Il y a une différence de 25 à 57 % entre la somme des cations et des anions pris en compte, la somme des cations étant supérieure à celle des anions. Comme certains affluents sont plus pollués que le Samson, d'autres anions interviennent dans l'équilibre ionique.

4.1.1.3. Paramètres pouvant traduire une pollution organique.

4.1.1.3.1. Oxygène dissous et demande chimique en oxygène (D.C.O.)(Fig. 15 et 15 bis).

Exepté au niveau de la source et du ruisseau du Bois de Là-Haut, le Samson est très proche de la saturation ou est sursaturé en oxygène dissous. L'oxygénation du Samson et de ses affluents est surtout le fait du brassage de l'air atmosphérique, la végétation étant peu abondante. Dans de telles conditions, on peut espérer qu'il y ait une bonne dégradation des matières organiques.

Un déficit important en oxygène dissous est observé sur le ruisseau du Bois de Là-Haut.

La valeur de 70 % de saturation mesurée au mois de mai sur la station Sam 15 peut être attribuée à une erreur dans la mesure car il n'y a aucune raison d'y obtenir un pourcentage si bas.

La demande chimique en oxygène c'est-à-dire la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les substances organiques et minérales dissoutes dans l'eau correspond à une estimation globale de la quantité en matières organiques dans l'eau. Cette D.C.O. est élevée sur tout le cours du Samson ainsi que sur ses affluents (de 30 à 52 mg O₂/l). Seules deux stations présentent une valeur aux environs de 20 mg O₂/l. Mais la méthode employée n'est réellement précise qu'au delà d'une valeur de 50 mg O₂/l. Les fluctuations observées sont donc peu significatives.

4.1.1.3.2. Les formes de l'azote (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻)(Fig. 16 et 17).

En présence d'oxygène, l'ammoniaque s'oxyde rapidement en nitrites, intermédiaires instables, puis en nitrates. Dans de telles conditions, une très forte teneur en ammoniaque ou en nitrites révélera une forte pollution organique proche dans le temps et l'espace, alors qu'une concentration élevée en nitrates seuls pourra résulter d'une pollution faible et diffuse ou plus forte mais lointaine (STROOT, 1980).

a. L'ammoniaque. La teneur en ammoniaque diminue, d'amont en aval, dans le Samson (de 0.367 à 0.053 mg N-NH₄⁺/l en janvier pour 0.031 à 0.009 mg N-NH₄⁺/l en mai). Les valeurs moyennes sont de 0.2 mg N-NH₄⁺/l pour janvier et de 0.02 mg N-NH₄⁺/l pour mai. Les

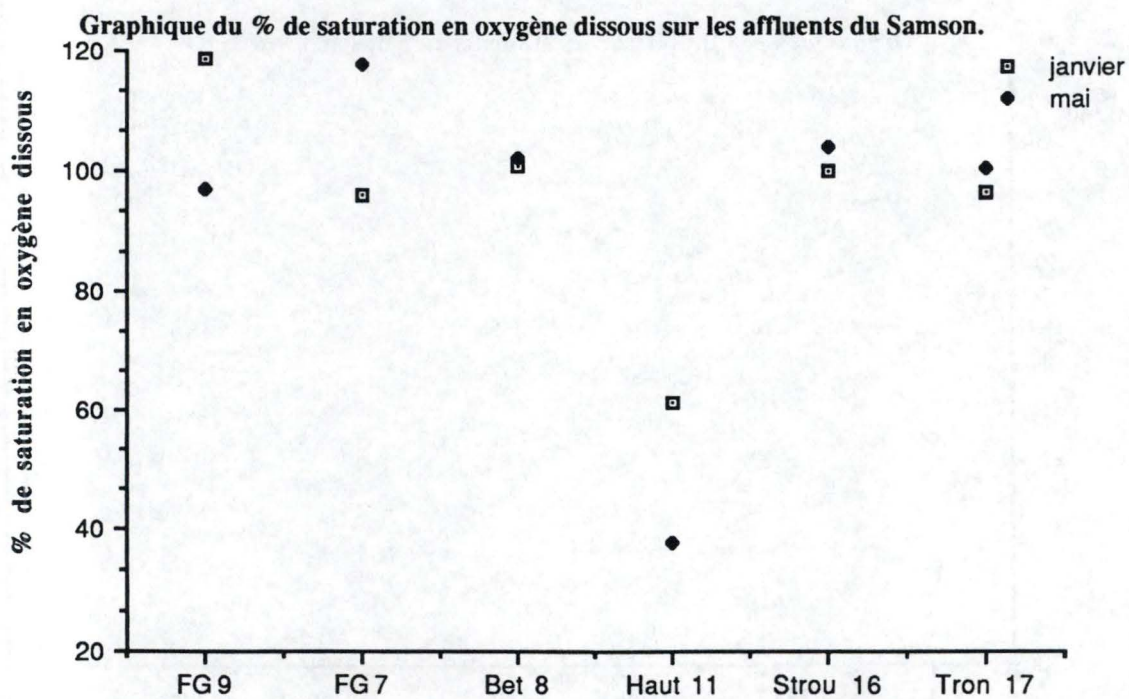
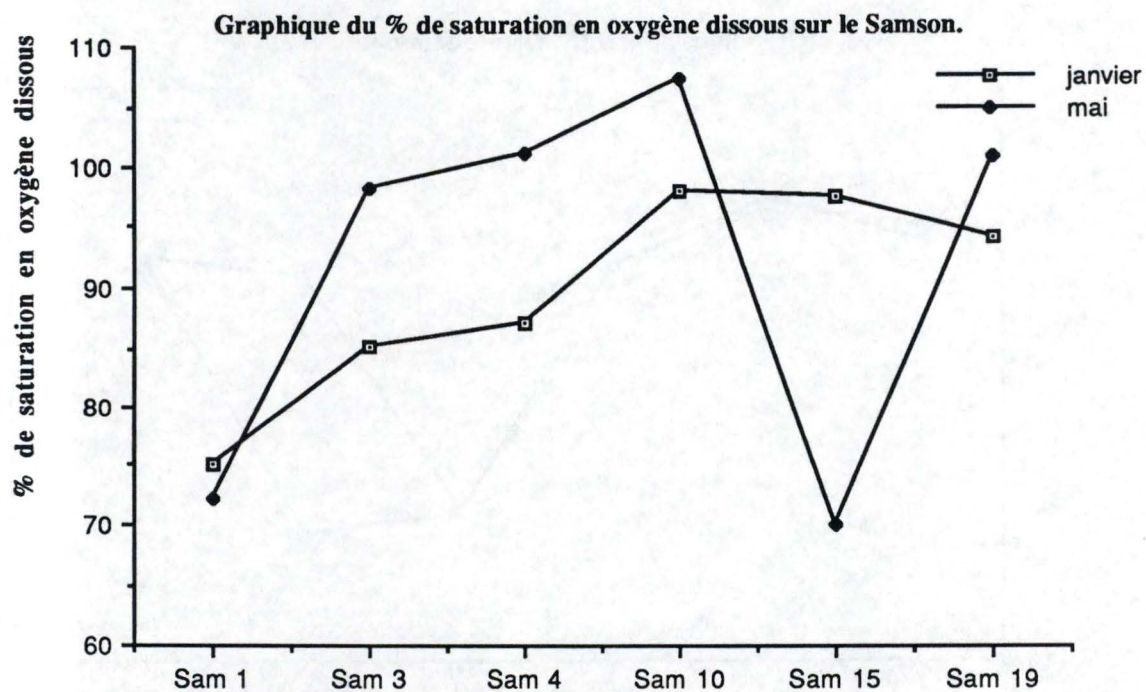


Fig. 15 . Evolution longitudinale du pourcentage de saturation en oxygène dissous dans les eaux du Samson et de ses affluents.

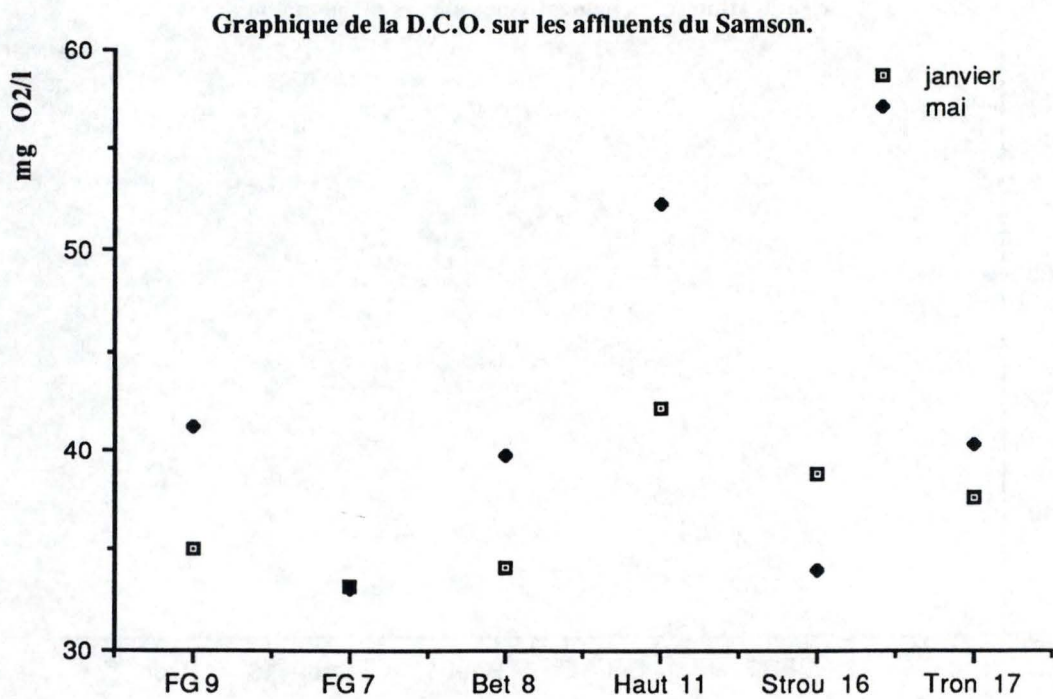
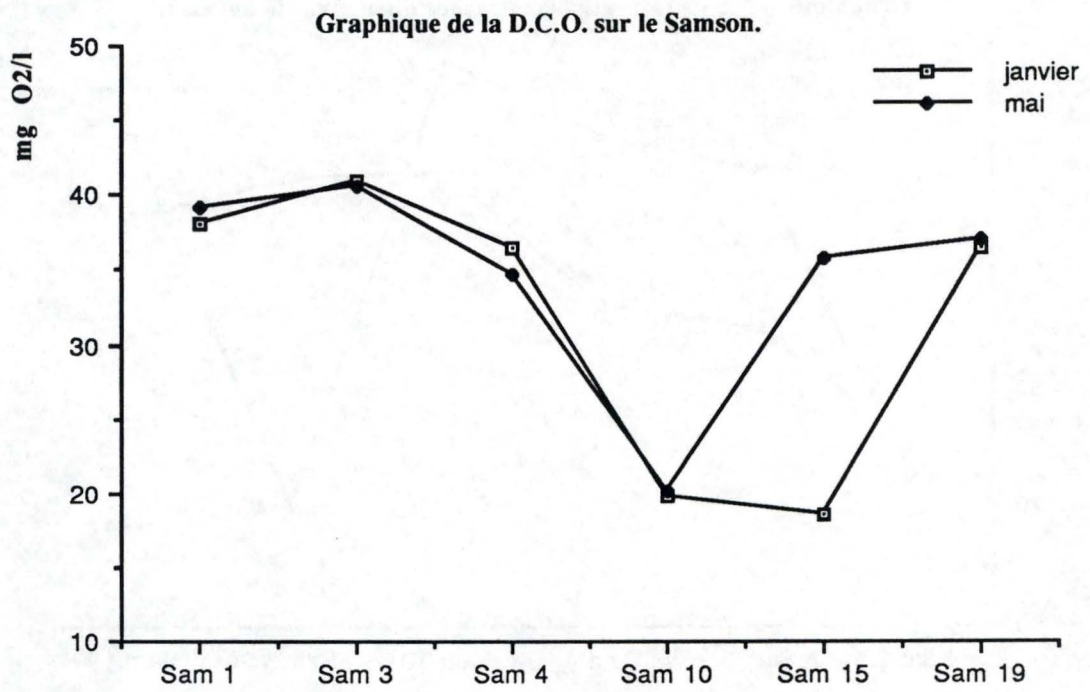


Fig. 15 bis. Evolution longitudinale de la demande chimique en oxygène (D.C.O.) dans les eaux du Samson et de ses affluents.

valeurs du Tronquoi sont élevées par rapport aux autres, surtout celle de mai (0.584 mg N-NH₄⁺/l). Cependant, les teneurs en ammoniacque observées à toutes les stations sont inférieures aux normes de qualité des eaux salmonicoles soit 1 mg N-NH₄⁺/l (MAQUET, 1981). Une variation saisonnière est observée. La teneur en ammoniacque est plus élevée en hiver, ce qui peut être dû à un ralentissement du processus de nitrification (l'activité bactérienne serait moindre).

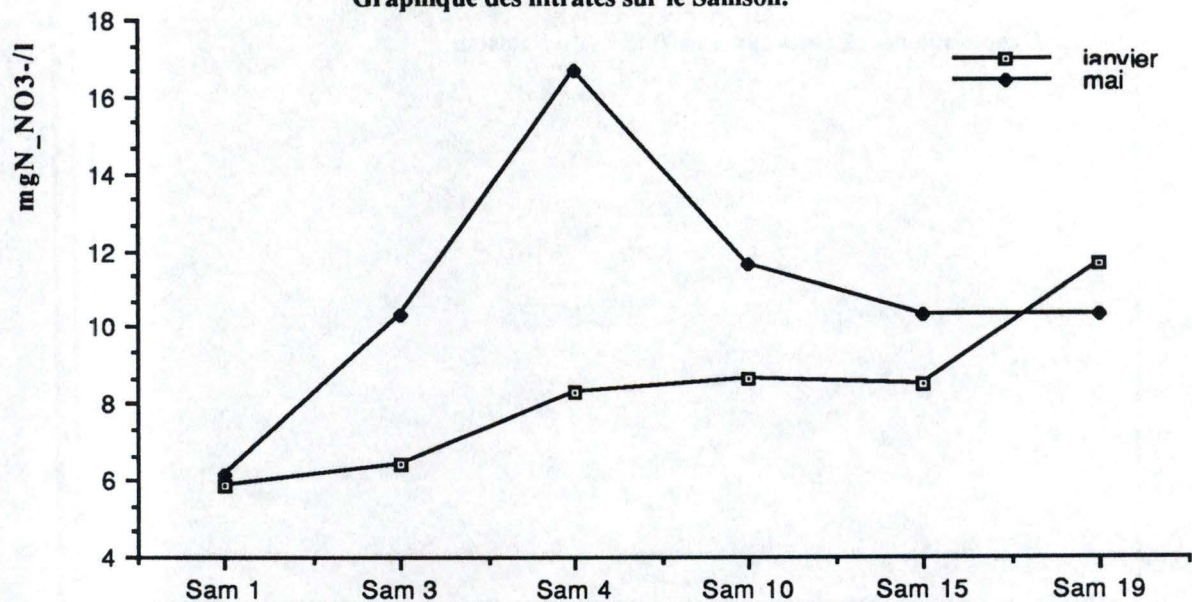
b. Les nitrites. Le profil des nitrites du mois de janvier suit approximativement celui de l'ammoniacque. Les valeurs variant de 0.003 à 0.02 mg N-NO₂⁻/l avec une concentration moyenne de 0.010 mg N-NO₂⁻/l. Pour le mois de mai (concentration moyenne de 0.011 mg N-NO₂⁻/l), deux pics de maxima sont observés : le premier à Sam 1 (0.02 mg N-NO₂⁻/l) et le deuxième en Sam 19 (0.02 mg N-NO₂⁻/l). Le profil du mois de mai pourrait s'expliquer de la façon suivante : en prenant le graphique représentant le profil des nitrates et des nitrites, on remarque qu'un maximum dans un graphe équivaut à un minimum dans l'autre. Ce qui pourrait s'expliquer par le fait que la nitrification est défavorisée dans ces milieux par une faible oxygénation. De fait, la faible quantité de nitrates en Sam 1, dans le ruisseau du Bois de Là-Haut et dans Sam 19 peut s'expliquer par le faible pourcentage de saturation en oxygène dissous. L'oxydation des matières organiques s'arrête aux nitrites qui sont présents en plus grande concentration.

Par contre dans les stations bien oxygénées comme Sam 4, Sam10, l'oxydation des matières organiques peut se faire jusqu'à la formation de nitrates. Ceci est observé car dans ces stations il y a de faible quantité de nitrates et de bonne concentrations en nitrates.

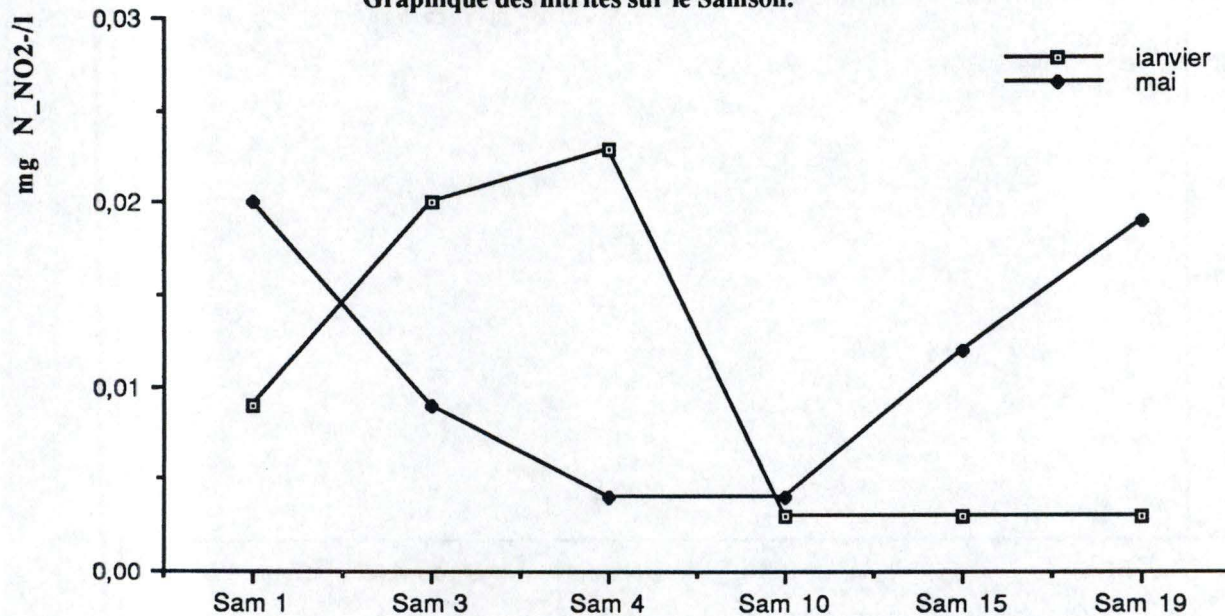
Seule la station du ruisseau du Bois de Là-Haut présente des concentrations en nitrites supérieures aux normes de qualité soit 0.1 mg N-NO₂⁻/l (MAQUET, 1981).

c. Les nitrates. Durant l'hiver, la teneur en nitrates augmente, d'amont en aval, sur le Samson (de 5.89 à 11.61 mg N-NO₃⁻/l) avec une moyenne de 8.23 mg N-NO₃⁻/l. Pour les valeurs obtenues au printemps (moyenne de 10.91 mg N-NO₃⁻/l), on observe un maximum (16.68 mg N-NO₃⁻/l) à la station Sam 4 c'est-à-dire lorsque le Samson traverse le village de Gesves. Des valeurs proches de celles du Samson sont observées sur ses affluents. La norme européenne de qualité de l'eau au point de vue concentration en nitrates étant de 11.4 mg N-NO₃⁻/l (MAQUET, 1981), plusieurs stations du Samson et de ses

Graphique des nitrates sur le Samson.



Graphique des nitrites sur le Samson.



Graphique de l'ammoniaque sur le Samson.

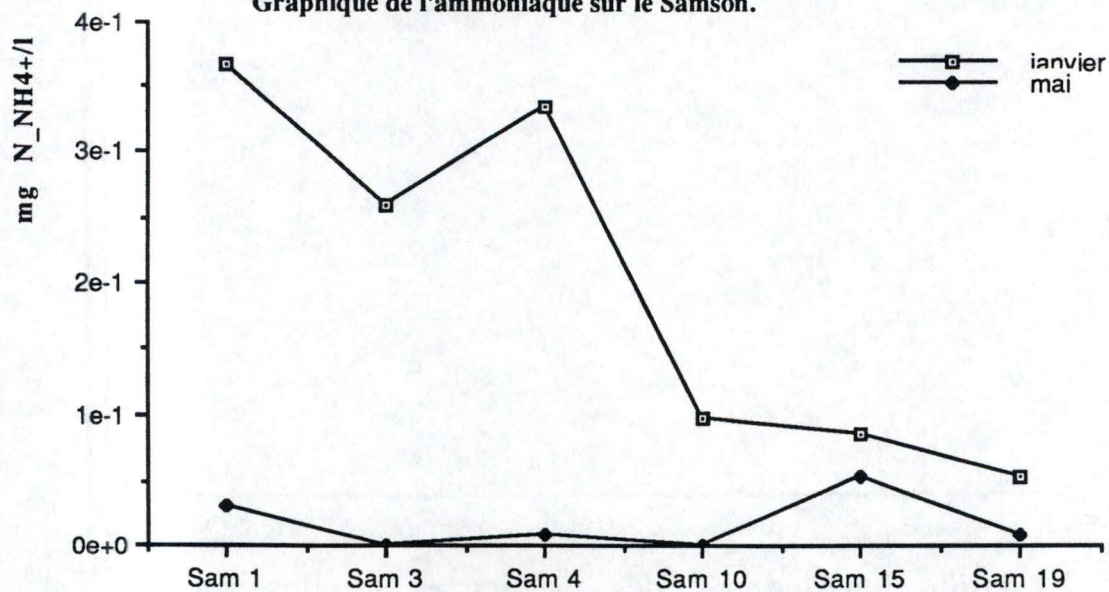


Fig. 16. Evolution longitudinale des teneurs en nitrates, en nitrites et en ammoniaque dans les eaux du Samson.

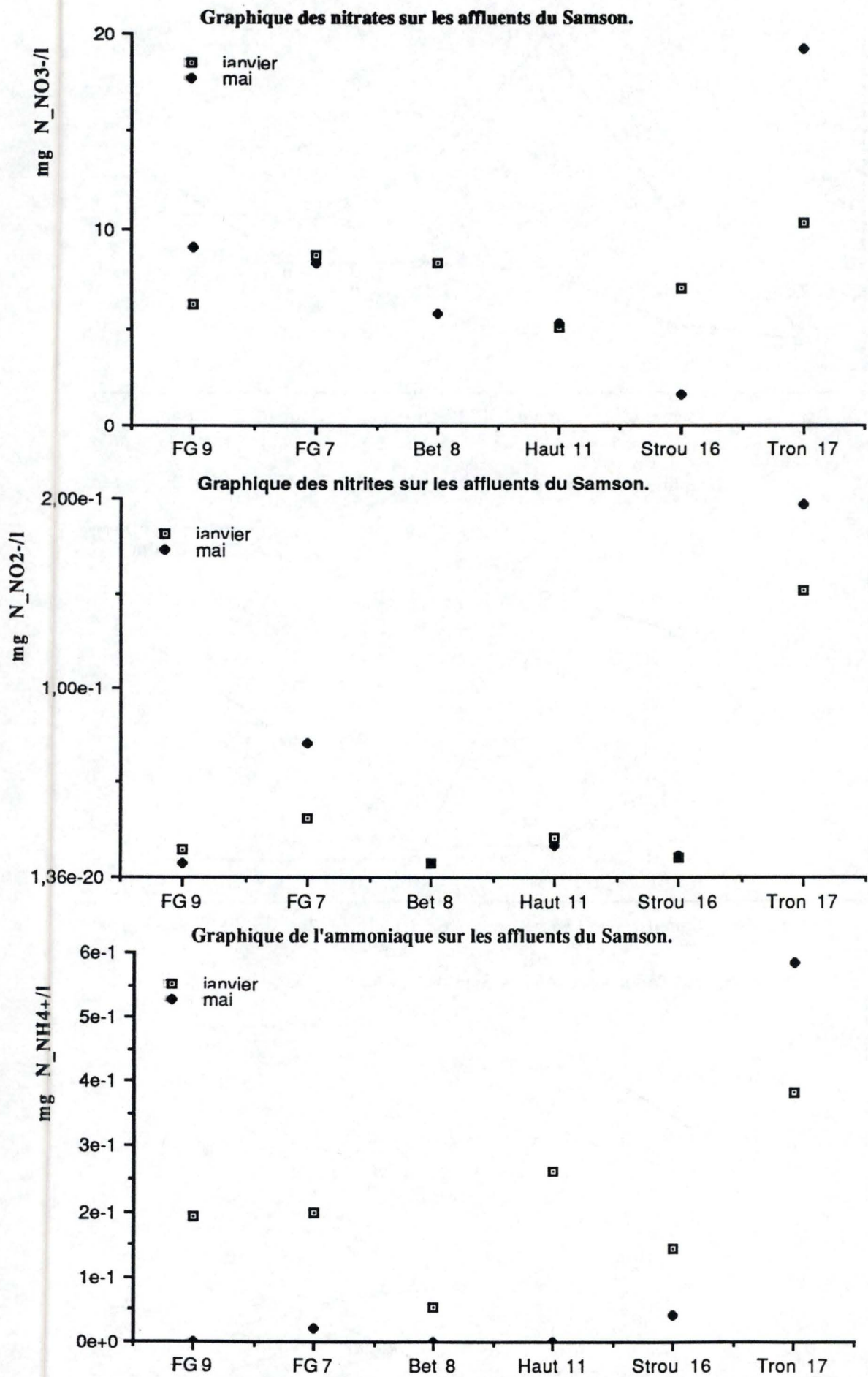


Fig. 17. Evolution longitudinale des teneurs en nitrates, en nitrites et en ammoniacque dans les eaux des affluents du Samson.

affluents sont en dehors de la norme. Il s'agit des stations Sam 4, Sam 10 et SAM 19 et de la station du Tronquoi (Tron 17).

En plus d'une variation longitudinale, une variation saisonnière apparaît également. C'est en mai que la concentration en nitrates est la plus élevée, ceci peut être dû à la reprise d'épandage d'engrais sur les champs bordant le Samson et ses affluents ou à la plus faible quantité en eau des cours d'eau, concentrant plus les éléments dissous. Le pic observé en Sam 4 montre un excès en nitrates.

L'eau du Samson est considérée comme polluée à très polluée (Cf tableau 1) pour les concentrations en nitrates mesurées.

4.1.1.3.3. Les phosphates.

Les valeurs en phosphates sur le bassin du Samson varient de 0.04 à 0.967 mg $\text{PO}_4^{---}/\text{l}$. Nous retiendrons, de ces données, que la station sur le ruisseau du Tronquoi avec des valeurs de 0.358 et 0.457 mg $\text{PO}_4^{---}/\text{l}$ et la station Sam 19 avec 0.967 mg $\text{PO}_4^{---}/\text{l}$ subissent une eutrophisation.

Ces valeurs ne sont pas très fiables car lors des mesures des précipités ont été observés.

4.1.1.3.4. Discussion et conclusion.

Un indice de qualité de l'eau selon les critères de MICHA et VERNIERS (1982) peut être attribué aux différentes stations étudiées. Les indices ont été calculés à l'aide du tableau 1 et les résultats se trouvent dans le tableau 20 ainsi que sur la fig. 18 .

Les résultats de janvier indiquent que pour la majorité des stations étudiées, nous avons mesuré une pollution faible qui est considérée comme reflétant une situation à peu près normale (MICHA & VERNIERS, 1982). Une pollution organique moyenne a été mise en évidence pour la station du ruisseau du Tronquoi. Ceci s'explique surtout par de fortes teneurs en nitrates, en nitrites et en phosphates.

Les résultats obtenus en mai, nous indiquent que les stations du Samson sont à considérer comme normale sauf celle de Sam 19 où une pollution organique moyenne a été décelée. La station sur le Tronquoi apparaît toujours moyennement polluée. Cette campagne de prélèvement nous a permis de déceler une altération moyenne dans le ruisseau du Bois de Là-Haut. La station située sur le Strouvia est

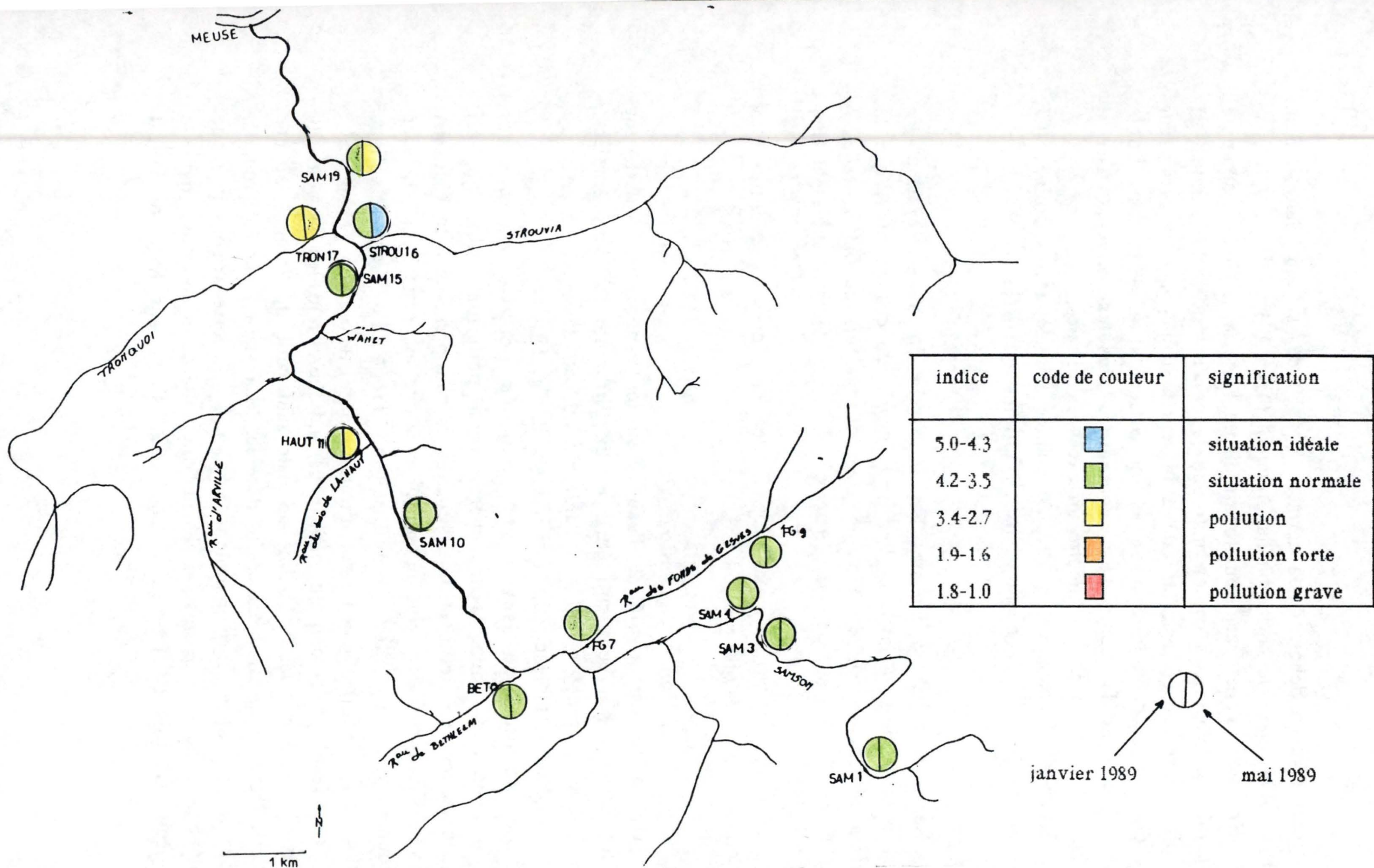


Fig. 18. Cartographie de la qualité de l'eau du bassin du Samson basée sur les analyses chimiques (prélèvement de janvier et mai 1989).

classée dans une classe de pollution très faible (correspondant à une situation "idéale").

Pour en venir aux sources de pollution possibles, il semble que les effluents des villages de Gesves (fig.5), de Faulx les Tombes (canalisation vers le Samson), de Sorinne, de Ohey (canalisation vers le Strouvia) n'aient pas beaucoup d'impact sur la qualité de l'eau. Mais les eaux usées de Faulx (canalisation vers le ruisseau du Bois de Là-Haut), de Wierde, de Mozet et de Goyet semblent compromettre la qualité de l'eau des ruisseaux du Bois de Là-Haut, du Tronquoi et de la fin du Samson (Sam 19). En plus de la réception des eaux usées des villages de Wierde et de Mozet, le Tronquoi reçoit les eaux de ruissellement de la route Nationale4 et de L'autoroute E40.

L'indice, donnant une estimation de la qualité des eaux, basé sur des analyse chimiques n'est pas toujours en relation avec l'état de dégradation observé sur le terrain. Par exemple, le Strouvia apparaissait eutrophié alors que l'indice obtenu est de bonne qualité. Dans la stations du ruisseau du Bois de Là-Haut la qualité semble également surestimée vu l'état de dégradation observé sur le terrain. Les causes seront discutées ultérieurement.

Les résultats des analyses physico-chimiques réalisées par MAQUET (1981) vont dans le même sens que les nôtres. Les ruisseaux du Bois de Là-Haut , du Tronquoi et la station Sam 19 du Samson semblent les plus altérés du bassin du Samson. Il semble donc que la situation soit restés stable depuis cette époque.

4.1.2. Conclusions.

Les caractéristiques des eaux du bassin du Samson varient surtout en fonction de la nature du substrat géologique, de la pollution et de l'époque de l'année.

Du point de vue de la minéralisation et de la composition ionique, l'eau du bassin du Samson est classée comme une eau très minéralisée et dominée par les ions Ca^{++} et par les ions HCO_3^- . Ceci classe les eaux du bassin du Samson dans le type condrusien (SYMOENS,1957).

Du point de vue de la pollution organique, le Samson est une rivière faiblement altérée (fig.18) bien que certains de ses affluents, notamment le ruisseau du Bois de Là-Haut et le ruisseau du Tronquoi, subissent une altération certaine.

La concentration des ions provenant du lessivage des roches du sous-sol du bassin versant, diminue avec l'augmentation de la hauteur d'eau. Pour les sulfates, une situation inverse a été observée.

Pour les paramètres pouvant refléter une pollution organique, une variation saisonnière a également été observée. La concentration en nitrates augmente de janvier à mai. Tandis que la concentration en ammoniacale diminue de janvier à mai. La concentration en nitrites reste plus ou moins stable.

Le pH et l'oxygène dissous (% saturation) apparaissent comme les paramètres les plus stables.

Si les valeurs entre saisons varient, il n'en n'est pas de même pour le profil longitudinal des différents paramètres, étudiés sur le Samson. Il reste équivalent d'une saison à l'autre.

4.2. METHODES BIOLOGIQUES.

Avant de comparer les différents indices entre eux, nous allons d'abord analyser les tableaux de résultats (tableaux 18 et 19) donnant les taxons que nous avons récoltés lors de nos prélèvements de janvier et de mai 1989.

4.2.1. Analyse des tableaux de données.

Les tableaux 18 et 19 reprennent le nombre d'individus des différents taxons récoltés dans nos 12 stations. Nous commentons successivement les données du Samson et celles des affluents.

La station amont (Sam 1) se différencie des autres par la présence de populations importantes de *Dugesia* et par l'absence d'Ephéméroptères autres que Baetidae. Les populations de Trichoptères sont assez bien représentées, peut être pas par la diversité mais par le nombre d'individus.

La faible diversité de taxons rencontrés n'est sans doute pas due à une altération de la qualité de l'eau mais bien au fait que l'on se trouve près de la source. Le Samson y coule lentement sur un lit essentiellement constitué de dépôts sédimentaires colonisés par des taxons typiques du milieu lentique (Ptychopteridae). Le faible courant empêche la survie de taxons rhéophiles comme *Ecdyonurus*. Ces derniers, souvent très exigeants pour les teneurs en oxygène dissous, considérés comme indicateurs d'une bonne qualité de l'eau (KOLHWITZ

	Sam 1	Sam 3	Sam 4	FG 9	FG 7	Bet 8	Sam 10	Haut 11	Sam 15	Strou 16	Tron 17	Sam 19
TRICLADES												
Dugesiiidae												
<i>Dugesia</i>	>100	-	1	-	5	9	67	-	16	-	-	2
Planariidae												
<i>Polycelis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHETES												
Lumbricidae	1	17	-	30	-	-	9	-	7	-	3	1
Lumbriculidae	22	2	23	-	>100	-	>100	29	>100	18	54	19
Tubificidae	41	32	35	9	>100	10	12	15	14	5	-	9
Naididae	-	1	1	-	-	-	3	-	4	-	-	11
HIRUDINES												
Glossiphoniidae												
<i>Glossiphonia</i>	9	-	4	2	1	-	-	3	-	2	1	-
<i>Helobdella</i>	-	-	-	-	-	-	-	27	-	-	-	-
Erpobdellidae												
<i>Erpobdella</i>	4	-	27	17	-	3	3	5	9	19	9	1
MOLLUSQUES												
Ancylidae												
<i>Ancylus</i>	-	-	5	-	8	1	2	-	27	3	1	3
Sphaeriidae												
<i>Pisidium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-
<i>Sphaerium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Lymnaeidae												
<i>Lymnaea</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	3	-	1	-
CRUSTACES												
Gammaridae												
<i>Gammarus</i>	-	73	>100	59	>100	>100	>100	-	>100	>100	2	>100
Asellidae												
<i>Asellus</i>	-	-	-	-	-	-	-	>100	6	-	-	-
PLECOPTERES												
Perlodidae												
<i>Isoperla</i>	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	-
<i>Perlodes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nemouridae												
<i>Nemura</i>	2	-	-	-	-	43	21	-	-	-	-	-
<i>Protonemura</i>	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-
EPHEMEROPTERES												
Baetidae												
<i>Baetis</i>	>100	11	>100	17	62	41	>100	-	>100	>100	-	59
<i>Cloëon</i>	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Procloëon</i>	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Heptageniidae												
<i>Ecdyonurus</i>	-	-	-	-	1	30	72	-	43	15	-	-
<i>Epeorus</i>	-	-	-	-	-	9	55	1	-	-	-	-
<i>Heptagenia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhitrogena</i>	-	-	-	-	-	55	2	-	-	-	-	-
Ephemeridae												
<i>Ephemera</i>	-	-	-	-	-	-	5	-	3	3	-	1
Ephemerellidae												
<i>Ephemerella</i>	-	-	-	-	-	-	77	-	52	5	-	5
Leptophlebiidae												
<i>Habrophlebia</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	4	-	7
<i>Paraleptophlebia</i>	-	-	-	-	-	49	92	1	32	6	-	10

	Sam 1	Sam 3	Sam 4	FG 9	FG 7	Bet 8	Sam 10	Haut 11	Sam 15	Strou 16	Tron 17	Sam 19
TRICHOPTERES												
Hydropsychidae												
<i>Hydropsyche</i>	-	1	4	4	22	4	>100	-	90	48	-	13
Ryacophilidae												
<i>Rhyacophila</i>	30	1	3	-	2	5	49	-	27	-	-	-
Brachycentridae												
<i>Micrasema</i>	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-	-	-
Gossosomatidae												
<i>Agapetus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Limnephilidae	46	16	2	-	3	44	20	2	6	-	-	1
Odontoceridae												
<i>Odontocerum</i>	-	-	-	-	-	-	16	-	11	3	-	3
Sericostomatidae	1	-	2	-	-	1	8	-	9	-	-	3
MEGALOPTERES												
Sialidae												
<i>Sialis</i>	-	1	-	-	-	2	2	-	-	3	-	2
ODONATES												
Calopterygidae												
<i>Agrion</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERES												
Dytiscidae												
Elmidae												
<i>Elmis</i>	45	-	4	1	-	5	14	-	33	18	-	9
<i>Limnius</i>	3	-	-	-	-	-	14	1	38	79	-	3
Gyrinidae												
Helodidae	2	-	-	3	-	67	-	-	-	-	-	-
Helophoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIPTERES												
Athericidae	-	-	-	-	-	-	23	-	30	-	-	16
Chironomidae	>100	18	39	51	16	14	32	>100	>100	64	67	>100
Empididae	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	2
Limoniidae	49	4	1	2	3	10	20	-	52	4	1	9
Psychodidae	-	-	1	-	-	3	-	1	1	-	-	1
Ptychopteridae	6	1	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	>100	6	9	26	40	>100	51	-	86	78	-	16
Stratiomyidae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	3	-	-	2	1	1	-	1	-
Nombre de taxons	18	16	19	14	14	25	33	14	33	22	11	27

Tableau 18. Inventaire et dénombrement (en nombre d'individus) de la faune des macroinvertébrés benthiques dans 12 stations du bassin du Samson. Les prélèvements ont été effectués au filet troubleau, au mois de janvier 1989.

	Sam 1	Sam 3	Sam 4	FG 9	FG 7	Bet 8	Sam 10	Haut 11	Sam 15	Strou 16	Tron 17	Sam 19
TRICLADES												
Dugesiiidae												
<i>Dugesia</i>	2	2	1	2	5	5	1	-	2	-	-	2
Planariidae												
<i>Polycelis</i>	-	2	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHETES												
Lumbricidae	10	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1
Lumbriculidae	-	14	23	4	73	24	4	-	28	31	21	6
Tubificidae	4	3	4	5	5	2	1	11	5	3	6	1
Naididae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIRUDINES												
Glossiphoniidae												
<i>Glossiphonia</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-
<i>Helobdella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Erpobdellidae												
<i>Erpobdella</i>	1	-	19	2	6	-	-	-	1	7	15	-
MOLLUSQUES												
Ancylidae												
<i>Ancylus</i>	-	2	-	-	10	-	-	-	2	1	5	3
Sphaeriidae												
<i>Pisidium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lymnaeidae												
<i>Lymnaea</i>	-	5	2	-	-	1	-	-	1	-	17	-
CRUSTACES												
Gammaridae												
<i>Gammarus</i>	>100	23	>100	22	>100	>100	17	-	61	53	-	13
Asellidae												
<i>Asellus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
PLECOPTERES												
Perlodidae												
<i>Isoperla</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perlodes</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Nemouridae												
<i>Nemura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Protonemura</i>	-	-	-	-	1	3	-	-	-	1	-	-
EPHEMEROPTERES												
Baetidae												
<i>Baetis</i>	>100	35	53	10	34	>100	17	-	29	22	-	6
<i>Cloëon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Procloëon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	13	3	-	-
Heptageniidae												
<i>Ecdyonurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Epeorus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heptagenia</i>	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
<i>Rhitrogena</i>	-	-	-	-	-	60	-	-	-	-	-	-
Ephemeridae												
<i>Ephemera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	1
Ephemerellidae												
<i>Ephemerella</i>	-	-	-	-	9	-	34	-	92	65	-	4
Leptophlebiidae												
<i>Habrophlebia</i>	-	-	-	-	-	21	2	-	-	1	-	1
<i>Paraleptophlebia</i>	-	-	-	-	-	4	4	-	-	-	-	-

	Sam 1	Sam 3	Sam 4	FG 9	FG 7	Bet 8	Sam 10	Haut 11	Sam 15	Stroh 16	Tron 17	Sam 19
TRICHOPTERES												
Hydropsychidae												
<i>Hydropsyche</i>	-	2	2	28	14	3	1	-	6	93	-	8
Ryacophilidae												
<i>Rhyacophila</i>	1	-	-	-	-	-	2	-	3	3	-	-
Brachycentridae												
<i>Micrasema</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glossosomatidae												
<i>Agapetus</i>	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Limnephilidae	31	1	-	-	3	4	-	2	-	3	-	1
Odontoceridae												
<i>Odontocerum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sericostomatidae	-	-	-	-	-	6	-	-	2	1	-	-
MEGALOPTERES												
Sialidae												
<i>Sialis</i>	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
ODONATES												
Calopterygidae												
<i>Agrion</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
COLEOPTERES												
Dytiscidae	-	2	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-
Emidae												
<i>Elmis</i>	1	74	-	18	-	1	3	-	8	36	-	-
<i>Limnius</i>	-	1	-	-	-	41	-	-	3	12	-	2
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helodidae	-	-	-	4	-	3	-	-	-	-	-	1
Helophoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
DIPTERES												
Athericidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Chironomidae	-	-	5	13	9	4	>100	-	>100	13	43	56
Empididae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Limoniidae	11	-	-	2	-	7	2	-	1	-	1	-
Psychodidae	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-
Ptychopteridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Simuliidae	6	-	1	2	17	14	9	-	23	1	-	4
Stratiomyidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nombre de taxons	12	15	10	15	16	22	15	2	22	22	9	18

Tableau 19. Inventaire et dénombrement (en nombre d'individus) de la faune des macroinvertébrés benthiques dans 12 stations du bassin du Samson. Les prélèvements ont été effectués au filet troubleau, au mois de mai 1989.

& MARSON, 1908 in PESSON, 1980), sont d'ailleurs généralement absents des zones de sources comme Sam 1 où le déficit habituel de saturation n'est pas forcément lié à un problème de pollution. Notons l'absence apparente de Gammaridae dans le prélèvement de janvier.

La station Sam 3 peut être considérée comme celle de Sam 1. C'est-à-dire pas de courant élevé et des taxons rhéophobes.

Après la station Sam 3, la vitesse du courant augmente et la rivière prend l'aspect typique d'un petit cours d'eau salmonicole (lame d'eau moins épaisse, courant plus vif, substrat rocailleux, pente plus forte).

En Sam 4, on observe un nombre important de sangsues (Hirudinés) et un faible nombre de Trichoptères. Ceci peut être dû à une altération du milieu par un enrichissement en matières organiques, ce que nous avons mis en évidence par l'analyse physico-chimique. Lors des prélèvements, nous y avons bien observé les traces d'une certaine altération. Cette situation est certainement due à l'apport d'une partie des effluents de Gesves.

La station Sam 10 est la plus riche en taxons parmi lesquels un grand nombre sont réputés sensibles à la pollution. On y dénombre notamment, plusieurs genres de Plécoptères, d'Ephéméroptères et de Trichoptères à fourreau. La diversification de la faune semble indiquer une amélioration de la qualité biologique de l'eau suite au processus d'auto-épuration. En examinant la fig. 6, on remarque que c'est la station qui est la plus éloignée des sources de pollution. Donc les eaux ont le temps de récupérer avant d'arriver à cette station.

La station Sam 15 peut être considérée comme très proche de la qualité de celle de Sam 10. Et ceci malgré une diminution du nombre de genres de Plécoptères et d'Ephéméroptères présents.

La station sam 19 semble plus fortement altérée. En effet, les Plécoptères, les Heptageniidae ont disparu. Ceci peut être considéré comme une indication d'une certaine pollution car l'analyse physico-chimique a permis de déceler une altération organique à cet endroit. L'altération de la qualité de l'eau est sans doute due à l'entrée du Samson dans une zone plus urbanisée.

Parmi les affluents, le ruisseau de Bethléem (Bet 8) est très riche par rapports aux autres et même par rapport à certaines stations du Samson (Sam 3, 4, 19). Ce ruisseau se distingue par la présence d'*Heptagenia*, de Plécoptères et par l'abondance de *Rhitrogena*.

Le Strouvia (Strou 16), abrite également une faune assez riche en taxons réputés sensibles (*Ecdyonurus*, Trichoptères à fourreaux).

Tous les autres affluents montrent des signes d'altération organique plus ou moins grave (diminution des Ephéméroptères autres que *Baetidae*, des Trichoptères à fourreaux, augmentation du nombre de sangsues). Nous pouvons classer les affluents par ordre croissant de pollution en considérant qu'un grand nombre de sangsues, d'*Asellus*, de Tubificidae et un faible nombre d'Ephéméroptères autres que *Baetidae*, de Trichoptères autres que les *Hydropsyche* correspond à un enrichissement en matières organiques (LECLERQ et MAQUET, 1987) : le ruisseau des Fonds de Gesves (FG 9 et FG 7 : diminution du nombre d'Ephéméroptères autres que les *Baetidae* et des Trichoptères autres que les *Hydropsyche*), le Tronquoi (Tron 17; disparition d'Ephéméroptères et de Trichoptères), le ruisseau du Bois de Là-Haut (Haut 11 : augmentation importante du nombre de sangsues, avec le genre *Helobdella* qui apparaît et une augmentation du nombre d'*Asellus*).

Si on compare les tableaux 18 et 19, la principale différence est que le nombre de taxons récoltés, surtout des Ephéméroptères, des Trichoptères et des Diptères, diminue de janvier à mai.

La diminution de taxons observée à la station Sam 19 (on passe de 27 à 18 taxons) est sans doute due, en partie, à une pollution organique mise en évidence par les analyses physico-chimiques.

La forte diminution de taxons aux stations Sam 10 et Sam 15 (diminution, respectivement, de 18 et de 11 taxons de janvier à mai) ne peut être expliquée par la physico-chimie. Il semble que cette diminution soit due à l'émergence des Ephéméroptères, des Trichoptères et des Diptères nombreux à ces stations.

4.2.2. Indices de qualité biologique.

Le calcul des indices biocénotiques de VERNEAUX et al. (IB : 1967; IQBG : 1978; IBG : 1982) et du Score système de CHANDLER (1970) a été effectué au moyen des tableaux 3, 7, 12 et 14. Les résultats sont regroupés dans le tableau 20. Les figures 19 et 20 donnent l'évolution longitudinale sur le Samson pour les indices utilisés.

Une variation saisonnière des indices ayant été observée, nous allons d'abord examiner les résultats du mois de janvier et ensuite ceux du mois de mai.

	Sam 1	Sam 3	Sam 4	FG 9	FG 7	Bet 8	Sam 10	Haut 11	Sam 15	Strou 16	Tron 17	Sam 19
JANVIER												
Analyse physico-chimique												
classe moyenne	3.86	3.71	3.71	3.57	3.71	3.86	4.00	3.71	4.00	3.86	3.43	3.71
classe de pollution; sur 5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4
Méthode biologique												
Indice biotique												
U.S.	16	10	15	12	12	21	32	8	29	19	5	21
cote sur 10	9	6	8	6	7	10	10	6	9	9	4	9
IQBG												
nombre de taxons	15	8	14	11	12	21	30	7	27	19	4	20
cote sur 20	10	9	10	5	9	16	18	9	16	14	3	11
IBG												
nombre de taxons	15	12	16	13	13	23	25	12	29	19	10	21
cote sur 20	9	8	9	6	8	13	14	4	15	13	5	13
Score de Chandler												
Score	672	600	751	491	580	1396	1790	441	1452	1086	294	1155
MAI												
Analyse physico-chimique												
classe moyenne	3.71	3.86	3.57	3.86	3.57	4.00	3.86	3.42	3.58	4.43	3.00	3.43
classe de pollution(5)	4	4	4	4	4	4	4	3	4	5	3	3
Méthode biologique												
Indice biotique												
U.S.	9	12	8	13	13	18	11	2	16	14	6	11
cote sur 10	7	6	5	6	7	10	7	5	8	7	5	7
IQBG												
nombre de taxons	8	11	7	12	11	17	11	2	15	13	5	11
cote sur 20	9	7	5	7	9	14	7	9	10	10	3	7
IBG												
nombre de taxons	11	12	9	14	14	18	13	2	19	19	8	16
cote sur 20	10	6	5	7	9	12	10	1	10	10	4	8
Score de Chandler												
Score	512	599	308	450	710	1187	632	88	958	1117	180	831

Tableau 20. Résultats des indices reflétant la qualité des eaux du Samson.

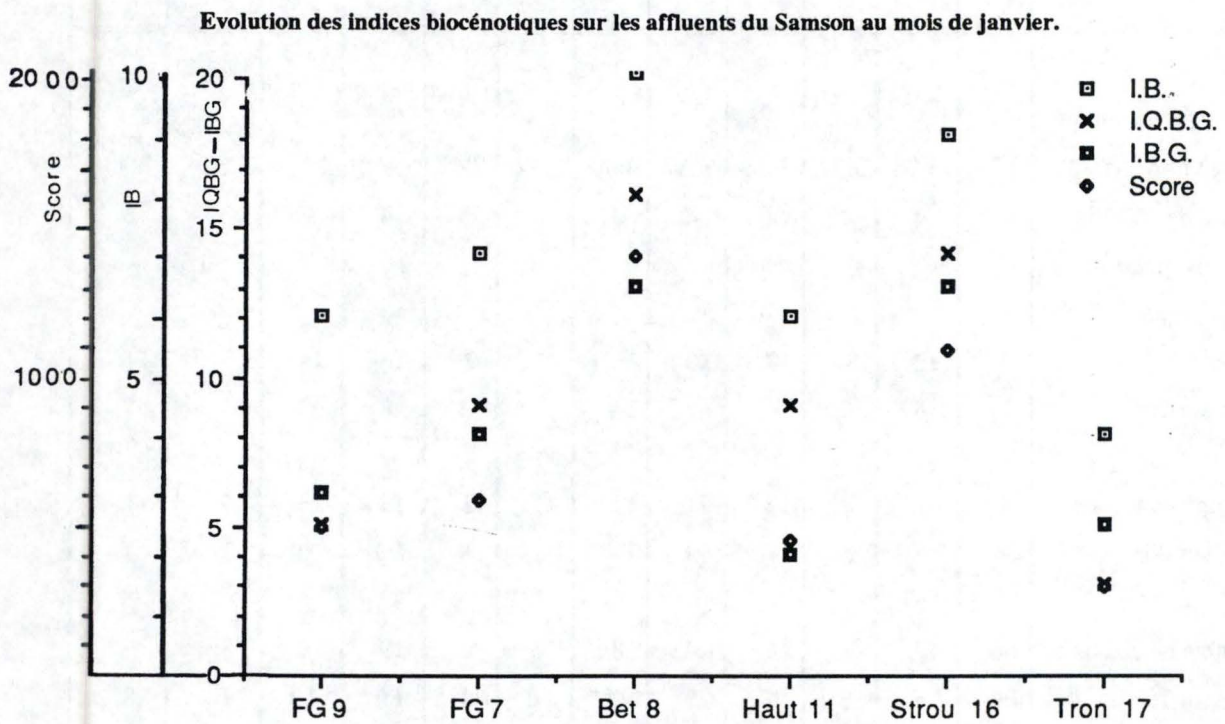
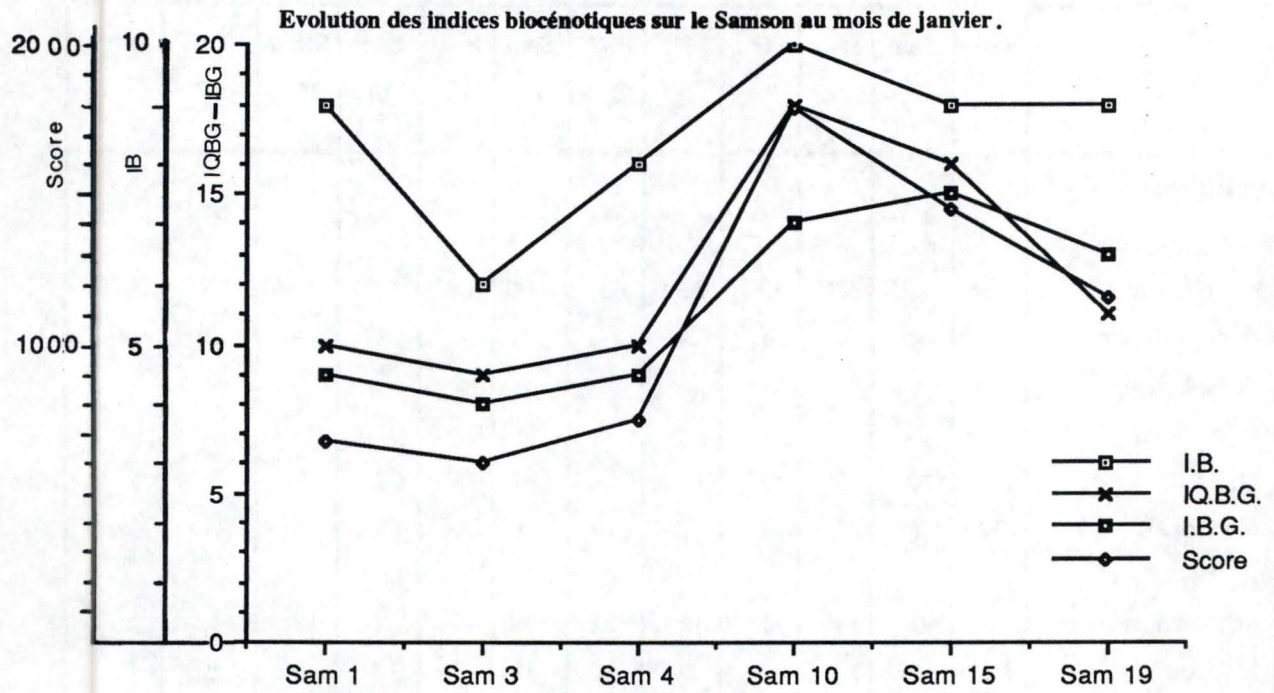


Fig. 19. Evolution longitudinale des indices biocénétiques dans les eaux du Samson et de ses affluents pour le mois de janvier.

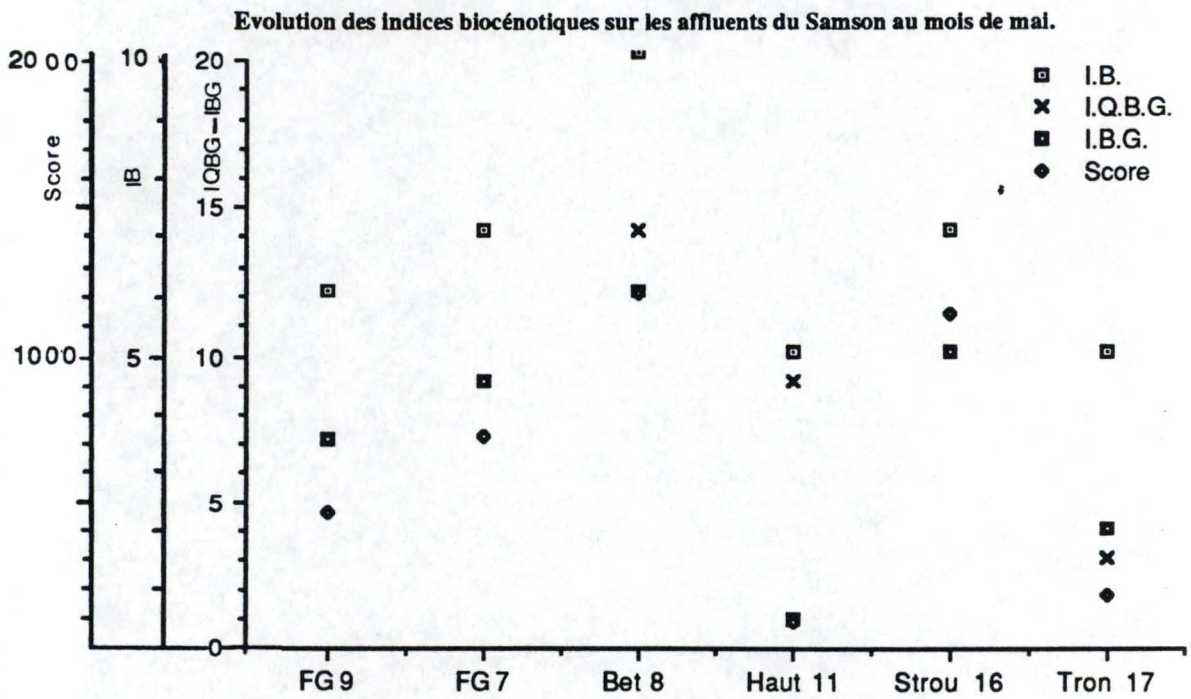
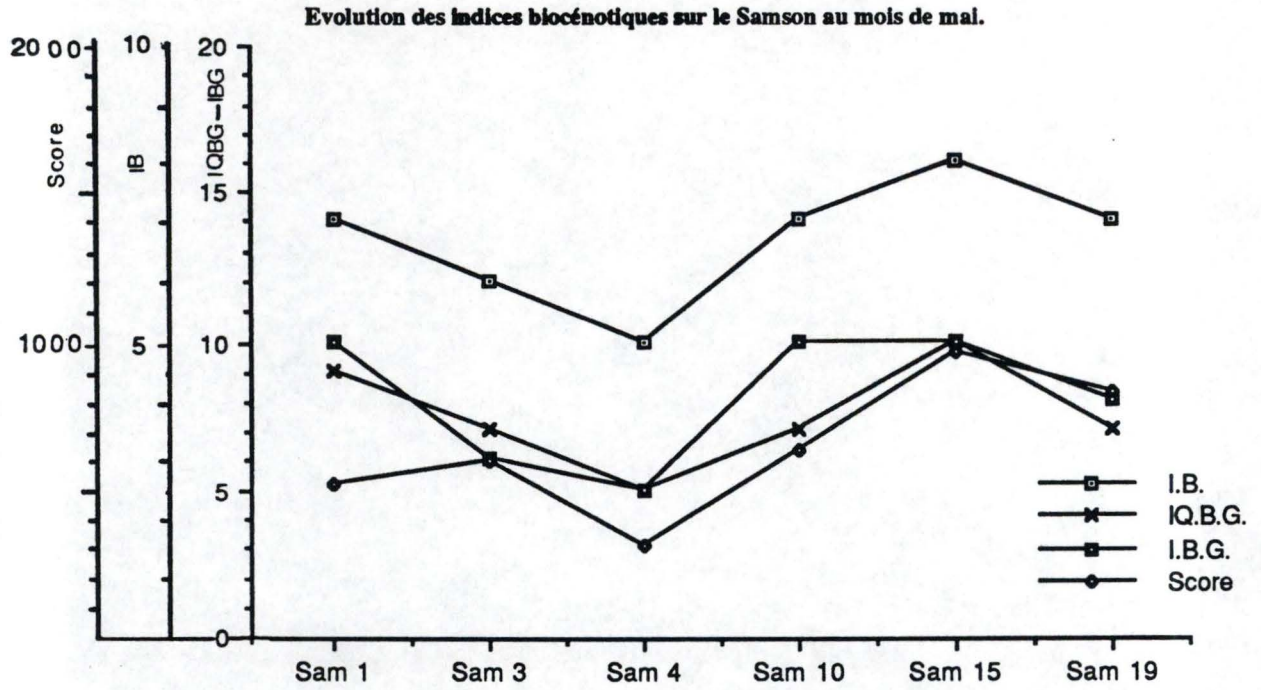


Fig. 20. Evolution longitudinale des indices biocénétiques dans les eaux du Samson et de ses affluents pour le mois de mai.

4.2.2.1. Indices du mois de janvier.

Examinons d'abord les résultats obtenus sur le Samson. Tous les résultats mettent en évidence une diminution d'indices en Sam 3 et des indices élevés en Sam 10 et en Sam 15. L'évolution longitudinale des différents indices est plus ou moins parallèle.

A la source (Sam 1), l'IQBG et l'IBG ont une valeur faible (indice de 10 et de 9). En fait, cette station, située en tête de ruisseau, est un milieu particulier où la saturation en oxygène dissous n'est jamais atteinte. Les espèces exigeantes en fortes concentrations en oxygène n'y sont donc pas représentées (*Heptageniidae*, Plécoptères). Or, comme les tableaux servant aux calculs des indices sont construits avec, en premier lieu, les espèces qui demandent de forte concentration en oxygène dissous, ces indices ne seront pas élevés. Et donc, de manière générale, ce n'est pas parce que l'indice est faible, dans les têtes de ruisseaux, qu'il y a pollution.

Les indices diminuent tous à la station Sam 3. Ceci est dû à une diminution du nombre de taxons récoltés et par l'absence des taxons situés dans le haut de l'échelle de polluosensibilité. A cette station la vitesse du courant n'est pas élevée et le niveau de l'eau est assez haut (jusqu'à 0.8 m). Donc les faibles indices ne sont pas, obligatoirement, le résultat d'une altération du milieu bien que la teneur en nitrates montre une certaine altération organique du milieu.

Ensuite les indices augmentent de Sam 4 à Sam 10. En effet le nombre de taxons récoltés augmente ainsi que le nombre d'espèces en tête des tableaux servant aux calculs des indices (Plécoptères, Ephéméroptères, Trichoptères à fourreaux).

La diminution observée dans la station Sam 15 (par rapport à Sam 10) est due à une diminution du nombre de taxons récoltés. En effet, il n'y a pas de grande différence entre ces deux stations du point de vue de l'analyse physico-chimique. Il est à remarquer que l'IBG estime la qualité de l'eau comme meilleur par rapport à Sam 10.

Une diminution d'indices est observée à la station Sam 19. Ceci pourrait être dû à une concentration élevée en nitrates. En effet cette concentration est plus élevée qu'en Sam 10 et Sam 15. Ce qui a pour effet de diminuer le nombre de taxons récoltés et de diminuer les indices. Bien qu'une différence physico-chimique entre Sam 15 et Sam 19 ait été mesurée, l'IB ne distingue pas ces deux stations, il semble donc être peu sensible. La station Sam 19 reste quand même

de bonne qualité, en effet les indices restent supérieurs à la station Sam 4, ceci est observé surtout avec le Score de CHANDLER. Cet indice semble mieux distinguer les stations entre elles.

Comme nous l'avions prévu en analysant les taxons récoltés, les stations du ruisseau de Bethléem (Bet 8) et du Strouvia (Strou 16) présentent des indices élevés, proches des bonnes stations du Samson c'est-à-dire de Sam 10, et de Sam 15. Ceci est accord avec l'analyse physico-chimique, en effet les paramètres se rapprochent très fort de ces stations présentant même un indice de classe moyenne plus élevée quand Sam 19.

Les indices du Tronquoi (Tron 17) sont très faibles. Ceci est dû au faible nombre de taxons récoltés et à l'absence de groupes faunistiques sensibles à la pollution. Ces diminutions sont dues à une pollution organique qui a été mise en évidence par l'analyse physico-chimique.

L'IBG et le Score mettent en évidence une dégradation du ruisseau du Bois de Là-Haut. L'analyse physico-chimique ne met pas en évidence une pollution organique élevée.

Les indices obtenus pour le ruisseau des Fonds de Gesves reflètent une qualité de l'eau équivalente à celle en amont du Samson.

4.2.2.2. Indices du mois de mai.

De manière générale, tout comme les valeurs de la classe moyenne des paramètres pouvant traduire une pollution organique, les indices biocénétiques diminuent.

La diminution des indices est due d'une part à l'émergence et d'autre part à l'augmentation de pollution dans certaines stations.

Tous les indices diminuent en Sam 4 et ont un maximum en Sam 15.

Une des différences entre les 2 mois est que la station Sam 4 a les indices les plus bas. Une altération est à mettre en rapport avec cette diminution. En effet une pollution organique a été détectée par physico-chimie.

La diminution importante d'indices en Sam 10 est sans doute plus à mettre en relation avec l'émergence qu'avec une pollution car la classe moyenne varie peu de janvier à mai (elle passe de 4 à 3.86 principalement à cause d'une augmentation en nitrates).

Une légère diminution de la qualité de l'eau mise en évidence par l'analyse physico-chimique s'accompagne d'indices biocénétiques plus bas qu'en janvier. Pour la station Sam 15 les effets de la pollution et de l'émergence s'additionnent.

En Sam 19, bien qu'une pollution organique plus importante que sur les autres stations du Samson soit mise en évidence les indices restent proches de ceux des autres stations.

Pour ce qui est des affluents, les ruisseaux du Strouvia et de Bethléem ont des indices très élevés par rapport à ceux du Samson. Le Tronquoi apparaît toujours dégradé. Le ruisseau du Bois de Là-Haut obtient les indices les plus bas et semble fortement pollué ce que la classe de pollution obtenue par analyse physico-chimique n'indique pas bien.

Le ruisseau des Fonds de Gesves a plus ou moins les mêmes indices que sur les stations de l'amont du Samson.

4.2.3. Conclusion.

Globalement, l'évolution des indices basés sur l'examen des macroinvertébrés benthiques évolue de la même manière d'une station à l'autre. Mais pour une même station on remarque des écarts importants entre les différents indices, certains ne distinguent pas des stations alors que d'autres le font. Des indices sont élevés alors que quelques taxons sont récoltés. Tout ceci va être discuté ultérieurement.

Une baisse générale des indices du mois de janvier au mois de mai est observée. Ceci peut être dû à l'émergence, à une dégradation de la qualité de l'eau suite à la reprise de l'agriculture et à un débit moins élevé.

Il est difficile de comparer des stations du point de vue qualité de l'eau en se basant uniquement sur les indices des différentes méthodes biologiques car ceux-ci ne dépendent pas uniquement de la qualité des eaux (courant, substrat, diversité d'habitat interviennent), il est difficile de préciser les causes d'un faible indice.

4.3. DISCUSSION GENERALE.

Des 5 méthodes utilisées pour une appréciation globale de la qualité biologique des eaux du bassin du Samson, 4 sont basées sur

l'examen des Invertébrés benthiques et une est basée sur des analyses chimiques de l'eau. Que l'on se réfère à l'un ou à l'autre indice, on obtient approximativement le même profil. C'est-à-dire qu'une altération assez marquée est observée sur les ruiseaux du Tronquoi et du Bois de là-Haut et qu'une altération plus faible est observée sur la station la plus en aval du Samson ainsi que sur la station en aval du village de Gesves. La visualisation des indices est facilitée par les fig. 21 et 22, où les indices sont repris en fonction des classes de pollution définies pour les différentes méthodes.

L'indice biotique (I.B.) de TUFFERY & VERNEAUX (1967) est le plus optimiste : ces auteurs considérant qu'il y a pollution marquée si l'indice est inférieur à 5 il n'y a que sur le Tronquoi que cette méthode indique une pollution marquée. Tandis qu'avec l'indice de qualité biologique globale (I.Q.B.G.) de VERNEAUX et al. (1978), 2 stations (FG 9 et Tron 17) en janvier et 6 stations en mai (Sam 3, Sam 4, FG 9, Sam 10, Tron 17 et Sam 19) subissent une pollution de moyenne à grave. L'indice biologique global (I.B.G.) de VERNEAUX et al. (1982) donne encore une autre information car il classe en plus les stations FG 7, Haut 11 et Sam 3 en janvier et la station Haut 11 en mai comme subissant une pollution moyenne à grave. Mais les limites de classes de pollution sont établies par les auteurs, donc une bonne part de subjectivité intervient.

D'après les résultats obtenus, il semblerait que l'I.B.G. permette un classement plus fin des stations par rapport à l'I.Q.B.G.. Le classement des stations par l'I.B.G. va dans le sens des critères d'altération observés sur le terrain (prolifération, notamment, de diatomées benthiques). Donc l'emploi de la famille comme unité taxonomique ne semble pas induire une perte d'information. Les informations sont au contraire plus fines, cela est certainement dû à l'emploi d'un tableau de polluosensibilité plus sensible ou au mode de calcul de l'indice.

Le Score système de CHANDLER (modifié) donne de très bons résultats dans la mesure où il reflète très bien les résultats des analyses physico-chimiques.

Analysons la "sensibilité" des différents indices. Prenons les indices du mois de mai pour les stations Sam 15 et Strou 16. Le Score de CHANDLER, à l'inverse de l'I.Q.B.G. et de l'I.B.G., traduit bien la meilleure qualité de l'eau mise en évidence par l'analyse physico-chimique. En effet, l'indice de classe physico-chimique passe de 4 à 5

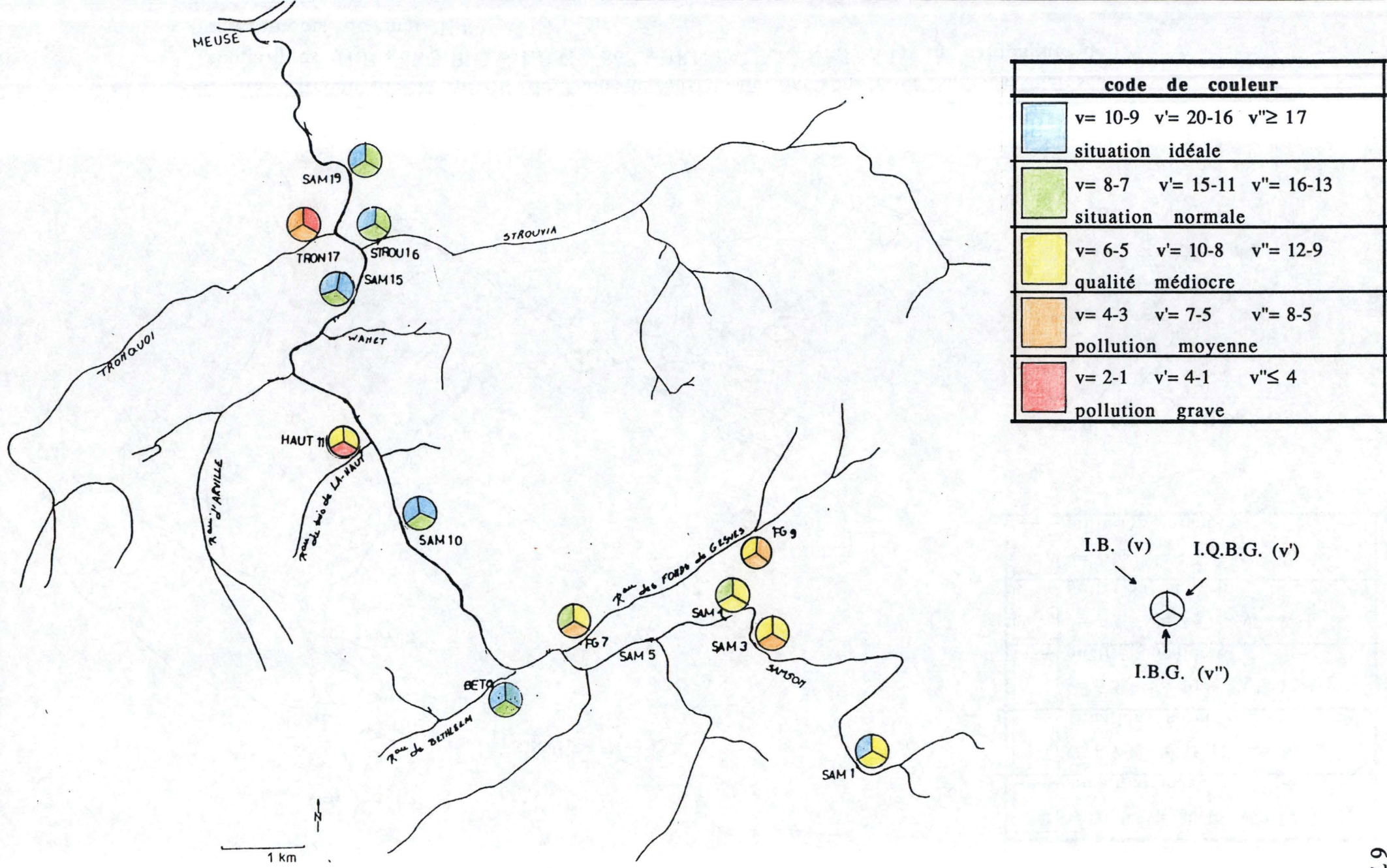


Fig. 21. Cartographie de la qualité de l'eau du bassin du Samson basée sur les analyses faunistiques (I.B., I.Q.B.G., I.B.G. de VERNEAUX et al.) de la campagne de prélèvements de janvier 1989.

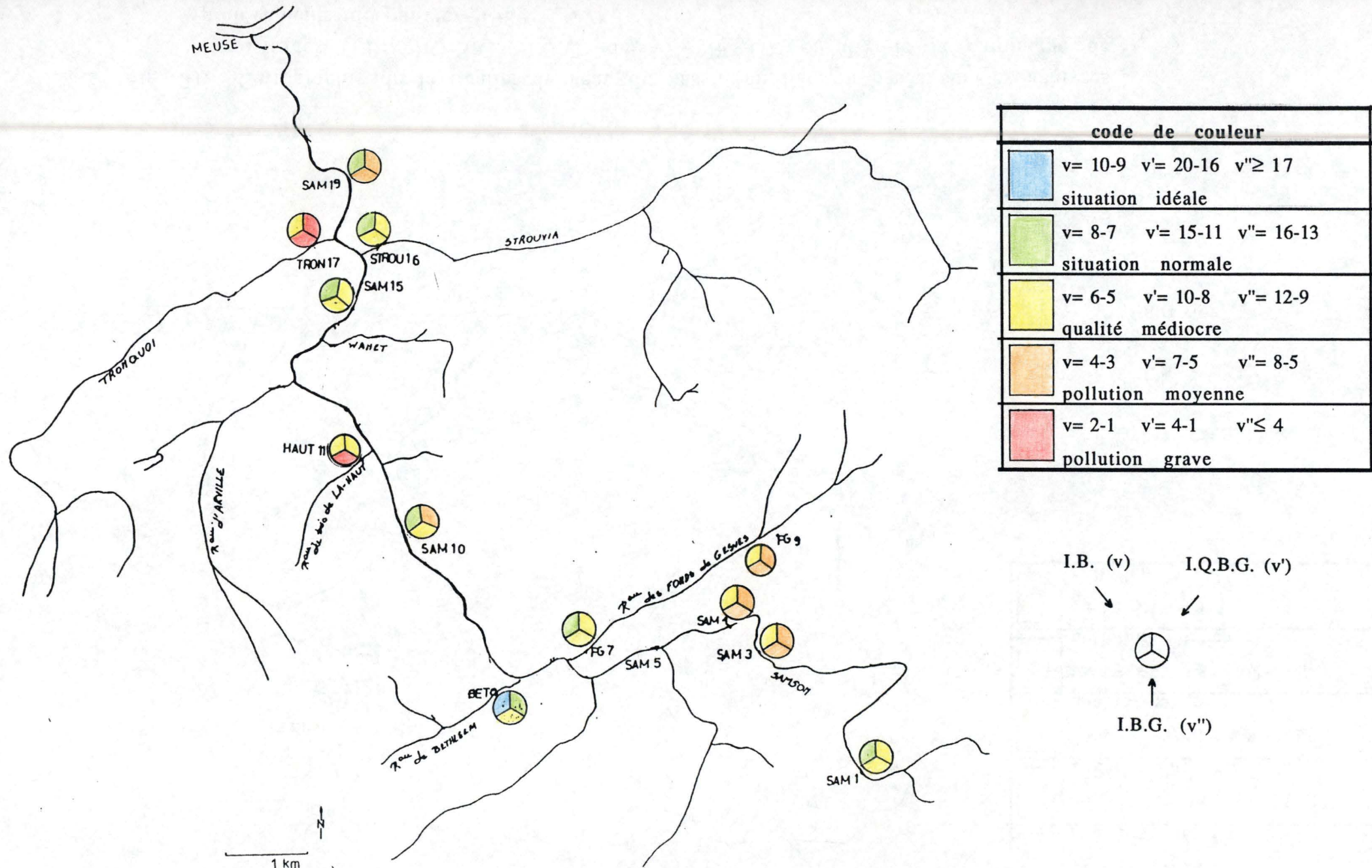


Fig. 22. Cartographie de la qualité de l'eau du bassin du Samson basée sur les analyses faunistiques (I.B., I.Q.B.G., I.B.G. de VERNEAUX et al.) de la campagne de prélèvements de mai 1989.

et le Score de CHANDLER passe de 958 à 1117. L'I.Q.B.G. et l' I.B.G. ne bougent pas. L'I.B. change mais en sens inverse.

Prenons les stations, au mois de mai, du ruisseau du Tronquoi (Tron 17) et du Samson (Sam 19). L'indice physico-chimique classe ces 2 stations dans la classe de pollution faible. Alors que les indices basés sur l'analyse des macroinvertébrés permet de distinguer ces 2 stations. La station située sur le ruisseau du Tronquoi étant plus altérée que la station la plus en aval sur le Samson (Sam 19). Ceci nous permet de supposer que les limites de classe des indices physico-chimiques sont peu sensibles. En effet, en analysant séparément les concentrations des paramètres traduisant une pollution organique, la station Tron 17 apparaît plus altérée, ce qui ne se traduit pas par la classe de pollution attribuée par l'analyse physico-chimique. Remarquons, que la classe moyenne (Cf.2.1.4. tableau 1) pour la station Tron 17 et Sam 19 est différente, ce sont donc bien les limites des classes de pollution physico-chimiques qui sont peu sensibles.

On remarque que, suite à la faible amplitude de variation de l'I.B. (0 à 10), certaines différences de qualité biologique ne sont pas reflétées. L'indice maximum étant atteint trop facilement il n'est pas la preuve d'une qualité parfaite du milieu. Donc l'I.B. ne met pas bien en évidence de faible pollution. Les autres indices (I.Q.B.G., I.B.G., Score de CHANDLER et analyse physico-chimique) permettent de différencier ces milieux. Par exemple, l'I.B. ne distingue pas la station Sam 10 de la station du ruisseau de Bethléem (Bet 8) (résultat de janvier) alors qu'une différence de qualité physico-chimique a été mise en évidence (classe moyenne, respectivement, de 4.00 et de 3.86). De ce point de vue, le Score de CHANDLER permet de distinguer toutes les stations entre elles, car il n'y a pas de classe définie. Ceci peut constituer un avantage pour autant que les différences signifient quelque chose (est-ce qu'une différence de 10 dans le Score signifie quelque chose?). Ce que l'on remarque c'est que le Score de CHANDLER permet de distinguer des stations où l'I.B.G. est constant. Ceci allant dans le sens des résultats obtenus par l'analyse physico-chimique de l'eau.

L'indice physico-chimique semble parfois surestimer l'état de qualité de l'eau. En effet, prenons les indices obtenus pour le mois de mai sur les ruisseaux du Bois de Là-Haut et du Tronquoi. En les comparants avec l'I.Q.B.G., l'I.B.G. et le Score de CHANDLER on

remarque que l'indice physico-chimique ne traduit pas bien l'altération assez importante qu'il semble y avoir. Ceci pourrait indiquer que les analyses physico-chimiques sont plus ponctuelles dans le temps que les méthodes basées sur les macroinvertébrés intègrent la pollution sur une plus grande période.

De manière générale, une bonne concordance entre les différentes méthodes employées est observée. En effet, les différents indices évoluent de la même façon d'une station à l'autre (figures 19 et 20). Il apparaît également que les plus fortes dégradations conduisent à des indices faibles et que les meilleurs indices se trouvent aux mêmes stations.

Certains indices biocénotiques sont élevés alors que seulement quelques taxons ont été récoltés. Examinons les indices obtenus en mai pour le ruisseau du Bois de Là-Haut. Le nombre de taxons récoltés est de 2, les indices variant fortement suivant la méthode employée tout montrant une altération. Cette différence est due à la configuration des tableaux de polluosensibilité des taxons et au mode de calcul des différents indices. Dans ce cas-ci, c'est surtout le mode de calcul qui explique cette différence. En effet, pour considérer un taxon comme groupe faunistique repère, le nombre d'individus de ce taxon doit être au minimum de 2 pour l'I.B.(=5) et pour l'I.Q.B.G. (=9), donc les Limnephilidae sont considérés comme groupe faunistique repère car ils sont au nombre de deux. Ceux-ci n'étant pas pris comme groupe repère pour le calcul de l'I.B.G.(=1), l'indice chute considérablement. Cet exemple tendrait à montrer que les Limnephilidae ne devraient pas se trouver si haut dans le tableau de polluosensibilité. Le Score de CHANDLER (=88) confirme une altération profonde à cet endroit.

Un avantage du Score sur les indices de VERNEAUX et collaborateurs (surtout I.B. et I.Q.B.G.) est ici mis en évidence. En effet, on remarque que les indices de VERNEAUX sont surtout basés sur la présence ou l'absence de taxons polluosensibles. Alors que CHANDLER attribue un Score à presque tous les taxons (polluosensibles et polluo-résistants), permettant ainsi une meilleure représentation de la qualité du site.

Une variation saisonnière a été mise en évidence tant pour les paramètres physico-chimiques mesurés que pour les indices biocénotiques. Le nombre de taxons récoltés est plus petit pour le

mois de mai. Les nombres d'Ephéméroptères, de Trichoptères et de Diptères sont faibles par rapport à ceux observés pour le mois de janvier. Ceci a pour effet de diminuer l'indice maximum pouvant être atteint dans de telles conditions. En effet, les Ephéméroptères présentent leur abondance relative maximale en automne. Celles-ci diminuent régulièrement et atteignent un minimum en mai (ROSILLON, 1984). De même, la densité des Trichoptères, des Coléoptères est à son minimum en mai. Ceci fait que le nombre de taxons récoltés va être plus faible en mai et que le groupe faunistique repère peut se trouver plus bas dans l'échelle de polluosensibilité car celle-ci est basée surtout sur les Ephéméroptères et sur les Trichoptères. Les indices de mai sont donc plus petits que ceux de janvier. Il ne faut pas exclure que la diminution des indices puisse être due, également, à une teneur en nitrates et nitrites plus élevée au mois de mai. En effet, de manière générale, une diminution de la qualité de l'eau a été observée de janvier à mai par les analyses physico-chimiques. Cette diminution peut être expliquée soit par une augmentation du rejet de polluants, soit par une concentration plus forte des éléments dissous dans l'eau due à une baisse du débit de janvier à mai.

Donc la diminution des indices biocénétiques est expliquable d'une part par l'émergence et d'autre part par l'augmentation possible de la pollution organique (Cf. nitrates et nitrites).

Après avoir discuté de variation saisonnière, tâchons d'examiner si la qualité de l'eau semble s'être modifiée depuis 1980. Pour cela les résultats de MAQUET (1981) vont être comparés aux nôtres. Les dates de prélèvements (octobre et février) ne sont pas les mêmes mais comme nous avons observé que même s'il y a variation saisonnière les stations sont classées plus ou moins dans le même ordre de qualité, ceci ne pose pas de véritables problèmes si on compare l'ordre. Les conclusions suivantes ont été tirées par MAQUET (1981) : globalement, l'eau du Samson est d'assez bonne qualité. Celle-ci diminue à la station Sam 4 après que la rivière ait reçu les affluents de Gesves. Le Samson a récupéré en arrivant à Sam 10 et la qualité de l'eau n'empire pas trop en aval de Sam 10. Parmi les affluents, le ruisseau du Bois de Là-Haut (Haut 11) est le plus altéré. Le Tronquoi a un indice de qualité assez faible. Le ruisseau des Fonds de Gesves (FG 7) est altéré par une partie des décharges de Gesves. Les autres cours d'eau (le Strouvia, Strou 16, et surtout le ruisseau de Bethléem, Bet 8)

se caractérisent par une faune variée et sensible à la pollution, ce qui traduit leur état de "bonne santé".

Nos résultats montrent que la station Sam 4 subit toujours une pollution moyenne due au rejet d'eaux usées venant de Gesves. Une augmentation de pollution semble pouvoir être observée à la station Sam 19. Ceci serait dû à une augmentation des rejets d'eaux usées de villages environnants. Par contre, les stations Sam 10 et Sam 15 restent dans une classe de pollution dite idéale. Les affluents les plus altérés sont ceux du Bois de Là-Haut et du Tronquoi. Leur situation semble même s'être dégradée. Le ruisseau des Fonds de Gesves est toujours altéré par les décharges de Gesves. Les ruisseaux de Bethléem et du Strouvia sont toujours en "bonne santé".

En conclusion, les indices évoluent de la même façon aux différentes stations (les indices les plus bas sont observés au même stations, de même que les plus élevés). Une bonne relation entre les indices biocénotiques et les analyses physico-chimiques est observée. La sensibilité des indices varie quelque peu suivant leur mode de calcul et leur tableau de polluosensibilité. Notre étude semble montrer que l'I.B.G. et le Score de CHANDLER semblent être les plus sensibles. Mais certaines choses n'ont pu être vérifiées. En effet, l'I.B.G. peut être employé dans n'importe quel milieu car il ne tient pas compte du substrat (VERNEAUX, 1982). Des études devraient être réalisées dans des sites présentant différents substrat.

RESUME

ET

CONCLUSIONS

GENERALES

5. RESUME ET CONCLUSIONS GENERALES.

Douze stations situées sur le bassin versant du Samson ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques et de prélèvements de macroinvertébrés benthiques en janvier et en mai 1989.

Le Samson est typiquement une rivière calcaire caractérisée par une forte minéralisation ($K_{25} = 500-600 \mu\text{S/cm}$) due surtout aux ions HCO_3^- et aux ions Ca^{++} . Bien que la rivière traverse des terrains acides (Ardenne condrusienne), son diagramme ionique reste relativement constant. Par contre, les affluents ont des degrés de minéralisation variables selon le type de roches lessivées. On rencontre les types de minéralisation intermédiaire à faible, comme le ruisseau de Bethléem ($K_{25} = 235 \mu\text{S/cm}$) et du Bois de Là-Haut ($K_{25} = 212 \mu\text{S/cm}$), ou à minéralisation intermédiaire plus importante, comme le ruisseau des Fonds de Gesves ($K_{25} = 350 \mu\text{S/cm}$). Le type condrusien est également rencontré sur certains : le Tronquoi et le Strouvia ($K_{25} = 400-610 \mu\text{S/cm}$).

Du point de vue de l'oxygène dissous, l'eau du Samson, excepté au niveau de la source et d'un de ses affluents, est proche de la saturation. Il y a un déficit en oxygène dissous dans le ruisseau du Bois de Là-Haut.

L'azote se trouve essentiellement sous la forme de nitrates, ce qui traduit une bonne oxygénation du milieu puisque le stade ultime de l'oxydation des matières organiques est atteint. Cependant, on remarque un pic de concentration maximale en ammoniacque dans le Samson en aval du village de Gesves (Sam 4) et dans le Tronquoi.

En conclusion, du point de vue physico-chimie, le Samson et ses affluents ne sont pas trop altérés. A l'exception de la station en aval du village de Gesves (Sam 4) et de la station la plus en aval du Samson (Sam 19) et des ruisseaux du Bois de Là-Haut et du Tronquoi, où l'altération est plus marquée.

Du point de vue biologique, le niveau de qualité du Samson est bon sur toute sa longueur dans le sens où aucune pollution grave n'a été détectée. C'est pendant les premiers km et en aval de Goyet que le niveau de qualité est le plus bas. L'altération sur ses premiers km est sans doute due à l'agriculture puis au village de Gesves. En arrivant dans l'ardenne condrusienne, la rivière récupère et elle présente une qualité maximale dans cette région, ainsi qu'une

biocénose riche. Le Samson reste de bonne qualité jusqu'en amont de Goyet. En effet, on remarque que sa qualité diminue en aval de Goyet, ceci étant certainement dû aux rejets de ce village et des suivants dans le Samson.

Les affluents sont de qualité bonne à médiocre selon les cas. Le Tronquoi et le ruisseau du Bois de Là-Haut s'écoulant dans des zones à activité agricole intense ou collectant les effluents de villages importants, leur qualité d'eau est médiocre. Les ruisseaux de Bethléem et du Strouvia sont de bonne qualité et présentent une faune assez riche. Le ruisseau des Fonds de Gesves est de qualité intermédiaire.

Des variations saisonnières ont été observées. De manière générale, les concentrations des paramètres pouvant traduire une pollution organique, comme les nitrates et les nitrites, et les paramètres de minéralisation naturelle de l'eau augmentent de janvier à mai. Ceci peut être mis en relation avec une diminution du débit et/ou une augmentation de la pollution. De même, la diminution des indices biocénotiques, de janvier à mai, peut être due à une augmentation de la pollution et à l'émergence.

Une pollution plus forte, par rapport aux résultats de MAQUET (1981), a pu être mise en évidence par nos analyses, notamment dans le secteur aval du Samson.

Une bonne concordance globale entre les analyses physico-chimiques et les méthodes biologiques est observée.

Suite à la faible amplitude de variation (0 à 10) de l'Indice Biotique (I.B.) de TUFFERY & VERNEAUX (1967), un indice maximum n'est pas toujours la preuve d'une qualité parfaite du milieu. Il ne met pas bien en évidence de faibles pollutions.

Parmi les méthodes biologiques employées (Indice Biotique (I.B.) de VERNEAUX & TUFFERY (1967), Indice de Qualité Biologique Globale (I.Q.B.G.) de VERNEAUX et al. (1978), Indice Biologique Global (I.B.G.) de VERNEAUX et al. (1982), le Score système de CHANDLER (1970) modifié, l'I.B.G. et le Score de CHANDLER semblent donner les meilleurs résultats. Ceci peut être déduit en se rapportant aux analyses physico-chimiques. Toutefois, les analyses physico-chimiques conduisent parfois à la surestimation de la qualité de l'eau

Notons que d'autres méthodes que celles employées existent pour étudier la qualité de l'eau. Des indices basés sur les Diatomées (COSTE,

1978 in LAFONT et al.,1988, DESCY, 1980 in PESSON, 1980), sur les Oligochètes (LAFONT, 1984 in LAFONT et al., 1988) existent.

Les études d'impact plus précises relevant de l'étude approfondie de phénomènes particuliers, nécessitent le recours aux méthodes fondamentales de l'analyse biocénotique fondées sur l'identification des espèces et le traitement mathématique de données quantitatives. En fait, les limites des méthodes utilisées, non conçues pour des études approfondies, sont liées aux qualités recherchées qui sont celles d'un protocole standard pratique, largement applicable à différents systèmes diversement dégradés.

Il est nécessaire de continuer des recherches fondamentales car il y a un manque de système de référence (absence de points de repère pour situer les communautés naturelles, pour évaluer leur état et donc pour prévoir l'impact que tel ou tel aménagement ou perturbation pourrait avoir sur ces communautés). Ces recherches fondamentales permettraient d'obtenir une échelle de polluosensibilité des différents taxons plus fiable.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- ANONYME, 1984.** Qualité biologique des cours d'eau. Détermination de l'indice biotique se basant sur les macroinvertébrés aquatiques. Norme Belge, Institut Belge de normalisation : T92-402.
- ANONYME, 1985.** Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.). Normalisation française : T90-350.
- ANONYME, 1985.** Gestion des ressources aquatiques. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture 299 : 1-41.
- BOURNAUD M. & THIBAUT M., 1973.** La dérive des organismes dans les eaux courantes. *Annls Hydrobiol.* 4 : 11-49.
- BOURNAUD M., KECK G. & RICHOUX P., 1980.** Les prélèvements de macroinvertébrés benthiques en tant que révélateurs de la physionomie d'une rivière. *Annls Limnol.* 16 : 55-75.
- CAIRNS J., 1974.** Indicator species of the concept of community structure as in index of pollution. *Water Resources Bulletin* 10 : 338-347.
- CARIS E., 1985.** Etude de la structure, de la densité, de la biomasse et du régime alimentaire de la truite dans le Samson. Mémoire de licence, F.N.D.P., Namur, p. (inédit).
- CELLOT B., MAUCET D. & BOURNAUD M., 1987.** Applications aux grandes rivières d'un indice de qualité biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques. *Sciences de l'eau* 6 : 473-495.
- CHANDLER J.R., 1970.** A biological approach to water quality management. *Wat. poll. Control* 69 : 415-422.
- DAJOZ R., 1975.** Précis d'Ecologie; Ecologie fondamentale et appliquée. Gauthier-Villars, Paris : 550 p.
- DEPAUW N. & VANHOOREN G., 1983.** Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100 : 153-168.
- DESCY J.P. & EMPAIN A., 1976.** Analyse physico-chimique de la Meuse et de la Sambre Belge, en 1973 et 1974. Recherche et Technique au service de l'Environnement, Ed. CEBEDOC, Liège : 139-157.

- DESCY J.P., 1976.** Etude quantitative du peuplement algal benthique en vue de l'établissement d'une méthodologie d'estimation biologique de la qualité des eaux courantes. Recherche et Technique au service de l'Environnement. Ed. CEBEDOC, Liège : 159-206.
- DESCY J.P., EMPAIN & LAMBINON J., 1981.** La qualité des eaux courantes en Wallonie (bassin de la Meuse). Secrétariat d'Etat à l'environnement, à l'aménagement du territoire et à l'eau pour la Wallonie, Liège : 17 p.
- DESCY J.P., 1988.** Cours d'Ecologie des eaux continentales. Note de cours : 75 p. (inédit).
- DESCY J.P., 1988.** Note sur les méthodes d'analyses physico-chimiques. Fascicule de T.P., F.N.D.P., Namur : 60 p. (inédit).
- DETHIOUX M., GERARD P., LECLERCQ L., VANDEVENNE L. & VERNIERS G., 1985-1987.** Evaluation de la qualité de la Wimbe : 53 p.
- EDINGTON J.M. & HILDREW A.G., 1981.** A key of the caseless caddis larvae of the british isles with notes on their ecology. Freshwater Biological Association Scientific Publications 43 : 91 p.
- ELLIOTT J.M., 1967.** Invertebrate drift in a Dastmoor stream. Arch Hydrobiol. 63 : 202-237.
- ELLIOTT J.M., HUMPESCH U.H. & MACAN T.T., 1988.** Larvae of the British Ephemeroptera. Freshwater Biological Association, Sci. Publs 49 : 80 p.
- FABRI R. & LECLERCQ L., 1977.** Les ruisseaux et rivières de Haute Belgique. Caractéristiques physico-chimiques des eaux naturelles et polluées. Natura Mosana 30 (3) : 78-87.
- G.E.A., 1979.** Evolution écologique et sociologique de la commune de Lasne : 250 p.
- G.E.A., 1980.** Remembrement de Noville Sud, évaluation des sites : 190 p.

- GENIN M., 1976.** Méthodes biologiques d'analyse de pollution des eaux courantes. Mémoire de licence, F.N.D.P., Namur : 131 p.(inédit).
- GOLTERMAN H.L., 1978.** Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Blackwell scientific publ., London : 213 p.
- GOODNIGHT J.C., 1973.** The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. Trans. Amer. Micros. Soc. 92 (1) : 1-13.
- GROSS F., 1976.** Appréciation de la qualité biologique d'un cours d'eau de plaine. Bulletin français de pisciculture 260 : 128-137.
- HUET M., 1949.** La pollution des eaux. L'analyse biologique des eaux polluées. Bulletin du centre Belge d'étude et de documentation des eaux 5 et 6 : 31 p.
- HYNES J.D., 1975.** Downstream drift of invertebrates in a river in Southern Ghana. Freshwater Biol. 5 : 515-532.
- KUFFERATH J., 1951.** Représentation graphique et classification chimique rationnelle en types des eaux naturelles. Bull. Inst. roy. Sci. nat. Belg. 27(43) : 8 p.
- LAFONT M., COSTE M., WASSON J.G. & FAESSEL B., 1988.** Comparaison de quatre indices biologiques pour apprécier l'impact de la pollution dans des cours d'eau français. Naturaliste can. (Rev. Ecol. Syst.) 115 : 77-87.
- LECLERCQ L. & MAQUET B., 1987.** Deux nouveaux indices chimiques et diatomiques de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénologiques et diatomiques. Institut royal des Sciences Naturelles de Belgique : 112 p.
- LECLERCQ L., VANDEVENNE L. & VERNIERS G., 1987-1988.** Evaluation de la qualité chimique et biologique de la Wimbe : 31 p.
- MAHIN M., 1977.** Etude quantitative comparée des invertébrés benthiques en amont et en aval d'une source de pollution. Mémoire de licence, F.N.D.P., Namur : 85 p. (inédit).

- MAQUET B., 1981.** Etudes des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux du bassin du Samson. Localisation des sources de pollution et estimation de leurs impacts sur le milieu aquatique par diverses méthodes. Mémoire de licence, F.N.D.P., Namur : 110 p. (inédit).
- MAQUET B., 1983.** Caractéristiques chimiques et biologiques des eaux de la vallée du Samson. *Annls Soc. r. Zool. Belg.* 113 : 3-18 p.
- MAQUET B. & ROSILLON D., 1989.** Fluctuations des paramètres abiotiques d'un écosystème lotique (le Samson, Belgique) au cours d'une période de 6 ans. *Tribune de l'eau* 537 : 51-64 p.
- MICHA J.C. & NOISET J.L., 1982.** Evaluation biologique de la pollution des ruisseaux et rivières par les Invertébrés aquatiques. *Probio-revue* 5 (1) : 142 p.
- MICHA J.C. & VERNIERS G., 1982.** Le rôle de l'hydrobiologiste dans l'évaluation de l'impact des activités humaines sur les milieux aquatiques. *Trib. Cebedeau* 460 : 117-131.
- MICHA J.C., 1988.** Ecologie des eaux continentales. Note de cours : 150 p. (inédit).
- MONNOT A., 1982.** Indice biologique de qualité générale des cours d'eau (I.B.G.). Exemples d'application de la méthode. *Annls Sci. Univ. de Franche-Comté, Besançon* 4 (3) : 22-31.
- OLIVE J.H., 1976.** Chemical-physical and biological assessment of water quality in the cuyahoga river (1973-1974). *The Ohio journal of Science* 76 (1) : 5-15.
- OLIVE J.H., JACKSON J.L., BASS J., HOLLAND L. & SAVISKY T., 1988.** Benthic macroinvertebrates as indexes of water quality in the upper Cuyahoga river. *The Ohio journal of Science* 88 (3) : 91-98.
- PESSON P., 1980.** La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Ed. Gauthier-Villars : 285 p.
- RODIER J., 1975.** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer : chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie. Dunod, Paris (2vol.) : 629 et 363 p.

- ROSILLON D., 1982.** Etude de la pollution d'une rivière salmonicole des ardennes belges : la Lhomme supérieure et le Serpont. Comparaison de trois méthodes biologiques. Bull. Ann. Soc. r. Belge Ent. 118 : 217-233.
- ROSILLON D., 1984.** Dynamique des populations des macroinvertébrés benthiques d'une rivière salmonicole (le Samson) : approche des facteurs régulateurs. Thèse de doctorat, F.N.D.P., Namur : 218 p. (inédit).
- ROSILLON D., 1985.** Seasonal variations in the benthos of a chalk trout stream, the river Samson, Belgium. Hydrobiologia 126 : 253-262.
- STROOT Ph., 1980.** Approche écologique de la répartition longitudinale des Trichoptères dans le bassin du Flavion. Mémoire de licence, F.N.D.P., Namur : 124 p. (inédit).
- STROOT Ph., 1986.** Clé d'identification des principaux macroinvertébrés d'eau douce non-Insectes. Fascicule de T.P., F.N.D.P., Namur (inédit).
- STROOT Ph., 1987.** Clé d'identification des insectes aquatiques de Belgique (niveau de la famille). Fascicule de T.P., F.N.D.P., Namur (inédit).
- STROOT Ph., 1989.** Essai de valorisation de collections existantes de macroinvertébrés à des fins de synécologie et de typologie des eaux courantes par utilisation d'analyses multivariées. Thèse de doctorat, F.N.D.P., Namur : 203 p. (inédit).
- SYMOENS J.J., 1957.** Les eaux douces de l'Ardenne et des régions voisines : les milieux et leur végétation algale. Bull. Soc. roy. Bot. Belg. 89 : 11-134.
- SYMOENS J.J., 1976.** Méthodes d'étude des eaux naturelles. La pratique de l'Ecologie, Bruxelles : 76-103.
- TACHET H., BOURNAUD M. & RICHOUX Ph., 1984.** Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Association Française de Limnologie : 151 p.
- TUFFERY G. & VERNEAUX J., 1967.** Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Ed. C.E.R.A.F.E.R. : 20 p.

- VERNEAUX J., 1973.** Les principales méthodes biologiques de détermination du degré de pollution des eaux courantes. *Economie et médecine animales* 1 : 13 p.
- VERNEAUX J., FAESSEL B. & MALESIEUX G., 1978.** Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. Centre Hydrobiol., Univ. Besançon et lab. Hydroécol. C.T.G.R.E.F. : 14 p.
- VERNEAUX J., 1981.** Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. CTGRERF : 13 p.
- VERNEAUX J., 1982.** Réflexions sur l'appréciation de la qualité des eaux courantes à l'aide de méthodes biologiques. *Annls Sci. Univ. de Franche-Comté, Besançon* 4 (3) : 3-9.
- VERNEAUX J. et al., 1982.** Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Annls Sci. Univ. de Franche-Comté, Besançon* 4 (3) : 11-21.
- VERNEAUX J., 1983.** Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Université de Franche-Comté, Besançon : 16 p.
- VERNEAUX J., 1984.** Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.* 15 (1) : 47-55.
- VERNEAUX J.** Les méthodes biologiques pratiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes utilisées en France : 5 p.
- VIVIER P., 1972.** Action de la pollution organique sur la faune aquatique d'eau douce. *La Houille blanche* 2-3 : 143-150.
- WOODIWISS F.S., 1964.** The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 14 : 443-447.
- WRIGHT J.F., MOSS D., ARMITAGE P.D. & FURSE M.T., 1984.** A preliminary classification of running water sites in Great-Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biol.* 14 : 221-256.

WRIGHT J.F., ARMITAGE P.D., FURSE M.T. & MOSS D., 1988. A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23 : 1548-1552.

WRIGHT J.F., ARMITAGE P.D., FURSE M.T. & MOSS D., 1989. Prediction of invertebrates communities using stream measurements. *Freshwater Biological* : 15 p.

LISTE DES FIGURES

LISTE DES FIGURES

- Fig. 1. Bassin versant du Samson, sous-bassins des principaux affluents et unités topographiques (d'après les cartes IGM 1/25000) (d'après MAQUET, 1981).
- Fig. 2. Profils longitudinaux du Samson et de ses affluents (pente en ‰) (d'après MAQUET, 1981).
- Fig. 3. Carte du réseau hydrographique du bassin versant du Samson (d'après les cartes IGM au 1/25000) (d'après MAQUET, 1981).
- Fig. 4. Situation administrative du bassin du Samson, localisation des principales sources de pollution (E) et des stations de prélèvements de MAQUET (1981).
- Fig. 5. Le bassin du Samson : zones d'habitats (en hachuré) et position des stations de nos prélèvements.
- Fig. 6. Evolution longitudinale de la température dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 7. Evolution longitudinale du pH dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 8. Evolution longitudinale de la conductivité dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 9. Evolution longitudinale de l'alcalinité dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 10. Evolution longitudinale de la teneur en calcium et en magnésium dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 11. Evolution longitudinale de la teneur en sodium et en potassium dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 12. Evolution longitudinale de la teneur en sulfates dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 13. Evolution longitudinale de la teneur en chlorures dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 14. Diagramme ionique des stations du Samson et de ses affluents.
- Fig. 15. Evolution longitudinale du pourcentage de saturation en oxygène dissous dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 15 bis. Evolution longitudinale de la demande chimique en oxygène (D.C.O.) dans les eaux du Samson et de ses affluents.
- Fig. 16. Evolution longitudinale des teneurs en nitrates, en nitrites et en ammoniacale dans les eaux du Samson.

- Fig. 17. Evolution longitudinale des teneurs en nitrates, en nitrites et en ammoniacque dans les eaux des affluents du Samson.
- Fig. 18. Cartographie de la qualité de l'eau du bassin du Samson basée sur les analyses chimiques (prélèvement de janvier et mai 1989).
- Fig. 19. Evolution longitudinale des indices biocénotiques dans les eaux du Samson et de ses affluents pour le mois de janvier 1989.
- Fig. 20. Evolution longitudinale des indices biocénotiques dans les eaux du Samson et de ses affluents pour le mois de mai 1989.
- Fig. 21. Cartographie de la qualité de l'eau du bassin du Samson basée sur les analyses faunistiques (I.B., I.Q.B.G., I.B.G. de VERNEAUX et al.) de la campagne de prélèvements de janvier 1989.
- Fig. 22. Cartographie de la qualité de l'eau du bassin du Samson basée sur les analyses faunistiques (I.B., I.Q.B.G., I.B.G. de VERNEAUX et al.) de la campagne de prélèvements de mai 1989.

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1. Caractéristiques morphologiques du Samson et de ses principaux affluents.
- Tableau 2. Analyses chimiques des cours d'eau. Niveau de pollution.
- Tableau 3. Tableau de détermination des indices biotiques (d'après TUFFERY, & VERNEAUX, 1967).
- Tableau 4. Limites de précision des déterminations pratiques des unités systématiques (d'après TUFFERY & VERNEAUX, 1967).
- Tableau 5. Tableau du protocole d'échantillonnage pour l'établissement de l'I.Q.B.G. (d'après TUFFERY & VERNEAUX, 1978).
- Tableau 6. Limites de précision des déterminations pratiques des différents taxons (d'après VERNEAUX et al., 1978).
- Tableau 7. Tableau des indices de qualité biologique globale (d'après VERNEAUX et al., 1978).
- Tableau 8. Tableau du protocole d'échantillonnage pour l'établissement de l'I.B.G. (d'après VERNEAUX et al., 1982).
- Tableau 9. Exemple d'échantillonnage selon la méthode de VERNEAUX et al. (1982).
- Tableau 10. Image simplifiée des stations A et B (exemple).
- Tableau 11. Limites de précision des déterminations pratiques des différents taxons (d'après VERNEAUX et al., 1982).
- Tableau 12. Tableau de détermination de l'indice biologique global (I.B.G.) (d'après VERNEAUX et al., 1982).
- Tableau 13. Répertoire des 135 taxons utilisés dans le calcul du nombre de taxons récoltés pour l'I.B.G. (d'après VERNEAUX et al., 1982).
- Tableau 14. Tableau standard de détermination du Score de CHANDLER (1970).
- Tableau 15. Présentation synthétique des indices biocénotiques employés.
- Tableau 16. Caractéristiques des stations de prélèvement.
- Tableau 17. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux du Samson et de ses affluents. Prélèvements effectués en janvier et en mai 1989.

Tableau 18. Inventaire et dénombrement (en nombre d'individus) de la faune des macroinvertébrés benthiques dans 12 stations du bassin du Samson. Les prélèvements ont été effectués au filet troubleau, au mois de janvier 1989.

Tableau 19. Inventaire et dénombrement (en nombre d'individus) de la faune des macroinvertébrés benthiques dans 12 stations du bassin du Samson. Les prélèvements ont été effectués au filet troubleau, au mois de mai 1989.

Tableau 20. Résultats des indices reflétant la qualité des eaux du Samson.

ANNEXE

ANNEXE

Légende du tableau 16.

Dans ce tableau, nous avons utilisé des catégories de largeur, de granulométrie, d'intensité lumineuse, de bordure végétale et de couverture du lit (d'après TUFFERY et VERNEAUX, 1967).

Si la largeur du lit du cours d'eau au point de prélèvement est :

inférieure à 1m, il appartient à la	catégorie 1
comprise entre 1 et 5 m	catégorie 2
supérieure à 5m	catégorie 3

Les catégories de granulométrie correspondent aux dimensions de grains suivantes:

grains de plus de 200 mm de diamètre	catégorie 1
de 20 à 200 mm de diamètre	catégorie 2
de 2 à 20 mm de diamètre	catégorie 3

La turbidité est notée :

00 pour une eau limpide
09 pour une eau boueuse

La couverture végétale des berges absorbe une partie de la lumière. Nous classons dès lors l'intensité lumineuse en différentes catégories selon l'aspect des berges :

rive couverte	catégorie 1
rive assez couverte	catégorie 2
rive assez dégagée	catégorie 3
rive dégagée	catégorie 4

Les différentes catégories de bordure végétale sont :

des champs cultivés	catégorie 1
des prairies	catégorie 2
des bois de feuillus	catégorie 3
des bois de résineux	catégorie 4
des prairies à rives bordées de feuillus	catégorie 5

Selon l'importance de la couverture végétale du lit, on distingue :

pas de végétation macroscopique	catégorie 0
végétation macroscopique très clairsemée	catégorie 1
clairsemée	catégorie 2
moyenne	catégorie 3
abondante	catégorie 4

La nature de la végétation caractérise le cours d'eau de la manière suivante :

phanérogames	catégorie 1
bryophytes	catégorie 2
algues	catégorie 3
bactéries	catégorie 4