

Description de la méthodologie

Objektyp: **Chapter**

Zeitschrift: **Bulletin de la Société Fribourgeoise des Sciences Naturelles =
Bulletin der Naturforschenden Gesellschaft Freiburg**

Band (Jahr): **74 (1985)**

Heft 1-3

PDF erstellt am: **18.07.2024**

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

N°	Bassin versant	Principaux cours d'eau étudiés	Année
RXI	Basse Sarine	Sarine (jusqu'à Fribourg)	1983
RXII	Bibera	Bibera	1983
RXIII	Serbache	Serbache	1984
RXIV	Veveyse	Veveyse de Châtel, Veveyse de Fégire	1984

2. Description de la méthodologie

2.1. Mesure de la vitesse du courant

Le débit, et surtout ses variations (crue, étiage), constitue la composante dynamique la plus représentative d'un cours d'eau. De plus, sa détermination permet de calculer les charges totales des matières transportées par les eaux. La mesure du débit implique toutefois la connaissance de la section mouillée, ainsi que celle de la vitesse du courant. En raison de la morphologie habituelle d'un cours d'eau, la mesure de la section mouillée représente un travail considérable sur le terrain. C'est pourquoi, faute de temps, nous nous sommes limités à la mesure de la vitesse du courant qui est plus aisée à réaliser et qui est suffisante pour l'interprétation des résultats biologiques.

En effet, la vitesse du courant dépend, comme le débit, de la configuration du fond, de la largeur et de la profondeur du lit. Dans la section mouillée, les vitesses sont inégalement réparties, diminuant près des berges et du fond en raison du frottement. Un cours d'eau sera donc caractérisé par deux faciès: lentique près des rives où la vitesse du courant est faible, lotique au milieu où le cours d'eau atteint ses plus grandes vitesses. Au voisinage du fond, les phénomènes physiques transforment les conditions de vie au niveau même où se développent les communautés d'eau courante, par suite de l'existence d'une zone de transition dans laquelle la vitesse du courant diminue pour devenir nulle au niveau du substrat; il en est de même des «eaux mortes» abritées du courant principal par des obstacles ou par des irrégularités du fond. Les écoulements sont plus ou moins turbulents suivant que le milieu est lentique ou lotique. Il peut se créer ainsi des courants juxtaposés qui ne se mélangent pas beaucoup, ce qui explique que certaines pollutions peuvent n'influencer, sur une assez grande distance, qu'une seule zone marginale ou la seule zone médiane. La turbulence du milieu lotique permet en revanche un mixage, toutefois moins intense en général au voisinage du fond. Le courant tend à entraîner les êtres vivants vers l'aval selon leur morphologie et leur comportement. Il détermine la diversité du fond des cours d'eau et, par voie de conséquence, la distribution des communautés. Il facilite les échanges gazeux et les transferts de matières énergétiques, ainsi que l'élimination des produits de déchet. Citant d'autres auteurs, ARRIGNON (1976) distingue les classes de vitesse ci-après:

très lente:	< 10 cm/s
lente:	10- 25 cm/s
moyenne:	25- 50 cm/s
rapide:	50-100 cm/s
très rapide:	> 100 cm/s

Les mesures de vitesses effectuées sur les cours d'eau étudiés ont été réalisées au moyen d'un moulinet Stoppani, n° 4200, \varnothing de l'hélice 57 mm.

2.2. Géologie

La nature du sous-sol sur lequel s'écoule une rivière joue bien évidemment un rôle important sur la qualité de ses eaux : traverse-t-elle une région calcaire, elle se charge en carbonate, bicarbonate et calcium et devient dure; en revanche, sur des sols granitiques ou argileux, elle est pauvre en calcium et douce.

La carte géologique régionale de chaque bassin versant étudié a été dressée par la section hydrogéologique de notre office (F. Becker). De plus, pour chaque station, la nature géologique locale et la morphologie du lit du cours d'eau ont été décrites de façon plus précise en appliquant la codification correspondante (voir liste des «composantes de l'environnement», tab. 1).

2.3. Les indices biotiques

2.3.1. Description de la méthode

La méthode utilisée est donc celle proposée par VERNEAUX et TUFFERY (1967). Elle est basée sur l'étude des communautés de macro-invertébrés benthiques et consiste à effectuer des prélèvements dans la rivière en une série de stations localisées en fonction des «accidents écologiques»: chute, changement de pente ou de substrat, confluent, rejets, etc. Pour chacun de ces prélèvements, les individus capturés sont déterminés, non pas toujours jusqu'à l'espèce, mais selon le cas, jusqu'à la famille, le genre ou l'espèce, ces limites étant définies préalablement comme «unités systématiques» (U.S.). C'est en effet l'un des avantages de cette méthode, et non des moindres, de ne pas exiger une détermination jusqu'à l'espèce, ce qui nécessiterait la collaboration de nombreux spécialistes, certains même étrangers, de tel ou tel groupe d'invertébrés. Ces U.S. sont définies de façon à permettre la détermination par une seule et même personne.

L'utilisation des communautés animales benthiques comme indicateur de pollution repose sur les principes suivants: en contact permanent avec l'eau, les organismes vivant dans le fond des rivières subissent de façon continue toutes les altérations de leur environnement aquatique. Ils réalisent ainsi par leur présence, leur abondance ou leur absence, une véritable intégration de l'ensemble des caractéristiques du milieu, et cela sur une durée qui est fonction de celle de leur cycle vital (LEYNAUD, 1975). Il est ainsi possible, du point de vue biologique, de donner une définition simple de la qualité d'une eau: «La qualité d'une eau doit être telle qu'elle permette l'établissement de la flore et de la faune qui sont normalement associées au milieu considéré» (VERNEAUX et LEYNAUD, 1974).

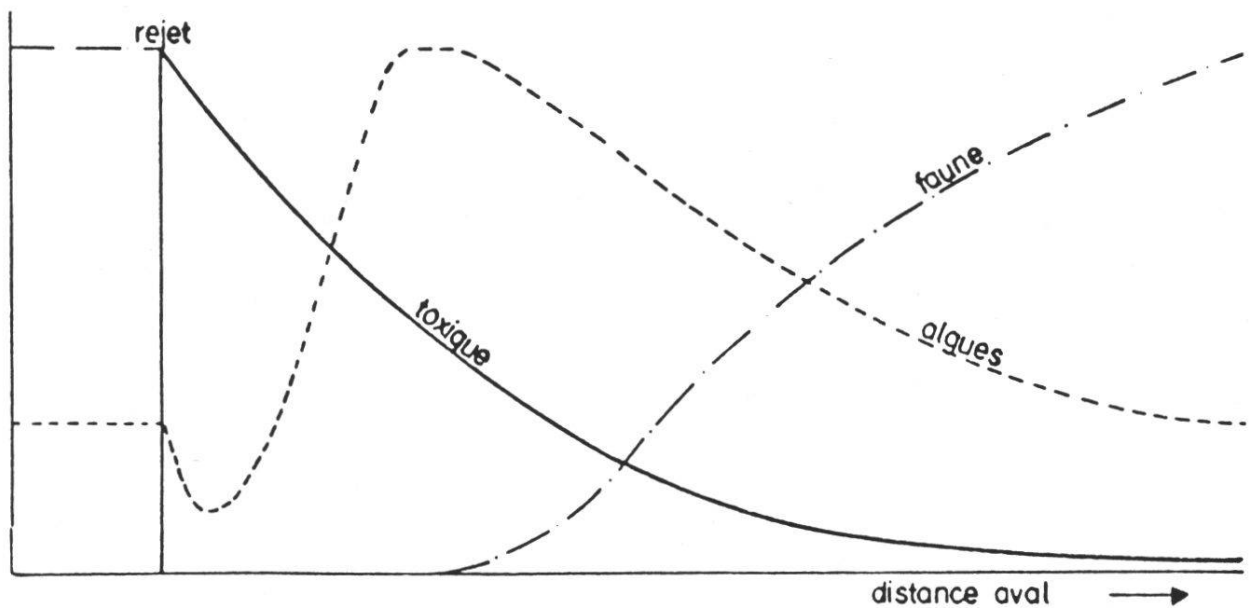


Fig. 2: Représentation schématique de la correspondance entre la concentration en matière polluante due à un rejet, et le nombre d'espèces végétales et animales (d'après HYNES, 1960).

Il ne s'agit pas de faire une étude faunistique exhaustive du milieu. Il importe donc de respecter le mode d'échantillonnage et de détermination indiqué, car cette méthode doit être utilisée de manière comparative.

Deux stations ne sont comparables que si elles se trouvent dans une même zone écologique et géologique; de plus, leur environnement doit être semblable. Aucune grande confluence ne doit se trouver entre ces deux stations (FELLRATH, 1980b). Cette méthode ne détecte pas des polluants, mais des pollutions. Autrement dit, elle permet d'évaluer l'effet des polluants sur un écosystème, et donc de vérifier si un secteur donné de rivière possède bien la faune et la flore qui doivent normalement lui être associées, comme le préconise l'article premier de l'Ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975:

« Objectifs à atteindre en matière de qualité pour les eaux courantes et les retenues

Le déversement d'eaux usées dans les eaux courantes et les retenues ne doit provoquer:

- a) aucune formation de boues;*
- b) aucune turbidité, coloration ou formation de mousse;*
- c) aucune altération du goût et de l'odeur par rapport à l'état naturel.*

La végétation doit se composer uniquement d'organismes photoautotrophes (les organismes photoautotrophes sont ceux qui peuvent, au moyen de l'énergie lumineuse, réaliser la synthèse de composants organiques à partir du dioxyde de carbone et de l'eau). Il ne doit pas se produire de prolifération indésirable d'algues et de plantes aquatiques supérieures.

Il ne doit se former à aucun endroit ni à aucun moment des colonies de bactéries, de champignons ou de protozoaires visibles à l'œil nu.

Compte tenu des conditions physiques locales et de la géographie des espèces animales, la faune doit présenter la composition typique que l'on observe dans les eaux faiblement chargées de matières organiques.

Les conditions d'hygiène requises pour le captage de l'eau potable et pour la baignade doivent être remplies.

En outre, il faudra viser à atteindre, en matière de qualité, les objectifs énumérés dans la colonne I de l'annexe.»

Cette méthode d'évaluation de l'impact d'un rejet sur un cours d'eau a d'ailleurs déjà été utilisée par notre Office lors d'une étude préalable (NOËL et FASEL, 1980).

2.3.2. Travaux pratiques

2.3.2.1. Choix des stations

L'emplacement des stations a été déterminé tout d'abord sur carte au 1 : 25 000. A raison d'une tous les 1 à 2 km, elles ont été placées en amont ou en aval de zones susceptibles d'être polluées: grands villages, confluent, zones agricoles, usines, etc. Dans certains cas, lorsque la situation le justifiait, des stations supplémentaires ont

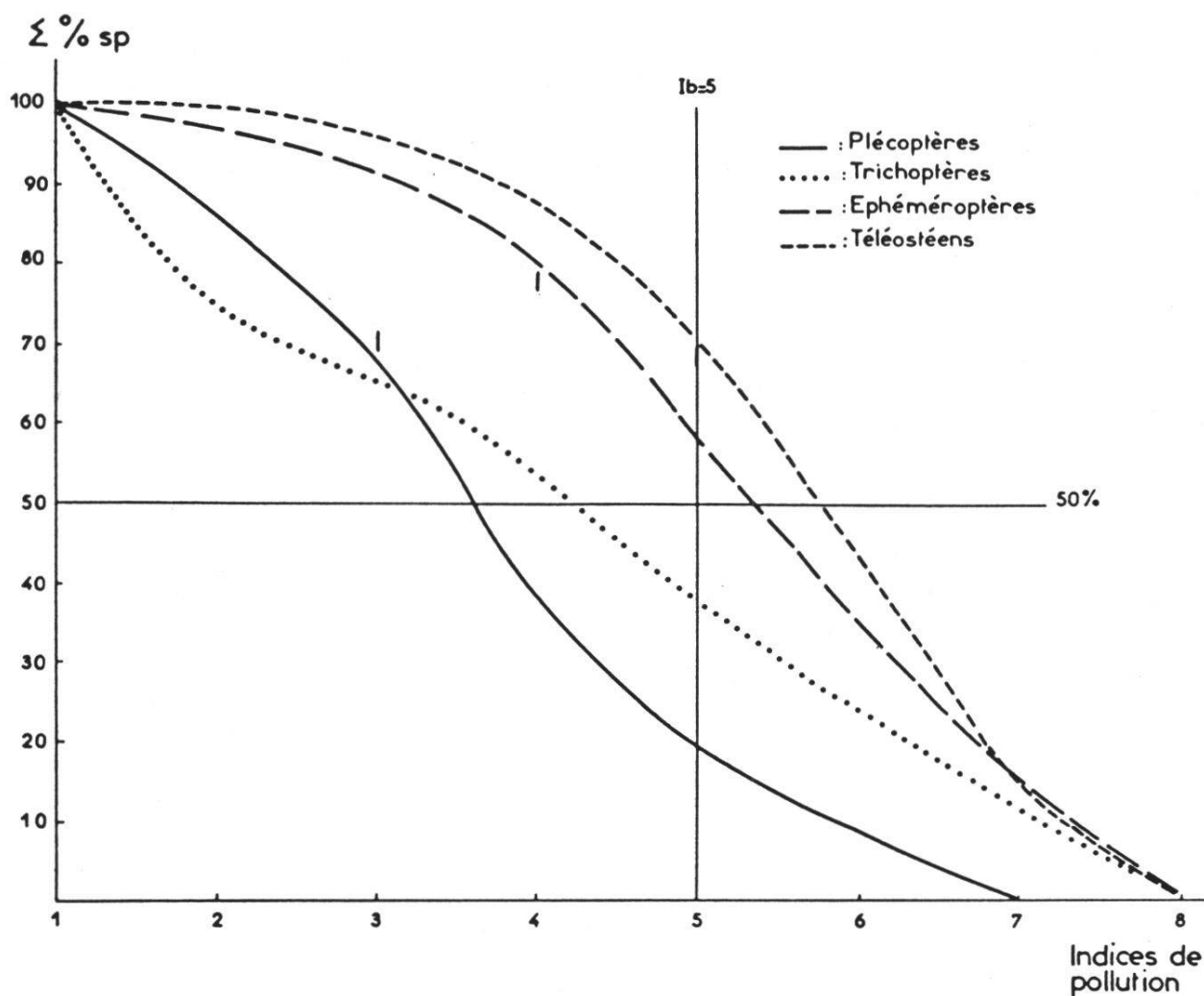


Fig. 3: Polluosensibilités des faunes (d'après VERNEAUX, 1973).

également été étudiées sur certains affluents non compris dans les études proprement dites.

L'emplacement définitif a été choisi et marqué d'un piquet lors d'une inspection sur le terrain. La numérotation des stations est faite selon un ordre chronologique, et non pas géographique (d'amont en aval par exemple).

2.3.2.2. Sur le terrain

L'environnement de chaque station est défini à l'aide de 20 paramètres (tableau 1). A chaque station, deux prélèvements sont effectués: l'un dans le courant (faciès lotique), l'autre dans les endroits calmes (faciès lentique). Les faciès sont recherchés dans les abords immédiats du piquet, mais parfois assez loin si c'est nécessaire (une station correspond à une longueur de rivière égale à environ 10 fois la largeur selon VERNEAUX (1973). Malgré cela, il n'est pas toujours possible de trouver un faciès lentique caractéristique. Le filet utilisé est à cadre rigide de type Surber de 19 cm d'ouverture, ce qui le rend plus maniable dans les lits très hétérogènes. Les mailles ont une ouverture de 0.24 mm. Chaque prélèvement se compose de tout le matériel récolté par trois coups de filet. La faune est prélevée en remuant le sol devant le filet posé sur le lit sur une surface d'un pied carré. Les échantillons de macrofaune sont nettoyés une première fois et très sommairement à l'aide d'un tamis à mailles de 0.5 mm, avant d'être conservés dans l'alcool à 80% en poids.

Nos travaux nous ont ainsi amenés à étudier un total de 442 stations sur l'ensemble du canton:

N°	Bassin versant	Nbr. St.
RI	Broye	45
RII	Petite Glâne	33
RIII	Glâne	73
RIV	Sonnaz	12
RV	Haute Gruyère	76
RVI	Singine	55
RVII	Arbogne	29
RVIII	Chandon	20
RIX	Gérine	32
RX	Gottéron	15
RXI	Basse Sarine	16
RXII	Bibera	18
RXIII	Serbache	10
RXIV	Veveyse	8

Tab. 1: Composantes de l'environnement.

Informations	Code
1. <i>Catégorie piscicole</i>	
Salmonidés dominants	1
Cyprinidés dominants	2
2. <i>Largeur du plan d'eau</i>	
< 1 m: Ruisselet	1
1 à 5 m: Ruisseau	2
5 à 25 m: Petite rivière	3
25 à 100 m: Grosse rivière	4
> 100 m: Fleuve	5
3. <i>Zones écologiques</i>	
Zones à salmonidés dominants (rivières prof. < 3 m)	- Sources: crénon 10
	- Petits torrents, ruisselets: épirhithron 11
	- Torrents, ruisseaux: métarhithron 12
	- Rivières de montagnes: hyporhithron 13
Zones à cyprinidés dominants	- Rivières de plaine, cours moyens: épipotamon 20
	- Grandes rivières de plaine: métapotamon 21
	- Zones estuariennes: hypopotamon 22
4. <i>Nature géologique régionale et du lit</i>	
Marno-calcaire	1
Argileux	2
Grès ou autres roches siliceuses	3
Nature quaternaire (alluvions + moraine)	4
5a. <i>Dimensions des sédiments</i>	
Blocs: > 200 mm	1
Cailloux, galets: 20 à 200 mm	2
Gravillons: 2 à 20 mm	3
Sable: 0,2 à 2 mm	4
Sablon: 0,02 à 0,2 mm	5
Limon et vase: < 0,02 mm	6

	Code
5b. <i>Granulométrie</i>	
Granulométrie dominante du faciès lotique	
Granulométrie accessoire du faciès lotique	
Granulométrie dominante du faciès lentique	
Granulométrie accessoire du faciès lentique	
6. <i>Couverture végétale</i>	
Phanérogames	1
Bryophytes	2
Algues	3
Bactéries et champignons	4
7. <i>Algues filamenteuses</i>	
Absence	1
Présence	2
Abondance	3
8. <i>Aspect des pierres (> 200 mm, dessous)</i>	
Incolore	1
Brun, rouge	2
Noir	3
9. <i>Vitesse du courant</i>	
Expression de la vitesse en cm/s (de 1 à 999 cm/s)	
10. <i>Profondeur de la rivière</i>	
Pour le faciès lotique	
Pour le faciès lentique	

	Code
11. <i>Ensoleillement</i>	
- Rivière couvertes Tunnels d'arbres et de buissons couvrant le plan d'eau et ne laissant pénétrer que très peu de rayons solaires	1
- Rivières assez couvertes Les rayons solaires pénètrent, la luminosité est moyenne, l'un des bords est couvert, l'autre est dégagé par exemple	2
- Rivières assez dégagées Les rayons lumineux pénètrent bien, le fond de la rivière est bien éclairé, les arbres de bordure sont assez espacés	3
- Rivières dégagées Rivières coulant dans les prairies ou bordées d'arbres très espacés, les rayons de soleil n'étant pas arrêtés, ou rivières très larges	4
12. <i>Turbidité de l'eau</i>	
- Claire, transparente	1
- Un peu trouble	2
- Très trouble	3
13. <i>Couleur de l'eau</i>	
Incolore	1
Bleu	2
Bleu vert	3
Vert	4
Vert jaune	5
Jaune	6
Jaune marron	7
Marron clair	8
Marron foncé	9
Gris	10
Noir	11
14. <i>Environnement dominant</i> (en amont du point de prélèvement)	
Pâturage	1
Champs	2
Forêt de feuillus	3
Forêt de résineux	4
Forêt mixte	5
Vignoble	6
Village	7
Verger	8

	Code
15. <i>Météorologie</i>	
Soleil	1
Pluie	2
Brouillard	3
Nuageux	4
Couvert	5
Neige	6
16. <i>Régime des eaux</i>	
bas (étiage)	1
normal	2
haut (crue)	3
17. <i>Aménagement</i>	
Rivière naturelle	1
Berges aménagées	2
Berges et lits aménagés	3
18. <i>Température de l'eau (°C)</i>	
19. <i>Température de l'air (°C)</i>	
20. <i>Odeur</i>	
Aucune	1
NH ₄	2
H ₂ S	3
Purin	4
Eaux usées	5
Hydrocarbures	6
Terreuse	7
Vase	8
Autres	9

2.3.2.3. En laboratoire

Les échantillons sont tout d'abord lavés, puis la macrofaune est triée et comptée. Un sous-échantillonnage est réalisé pour les unités systématiques trop abondantes. Leur identification s'effectue à l'aide d'une loupe binoculaire ou, le cas échéant, au microscope.

Les limites de détermination des unités systématiques sont indiquées dans le tableau ci-après (les U.S. soulignées sont celles qui ont été retenues):

ORDRES	Unités systématiques (Limites de précision de la détermination)
Plécoptères	genre
Trichoptères	<u>famille</u> ou genre selon les cas
Ephéméroptères	genre
Odonates	genre
Coléoptères	famille
Mollusques	<u>genre</u> ou espèce selon les cas
Crustacés	famille
Mégaloptères	genre
Hémiptères	genre
Diptères	famille
Planaires	genre ou <u>espèces</u> selon les cas
Hirudinés	genre ou <u>espèce</u> selon les cas
Oligochètes	famille ou <u>présence</u>
Nématodes	présence
Hydracariens	présence

Tab. 2: Limites de précision des déterminations pratiques des unités systématiques (d'après VERNEAUX et TUFFERY, 1967).

2.3.3. Calcul de l'indice biotique

Le calcul de l'indice biotique se fait au moyen du tableau à double entrée proposé par VERNEAUX et TUFFERY (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 Ecdyonuridae	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 Ecdyonuridae)	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	-	-

Tab. 3: Tableau standard de détermination des indices biotiques d'après VERNEAUX et TUFFERY (1967).

Un indice biotique moyen (IbM) est calculé à partir de l'indice biotique en faciès lotique (IbC) et en faciès lentique (IbL) de la manière suivante:

$$IbM = \frac{IbC + IbL}{2}$$

2.3.4. Classes de qualité

L'évaluation de la qualité moyenne de l'eau et de son degré de pollution doit se faire en tenant compte de la spécificité de l'environnement de chaque rivière. L'indice biotique est un «indice faunistique»; pour en faire un indice de pollution, il est nécessaire de connaître l'indice normal de chaque station. (L'indice normal est l'indice que l'on devrait trouver en l'absence de toute pollution.)

En effet, VERNEAUX et TUFFERY (1967) ont démontré qu'en s'éloignant des sources, les biocénoses devenaient naturellement plus résistantes aux pollutions (organiques tout au moins) et qu'elles étaient formées de toujours plus d'organismes de type euryes. C'est pourquoi, dans l'épipotamon (ILLIES et BOTOSANEANU, 1963) ou zone à barbeau selon HUET (1949), il est normal de ne pas trouver un indice de 10 (sur 10).

	Source	Cours supérieur		Cours moyen	Cours inférieur
Zones de Huet		Truite	Ombre	Barbeau	Brème
Zones de Illies et Botosaneanu	Crénon	Rhithron		Potamon	

Fig. 4: Zonations principales proposées par les chercheurs précités.

Cependant, les cours d'eau étudiés appartiennent tous à la zone à salmonidés dominants et, généralement, même à la partie supérieure de la zone à truites. Dans ces zones, l'indice biotique en faciès lotique devrait être de 10.

Un indice biotique inférieur indique que la composition de la faune n'a pas la diversité minimum que ces rivières devraient posséder, soit: *présence de 16 unités systématiques ou plus et d'au moins deux genres de plécoptères*. Dans les rivières propres, l'indice biotique en faciès lotique (IbL) devrait être de 9 ou 10.

VERNEAUX (1973) introduit un indice normal, puis un indice de pollution, avant de faire des classes de qualité. Dans nos études, il s'est avéré préférable d'utiliser directement des classes de qualité des eaux dont les limites tiennent compte de la zone piscicole et de l'environnement régional de chaque station. Ainsi, à chaque indice biotique moyen ($1 \leq IbM \leq 10$) correspond une classe de qualité (de 1 à 5). Cette façon

Classe	couleur	indice biotique	qualité de l'eau	pollution
1	bleu	9,5 – 10	normale	–
2	vert	8,0 – 9,4	acceptable	modérée
3	jaune	6,5 – 7,9	mauvaise	importante
4	rouge	5,0 – 6,4	critique	grave
5	violet	< 5,0	très critique	très grave

Tab. 4: Tableau des classes de qualité des eaux établi pour les zones à salmonidés dominants des rivières du Jura et du Plateau.

de procéder simplifie la lecture des résultats pour des non-spécialistes, mais l'utilisation d'un tableau ne doit se faire que dans la région où il a été élaboré. En raison des similitudes existant entre les rivières vaudoises étudiées précédemment et celles du canton de Fribourg, l'analyse des résultats a été faite en utilisant les mêmes classes de qualité (FELLRATH, 1980a).

Ces limites de qualité sont un peu plus sévères que celles proposées par VERNEAUX (1973) pour de grandes rivières comme le Doubs. Cela tient au fait que les cours d'eau étudiés dans les cantons de Vaud et Fribourg sont de petites rivières et même des ruisseaux. En outre, à l'aval de pollutions ponctuelles, des stations peuvent avoir un indice moyen IbM de 8 ou plus, bien que le feutrage soit constitué de champignons inférieurs, d'algues et des bactéries et qu'entre les pierres il se soit formé de gros dépôts de matières organiques. Pour ces raisons, toutes les stations dont l'indice en faciès lentique est inférieur de 3 unités à l'indice biotique en faciès lotique, ont été abaissées d'une classe (elles passent de classe 2 en classe 3).

2.3.5. Interprétation des résultats

A l'aide des classes de qualité des eaux définies ci-dessus, il a été possible de dresser une carte de la qualité biologique des eaux (voir carte en couleur en annexe). D'autre part, un graphe présentant l'évolution des indices biotiques pour chaque rivière en fonction de la distance aux sources a également été dessiné pour chaque bassin versant.

La diminution de l'indice biotique moyen (IbM) révèle généralement l'existence d'une pollution. Si cette diminution est faible et que la différence entre les indices biotiques des faciès lotiques et lenticques est inférieure à 3 unités, il s'agit d'une pollution diffuse. L'analyse de la composition de la faune (abondance relative des organismes détritvovores, présence ou absence d'organismes sensibles) permet parfois de le préciser.

Toute diminution de l'indice biotique moyen (IbM) de plus de 2 unités met en évidence une pollution importante, généralement ponctuelle, que les analyses physico-chimiques sont en mesure de préciser.

Toute augmentation de l'indice biotique moyen (IbM) traduit une amélioration de la qualité de l'eau et résulte de phénomènes d'auto-épuration. Il est possible d'évaluer graphiquement l'ensemble de ces phénomènes.

L'utilisation des indices du faciès lentique doit cependant se faire avec prudence. Il faut être sûr que l'on est en présence d'un vrai lentique, qui suppose une eau de vitesse proche de 0 et pas seulement ralentie. Dans les autres cas, il faut éviter de baser l'interprétation des résultats sur l'indice «lentique» trouvé, ou sur la différence entre ce dernier et l'indice lotique.

Comme les stations sont distantes d'environ 1 à 2 km, leur densité est suffisante pour permettre de dresser une carte précise de la qualité des eaux des rivières. Toutes les pollutions importantes et continues peuvent ainsi être détectées. Pour mettre en évidence sur le terrain les sources de pollution, il suffira, dans un second temps, de longer les secteurs de mauvaise qualité et de relever tous les apports polluants (égouts, drains, ruisselets etc.). Quelques nouveaux prélèvements judicieusement choisis, ainsi que quelques analyses chimiques des écoulements suspects, permettront alors de déterminer l'impact et la nature de cette pollution. Il sera également possible, par

extrapolation, d'estimer la capacité d'auto-épuration de la rivière en question si, sur son cours, plusieurs cas de pollutions ont été détectés et mesurés.

Enfin, pour permettre une meilleure appréciation de l'état sanitaire des cours d'eau étudiés et de leur aptitude à se régénérer, une carte de l'état pollutif a également été faite pour chaque bassin versant.

Tous les tronçons où les classes de qualité sont de 1 à 2 (Ib de 8 à 10) correspondent à des qualités normales et acceptables; leurs eaux y ont une meilleure capacité de s'auto-épurer ou les rejets polluants y sont minimales. Ils ont été regroupés en une catégorie I correspondant à un état pollutif satisfaisant.

Les classes de qualité de 3 à 5 (Ib inf. à 7,9) en revanche dénotent des états sanitaires mauvais à critiques. Dans ces portions de cours d'eau, le seuil critique est atteint ou dépassé et il est exclu, sans envisager des mesures urgentes d'assainissement, d'y prévoir des rejets supplémentaires. Ces portions de cours d'eau se voient attribuées à une catégorie II correspondant à un état pollutif critique.

Classe de qualité des eaux			Catégorie de l'état pollutif des eaux		
Classe	couleur	qualité	catégorie	représentation	qualité
1 2	bleu vert	normale acceptable	I	— — — —	satisfais.
3 4 5	jaune rouge violet	mauvaise critique très critique	II	—————	critique

Tab. 5: Correspondance entre les classes de qualité et les catégories de l'état pollutif des eaux.

2.4. Analyses physico-chimiques

L'analyse physico-chimique, on l'a vu, ne permet que l'estimation de la qualité momentanée de l'eau d'un cours d'eau. Elle ne suffit pas, à elle seule, à expliquer l'état général de la rivière où sont effectués les prélèvements. Toutefois, les informations qu'elle fournit permettent souvent de recouper les constats faits au cours de l'étude biologique. Interprétée à sa juste valeur, elle constitue donc un apport indispensable à la connaissance de l'état sanitaire du cours d'eau étudié.

2.4.1. Choix des stations et mode de prélèvement

Compte tenu de ce qui précède, il n'est pas nécessaire d'effectuer un prélèvement à chaque station où ont été faites les analyses biologiques. Il suffit, pour chaque bassin versant, de choisir judicieusement, c'est-à-dire en fonction des rejets éventuels, de l'arrivée d'affluents ou d'autres particularités morphologiques, quelques stations qui doivent en outre:

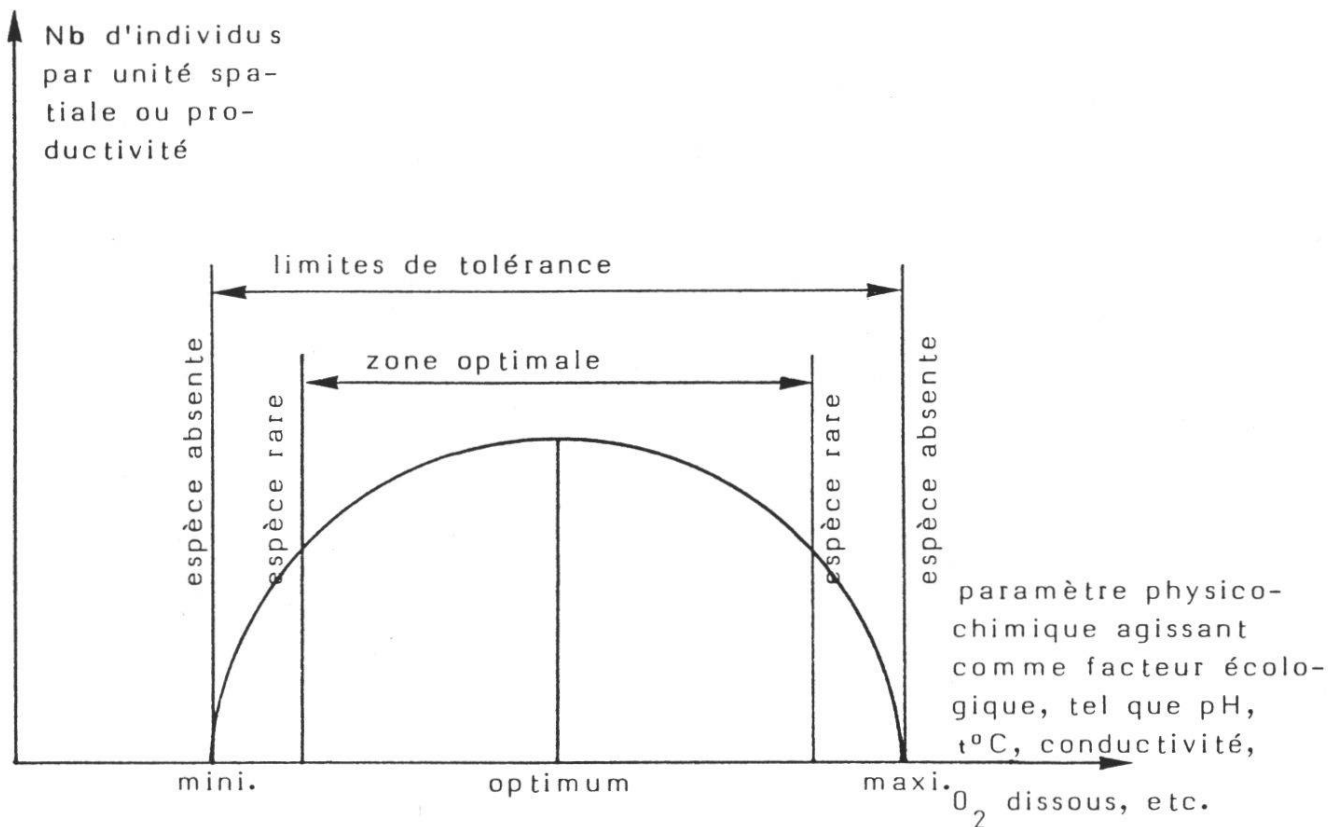


Fig. 5: Schéma représentant les limites de tolérance d'une espèce en fonction de l'intensité du facteur écologique étudié (d'après DAJOZ, 1975).

- être facilement accessibles
- permettre la mise en place de l'appareillage nécessaire
- avoir une morphologie telle que le prélèvement puisse se faire en eaux particulièrement bien mélangées.

Pour que les analyses soient le plus représentatives possible, nous avons opté pour des prélèvements sur 24 heures plutôt que de procéder à des prises d'échantillons ponctuels.

Nous avons utilisé des pompes de type Protomat, à autonomie de 48 heures et disposées de telle manière que les prélèvements effectués sur 24 heures recouvrent l'ensemble d'un même cours d'eau, de façon à obtenir des résultats comparables. Tous les prélèvements ont été faits par temps sec. Une fois la prise d'échantillons terminée, les eaux recueillies étaient acheminées rapidement au laboratoire de l'OPE et leur analyse entreprise immédiatement.

2.4.2. Choix des paramètres

Tous les paramètres physico-chimiques mesurés sont particulièrement représentatifs de l'effet des activités humaines sur la qualité de l'eau. Qu'un seul ne soit pas dans les normes (se référer à l'ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975) et tout l'équilibre écologique peut s'en trouver gravement perturbé.

2.4.3. Paramètres de nature physico-chimique

2.4.3.1. Température, pH, conductivité

La température de l'eau affecte sa densité et sa viscosité, la solubilité des gaz et en particulier de l'oxygène, ainsi que les vitesses de réactions chimiques et biochimiques. Ses variations peuvent tuer certaines espèces aquicoles, mais également favoriser le développement d'autres espèces, ce qui entraîne un déséquilibre écologique. Chaque espèce ne peut vivre que dans un certain intervalle de température hors duquel elle est amenée à disparaître. Une élévation de la température entraîne généralement une augmentation du métabolisme chez les organismes aquatiques et un accroissement de la perméabilité au niveau des branchies; elle favorise ainsi la pénétration des toxiques, mais les processus de détoxification et d'excrétion sont aussi susceptibles d'être activés par la température et de compenser l'action précédente. Pour la truite arc-en-ciel par exemple, une température de 23°C est synonyme d'un taux de mortalité de 50%.

Au-delà de certaines limites de pH, le poisson succombe rapidement; la gamme des pH qui ne sont pas directement mortels pour la faune piscicole va de 5 à 9, mais son effet se fera surtout sentir par l'influence qu'il exerce dans les équilibres entre les autres éléments (l'équilibre ammoniacal par exemple).

pH < 5,0	limite inférieure pour la survie de la plupart des espèces aquicoles, exception faite de certaines accoutumances,
5,0 < pH < 9,0	limites tolérables pour la plupart des espèces,
6,0 < pH < 7,2	zone optimale pour la reproduction de la plupart des espèces,
7,5 < pH < 8,5	zone optimale pour la productivité de plancton,
pH > 8,5	certaines algues sont détruites au-delà de cette valeur,
pH > 9	seuil létal de nombreuses espèces (salmonidés notamment).

Tab. 6: Tableau des tolérances de pH (d'après ARRIGNON, 1976).

La conductivité augmente avec la teneur en sels dissous. Cette teneur dépend donc de la charge en sels de l'eau qui est rejetée dans la rivière (par exemple percolation dans les sols riches en engrais chimiques). La plupart des espèces aquatiques peuvent supporter facilement des variations relatives de la teneur en sels dissous, à condition que la minéralisation totale ne subisse pas de très grandes fluctuations. Dans le cas contraire, il se produit des migrations ou même des mortalités massives par suite de phénomènes de diffusion à travers les parois cellulaires. La conductivité normale d'un cours d'eau calcaire se situe entre 40 et 50 mS/m.

2.4.3.2. Matières en suspension

Les matières en suspension dans l'eau entraînent sa turbidité à des degrés divers et, réduisant l'activité photosynthétique, génératrice d'oxygène, abaissent la productivité des eaux. Elles affectent directement la vie aquatique, le plus fréquemment d'une façon nuisible en colmatant les frayères minérales et végétales, en asphyxiant les œufs et même les poissons adultes, en épaississant les cellules épithéliales des bronchies. Elles réduisent également la croissance et les possibilités d'hébergement des invertébrés entrant dans l'alimentation du poisson.

2.4.3.3. Oxygène dissous

Une diminution du taux d'oxygène dissous accélère les mouvements respiratoires chez les poissons et favorise ainsi la pénétration des toxiques éventuellement présents dans l'eau. Autrement dit, plus la teneur en oxygène est proche du taux de saturation, meilleures sont les conditions de vie de la faune aquicole. Toute diminution de cette teneur est synonyme de présence dans les eaux de matières polluantes qui utilisent cet oxygène pour leur propre dégradation. Une augmentation de la température de l'eau affecte également la concentration en oxygène. Dans le milieu naturel, on peut considérer comme anormale une teneur en oxygène se situant au-dessous de 3 mg/l pour les cyprinidés et de 7 mg/l pour les salmonidés. L'effet létal des basses teneurs en oxygène dissous semble catalysé en outre par la présence de substances toxiques telles que l'ammonium ou certains métaux lourds (Cu, Zn, etc.).

2.4.3.4. Hydrocarbures

Bien que les hydrocarbures ne soient pas immédiatement toxiques, ils exercent une influence néfaste sur tous les organismes aquatiques: diminution primaire du phytoplancton, disparition quasiment totale du zooplancton dans les zones fortement polluées, contamination des poissons. Comme de plus ils proviennent exclusivement des rejets de l'activité humaine, leur dosage est particulièrement indicatif d'un état de pollution des eaux.

2.4.4. Paramètres déterminant la charge organique

Les matières organiques proviennent du lessivage des sols, des rejets d'égouts et également des résidus du métabolisme des organismes aquatiques. Leur présence est donc normale et même nécessaire puisqu'elle est favorable à la productivité piscicole. Toutefois, présentes en trop grandes quantités, elles provoquent une diminution de l'oxygène dissous, susceptible de nuire à la vie des animaux aquatiques.

2.4.4.1. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Elle indique la quantité d'oxygène consommée en 5 jours par les micro-organismes pour décomposer la matière organique contenue dans l'eau.

2.4.4.2. Carbone organique dissous (DOC)

Le carbone organique dissous constitue le paramètre le plus représentatif de la charge organique d'une eau courante. En effet, il existe bien souvent un rapport direct entre la composition de la biocénose et la concentration en DOC. Plus cette dernière est élevée, plus l'impact des rejets d'origine humaine peut être considéré comme important.

2.4.4.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

Certaines eaux usées ont un effet dépressif sur le bilan en oxygène des cours d'eau récepteurs, indépendamment de tout processus biologique, en raison de la présence de substances réductrices tels que détergents, sels ferreux, etc.

La consommation d'oxygène due à ces substances s'ajoute à celle résultant de la décomposition des matières organiques (mesurée par la DBO₅) par les micro-organismes présents dans l'eau.

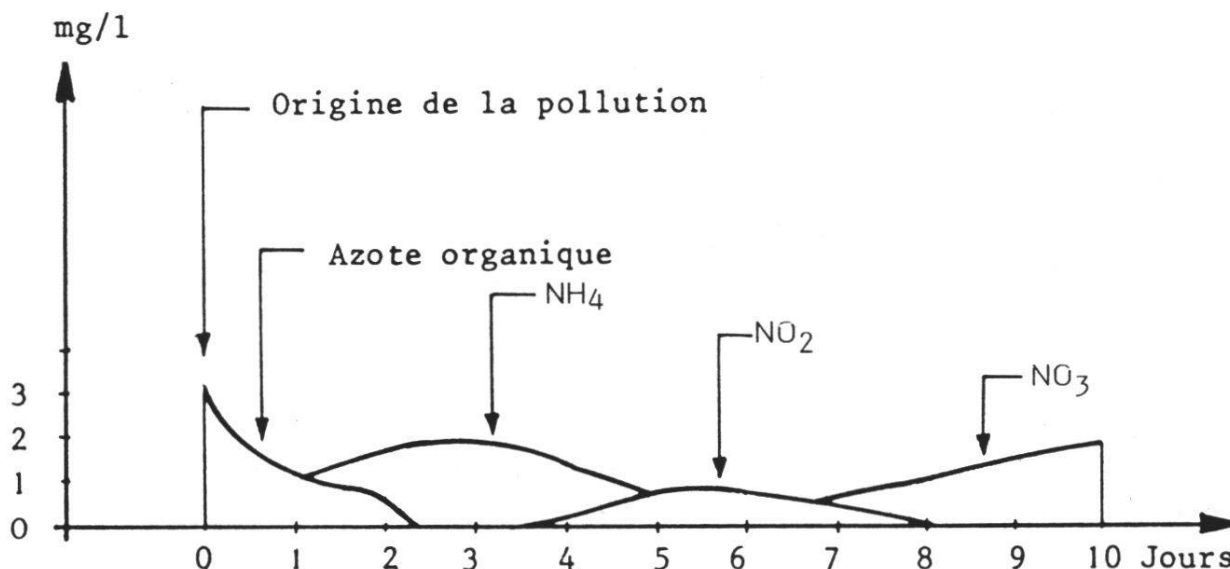


Fig. 6: Evolution des composés azotés en aval d'une pollution organique (d'après BARTSCH et INGRAM, 1967).

2.4.5. Paramètres déterminant la charge minérale

2.4.5.1. Les composés de l'azote: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-

En phase aérobie, l'azote organique contenu dans les eaux résiduaires (protéines, acides aminés, etc.) est transformé successivement en azote ammoniacal, nitreux et nitrique (nitrification).

Les substances azotées proviennent des eaux d'orage, du sol (percolation des nitrates), de l'atmosphère par le pouvoir fixateur de certaines algues (cyanophycées), ainsi que des résidus d'origine animale et humaine (les protéines qui en sont issues sédimentent, puis sont remises en solution par ammonification).

La nitrification n'est réalisable qu'en présence d'oxygène. En eau très polluée, l'évolution peut être bloquée au stade nitrite (NO_2^-).

La toxicité de l'azote ammoniacal est directement liée à sa forme non ionisée (NH_3), elle-même fonction du pH de l'eau:



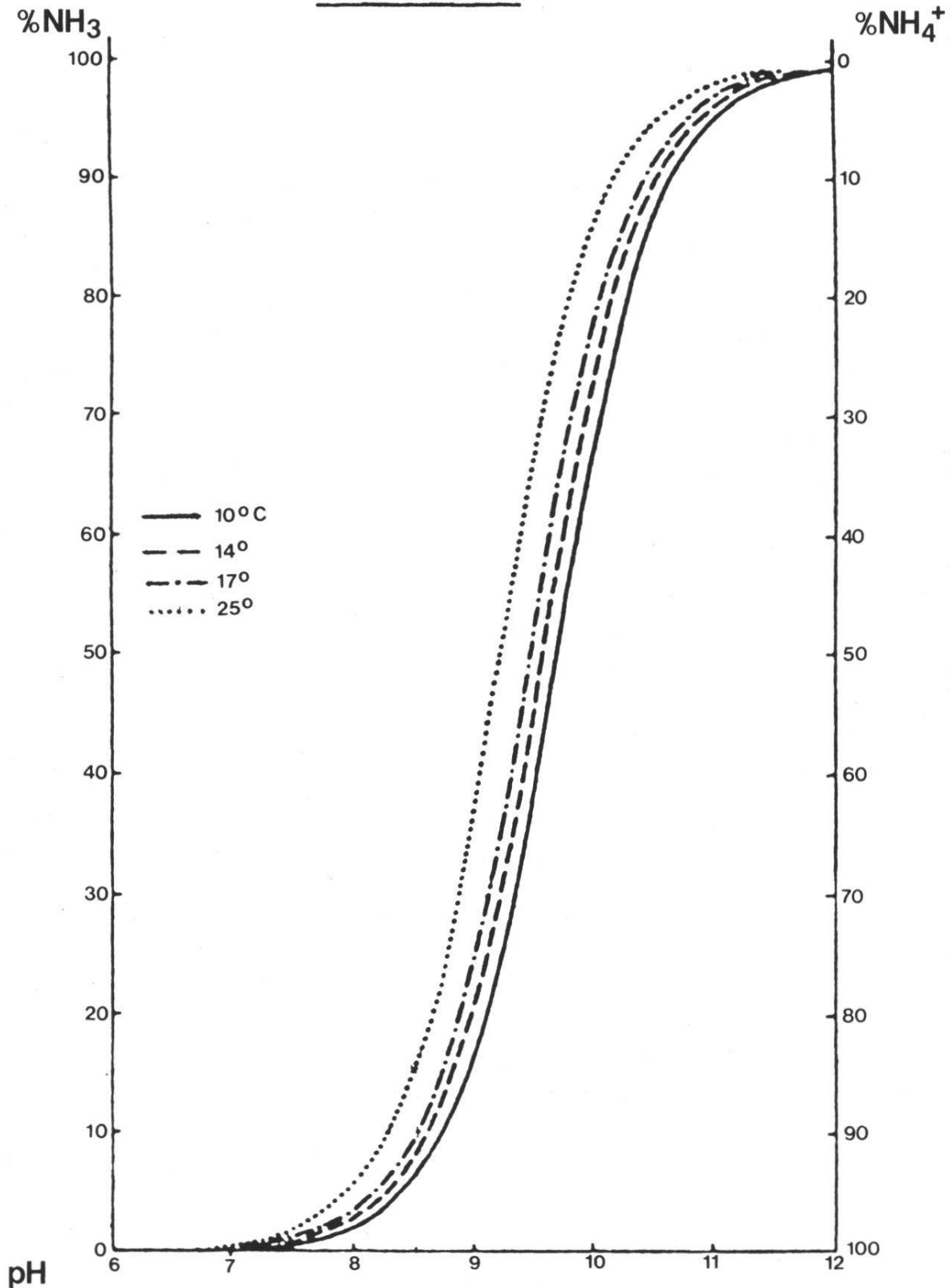
Ainsi, une forte concentration d'ions ammonium dans l'eau avec un pH faible ne sera pas dangereuse pour la flore et la faune aquatiques alors qu'une quantité beaucoup plus faible avec un pH élevé se révélera toxique (fig. 7).

Il est donc bien clair que la concentration d'azote ammoniacal mesurée dans un cours d'eau doit toujours être appréciée en fonction du pH de l'eau.

Bien qu'instables, les nitrites présentent un caractère de toxicité aiguë pour les poissons (dès quelques dixièmes de mg: des essais récents ont en effet démontré qu'à une concentration de 0.15 mg N- NO_2^- /l, le 71% de l'hémoglobine des truites arc-en-ciel était transformé en méthémoglobine).

Les nitrates n'exercent pas d'action directe mais, en stimulant la croissance de la flore aquatique en présence des autres éléments indispensables, ils augmentent la productivité du cours d'eau et la végétation en excès qui en résulte peut se révéler encombrante et nuisible par l'oxygène qu'elle consomme en se décomposant. La concentration en nitrate dans les cours d'eau devrait donc être limitée au maximum.

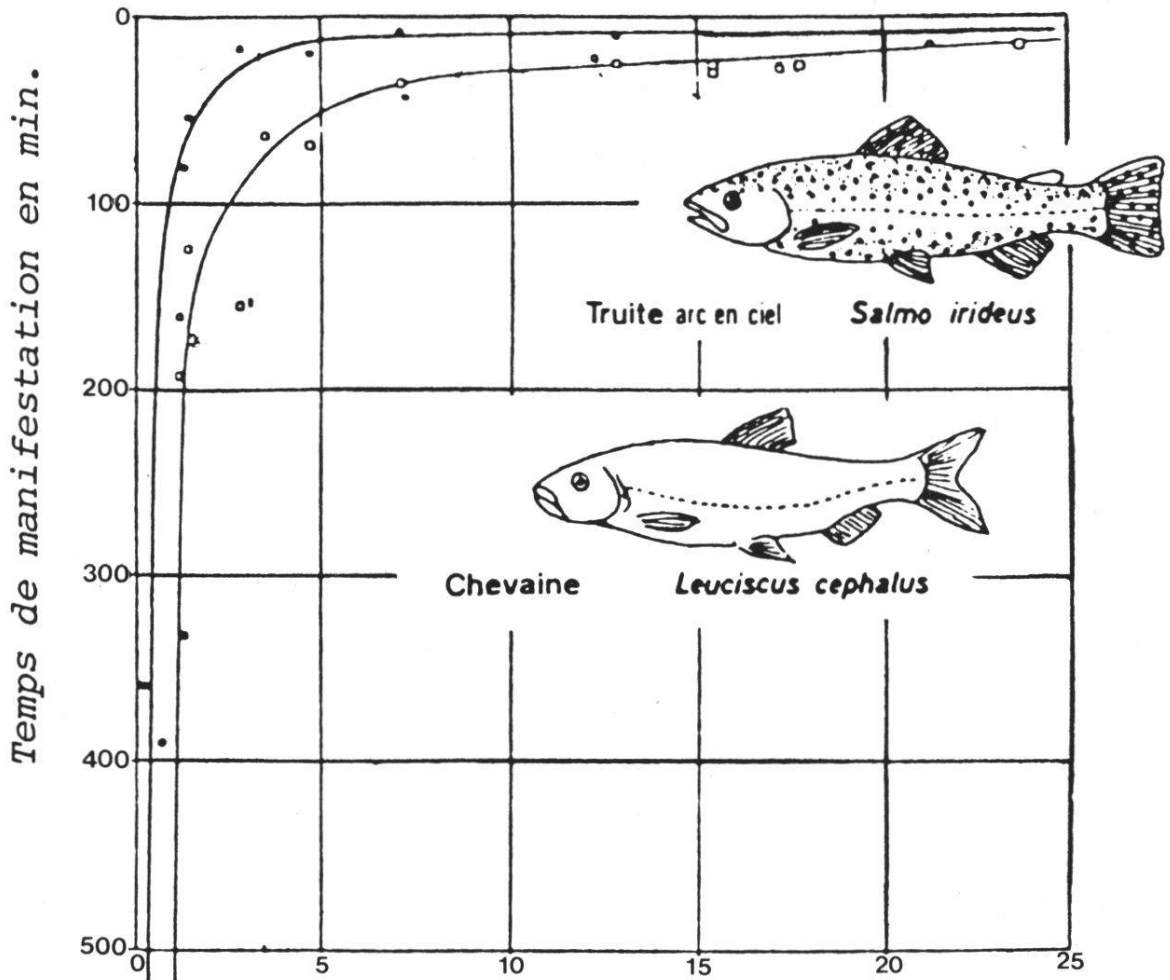
TABLEAU A



Concentrations respectives en $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ en fonction du pH à diverses températures.

Fig. 7: A. Constante de dissociation de l'ammonium en fonction de la température (d'après WOKER, 1949)
B. Toxicité de NH_3 pour les alevins de truite arc-en-ciel et de chevaine (d'après WUHRMANN et WOKER, 1948).

TABLEAU B



Concentration de NH₃ en mg/l

Courbes de toxicité pour les alevins de truites arc-en-ciel et chevaine (valable de 10 à 25 °C)

Exemple: Si la concentration NH₃/NH₄⁺ = 20 mg/l, le pH = 8,5 et la température = 25 °C.

Selon le tableau A, l'azote ammoniacal se répartit
15% sous forme NH₃ (toxique) = 3 mg/l
85% sous forme NH₄⁺ (non toxique)
= 17 mg/l

A une concentration NH₃ = 3 mg/l les premiers alevins de truite arc-en-ciel périront au bout de 25 min. et ceux de chevaine au bout de 90 min. (Tableau B).

2.4.5.2. Les composés du phosphore: P_{Tot} et PO_4^{3-}

La concentration en phosphore total est un révélateur de l'impact des rejets de l'activité humaine sur la charge d'un cours d'eau. Par différence avec les phosphates inorganiques, on peut estimer la quantité de phosphore lié organiquement qui provient du métabolisme végétal et animal.

On constate un enrichissement progressif des eaux en phosphate depuis quelques années. Les apports sont d'origines diverses: industries agricoles et alimentaires, traitement des eaux (phosphatation), fertilisation intensive et, bien entendu, égouts domestiques puisque les polyphosphates constituent une partie importante des poudres à lessive et autres détergents. L'action des phosphates dans l'eau est comparable à celle des nitrates puisque, sans être nocifs directement, ils provoquent une croissance exagérée des plantes aquatiques, algues en particulier. Ces dernières, qui concentrent jusqu'à dix fois la quantité de phosphore utilisée normalement, forment un épais tapis à la surface des plans d'eau et, en se décomposant, peuvent être cause de pollution mortelle pour les poissons. Les phosphates en excès sont pratiquement impossibles à éliminer en raison de leur stabilité. C'est pourquoi un grand effort a été consenti ces dernières années pour imposer la déphosphatation dans les stations d'épuration.

2.4.5.3. Les chlorures

Les rejets d'origine animale apportent des charges non négligeables en chlorures. En raison de leur solubilité et de leur stabilité, les chlorures causent parfois de sérieux problèmes et on estime qu'une concentration supérieure à 20 mg/l est susceptible de gêner les poissons, alors qu'elle devient franchement dangereuse à partir de 50 mg/l.

2.4.5.4. La dureté

L'influence de la nature géologique du terrain traversé par le cours d'eau joue, on l'a vu (voir paragraphe 2.2.) un rôle important sur la qualité de l'eau et, par là, sur la vie aquatique dans son ensemble. Il est donc important de connaître la dureté de l'eau de la rivière étudiée.

2.4.6. Paramètres déterminant la qualité bactériologique

La plupart des micro-organismes présents dans les eaux proviennent de l'air, du sol, des plantes ou des animaux, vivants ou en état de décomposition, de même que des excréments humains. La présence potentielle de cette multitude d'espèces bactériennes soulève un problème sérieux de santé individuelle et publique, puisque l'existence de bactéries pathogènes risque d'affecter l'homme en contact direct ou indirect avec des matières excrémentielles. Nous avons donc jugé que non seulement une étude de l'état sanitaire d'un cours d'eau ne saurait être complète sans analyse bactériologique, mais qu'au contraire, la détermination de ces paramètres nous apporterait de précieuses informations complémentaires.

2.4.7. Interprétation des résultats

Pour pouvoir interpréter valablement les résultats des analyses chimico-physiques, il est important de connaître, au préalable, l'origine, ou plutôt les sources diverses, des éléments qui composent l'eau et qui peuvent être:

- d'origine naturelle : érosion, précipitations, résidus du métabolisme des organismes vivants dans l'eau, etc.
- d'origine humaine : rejets d'égouts, d'eaux plus ou moins épurées, d'eaux de lessivage agricole, etc.

Par ailleurs, il importe de tenir compte également de tous les phénomènes de dilution qui interviennent par apport d'eaux nouvelles tout au long du parcours d'une rivière : affluents, drainages, rejets, etc. De même, l'absorption et la sédimentation de certains éléments influencent plus ou moins les résultats analytiques.

Il est donc nécessaire de définir, en premier lieu, un « modèle » qui, tenant compte de tous les phénomènes naturels qui contribuent à influencer la qualité d'une eau de rivière, permette de déterminer tout d'abord un « état normal », puis, selon des critères précis, les différents états qualitatifs successifs.

Sur la base des études et analyses effectuées depuis de nombreuses années en Suisse, en particulier les résultats obtenus lors des études de longue durée (NADUF et MAPOS), il a été ainsi possible d'établir un tableau des classes de qualité physico-chimique d'une eau superficielle à l'aide des 8 paramètres mentionnés dans le tableau 7.

QUALITE	COULEUR	Mat. susp. mg/l	DBO ₅ mgO ₂ /l	O ₂ dissous % sat.	DOC mg C/l	NH ₄ mg N/l	P _{total} mg P/l	PO ₄ mg P/l	Germes totaux n/ml
Normale	bleu	<10	< 2	sat.	< 1.3	< 0.04	< 0.05	< 0.02	< 500
Acceptable	vert	10-25	2-3	80-100	1.3-2.0	0.04-0.15	0.05-0.20	0.02-0.10	500-10 ³
Mauvaise	jaune	25-75	3-5	50-80	2.1-3.5	0.16-0.40	0.21-0.50	0.11-0.30	10 ³ -25.10 ³
Critique	rouge	> 75	> 5	< 50	> 3.5	> 0.40	> 0.50	> 0.30	> 25.10 ³

Tab. 7: Tableau des classes de qualité physico-chimiques.

3. Etude des bassins versants

3.1. Bassin versant de la Broye (RI)

3.1.1. Géographie

La Broye prend sa source dans les Préalpes fribourgeoises, au-dessus de Semsales, puis coule sur presque 10 km en direction du lac Léman. A la hauteur de Châtel-St-Denis, elle fait demi-tour pour descendre en direction du lac de Morat dans lequel elle se jette, parcourant ainsi quelques 60 km.

Seuls 30 km ont été étudiés. Le bassin versant correspondant à cette portion de la Broye s'étend sur environ 180 km² (voir fig. 8). La partie