

bulletin hors-série n°4
de la Société linnéenne de Lyon

2014

Jubilé de l'hydrobiologie lyonnaise



Société linnéenne de Lyon, reconnue d'utilité publique, fondée en 1822
33 rue Bossuet • 69006 Lyon • Tél. et fax : +33 (0)4 78 52 14 33

Analyse des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques

Aude Beauger et Nicole Lair

Clermont Université, Maison des Sciences de l'Homme, 4 rue Ledru, 63057 Clermont-Ferrand Cedex 1, France et CNRS, UMR 6042, GEOLAB – Laboratoire de géographie physique et environnementale, 63057 Clermont-Ferrand, France - aude.beauger@univ-bpclermont.fr

Résumé. – Les premières analyses permettant d'estimer la qualité des eaux continentales datent du début du XX^e siècle, mais il faudra attendre les années 1960, avec l'augmentation de la demande en eau et la prise de conscience des pollutions, pour que des organismes d'État soient créés et que des méthodes standardisées d'évaluation, dont celles basées sur les macroinvertébrés benthiques, soient mises en place (Angleterre, 1960 ; France, 1964), puis améliorées. Actuellement nous disposons de quatre catégories de méthodes : deux d'entre elles sont dérivées du Trent Biotic Index (1964) et du Chandler's Biotic Index (1970), auxquelles se sont ajoutées des méthodes prédictives (1988) et des méthodes rapides de bio-évaluation (1989), basées sur l'expérience acquise. L'examen critique des différentes méthodes de bio-évaluation a permis de constater d'importantes disparités : dimension de la station et modes d'échantillonnage, niveau de détermination des taxons, critères d'évaluation de la qualité (notes et méthodes prédictives), etc. En outre, dans la majorité des cas, le fonctionnement physique du milieu (géomorphologie fluviale) est totalement ignoré. Ce manque de coordination sera-t-il corrigé par le « Blueprint to safeguard Europe's water » (plan de sauvegarde de l'eau en Europe), proposé en novembre 2012 par la DCE ?

An analysis of the main bio-assessment methods based on benthic macroinvertebrates

Abstract. – The first analysis to assess inland water quality dates back to the early 20th century, but it was not until the 1960s, with increasing water demands and pollution awareness, that state agencies and standardised assessments were set up, including those based on benthic macroinvertebrates (England, 1960; France, 1964). Four categories of methods are currently available: two of them are derived from the Trent Biotic Index (1964) and the Chandler's Biotic Index (1970), to which, on the basis of experience, predictive methods (1988) and rapid bio-assessment methods (1989) were added. Critical examination of various bio-assessment methods revealed significant disparities in sample size and processing, taxa determination levels and criteria for assessing the quality of the results (notes and predictive methods), etc. In addition, the fluvial geomorphology was generally totally ignored. Will this lack of coordination be remedied by the "Blueprint to safeguard Europe's water" proposed in November 2012 by the WFD?

INTRODUCTION

Depuis la nuit des temps, l'homme a utilisé la rivière comme source d'approvisionnement en eau, en poissons, en limon pour les cultures et, jusqu'à une époque récente, les conséquences des aménagements sur la ressource et la qualité de l'eau étaient bien loin de ses préoccupations.

En France, au début du XIX^e siècle, le code napoléonien institue le domaine public fluvial et fixe les régimes de propriété et d'usage des sources, cours d'eau et plans d'eau (1804). En 1898, préoccupé par la santé publique, l'État édicte la première grande loi sur l'eau qui en régleme les usages : le développement industriel ne doit pas entacher la salubrité et la sécurité publique et tous les agriculteurs, y compris ceux de l'aval, doivent avoir accès à la ressource. En 1919, le début de l'effort de reconstruction de l'entre-deux guerres est à l'origine de la première loi sur l'hydroélectricité. Mais il faudra attendre 1964,

avec la création des organismes de bassin et la loi relative au régime et à la répartition des eaux, pour que la lutte contre les pollutions soit prise en compte. En 1971, l'OCDE lance un programme de coopération pour la surveillance des eaux continentales et les risques d'eutrophisation, avec des méthodes d'analyse codifiées par le Programme biologique international (GOLTERMAN, 1969). En France les travaux du ministère de l'Environnement, créé en janvier 1971, conduisent à la loi sur la protection de la nature de 1976 incluant les études d'impact de tout aménagement et l'analyse de l'état de référence, avant travaux : les contenus des études d'impact restaient à concevoir (LAIR *et al.*, 1980). En 1984, ce sera la « loi pêche » visant en outre la préservation des milieux aquatiques (instauration du débit minimal au dixième du module annuel). La loi sur l'eau de 1992 anticipera la future Directive cadre européenne de 1998, en insistant sur les actions à mener pour restaurer la qualité des eaux superficielles.

En Europe, dès le début du XX^e siècle les scientifiques s'intéressent à la biologie des eaux douces, mais d'abord à celle des lacs. En 1898, parallèlement aux travaux de Forel sur le lac de Genève, l'ouvrage de DELEBECQUE sur les lacs français est couronné par l'Académie des sciences. Le Saprobiensystem (KOLKOWITZ & MARSSON, 1902), destiné à estimer la qualité des eaux continentales, est proposé et sera successivement repris par PANTLE & BUCK (1955), puis par SLÁDECEK (1986), pour déterminer le niveau de pollution organique. Ainsi, progressivement, se mettent en place les outils permettant de connaître, évaluer la qualité, puis épurer... À partir des années 1950, et de manière dissociée, hydrologues, géographes, chimistes, biologistes, etc. s'interrogent sur le « fonctionnement » des eaux courantes encore très grossièrement connu (règle des pentes de HUET, 1954). Les indices basés sur la sensibilité des organismes vivants à la qualité de l'eau se développent : dans la lignée de WOODIWISS, des méthodes standardisées, tel l'Indice biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques¹ (TUFFERY & VERNEAUX, 1967) sont mises en place, suivies par les indices diatomiques² (DESCY, 1979). Dès le début des années 1960, piloté par EDF et précédant la loi, le Comité scientifique de Montereau se préoccupe des nuisances liées à la réfrigération de ses centrales thermiques. Ces travaux verront leur suite logique au moment de l'installation du parc électronucléaire impliquant des études de *point zéro*, puis de surveillance hydroécologique, des sites électronucléaires français (LAIR *et al.*, 1996 ; LAIR, 2001).

Il faudra attendre les années 2000 pour que les géomorphologues, associés aux biologistes, démontrent l'importance de l'habitat physique dans l'installation et le maintien des peuplements en place. Ce couplage interdisciplinaire va entraîner de nouvelles approches dans les techniques de prélèvements.

À l'aube du XXI^e siècle, soucieuse d'obtenir une rapide amélioration de la qualité de l'eau et consciente de la détérioration grandissante, l'Europe, a décidé que chaque état membre devait tout mettre en œuvre pour retrouver le bon état écologique des rivières et aquifères à l'horizon 2015 (MEDD 2004, 2005). Dans la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE-2000/60/CE), il s'agissait non seulement d'évaluer le degré de pollution mais aussi de définir l'état écologique des milieux par rapport à un référentiel. C'est ainsi qu'à partir de données historiques et actuelles, l'état écologique (ou degré d'altération) des sites a été mesuré arbitrairement par l'écart à la référence « définie comme un milieu qui fonctionne très bien, où l'impact de l'homme sur les paramètres abiotiques est très faible (très localisé ou à peine discernable de la variabilité naturelle) et où la biodiversité est en équilibre avec le milieu » (Union Européenne, 2000). Cependant, ne serait-ce qu'au

1 - Terme générique qui regroupe les organismes aquatiques invertébrés macroscopiques, soit des larves âgées d'insectes, des vers, mollusques, crustacés, etc., retenus en pratique par un tamis de 500 μ m de maille.

2 - Basé sur les communautés d'algues unicellulaires du groupe des diatomées.

regard de la singularité géographique (et par là climatique) de chaque pays (états membres et autres) et des incessantes améliorations techniques proposées par les scientifiques dans les différents pays, les résultats attendus par la DCE ne pouvaient qu'être biaisés. Les méthodes existantes devaient être adaptées aux exigences de la DCE ; c'est ainsi que de nouveaux indices biologiques plus fonctionnels et répondant à divers types d'impacts (pollution organique, impact des barrages, impact et suivi de l'exploitation des gravières anciennes ou actuelles, etc.) ont été établis et surtout continuent à émerger (POLLARD & HUXMAN, 1998 ; KARR, 1999 ; WASSON, 2001 ; SOUCHON *et al.*, 2002 ; LOGAN & FURSE, 2002 ; BUFFAGNI *et al.*, 2004 ; IRVINE, 2004 ; GABRIELS *et al.*, 2010 ; et pour la France MONDY *et al.*, 2012). Cependant, à l'évidence, comme l'ont souligné VUGTEVEEN *et al.* (2006), pour que la qualité de l'eau entre pays européens soit évaluée de manière cohérente et dans le sens du développement durable, il est nécessaire de disposer de méthodes compatibles, basées sur des données comparables, ce qui est loin d'être le cas. En outre, pour qu'une méthode permette d'intégrer le maximum d'impacts, comme mis en exergue par la DCE, l'heure n'est plus au cloisonnement des disciplines mais à l'interdisciplinarité, ce qui reste encore difficile à mettre en place. Partant de là, et de manière à faire le point, cela nous a conduites à dégager les principales caractéristiques des diverses méthodes de bioévaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques, utilisées en Europe et au-delà.

EXAMEN CRITIQUE DES DIFFÉRENTES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Après l'Anglais WOODIWISS (1960, 1964) qui a mis en place le premier indice biotique appelé Trent Biotic Index (TBI), plusieurs indices prenant en compte toute la macrofaune ont été élaborés ; nous en avons dégagé quatre catégories.

Méthodes dérivées du Trent Biotic Index

Ce sont des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les différents habitats d'une rivière, sans qu'il soit tenu compte de l'importance respective de chacun des habitats. L'estimation de la qualité de l'eau par les méthodes issues du TBI est obtenue grâce à une note finale déterminée à l'aide d'une grille basée sur un système à deux entrées (exemple : grille IBGN, Annexe 1), incluant la richesse taxonomique de la station étudiée et le taxon le plus polluo-sensible (Tableau I).

L'utilisation de ces indices biotiques réduit la qualité environnementale des rivières à une note, ce qui conduit à une perte d'information et introduit un biais dans l'évaluation biologique et écologique (DOLÉDEC *et al.*, 1999). Pour les cours d'eau de plaine, la note obtenue en combinant la richesse avec le taxon le plus polluo-sensible introduit un second biais.

En effet, dans ces derniers, la présence majoritaire de taxons polluo-tolérants ne signifie pas forcément une dégradation du milieu, mais peut simplement traduire la classique évolution amont-aval (position sur le continuum de VANNOTE *et al.*, 1980) qui conditionne la présence d'une faune adaptée aux zones de plaine (régime détritiver, faible vitesse, température plus élevée, etc.).

Compte-tenu des exigences de la DCE, certaines méthodes comme le Belgian Biotic Index (BBI) (Belgique) ont évolué. Ainsi, avec la mise en place de l'Indice Multimétrique Macroinvertébrés Flandre (MMIF) pour évaluer les rivières et les lacs, il est précisé que

les macroinvertébrés sont échantillonnés à l'aide d'une épuisette standard (hand-net), telle que celle décrite par DE PAUW & VANHOOREN (1983), et qu'avec cet instrument, tous les habitats sont collectés (GABRIELS *et al.*, 2010). L'échantillonnage est effectué sur un tronçon d'environ 10-20 m de long pendant 3 minutes pour les cours d'eau de moins de 2 m de large ou jusqu'à 5 minutes pour les cours d'eau plus larges.

De plus, afin de pallier les inconvénients de la note finale, le calcul de l'indice MMIF, qui est un système spécifique multimétrique, est basé sur cinq indicateurs : la richesse taxonomique, le nombre d'Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT)³ (voire le nombre des autres taxons polluo-sensibles), l'indice de diversité de Shannon-Weaver et le score moyen de tolérance des taxons comme métrique de polluo-sensibilité aux impacts (mean tolerance score-MTS). La valeur finale de l'indice est exprimée en ratio de qualité écologique allant de 0 pour une qualité écologique très mauvaise à 1 pour le très bon état qualité écologique.

<p>BBI Indice Biotique Belge Belgique De Pauw et Vanhooren (1983)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Tous les habitats sont échantillonnés en remuant les sédiments ou la végétation. Les zones profondes peuvent être échantillonnées à l'aide de substrats artificiels. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet attaché sur 2 côtés recueillant les animaux délogés en amont avec le pied, similaire à une mini-senne («kick-net») ou un filet emmanché type troubleau («hand-net») (cf. Fig. 1). <i>Niveau de détermination.</i> Famille ou genre.</p>
<p>IBGN Indice Biologique Global Normalisé France AFNOR (1992)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Sur un secteur de longueur égale à 10 fois la largeur du lit, huit échantillons sont collectés sur des substrats différents dans des gammes de vitesses différentes. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet Surber, surface connue (cf. Fig. 1). <i>Niveau de détermination.</i> Ordre ou famille.</p>
<p>IBGA Indice Biologique Global Adapté France Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée-Corse (1997)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Sur un secteur de fleuve, trois techniques sont associées permettant de collecter 15 à 17 échantillons : 8 dans les zones riveraines avec un filet Surber; 3 par dragage dans le chenal ; 4 à 6 avec les substrats artificiels. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet Surber (ou haveneau), drague cylindro-conique ou triangulaire et substrats artificiels (cf. Fig. 1). <i>Niveau de détermination.</i> Classe à famille.</p>
<p>IBE Indice Biotico Estesio Italie Ghetti (1997)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Un transect de rivière est échantillonné sans préciser le nombre d'échantillons qui dépend du type de substrat et de la présence ou pas d'un nouveau taxon. Entre chaque opération, les taxons sont identifiés in situ avant d'être regroupés en un échantillon unique. <i>Appareil de prélèvement.</i> Troubleau et tube de plastique mobile appliqué sur le fond afin d'aspirer la macrofaune (cf. Fig. 1). <i>Niveau de détermination.</i> Famille ou genre.</p>
<p>DSFI Danish Stream Fauna Index Danemark Skriver <i>et al.</i> (2000)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Tous les habitats d'un site sont échantillonnés. Le site d'étude est divisé en 3 transects séparés par 10 m et le préleveur effectue 4 prélèvements par transect, le tout conditionné en un seul échantillon. Dans les rivières très larges, non accessibles à pied, tous les substrats accessibles depuis la berge sont collectés. <i>Appareil de prélèvement.</i> Kick-net ou mini-senne (cf. Fig. 1). <i>Niveau de détermination.</i> Le niveau de détermination est défini en fonction de chaque groupe (famille ou genre).</p>

Tableau I. Méthodes d'échantillonnage BBI, IBGN, IBGA, IBE et DSFI.

3 - Ordres regroupant les principaux taxons sensibles aux polluants.

Méthodes dérivées du Chandler's Biotic Index

Ce sont des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les habitats les plus fréquents d'une rivière. Très utilisées, elles ont été l'objet de différentes adaptations selon les pays. Ainsi, parallèlement à la création du Trent Biotic Index, le Chandler's Biotic Index (CHANDLER, 1970) est à l'origine du Biological Monitoring Working Party Score (BMWP), créé en 1980 en Angleterre par Chester, auquel est souvent associé l'Average Score Per Taxon (National Water Council, 1981 ; ARMITAGE *et al.*, 1983) (Tableau II). La note finale de qualité de l'eau est obtenue en associant des points à chaque taxon selon leur niveau de polluo-sensibilité.

Par rapport au précédent groupe de méthodes, la prise en compte des habitats les plus fréquents et du niveau de polluo-sensibilité de chaque taxon, défini par une note, permet un gain d'information.

BMWP Biological Monitoring Working Party Score Angleterre Chester (1980)	<i>Echantillonnage.</i> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied de manière à déloger les animaux. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
IBMWP Iberian Biological Monitoring Working Party Score Espagne Alba-Tercedor et Sánchez-Ortega (1988)	<i>Echantillonnage.</i> Idem mais la collecte est répétée jusqu'à ce qu'aucun nouveau taxon ne soit trouvé ; en effet, entre chaque opération, les taxons sont identifiés in situ. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
SASS South African Scoring System Afrique Chutter (1998)	<i>Echantillonnage.</i> Les habitats sont échantillonnés après avoir été perturbés avec le pied. La durée ou la surface est fonction de l'habitat échantillonné. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
SIGNAL Stream Invertebrate Grade Number – Average Level Australasia Mackie (1998)	<i>Echantillonnage.</i> En 3 minutes, les principaux habitats sont prospectés, que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion, en perturbant les sédiments avec le pied. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.
NEPBIOS Nepalese Biotic Score Népal Sharma (2000)	<i>Echantillonnage.</i> Les principaux habitats sont échantillonnés avec un filet. En zones profondes, possibilité d'utiliser les substrats artificiels. <i>Appareil de prélèvement.</i> Kick-net ou mini-senne, filet troubleau ou substrat artificiel. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.

Tableau II. Méthode d'échantillonnage du BMWP et des autres méthodes qui en sont issues.

Méthodes rapides de bio-évaluation (RBA)

Des méthodes de bio-évaluation dites rapides (RBA : Rapid Biological Assessment) ont été élaborées dans divers pays, offrant « l'avantage d'être attractives pour les gestionnaires en produisant des résultats facilement interprétables dans un délai plus court et pour un coût plus faible que les autres méthodes » (RESH & JACKSON, 1993 ; LENAT

& BARBOUR, 1994 ; RESH, 1995 ; RESH *et al.*, 1995 ; GROWNS *et al.*, 1997). Aux Etats-Unis, les méthodes employées en routine furent le RBPII et le RBPIII (PLAFKIN *et al.*, 1989). Également adoptées en Australie (CHESSMAN, 1995), elles ont été remaniées et ont donné lieu en 1999 à la mise en service des RBP (BARBOUR *et al.*, 1999) (Tableau III). Par rapport aux indices précédents, aucune note de qualité n'est attribuée, mais des indices de similarité entre communautés macrobenthiques sont calculés. L'information est apportée par la richesse taxonomique, le pourcentage de racleurs-brouteurs, le pourcentage en ordres polluo-sensibles (EPT), etc.

La collecte est orientée sur les caractéristiques physiques de la rivière avec le choix des substrats minéraux représentant les habitats les plus fréquents. Avec ses deux procédures, le RBP semble applicable à toutes les rivières tempérées⁴. Ces méthodes ont aussi l'avantage de conserver l'information apportée par l'analyse écologique du peuplement. Le tri sélectif in situ utilisé pour le RBA australien permet de gagner du temps, mais cela peut être au détriment de la représentativité de l'échantillon.

<p>RBP II and III Rapid Bioassessment Protocol II et III Etats-Unis Plafkin <i>et al.</i> (1989)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne les graviers et galets en donnant 2 à 3 coups de filet dans une succession de radiers ou de plats.</p> <p><i>Appareil de prélèvement.</i> Kick-net ou mini-senne ou filet troubleau.</p> <p><i>Niveau de détermination.</i> Famille pour le RBPII et amélioration au genre ou à l'espèce pour le RBPIII.</p>
<p>RBPs Rapid Bioassessment Protocols Etats-Unis Barbour <i>et al.</i> (1999)</p>	<p><i>Echantillonnage :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Procédure mono-habitat.</i> Sur un secteur de 100 m, le préleveur échantillonne un minimum de 2m² de graviers (et galets) en donnant 2 à 3 coups de filet dans différentes gammes de vitesse d'un radier ou dans une succession de radiers (ou de plats). • <i>Procédure multi-habitats.</i> Echantillonnage dans la proportion de leur représentation. Un total de 20 coups de filet est effectué sur la longueur du tronçon pour collecter un maximum de substrats. <p><i>Appareil de prélèvement :</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Procédure mono-habitat.</i> Kick-net ou mini-senne ou un filet troubleau. • <i>Procédure multi-habitats.</i> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » (« D-Framed pond net » = haveneau). <p><i>Niveau de détermination.</i> Famille voire genre ou espèce.</p>
<p>Australian RBA Australian rapid Biological Assessment Australia Chessman (1995)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Prélèvements des macroinvertébrés sur un radier (zone à courant moyen ou rapide) et sur la bordure de la rivière étudiée (zone à courant nul ou faible). Sur chaque zone les substrats présents sur le site sont remués sur une distance de 10 m afin de collecter les taxons.</p> <p>Une sélection des macroinvertébrés est réalisée de façon à réduire le nombre d'individus. Ils sont soit triés durant 30 minutes par échantillon, soit limités à 100 animaux.</p> <p><i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau.</p> <p><i>Niveau de détermination.</i> Classe (pour les Acariens, Nématodes, Némertiens, Oligochètes et Turbellariés) et famille.</p>

Tableau III. Méthodes d'échantillonnage du RBP II et III, du RBP et du RBA australien.

4 - Du fait du phénomène de vicariance, on retrouve d'un continent à l'autre des groupes taxonomiques tout à fait analogues dans les biotopes graveleux.

Méthodes indicielles combinées dites DCE-compatibles

En Europe, pour répondre aux objectifs de la Directive cadre européenne (DCE-2000/60/CE), l'AQEM (Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates) a été proposée au début des années 2000. Cette méthode, qui se veut dérivée du RBA, a pour but de déterminer la classe de qualité écologique (mauvais état à très bon état écologique) des rivières européennes et d'identifier les causes possibles de leur dégradation (BUFFAGNI *et al.*, 2001 ; AQEM consortium, 2002 ; HERING *et al.*, 2004 ; NIJBOER *et al.*, 2004). Pour évaluer la qualité de l'eau, 130 métriques sont intégrées dans AQEM, dont de nombreux indices biotiques classiques (BMWP, BBI, etc). AQEM est une méthode qui prend en compte la diversité des habitats au prorata de leur recouvrement (Tableau IV). Une cartographie fine des différents habitats de la portion de rivière afin d'obtenir la surface de chacun est nécessaire. Le temps de tri peut être long, car des substrats tels que les macrophytes, les bryophytes ou les vases abritent en général de grandes densités d'organismes. L'information taxonomique à l'espèce⁵ alourdit la méthode, qui ne saurait prétendre être rapide. Cependant, malgré cela, de nombreux pays ont adopté cette méthode : Italie (BUFFAGNI *et al.*, 2004), Portugal (PINTO *et al.*, 2004), République tchèque (BRABEC *et al.*, 2004), etc. Afin de réduire le temps d'analyse (et le coût), l'Allemagne a un peu modifié le protocole avec la méthode MAS (Modified AQEM/STAR protocol) (HAASE *et al.*, 2004), en n'identifiant que les individus des derniers stades larvaires (contenus dans la fraction la plus grossière).

<p>AQEM Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates Europe AQEM consortium (2002)</p>	<p><i>Echantillonnage</i> : Vingt échantillons sont collectés sur une station au prorata de la surface de recouvrement des habitats. Les habitats ayant un recouvrement inférieur à 5% ne sont pas collectés. Un habitat ayant une surface égale à 5% est échantillonné une fois. De manière générale, 13 échantillons sont collectés dans les zones d'érosion (riffle) et 7 dans les zones de sédimentation (pool). Les échantillons sont ensuite regroupés dans un seul pilulier.</p> <p><i>Appareil de prélèvement</i> : Filets Surber ou troubleau pour les zones profondes.</p> <p><i>Niveau de détermination</i> : Espèce.</p>
<p>IBG-DCE XP T90-333 France AFNOR (2009)</p>	<p><i>Echantillonnage</i> : Dans une portion de rivière comprenant 2 à 3 alternances radier / mouille (selon la largeur du lit), 12 échantillons sont collectés en période de basses eaux : 8 échantillons dans des habitats dominants et 4 autres dans des habitats peu représentés. Les échantillons sont séparés en 3 lots correspondant à 3 phases d'échantillonnage :</p> <ul style="list-style-type: none"> - 1^{ère} phase : échantillonnage des substrats marginaux les plus biogènes (4 prélèvements) - 2^{ème} phase : échantillonnage des substrats en fonction de l'habitabilité (4 prélèvements) - 3^{ème} phase : échantillonnage des substrats dominants au prorata des superficies (4 prélèvements). <p>Les substrats minéraux d'une même phase peuvent être regroupés.</p> <p><i>Appareil de prélèvement</i> : Filet Surber ou troubleau pour les zones profondes.</p> <p><i>Niveau de détermination</i> : Famille ou genre.</p>

Tableau IV. Méthodes d'échantillonnage AQEM et *IBG-DCE* XP T90-333.

5 - La taxonomie est la science qui a pour objet de décrire les organismes vivants, de les identifier avec un nom de genre et d'espèce et enfin de les classer les uns par rapport aux autres.

La France a préféré adapter sa méthode IBGN et, ainsi, le 11 avril 2007 paraissait la circulaire nationale (circulaire DCE 2007/22, 2007) préconisant une méthode d'échantillonnage basée sur 12 échantillons (Tableau IV) pour le Réseau de contrôle de surveillance (RCS) qui couple l'Indice Biologique Global Normalisé (cf. Tableau I) avec la méthode AQEM. Ces protocoles ont fait l'objet d'une normalisation à l'échelle nationale, appuyée par l'arrêté «surveillance» du 25 janvier 2010 qui remplaça la circulaire de 2007. Une première norme concernant l'échantillonnage des macroinvertébrés en rivière appelé IBG-DCE compatible (Indice Biologique Global DCE *compatible*) a été publiée par l'AFNOR en septembre 2009 (XP T90-333 ; AFNOR, 2009). En mars 2012 afin d'aider les opérateurs à mettre en place l'IBG-DCE, un guide d'application (GA T90-733) a été établi. Une deuxième norme concernant le traitement et la détermination des échantillons d'invertébrés benthiques est disponible depuis (XP T90-388 de juin 2010). Ces nouvelles normes reprennent le contenu du protocole technique de la circulaire, en profitant du retour d'expérience de l'application de cette méthode pour les mesures réalisées sur le RCS en 2008. Le protocole proposé couple donc deux méthodes d'échantillonnage (IBGN et AQEM) en prenant en compte des substrats peu représentés (incluant les macrophytes), ceux-ci étant collectés au prorata de leur recouvrement (comme dans la méthode AQEM). Selon la norme, sur une station, le but est d'obtenir une bonne représentation des substrats dominants et des substrats peu représentés, appelés substrats marginaux (surface < 5% de la surface mouillée totale) et de garantir une conformité suffisante avec le protocole IBGN (et surtout sa grille) qui toutefois en est très éloigné. En couplant les 8 échantillons prélevés en fonction de l'habitabilité⁶ (phase 2) et au prorata des superficies (phase 3), la note finale IBGN est obtenue assurant le suivi à long terme des stations dans le cadre du réseau RCS (arrêté du 25 janvier 2010 ; circulaire du 29 janvier 2013). Nous retrouvons dans ce procédé d'échantillonnage la notion de seuil géomorphologique (cependant limité au biotope radier qui correspond à la zone de faible profondeur où le substrat est sub-affleurant) et de mouille ajoutant donc des difficultés techniques de terrain liées au prélèvement dans les zones profondes. De plus, la circulaire recommande que les échantillons soient collectés sur deux à trois successions radier-mouille. Avec ce protocole, le nombre d'échantillons augmente, passant de 8 à 12 habitats si possible différents. De plus, l'affinement du niveau systématique au genre et l'augmentation du nombre de taxons collectés (richesse supérieure) due à la collecte de tous les substrats induit une forte augmentation des données recueillies.

Méthodes prédictives

Les méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau des rivières que nous venons d'énumérer sont basées sur l'abondance et/ou la richesse des différents groupes taxonomiques qui naturellement fluctuent en fonction de l'habitat physique local, des différences biogéographiques, des conditions écorégionales et saisonnières et de la position sur le continuum (DOLÉDEC *et al.*, 1999), sans compter l'influence anthropique. C'est pour cela qu'un nouveau mode de réflexion, basé sur la prédiction, a été développé.

Partant des connaissances acquises sur le fonctionnement naturel des hydrosystèmes fluviaux, une méthode prédictive, appelée « River InVertebrate Prediction and Classification System » (RIVPACS, WRIGHT *et al.*, 1988) a été développée en Angleterre (Tableau V).

6 - Notion qui vise à apprécier la capacité d'accueil d'un substrat. Plus un substrat a un degré d'habitabilité important, plus la variété faunistique observée est grande.

<p>RIVPACS River InVertebrate Prediction and Classification System Angleterre Wright <i>et al.</i> (1988)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> En 3 minutes, qualitativement, les principaux habitats sont prospectés que ce soit en zone de sédimentation ou en zone d'érosion proportionnellement à leur surface de recouvrement. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille et espèce.</p>
<p>RICT River Invertebrate Classification Tool Angleterre United Kingdom Advisory Group (2008)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> En 3 minutes, qualitativement, tous les habitats sont perturbés avec le pied. De plus, une recherche manuelle, d'une durée d'une minute, doit être effectuée et les invertébrés trouvés attachés à des tiges de plantes aquatiques, des pierres, des troncs d'arbres ou d'autres surfaces solides doivent être prélevés et placés dans le filet. Pour les rivières trop profondes, d'autres protocoles sont proposés : collecte dans la végétation aquatique située à proximité des berges ou collecte en remuant le substrat avec le pied dans n'importe quelle zone peu profonde ou échantillonnage réalisé à l'aide d'une drague. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.</p>
<p>AusRivAS Australian River Assessment System Australie Smith <i>et al.</i> (1999)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Qualitativement tous les habitats, sur une portion de 10 m de rivière, sont collectés en privilégiant les zones de chenal et les zones présentant des macrophytes. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <i>Appareil de prélèvement.</i> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » = haveneau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.</p>
<p>Northern Territory AusRivAS Australie Lloyd et Cook (2002)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Qualitativement une portion de 10 m de rivière est échantillonnée d'aval en amont, en collectant dans tous les habitats de la rive, sans omettre les zones à sable perturbées sur une profondeur de 5 à 10 cm. Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <i>Appareil de prélèvement.</i> Filet troubleau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille.</p>
<p>BMBM Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring Protocol for rivers and streams Etats-Unis Plotnikoff et Wiseman (2001)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Le préleveur choisit un tronçon de rivière de manière à avoir une succession de seuils et de moulles. Il collecte ensuite qualitativement un échantillon par seuil (limité aux biotopes présentant des turbulences) en variant profondeur, taille du substrat, localisation à l'intérieur du seuil. Les moulles peuvent aussi être échantillonnées (un échantillon par moulle) en variant de la même manière la profondeur et la localisation. La surface d'échantillonnage demeure constante (0,19 m²). <i>Appareil de prélèvement.</i> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » = haveneau. <i>Niveau de détermination.</i> Famille ou genre.</p>
<p>WSA Wadeable Streams Assessment Etats-Unis US Environmental Protection Agency (2004)</p>	<p><i>Echantillonnage.</i> Une portion de rivière est divisée en plusieurs transects et, à l'intérieur de chacun, le préleveur collecte un échantillon en alternant sa position : au ¼ de la largeur du lit à partir de la rive droite puis à la moitié et enfin aux ¾ de la largeur. La méthode de collecte d'un échantillon varie ensuite en fonction du biotope mais la surface demeure constante (0,09 m²). Les échantillons sont ensuite regroupés dans un unique pilulier. <i>Appareil de prélèvement.</i> Troubleau dont le filet est conique et l'ouverture en « D » = haveneau. <i>Niveau de détermination.</i> Genre ou espèce.</p>

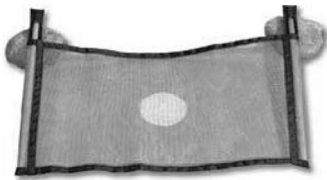
Tableau V. Méthodes d'échantillonnage prédictives RIVPACS, RICT, AusRivAS, Northern Territory AusRivAS, BMBM et WSA.

Le but est de déterminer la différence de peuplement entre la communauté d'invertébrés échantillonnée et celle qui devrait normalement s'y trouver dans des conditions « vierges de toute présence humaine ». Dans le RIVPACS, les données environnementales (altitude, distance à la source, débit, composition des substrats du lit de la rivière, pente, etc.) sont

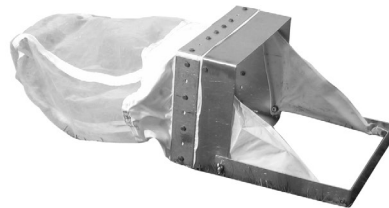
combinées avec les données biologiques, issues de stations peu perturbées, à l'aide d'un logiciel de classification automatique. Les stations sont ainsi regroupées en fonction des macroinvertébrés présents. Puis les groupes de stations sont associés aux caractéristiques physiques et chimiques pour mettre au point les équations de prévision destinées à évaluer la qualité de l'eau. Ces dernières permettent de rapprocher un site d'étude d'un groupe de stations et de constater une perturbation éventuelle en comparant les listes d'invertébrés espérés avec les listes d'invertébrés observés.

En 2008, le RIVPACS a été intégré au River Invertebrate Classification Tool (RICT) (DAVY-BOWKER *et al.*, 2008 ; United Kingdom Advisory Group, 2008). La méthode d'échantillonnage reste basée sur la collecte de tous les substrats et les données sont toujours combinées à l'aide de modèles de prédiction. Différentes métriques sont également calculées comme l'ASPT, le BMWP ou le « N taxa » (nombre de taxons présents).

Le RIVPACS anglais est à l'origine de l'Australian River Assessment System (AusRivAS, SMITH *et al.*, 1999) et de ses variantes telles que le Northern Territory AusRivAS (LLOYD & COOK, 2002).



Senne



Surber



Troubleau



Haveneau

Figure 1. Principaux appareils de prélèvements utilisés dans les différentes méthodes de bio-évaluation présentées.

Aux Etats-Unis, deux indices s'inscrivent dans les méthodes prédictives : le Benthic Macroinvertebrate Biological Monitoring protocol for rivers and streams (BMBM, PLOTNIKOFF & WISEMAN, 2001) et le Wadeable Streams Assessment (WSA, United States Environmental Protection Agency, 2004, 2006). Ce sont des méthodes visant à obtenir une classification des sites de référence de la même manière qu'avec RIVPACS ou RICT.

On peut dire que ces méthodes plus proches de la zonation naturelle des peuplements décèlent a priori une plus grande gamme de perturbations, et pas seulement la pollution organique.

DISCUSSION

En procédant à une analyse critique des différentes méthodes de bio-évaluation, les disparités apparaissent d'abord au niveau des modes d'échantillonnage, puis des critères de détermination de la qualité (notes indicielles versus méthodes prédictives), etc. Mais surtout, au regard de la variabilité intrinsèque du milieu naturel, pour la majorité des méthodes, l'échantillonnage est encore réalisé indépendamment de toute référence à la géomorphologie fluviale : il ignore l'agencement des géoformes, la dynamique géomorphologique, la perméabilité et le rôle épuratoire du milieu hyporhéique (DATRY *et al.*, 2008).

Si l'on considère les trois premiers groupes de méthodes (cf. Trent Biotic Index, Chandler's Biotic Index et RBA), ces trois premiers indices ont permis de faire l'état des lieux et/ou de suivre l'évolution de la qualité des eaux au cours du temps dans des aires géographiques spécifiques à chaque nation. Les indicateurs proposés ont fait l'objet d'améliorations successives, illustrant non seulement leurs imperfections mais aussi l'évolution des connaissances, dans un contexte de rivalités entre « écoles ». Tous ces indices diffèrent par la méthode d'échantillonnage (biotopes et substrats prospectés, engin de prélèvement, temps d'échantillonnage, nombre de prélèvements, etc.), par le niveau de détermination des organismes (ordre, famille, espèce) et par les métriques utilisées pour obtenir le résultat final. Nous allons tenter une rapide synthèse.

Quel habitat physique faut-il échantillonner ?

Certaines méthodes donnent de l'importance à des substrats « biogènes » peu représentatifs du milieu, et non aux substrats dominants, ce qui introduit un biais, d'autant que ceux-ci varient en étendue selon leur position le long du continuum ; par exemple dans les rivières alpines boueuses le chevelu de racines d'aulnes constitue un support rare mais densément peuplé (Perrin, comm. pers.).

Les méthodes multi-substrats prennent en compte des habitats non permanents (bryophytes, macrophytes, etc) ou des substrats peu fréquents (à rares) tels que les vases, litières, etc., que l'on retrouve dans certaines zones amont, du fait du fort hydrodynamisme qui modèle les parties supérieure et intermédiaire du continuum (BOTOSANEANU, 1979). Ainsi, si les listes taxonomiques sont dressées après examen des substrats dominants et marginaux, elles ne sont pas exhaustives. Dans ce cas, si le but recherché est de diagnostiquer la qualité de l'eau et non pas d'en étudier la biodiversité, il devient possible de s'affranchir des substrats marginaux, ce qui ne saurait altérer la représentativité des espèces polluo-sensibles (BEAUGER & LAIR, 2008 ; BEAUGER 2008a). A contrario, on débusque dans une rivière dégradée de petites colonies d'éphéméroptères polluo-sensibles dans des micro-résurgences de bordure, image d'une capacité tangible de recolonisation (Perrin, comm. pers.).

Les engins de prélèvements sont aussi très divers. Même si les temps de manipulation et de traitement sont généralement plus longs et que leur emploi est limité aux zones peu profondes, il est certain que les filets (type Surber), à surface définie sont préférables.

En effet, ils permettent de recueillir des données quantitatives, contrairement aux engins à surface indéfinie (de type troubleau ou senne) où les comparaisons quantitatives (abondance, densité), ne sont pas possibles. C'est le cas des substrats minéraux grossiers où, en l'absence de calibration, la surface n'est pas constante (biaisant de même les résultats). À cela s'ajoute l'habileté technique qui varie d'un préleveur à l'autre ; ainsi, dans les sédiments meubles, le résultat du prélèvement collecté dépend de l'épaisseur de sédiment prélevé et donc de l'opérateur. La richesse et les densités varient également d'un appareil de prélèvement à un autre, le filet de type Surber s'avérant le plus efficace pour évaluer toutes ces métriques dans des rivières peu profondes (RIEBEL, 2005 ; SILVA *et al.*, 2005).

Le temps de collecte varie également d'une méthode à l'autre : passer de la collecte de tous les habitats d'un lieu pendant 3 minutes au prélèvement intégré après cartographie des substrats d'une station conduit à des données non comparables.

Si l'on considère la méthode AQEM et donc IBG-DCE, non seulement le temps nécessaire pour appliquer la procédure (cartographie et mesure des surfaces de recouvrement des substrats) est élevé mais deux opérateurs échantillonnant successivement un même site n'ont pas obligatoirement la même perception du milieu (identification de tous les substrats présents sur une station, évaluation des surfaces, etc.) et l'on peut supposer qu'un biais apparaît du fait de la variabilité inter-opérateur. Signalons également que travailler sur trois radiers successifs (méthode IBG-DCE) n'est pas une nécessité dans la mesure où il existe une bonne similarité entre seuils – et par extension entre radiers – d'une même succession (BEAUGER, 2008a). De plus, il est plus important de bien cerner le gradient granulométrique qui existe sur un seuil. Enfin, en fonction des débits le jour du prélèvement, échantillonner les mouilles induit des difficultés techniques liées à ces zones profondes et souvent colmatées de feuilles.

Examen faunistique : quel niveau taxonomique pertinent ?

Classiquement basées sur la sensibilité à la pollution des macroinvertébrés, ces méthodes sont pratiquées selon des niveaux taxonomiques variant de l'ordre au genre (voire à l'espèce, niveau facilement utilisé dans le cas où le genre possède une seule espèce). Ainsi, pour certains auteurs, l'ordre est un niveau taxonomique suffisant pour estimer et surveiller la qualité de l'eau, car offrant des résultats équivalents à celui du niveau de détermination à la famille ou à l'espèce (WRIGHT *et al.*, 1995; MARCHAL, 2005). D'autres auteurs préconisent la famille comme niveau de détermination (HEWLETT, 2000) et d'autres enfin le genre ou l'espèce (THOMPSON & TOWNSEND, 2000 ; BAILEY *et al.*, 2001 ; KING & RICHARDSON, 2002 ; LINKE & NORRIS, 2003 ; FEIO *et al.*, 2006). En dehors des méthodes normalisées, il est certain que le niveau de détermination dépend du but de l'étude et du montant financier qui lui est destiné (WAITE *et al.*, 2004). Mais (en faisant abstraction de l'ordre), si la détermination à la famille paraît suffisante pour réaliser une bio-évaluation globale, elle ne permet pas de prendre en compte « les différences de sensibilité à la pollution des taxons, induites par les perturbations anthropiques » (DOLISHY & DOHET, 2003, parlant d'éphéméroptères). Il est évident que la détermination au genre puis à l'espèce fournit a priori des éléments plus précis pour évaluer la qualité de l'eau. Cependant, la détermination à l'espèce demande plus de temps et s'avère hasardeuse dans le cas des larvules. De plus, nos connaissances des traits écologiques (cf. TACHET *et al.*, 2000) n'atteignent pas le niveau spécifique. Enfin, la majorité des méthodes classiques préconise de plus en plus la détermination au genre (voire à l'espèce) à commencer par l'application de la DCE pour les états membres.

Evaluation de la qualité de l'eau ou contrôle des pressions ?

Selon la catégorie concernée, l'évaluation de la qualité de l'eau s'effectue soit par une note calculée à l'aide d'un tableau à double entrée, soit par l'association de notes de polluo-sensibilité à chaque taxon ou encore par différentes métriques aboutissant dans les méthodes « DCE » à un ratio de qualité écologique. L'utilisation des différentes métriques dans les indices associés à la méthode AQEM (et IBG-DCE) permet de s'ouvrir à la communauté européenne en utilisant des indices inclus dans des méthodes antérieures à la DCE (exemple : ASPT).

De manière globale, la note finale s'avère sensible au choix des placettes d'échantillonnage (DIREN Lorraine, 2005) et à la géomorphologie de la rivière (DE CRESPIN DE BILLY *et al.*, 2000). Le fait de collecter des substrats peu représentés (en termes de surface), qui abritent une faune qui leur est propre, peut masquer l'effet des altérations physiques, en particulier dans des cours d'eau dont les caractéristiques hydro-morphologiques sont très fortement dégradées. Ainsi, les variations des notes reflétant la qualité de l'eau entre sites peuvent être masquées par la variation inter-habitats sur un linéaire.

Contrairement à la plupart des méthodes précédentes, le RIVPACS et ses dérivés sont basés sur la connaissance de l'écologie des taxons, d'où son intérêt. Ces méthodes ne sont donc pas corrélées à la richesse et/ou l'abondance, métriques qui sont souvent biaisées par l'effort d'échantillonnage. Par exemple, le BMBM réduit le temps d'échantillonnage en définissant l'unité géomorphologique et en ne prélevant qu'un seul échantillon par unité (dont la représentativité n'a cependant pas été établie). Cette méthode permet, a priori, un comparatif amont-aval plus efficace en ne définissant pas une station fixe de prélèvements (déterminée par des coordonnées GPS). Or toutes les méthodes actuelles pourraient s'affranchir de ce biais en travaillant sur des géoformes présentes dans la majorité des cours d'eau et qui, comme les seuils, sont facilement repérables sur le terrain (BEAUGER, 2008a), immuables dans le profil, du crénon à l'épipotamon. Ceci constituerait une avancée considérable dans l'amélioration des méthodologies de collecte des macroinvertébrés benthiques.

CONCLUSION

Les différentes méthodes de bio-évaluation présentent de fortes disparités d'un pays à l'autre et ne prennent pas assez en compte la géomorphologie de la rivière, alors que les habitats conditionnent leurs habitants.

En Europe, suite à la mise en place de la Directive cadre européenne, les méthodes utilisées jusque dans les années 2000 ont été révisées en fonction des exigences imposées, que ce soit la collecte, les substrats, le tri, le niveau de détermination. Le but actuel n'est plus d'évaluer simplement la qualité écologique d'un milieu mais surtout d'identifier l'écart à la référence, de manière à chercher comment réduire les pressions et revenir au plus près de l'état initial. Ceci a conduit à la mise en place du nouvel indice multi-métrique I2M2 qui a été proposé comme indice national (MONDY *et al.*, 2012). L'I2M2 répond à 17 catégories de pression [exemples : matières azotées (hors nitrates), nitrates, matières phosphorées, matières en suspension, couverture de la ripisylve, risque de colmatage, instabilité hydrologique, etc.] soulignant la prise en compte de l'hydromorphologie. L'I2M2 est composé de cinq métriques : l'Average Score Per Taxon (ASPT, ARMITAGE *et al.*, 1983), la diversité de Shannon, la richesse taxonomique, la fréquence relative

d'organismes polyvoltins et la fréquence relative d'organismes ovovivipares. Ces deux dernières métriques sont issues des Traits Biologiques, Ecologiques et Physiologiques qui demeurent des outils pertinents pour mieux comprendre la structure et le fonctionnement des communautés et pour prendre en compte la distribution des taxons sur le continuum (CHARVET, 1999 ; CHARVET *et al.*, 2000 ; TACHET *et al.* 2000 ; USSEGLIO-POLATERA *et al.*, 2000 ; MARNEFFE, 2003 ; BEAUGER, 2008a,b). Ils permettent de détecter les éventuelles irrégularités de distribution, qu'elles soient d'ordre physique et/ou anthropique. La valeur finale de L'I2M2 permet d'obtenir un écart à la référence (EQR).

Plus généralement, l'utilisation d'une méthode standardisée unique est-elle illusoire dans une région telle que l'Europe où les milieux sont certes différents, mais les impacts humains identiques ?

Fin 2012, la DCE vient d'écrire un Plan de Sauvegarde de l'Eau en Europe (Blueprint to safeguard Europe's water) ; son but est de définir un plan de gestion à long terme des eaux européennes. Ce plan va permettre à l'Union Européenne de redéfinir et d'actualiser la DCE pour la période 2016-2030 et notamment les mesures prises et envisagées par les états membres pour : 1) faire face à la vulnérabilité des ressources hydriques européennes sous la pression des changements climatiques et d'autres facteurs d'origine anthropique ; 2) faire face aux phénomènes croissants de pénuries et de sécheresses et donc visant à optimiser la gestion d'une ressource naturelle considérée comme rare. L'habitat physique en est donc la vedette. Sur des bases générales communes (fonctionnement de l'habitat, stratégie cohérente de prélèvements, valence écologique des genres, etc.) et dans un contexte mondial de crise économique, puissent les diverses méthodes bio-indicatrices mises en place dans les pays membres et spécifiques à leurs écorégions, s'associer aux connaissances acquises par les scientifiques, pour les faire évoluer.

RÉFÉRENCES TECHNIQUES ET RÉGLEMENTAIRES

- AFNOR, 1992 (modifié, 2004). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T-90-350, 16 p.
- AFNOR, 2009. Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes. XP T90-333, 22 p.
- AQEM consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1997. Indice Biologique Global Adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes. Protocole expérimental. 45 p.
- Circulaire DCE 2007/22, 2007. Protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en œuvre du programme de surveillance sur cours d'eau. Ministère de l'écologie et du développement durable 11 avril 2007. DE / MAGE / BEMA 07 / n°4.
- MEDD, 2004. Directive-cadre européenne sur l'eau. circulaire DCE 2004/08 relative à la constitution et la mise en œuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Direction de l'eau ; Bureau de l'écologie des milieux aquatiques, 7 p. (<http://www.rapportage.eaufrance.fr/annexes/dce/2010/FR/4%20Evaluation%20etat%20des%20masses%20d%20eau/Circulaire%20DCE%202004-08/Circulaire%20DCE%202004-08.pdf>)
- MEDD, 2005. Directive-cadre européenne sur l'eau. Définition du « bon état » des eaux, constitution des nouveaux référentiels et des modalités d'évaluation de l'état des eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau). Valeurs-seuils provisoires du « bon état » (période transitoire 2005/2007: programmes de mesures, choix des objectifs environnementaux, ...). Direction de l'eau ; Bureau de l'écologie des milieux aquatiques <http://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/fiches/exboenvireco/200519/A0190016.htm>

- National Water Council, 1981. *River Quality. The 1980 survey and future outlook*. National Water Council, London.
- Union Européenne, 2000. Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel des Communautés européennes*, L327-1 à 72.
- United Kingdom Advisory Group, 2008. UKTAG river assessment methods. Benthic invertebrate fauna. River invertebrate classification tool (RICT). 93 p.
- United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 2004. Wadeable Streams Assessment. Field operations manual. 148 p.
- United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 2006. Wadeable Streams Assessment. A collaborative survey of the Nation's streams. 117 p.

OUVRAGES ET ARTICLES CONSULTÉS

- ALBA-TERCEDOR J. & SÁNCHEZ-ORTEGA A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4 : 51-56.
- ARMITAGE P.D., MOSS D., WRIGHT J.F. & FURSE M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- BAILEY R.C., NORRIS R.H. & REYNOLDS T.B., 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *J. North American Benthological Society*, 20: 280-286.
- BARBOUR M.T., GERRITSEN J., SNYDER B.D. & STRIBLING J.B., 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish*. 2nd ed., EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- BEAUGER A., 2008a. *Bio-évaluation de la qualité de l'eau : établissement d'un protocole d'échantillonnage simplifié, basé sur la collecte des macroinvertébrés benthiques sur les seuils des rivières à charge de fond graveleuse*. Thèse doct., Univ. Blaise Pascal, Clermont-Ferrand, 237 p.
- BEAUGER A., 2008b. Impact de la capture d'un chenal fluviatile par une ancienne gravière, sur la distribution des macroinvertébrés benthiques dans trois seuils successifs. *Revue des Sciences de l'Eau*, 21(1) : 87-98.
- BEAUGER A. & LAIR N., 2008. Keeping it simple: benefits of targeting riffle-pool macroinvertebrate communities over multi-substratum sampling protocols in the preparation of a new European biotic index. *Ecological Indicators*, 8: 555-563.
- BOTOSANEANU L., 1979. Quinze années de recherches sur la zonation des cours d'eau : 1963-1978. Revue commémorative de la bibliographie et observations personnelles. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 19 : 109-134.
- BRABEC K., ZAHRAĐKOVA S., NĚMEJCOVA D., PARIL P., KOKES J. & JARKOVSKY J., 2004. Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. *Hydrobiologia*, 516: 331-346.
- BROWN A.V. & BRUSOCK P.P., 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220: 99-108.
- BUFFAGNI A., KEMP J.L., ERBA S., BELFIORE C., HERING D. & MOOG O., 2001. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM project and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy). *J. Limnology*, 60 (1): 39-48.
- BUFFAGNI A., ERBA S., CAZZOLA M. & KEMP, J., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, 516: 313-329.
- CHANDLER J.R., 1970. A biological approach to water quality management. *Wat. Poll. Control.*, 69 : 415-422.
- CHARVET S., 1999. *Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité écologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés*. Thèse doct., Univ. Claude Bernard Lyon I, 77 p.
- CHARVET S., STATZNER B., USSEGLIO-POLATERA P. & DUMONT B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43: 277-296.
- CHESSMAN B.C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family-level identification, and a biotic index. *Australian J. Ecology*, 20: 122-129.
- CHESTER R.K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise. *Dept. environ. Water Data Unit, Tech. Memorandum*, 19, 1-37.
- CHUTTER F.M., 1998. *Research on the rapid biological assessment of water quality impacts in streams and rivers*. Water Research Commission. WRC Reports. N°422-1-98.
- DATRY T., DOLE-OLIVIER M.J., MARMONIER P., CLARET C., PERRIN J.F., LAFONT M. & BREIL P., 2008. La zone hyporhéique, une composante à ne pas négliger dans l'état des lieux et la restauration des cours d'eau. *Ingénieries - E A T*, 54 : 3-18.

- DAVY-BOWKER J., CLARKE R.T., CORBIN T.A., FURSE M.T., VINCENT H., PRETTY J., HAWCZAK A., MURPHY J.F. & JONES I., 2008. *River Invertebrate Classification Tool*. Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research report. Project WFD72C.
- DE CRÉSPIN DE BILLY V., REYES-MARCHANT P., LAIR N. & VALADAS B., 2000. Impact of agricultural practices on a small headwater stream: terrestrial and aquatic characteristics and self-purifying processes. *Hydrobiologia*, 421: 129-139.
- DE PAUW N. & VANHOOREN G., 1983. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium: *Hydrobiologia*, 21: 196-199.
- DELEBECQUE A., 1898. *Les lacs français*. Chamerot & Renouard, Paris, 436 p.
- DESCY J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, 64 : 305-323.
- DIREN Lorraine, 2005. *Evaluation de l'influence du choix des placettes de prélèvements sur l'indice IBGN*. Version Mai 2005.
- DOLÉDEC S., STATZNER B. & BOURNAUD M., 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions : patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42: 737-758.
- DOLISHY D. & DOHET A., 2003. The use of Ephemeroptera to assess aquatic biodiversity in the rhithral part of the Luxembourgish rivers. In E. Gaino (Ed.). *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*. Univ. Perugia, Perugia, Italy.
- FEIO M.J., REYNOLDSOON T.B. & GRAÇA M.A., 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian J. Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 367-376.
- GABRIELS W., LOCK K., PAUW N.D. & GOETHALS P.L., 2010. Multimetric macroinvertebrate index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40: 199-207.
- GHETTI P.F., 1997. *Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso. I macroinvertebrati nell' controllo della qualita degli ambienti di aque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia provinciale per la protezione dell' ambienti.
- GOLTERMAN H.L. *Methods for Chemical Analysis of Freshwaters*. I.B.P. Handbook n°8. Blackwell scientific publishing Oxford, 122 p.
- GROWNS J.E., CHESSMAN B.C., JACKSON J.E. & ROSS D.G., 1997. Rapid assessment of Australian rivers using macroinvertebrates: cost and efficiency of 6 methods of sample processing. *J. North American Benthological Society*, 16: 682-693.
- HAASE P., LOHSE S., PAULS S., SCHINDEHÜTTE K., SUNDERMANN A., ROLAUFFS P. & HERING D., 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 34 : 349-365.
- HERING D., O. MOOG L. SANDIN & VERDONSCHOT P. F. M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516: 1-20.
- HEWLETT R., 2000. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. *J. North American Benthological Society*, 19: 352-361.
- HUET M., 1954. Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bull. Français de Pisciculture*, 175 : 41-53.
- IRVINE K., 2004. Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 107-112.
- KOLKOWITZ R. & MARSSON M., 1902. Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Königl. Prüfungsanstalt Wasser Abwasser, 1 : 3-72.
- KARR J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
- KARR J.R. & CHU E.W., 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 1-14.
- KING R.S. & RICHARDSON C.J., 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *J. North American Benthological Society*, 21 : 150-171.
- LAIR N., 2001. Regards croisés sur l'état de la Loire moyenne : potamoplancton et qualité de l'eau, quel enseignement tirer de 20 années d'études ? *Hydroécologie appliquée*, 13 : 3-41
- LAIR N., SARGOS D. & REYES-MARCHANT P., 1996. Synthèse des études hydrobiologiques réalisées en Loire moyenne au niveau du site nucléaire de Dampierre-en-Burly (France). *Hydroécologie appliquée*, 8 : 34-84.
- LAIR N., PIHAN J.C. & NOURRISSON M., 1980. Conception et principaux résultats des études hydrobiologiques effectuées sur différents sites électronucléaires. *Revue générale nucléaire*, 1 : 31-44.
- LENAT D.R. & BARBOUR M.T., 1994. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water-quality monitoring: rapid bioassessment. In Loeb S.L. & Spacie A. (ed.). *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis, Boca Raton, Florida: 187-215.
- LINKE S. & NORRIS R., 2003. Biodiversity: bridging the gap between condition and conservation. *Hydrobiologia*,

- 500 : 203-211.
- LLOYD J. & COOK S., 2002. *Australian-wide assessment of river health: Northern Territory AusRivAS sampling and processing manual*. Monitoring River Health initiative technical report. Report number 19. Natural Resources Division, Dept. Lands, Planning and Environment, 46 p.
- LOGAN P. & FURSE M., 2002. Preparing for the European Water Framework Directive making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic conservation of marine and freshwater ecosystems*, 12 : 425-437.
- McCULLOCH D.L., 1986. Benthic macroinvertebrate distribution in the riffle-pool communities of two east Texas streams. *Hydrobiologia*, 135: 61-70.
- MACKIE G.L., 1998. *Applied Aquatic Ecosystems Concept*. Univ. Guelph Custom Coursepack, 12 chapters.
- MARCHAL J., 2005. An evaluation of the accuracy of order-level biotic indices for southern Appalachian streams. *Bios*, 76 : 61-67.
- MARNEFFE Y., 2003. Etude d'un hydrosystème perturbé en Haute-Ardenne : impact des activités anthropiques et des retenues artificielles sur les flux de nutriments et sur les peuplements zoobenthiques et zooplanctoniques dans le bassin de la Warche. Doctorat d'Université, Univ. Liège, 253 p.
- MONDY C.-P., VILLENEUVE B., ARCHAMBAULT V. & USSEGLIO-POLATERA P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. *Ecological indicators*, 18: 452-467
- NIJBOER R.C., JOHNSON R.K., VERDONSCHOT P.F.M., SOMMERHÄUSER M. & BUFFAGNI A., 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia*, 516: 91-105.
- PANTLE R. & BUCK H., 1955. Die biologische überwachung der Gewässer unddie Darstellung der Ergebnisse. *Gas. und Wasserfach.*, 96 : 604 p.
- PARSONS M. & NORRIS R.H., 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model. *Freshwater biology*, 36: 419-434.
- PINTO P., ROSADO J., MORAIS M. & ANTUNES I., 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516: 191-214.
- PLAFKIN J.L., BARBOUR M.T., PORTER K.D., GROSS S.R. & HUGHES R.M., 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*. US Environmental protection agency, Office of water regulation and standards, Washington, D.C., EPA 440-4-89-001.
- PLOTNIKOFF R. & WISEMAN C., 2001. *Benthic macroinvertebrate biological monitoring protocols for rivers and streams: 2001 Revision*. Publ N°01-03-028. Dept. Ecology. Olympia, WA. 34 p.
- POLLARD P. & HUXMAN M., 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic ecosystem health and management*, 8: 773- 792.
- RESH V.H., 1995. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In Davis W.S. & Simon T.P. (ed.). *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis, Boca Raton, Florida: 167-177.
- RESH V.H. & JACKSON J.K., 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using macroinvertebrates. In Rosenberg D.M. et Resh V.H. (ed.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hal, London:195-233.
- RESH V.H., NORRIS R.H. & BARBOUR M.T., 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian J. Ecology*, 20 : 108-121.
- RIEBEL C., 2005. *Comparaison de trois techniques de prélèvement des macroinvertébrés benthiques*. Mém. Master 2, Univ. Blaise Pascal, Clermont-Ferrand.
- SILVA L.C.F, VIEIRA L.C.G., COSTA D.A., LIMA FILHO G.F., VITAL M.V.C., CARVALHO R.A., SILVEIRA A.V.T. & OLIVEIRA L.C., 2005. Qualitative and quantitative benthic macroinvertebrate samplers in Cerrado streams: a comparative approach. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17: 123-128.
- SHARMA S., 2000. *Introducing NEPBIOS method in surface water quality monitoring*. Project Capacity Building in Community Water Quality Assessment in the Jhikhu Khoal Watershed Kavrepalanchok district, Nepal, 4 p.
- SKRIVER J., FRIBERG N. & KIRKEGAARD J., 2000. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. *Verhandlungen internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 27.
- SLÁDECEK V., 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 14: 555-566.
- SMITH M.J., KAY W.R., EDWARD H.D., PAPAS P.J., RICHARDSON K. St J., SIMPSON J.C., PINDER A.M., CALE D.J., HORWITZ P.H.J., DAVIS J.A., YUNG F.H., NORRIS R.H. & HALSE S.A., 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, 41 : 269-282.
- SOUCHON Y., ANDRIAMAHÉFA H., BREIL P., ALBERT M.-B., CAPRA H. & LAMOUROUX N., 2002. Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosytèmes : couplage des recherches physiques et biologiques sur les

- cours d'eau. *Nature, Sciences et Sociétés*, 10 : 26-41.
- TACHET H., RICHOUX P., BOURNAUD M. & USSEGLIO-POLATERA P., 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 588 p.
- THOMPSON R.M. & TOWNSEND C.R., 2000. Is resolution the solution? The effect of taxonomic resolution on the calculated properties of three stream food webs. *Freshwater Biology*, 44: 413-422.
- TUFFERY G. & VERNEAUX J., 1967. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes, *Trans. Sect. P. et P., Cerafer*, 23 p.
- USSEGLIO-POLATERA P., BOURNAUD M., RICHOUX P. & TACHET H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175-205.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian J. Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- VUGTEVEEN P., LEUVEN R.S.E, HUIJBREGTS M.A.J. & LENDERS H.J.R., 2006. Redefinition and elaboration of river ecosystem health: perspective for river management. *Hydrobiologia*, 565: 289-308.
- WAITE I.R., HERLIHY A.T., LARSEN D.P, URQUHART N.S. & KLEMM D.J., 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*, 49: 474-485.
- WASSON J.-G., 2001. Les questions de la recherche posées par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau : problématique pour les eaux de surface continentales. *Hydroécologie appliquée*, 13(1) : 1-19.
- WOODIWISS F.S., 1960. Trent Biotic Index of pollution 2nd Quinquennial Abstract of Statistics relating to the Trent Watershed. Trent River Authority.
- WOODIWISS F.S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 11: 443-447.
- WRIGHT J.F., ARMITAGE P.D., FURSE M.T. & MOSS D., 1988. A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. *Verhandlungen internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 23 : 1548-1552.
- WRIGHT I.A., CHESSMAN B.C., FAIRWEATHER P.G. & BENSON L.J., 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian J. Ecology*, 20 : 142-153.

Annexe 1 - Tableau de détermination de l'IBGN

Classes de variété		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
	St	> 50	49 45	44 41	40 37	36 33	32 29	28 25	24 21	20 17	16 13	12 10	9 7	6 4	< 3
Taxons indicateurs	GI														
Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlebiidae	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Limnephilidae (1) Ephemerellidae (1) Hydropsychidae Aphelocheiridae	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Baetidae (1) Caenidae (1) Elmidae (1) Gammaridae (1) Mollusques	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae (1) Asellidae (1) Achètes Oligochètes (1)	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

(1) Taxons représentés par au moins 10 individus. Les autres par au moins 3 individus

GI : Groupes Indicateurs

St : Variété taxonomique de l'échantillon qui correspond au nombre total de taxons récoltés.



10 €

ISSN 0366-1326 – n° d'inscription à
la C.P.A.P. 1114G85671

imprimé par l'Imprimerie Brailly

69 564 - Saint-Genis-Laval - Cedex

n° d'imprimeur : 0000000000

imprimé en France

Dépôt légal : novembre 2014

Copyright 2014 SLL

ISBN 978-2-9531930-9-1

Tous droits réservés pour tous
pays sauf accord préalable



9 782953 193091