

Université Libre de Bruxelles
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Faculté des Sciences
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

« Comparaison de la potentialité et de la vulnérabilité de plusieurs sources dans le bassin du Viroin »

Mémoire de fin d'Etudes présenté par
Van Overmeiren Gaëtan
en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Remerciements

Je remercie Monsieur Pierre Servais d'avoir accepté d'encadrer ce mémoire ainsi que pour son aide et ses conseils donnés lors de nos entrevues.

Je tiens tout particulièrement à remercier Monsieur Georges Michel de la CWEPS pour m'avoir proposé ce sujet, son aide, ses explications de qualité et son intérêt pour le sujet.

Mes plus sincères remerciements vont également vers mon promoteur de l'année précédente, Monsieur Guy Houvenaghel, pour son investissement, sa motivation et ses conseils qui sont toujours une valeur sûre.

Enfin, je remercie mes amis géographes (Gaëtan et Vincent) pour leur aide lors de mes prélèvements et analyses ainsi que ma compagne Tatiana et mes parents pour leur soutien lors de la réalisation de ce mémoire.

Résumé

De par leur perméabilité, les massifs calcaires sont fort vulnérables. Les phénomènes karstiques sont à la base de diverses formes structurales que nous pouvons admirer dans le paysage. Ici, nous basons notre étude sur les résurgences.

Le sujet a été proposé par Monsieur G.Michel de la CWEPS. Une série de stations nous ont été proposées dans le bassin du Viroin (entre Chimay et Couvin) afin d'y analyser la qualité des eaux en vue d'une valorisation et/ou d'une potabilisation.

Afin de pouvoir réaliser au mieux une multitude de paramètres et de peaufiner nos investigations, nous choisirons d'en sélectionner quelques unes parmi la série proposée.

Les analyses réalisées sur nos 5 stations choisies sont de trois types : bactériologiques, chimiques et biologiques. Elles ont été réalisées au laboratoire d'Océanographie Biologique Appliqué (LOBA) de l'ULB. Ces résultats nous ont permis de déterminer, selon les normes en vigueur pour la potabilisation et pour l'eau de surface, si ces eaux sont de bonne qualité ou non.

Il s'avère que l'ensemble des stations investiguées a une bonne qualité d'eau et offre de multiples possibilités de valorisation.

C'est justement ce en quoi consiste le dernier volet de ce travail.

Une de nos 5 stations présente des caractéristiques plus que favorables en vue d'une utilisation intelligente de cette eau. En effet, la présence d'une piscine publique ainsi que la construction d'un hall des sports peuvent être faire l'objet d'une valorisation.

Les démarches sont en cours auprès des autorités compétentes (INASEP, Région wallonne, ... etc) afin de faire entériner les solutions proposées dans ce mémoire pour cette station, sur base de nos analyses et réflexions.

A l'heure où le recours au traitement des eaux de surface en vue d'une potabilisation se généralise, il y a lieu encore de tenter de protéger et de valoriser nombre de résurgences qui jalonnent la Calestienne. C'est précisément l'objectif que poursuit ce mémoire.

Table des matières

Introduction	7
Chapitre 1 : Contexte global	8
1.1 Un moteur de pression communautaire : la directive cadre-eau.....	8
1.2 Le sous-bassin hydrographique de la Meuse Amont.....	9
1.2.1 Occupation du sol.....	9
1.2.2 Population.....	9
1.2.3 Tourisme.....	9
1.2.4 Industries.....	...
...11	
1.2.5 Agriculture.....	12
1.2.6 Synthèse des différentes pressions.....	12
1.3 Le cadre géologique général et géographique de la région de Chimay-Couvin.....	13
1.4 Hydrographie de la région.....	15
1.5 Hydrologie et hydrogéologie de la région.....	15
1.6 Karstologie.....	17
Chapitre 2 : Sélection de quelques venues d'eaux naturelles qui pourraient faire l'objet d'une étude sur leur potentialité et leur valorisation	19
2.1 Situation et description de la zone d'étude.....	19
2.2 Sites proposés par la CWE PSS.....	19
2.2.1 Station A : Résurgence de la Bailièvre.....	20
2.2.2 Station B : Résurgence de Saint-Rémy.....	21
2.2.3 Station C : Fontaine Sainte Geneviève	22
2.2.4 Station D : Résurgence de la Cressonnière.....	22
2.2.5 Station E : Source « du bassin de natation ».....	23

2.2.6 Station F : La Grotte du Lavoir.....	24
2.2.7 Les lavoirs de Pétigny.....	25
2.2.7a Station G1 : La Fontaine Lavoir de Pétigny.....	25
2.2.7b Station G2 : Lavoir de la route Couvin-Pétigny.....	25
2.2.7c Station G3 : Lavoir de Pétigny.....	26
2.2.7d Résurgence de Pétigny.....	26
2.2.8 Station H : Résurgence de l'Eau Noire.....	27
2.2.9 Station I : Fontaine de Dourbes.....	28
2.2.10 Station J : Fontaine de Vierves.....	28
2.3 Sélection de quelques venues d'eau.....	29

Chapitre 3 : Matériel et méthodes.....

3.1 Analyses physico-chimiques de l'eau.....	35
3.1.1 Principe.....	35
3.1.2 Avantages.....	35
3.1.3 Inconvénients.....	35
3.1.4 Matériel et méthodes.....	35
A. Concentration en ions en solution.....	35
3.1.4.1 L'ammonium (NH_4^+).....	36
3.1.4.2 Le sulfure d'hydrogène (H_2S).....	36
3.1.4.3 Les nitrites (NO_2^-).....	37
3.1.4.4 Les nitrates (NO_3^-).....	37
3.1.4.5 Les phosphates (PO_4^{3-}).....	37
B. Paramètres physico-chimiques.....	37
3.1.4.6 L'oxygène dissous.....	37
3.1.4.7 Le pH.....	38
3.1.4.8 La température.....	38

3.1.4.9 La dureté.....	38
3.1.4.10 La conductivité.....	39
3.1.4.11 Les débits.....	39
3.1.4.12 Les matières en suspension.....	40
C. L'indice de pollution organique (IPO, Leclercq & Maquet, 1987).....	40
D. Le Carbone Organique Total (COT).....	41
E. La Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅).....	42
3.2 Analyse biologique de l'eau.....	43
3.2.1 Introduction.....	43
3.2.2 Les indices biotiques : concept.....	43
3.2.3 Les indices biotiques : mode opératoire.....	44
3.2.4 Cotes d'abondances.....	45
3.2.5 L'Indice Biologique Belge (IBB).....	46
3.2.6 L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN).....	49
3.3 Analyses bactériologiques.....	54
3.3.1 Introduction.....	54
3.3.2 Avantages.....	54
3.3.3 Inconvénients.....	54
3.3.4 Matériel et méthodes.....	54
3.3.5 Les entérobactéries.....	55
3.3.6 Les bactéries totales.....	56
Chapitre 4 : Analyse de la qualité des eaux.....	57
4.1 Philosophie.....	57
4.2 Normes de la qualité aquatique en Région wallonne.....	57
4.3 Choix des périodes d'analyses.....	59
4.4 Résultats.....	59

4.4.1	Températures.....	59
4.4.2	Conductivités.....	60
4.4.3	Le pH.....	60
4.4.4	L'oxygène dissous et le pourcentage de saturation.....	61
4.4.5	L'ammonium.....	62
4.4.6	Les nitrates.....	63
4.4.7	Le sulfure d'hydrogène.....	64
4.4.8	Les phosphates.....	64
4.4.9	Les nitrites.....	65
4.4.10	Les matières en suspension.....	66
4.4.11	La dureté carbonatée.....	67
4.4.12	Le Carbone Organique Total.....	68
4.4.13	L'Indice de Pollution Organique.....	69
4.4.14	Les débits.....	70
4.4.15	Conclusions sur les paramètres physico-chimiques et chimiques.....	70
4.4.16	La Demande Biologique en Oxygène.....	70
4.4.17	Indices biotiques.....	71
4.4.18	Bactériologie.....	72
4.4.18.1	Les bactéries totales.....	72
4.4.18.2	Les entérobactéries.....	73
4.5	Synthèse des paramètres analysés pour les différentes stations d'analyse.....	74

Chapitre 5 : Analyses et réflexions sur la potentialité comme valorisation ou potabilisation de l'eau..... 76

5.1	Philosophie générale.....	76
5.2	Les acteurs de la valorisation de l'eau dans notre zone d'étude.....	76
5.2.1	Les communes face au problème du coût vérité.....	76

5.2.2 La SWDE.....	77
5.2.2.1 L'entreprise.....	77
5.2.2.2 Le barrage du Ry de Rome.....	78
5.2.3 L'INASEP.....	78
5.3 Techniques de valorisation.....	79
5.3.1 Généralités.....	79
5.3.2 La coagulation, floculation.....	80
5.3.3 La décantation.....	80
5.3.3.1 Décantation des particules grenues.....	81
5.3.3.2 Décantation diffuse des particules floculées.....	81
5.3.3.3 Décantation freinée des particules floculées.....	82
5.3.3.4 Les décanteurs.....	82
5.3.4 La flottation.....	82
5.3.5 La filtration.....	83
5.4 Valorisation de nos stations d'analyse.....	83
5.4.1 La station B.....	83
5.4.2 La station E.....	85
5.4.2.1 Généralités.....	85
5.4.2.2 Cartographie du bassin versant.....	86
5.4.2.3 Démarches à entreprendre.....	86
5.4.2.4 Réflexions en vue d'une valorisation.....	88
a) Débit.....	88
b) Traitement primaire de l'eau.....	88
c) Mise en œuvre de l'ouvrage.....	89
d) Localisation du bac à décantation.....	91
e) Estimation des coûts.....	93

Conclusion	95
Bibliographie	96
Webographie	98
Liste des tableaux	99
Liste des figures	100
Annexes	104
Photographies	111

Introduction

Une eau potable de qualité et en quantité suffisante est vitale pour le développement durable de notre société et le bien-être des populations. En Région wallonne, c'est la ressource naturelle la plus précieuse. Celle-ci répond aux besoins locaux, tout en permettant des « exportations » importantes vers d'autres régions limitrophes moins bien desservies (Flandre par exemple).

Les prélèvements en eau souterraine représentent 391 millions de m³ (données de 2004), dont la majeure partie (80.6%) est consacrée à l'eau de distribution (eau potable). Les principales prises d'eau exploitent les aquifères calcaires et crayeux. Du total prélevé en eau souterraine, 50% l'est dans les calcaires et près de 25% dans les craies. Ceci est dû à la bonne capacité de production rencontrée localement dans ces aquifères.

La gestion durable de l'exploitation des eaux souterraines implique une prise en compte des ressources effectivement disponibles. Il s'agit notamment :

- d'éviter la surexploitation de certaines nappes ;
- de garantir l'intégrité de la qualité des eaux par des mesures de prévention et de protection ;
- de définir des aquifères et des sources non encore exploitées, qui seraient susceptibles de fournir une eau de qualité et en quantité si elles étaient exploitées.

Le travail proposé consiste à comparer plusieurs sources, à étudier leur « productivité » potentielle, leur vulnérabilité et leur qualité, et à définir parmi celles-ci un ordre de priorité dans le but éventuel d'en faire des captages à l'avenir. L'étude porte sur un certain nombre de résurgences karstiques à gros débit, situées dans le bassin du Viroin (communes de Chimay, Couvin, Viroinval).

Ce mémoire a été réalisé en collaboration avec Monsieur G.Michel de la Commission Wallonne d'Etude et de Protection des Sites Souterrains (CWEPS). La CWEPS est un organisme visant des objectifs de connaissance, de conservation, de protection et de gestion du milieu karstique. Cette A.S.B.L. travaille de paire avec le soutien de la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE) de la Région wallonne et réalise des études dans le cadre du contrat de rivière Haute Meuse.

Le travail se divise en cinq chapitres. Le premier nous situe le contexte global et nous détaille le sous-bassin hydrographique de notre zone d'étude. Le second chapitre visera à décrire les sources proposées pour l'étude et à en sélectionner quelques-unes sur base de critères fondés et pertinents.

Le troisième chapitre nous expliquera le matériel et les méthodes utilisées pour les analyses de terrain et de laboratoire. Le quatrième chapitre traitera de l'analyse des résultats obtenus pour la qualité des eaux. Et le dernier chapitre abordera, suite aux résultats obtenus dans le chapitre 4, la valorisation potentielle d'une ou l'autre source présentant une relativement bonne qualité des eaux.

Chapitre 1 : Contexte global

1.1 Un moteur de pression communautaire : la directive cadre eau

La Directive cadre européenne 2000/60/CE prévoit que chaque Etat membre doit recenser les bassins hydrographiques qui se trouvent sur son territoire national et doit les rattacher à des districts hydrographiques qui feront chacun l'objet d'un plan de gestion.

La Wallonie ne compte aucun district hydrographique propre du fait qu'il n'y a aucun exutoire à la mer (estuaire). Au stade actuel, les bassins hydrographiques wallons sont rattachés à trois districts hydrographiques internationaux : la Meuse, l'Escaut et le Rhin.

Quinze sous-bassins hydrographiques ont également été définis pour une gestion régionale de l'eau : l'Amblève, la Dendre, Dyle-Gette, Escaut-Lys, la Haine, la Lesse, Meuse amont, Meuse aval, la Moselle, l'Oise, l'Ourthe, Semois-Chiers, la Senne, la Sambre et la Vesdre (voir figure 1 ci-dessous).

Dans le cadre de ce mémoire, les différentes sources étudiées se situent dans le sous-bassin hydrographique de la Meuse amont.

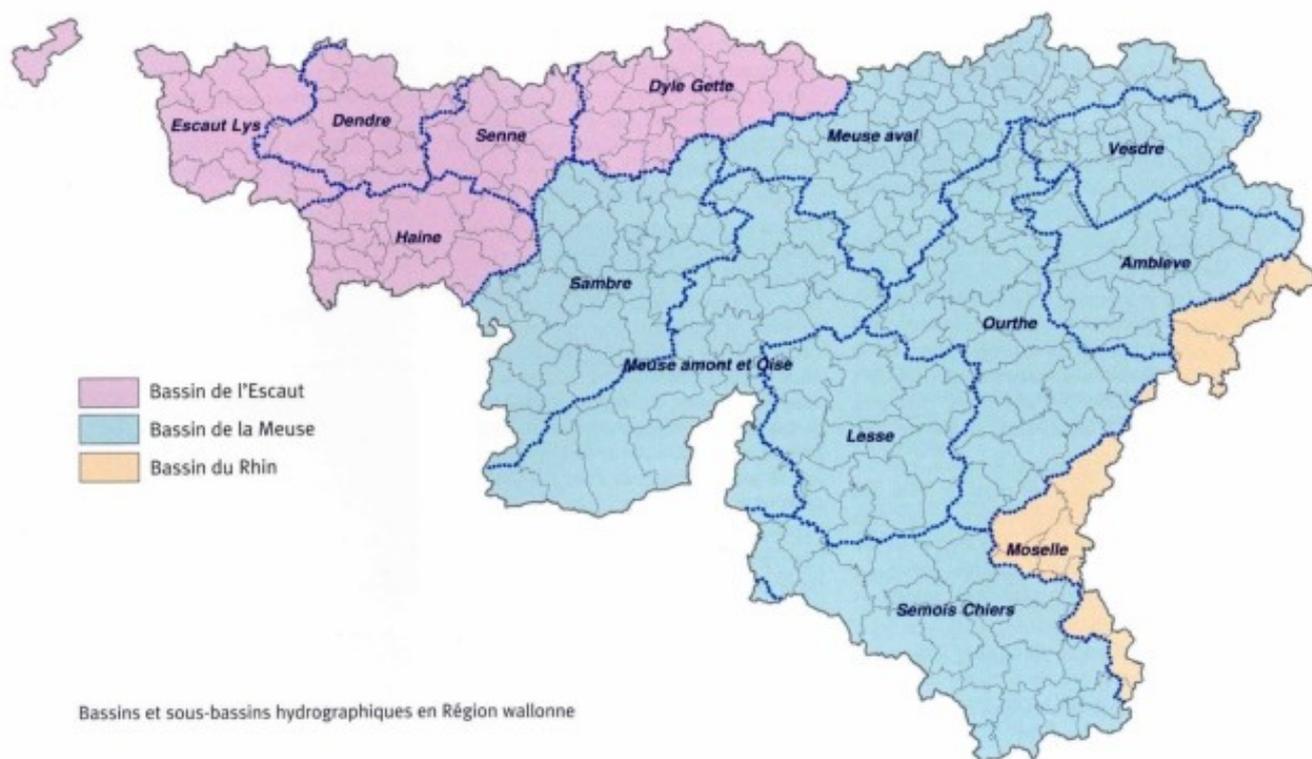


Figure 1 : Carte des 3 bassins et des 15 sous-bassins hydrographiques (Source : SWDE)

Le sous-bassin hydrographique de la Meuse amont

Les données qui vont suivre sont issues de l'Etat des lieux de l'Environnement Wallon (avril 2005). Nous évoquerons de manière très synthétique la situation du sous-bassin hydrographique Meuse amont au travers des différentes pressions exercées sur le milieu. Ces données seront comparées aux autres sous-bassins.

1.2.1 Occupation du sol

Le sous-bassin de la Meuse amont se caractérise par la prédominance de cultures, de prairies et de forêts de feuillus (voir figure 2 ci-dessous). Ces données sont calculées à partir d'images satellites SPOT (résolution 20m x 20m) et LANDSAT (résolution 30m x 30m) réalisées fin des années 80.

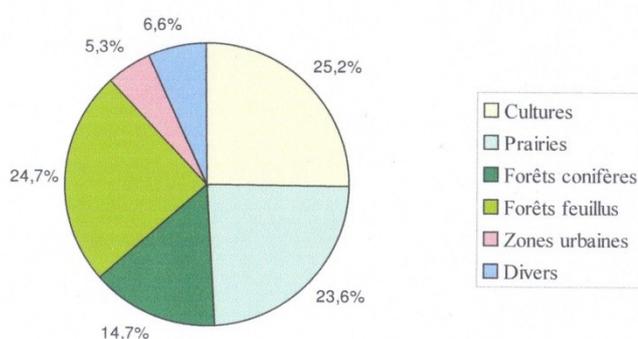


Figure 2 : Type d'occupation du sol dans le sous-bassin Meuse amont (Source : MRW-DGRNE-DE, 2006).

1.2.2 Population

La population du sous-bassin Meuse amont s'élève en 2000 à 211 375 habitants. La densité de population y est de 109.9 hab/km², contre une moyenne de 196 hab/km² pour la Région wallonne.

En 2000, dans le sous-bassin Meuse amont, 93.2% de la population sont situés en zone d'épuration collective et 6.8% en zone d'épuration individuelle.

1.2.3 Tourisme

Le tourisme est un secteur économique d'importance relative en Wallonie. Le nombre d'établissements comptabilisés en 2003 dépasse 3500 unités. Ces derniers génèrent plus de 175 000 équivalents habitants (EH¹). Dans le sous-bassin Meuse amont, le tourisme constitue une activité économique importante. Le nombre d'établissements touristiques est l'un des plus élevés (440) comparé à l'ensemble des sous-bassins. Ce nombre représente, indépendamment de la taille de l'établissement, environ 12.3% du total des établissements comptabilisés dans les parties wallonnes des 4 districts (Escaut, Meuse, Rhin, Seine). Le nombre d'établissements par service et le nombre d'EH qu'ils génèrent peuvent se résumer comme suit (voir tableau 1 ci-dessous) :

	Services touristiques					Total wallonie
	Campings	Hôtels	Tourisme rural	Tourisme social	Villages de vacances	
Nombre d'établissements	35	53	334	11	7	3.568
Nombre d'EH générés	10.764	2.263	2.053	1.395	4.292	175.377

Tableau 1 : Etablissements touristiques dans le sous-bassin Meuse amont (Source : DGRNE- observatoire des Eaux de Surface-2004).

Ce bassin génère 13% des EH d'origine touristique. Cette proportion est de 11.8% comparée au total des EH d'origine touristique générés en région wallonne. A ce titre, ce sous-bassin est le 4^{ème} sous-bassin le plus concerné par la pression « Tourisme ». L'analyse des EH produits, par service, dans le sous-bassin Meuse amont indique que les campings sont responsables de la part la plus importante des EH générés par le secteur du tourisme (voir figure 3 ci-dessous).

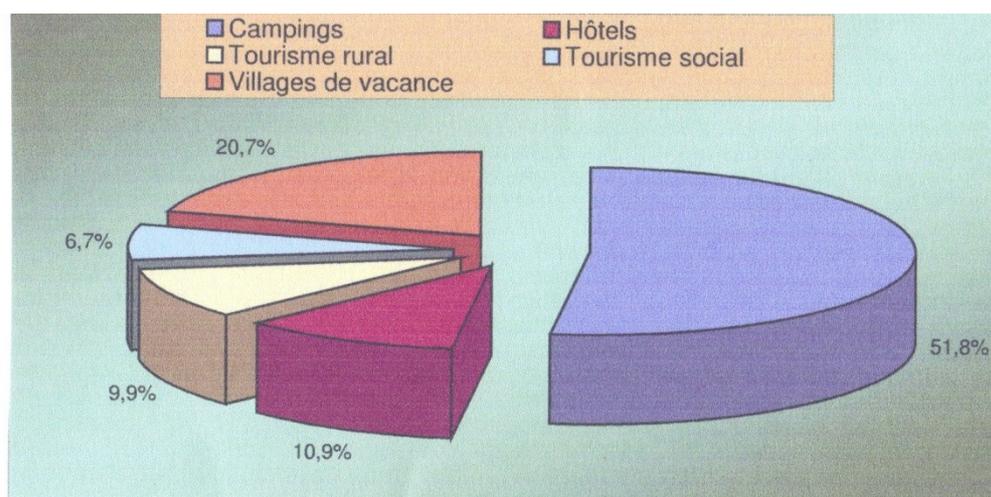


Figure 3 : Pourcentages d'EH liés au tourisme dans le sous-bassin Meuse amont (Source : DGRNE-Observatoire des eaux de Surface-2004).

¹ EH= Equivalent habitant : unité de mesure qui estime la quantité moyenne d'eaux usées que rejette une personne par jour.

Comparativement à la pression associée à la force motrice « Population et ménages » (168 000 EH), le secteur du tourisme avec ses 20767 EH potentiels, représente une pression non négligeable.

Industries

Dans le sous-bassin Meuse amont, les industries responsables des rejets en DCO², azote et phosphore appartiennent essentiellement au secteur de l'agroalimentaire (voir figure 4 ci-dessous). Par contre, les charges en matières en suspension proviennent essentiellement du secteur des matériaux minéraux non métalliques (carrières et fours à dolomies).

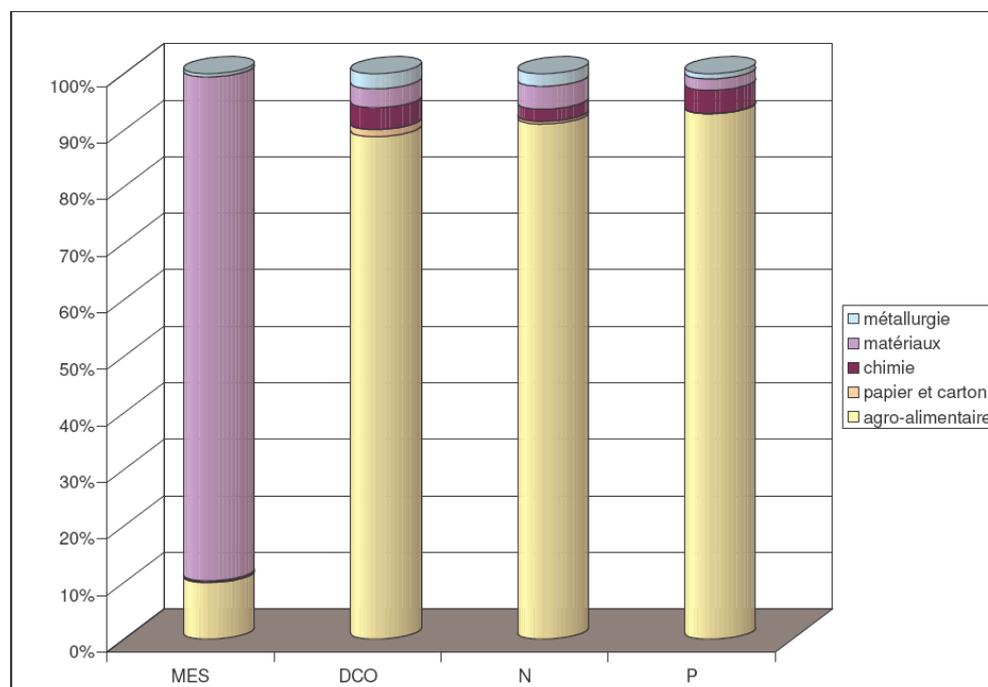


Figure 4: Répartition de la charge en DCO, azote, phosphore et matières en suspension (MES) rejetée dans le sous-bassin Meuse amont en fonction des principaux secteurs industriels (Source : DGRNE-Observatoire des Eaux de Surface-2001).

Le graphique ci-dessous (figure 5 page 12) nous montre que les industries du sous-bassin Meuse amont sont à l'origine de moins de 1% des charges industrielles en DCO, en phosphore et en azote de la partie wallonne du District de la Meuse. Elles génèrent 8% des charges en MES. Le sous-bassin Meuse amont n'est pas à l'origine d'une pression industrielle importante à l'échelle de la partie wallonne du District de la Meuse.

² DCO= Demande Chimique en Oxygène est une mesure de toutes les matières organiques (ou presque) contenues dans les eaux naturelles ou usées, qu'elles soient ou non biodégradables.

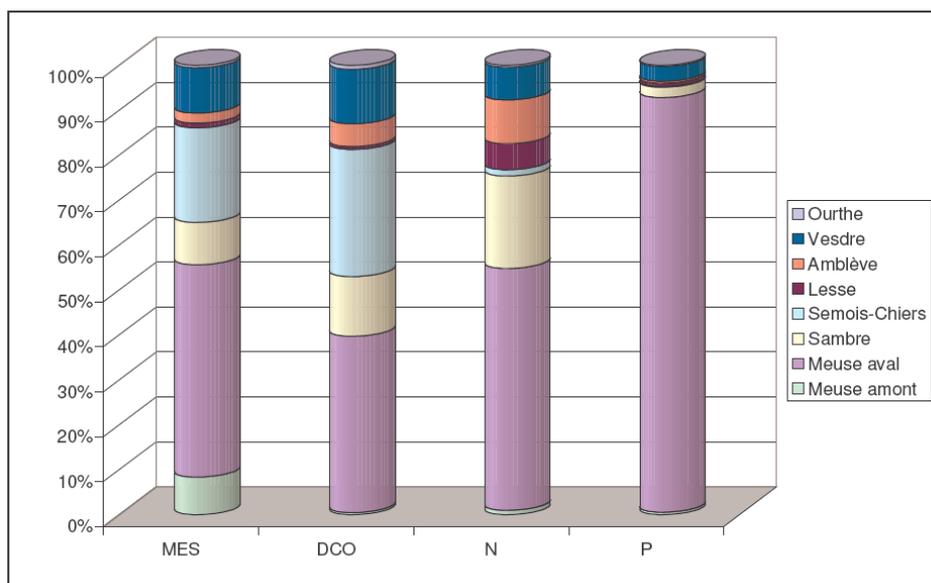


Figure 5 : importance de la charge industrielle en DCO, azote, phosphore et MES rejetée dans le sous-bassin Meuse amont par rapport aux autres sous-bassins de la partie wallonne du District mosan (Source : DGRNE-Observatoire des Eaux de Surface-2001).

1.2.5 Agriculture

La surface agricole utile (SAU) du sous-bassin de la Meuse amont est de 74 860 ha et représente 41% de l'occupation du sol. Les prairies permanentes et les céréales dominent le secteur. L'agriculture exerce des pressions sur le sol qui se traduisent par des apports d'engrais azotés et phosphorés. L'élevage quant à lui est responsable des apports d'azote et de phosphore organique.

1.2.6 Synthèse des différentes pressions

Avec 7.9 % de la population du District mosan et une densité de population de 92 hab/km², le sous-bassin de la Meuse amont, tout comme celui de la Lesse, de la Semois et de la Moselle, est l'un des moins peuplés de la Région wallonne. Les pressions exercées par la population s'opèrent au travers :

- des rejets directs ou indirects d'effluents non traités dans les eaux de surface
- des rejets des stations d'épuration individuelle
- des rejets des stations d'épuration collective

Le secteur du tourisme est bien développé dans ce sous-bassin. Les charges potentielles apportées par le secteur du tourisme sont estimées à 20 767 EH, soit l'équivalent de 13% de la population. Les secteurs des campings et des villages de vacances contribuent respectivement pour 52% et 21% des apports du tourisme.

Tout comme les sous-bassins de la Lesse ou de l'Ourthe, le secteur industriel est relativement peu développé dans notre sous-bassin. Le sous-bassin compte 100 entreprises soumises à la taxe sur le déversement des eaux usées, 15 d'entre elles sont responsables de 74% des charges générées. 28% des charges produites par les industries soumises à taxation sont collectées par un réseau d'égouts et épurées dans une station d'épuration collective. L'industrie agro-alimentaire est responsable des principaux apports en DCO, en azote et en phosphore tandis que le secteur des matériaux est responsable des principaux apports en matières en suspension.

Tout autre paramètre restant constant, les pressions agricoles exercées sur le milieu sont proportionnelles à l'occupation du sol par l'agriculture et au type de spéculations agricoles.

Ainsi logiquement, l'échelle du sous-bassin, l'importance de l'occupation du sol par l'agriculture est fonction des régions agricoles ; la SAU est ainsi de 17% dans la région naturelle de l'Ardenne, de 38% dans la région naturelle de la Famenne et de 51% dans le Condroz.

1.3 Le cadre géologique général et géographique de la région de Chimay-Couvin

La région de Chimay-Couvin fait partie de l'Ardenne *sensu lato* qui est elle-même une portion de la zone rhéno-hercynienne de l'orogénèse varisque en Europe occidentale. On sait qu'en Ardenne l'orogénèse varisque a déformé les sédiments dévono-carbonifères en une série de plis groupés en synclinoriums et anticlinoriums successifs. La région de Chimay-Couvin est située sur le bord sud du synclinorium de Dinant, dans la partie occidentale de celui-ci (voir figure 6 ci-dessous).

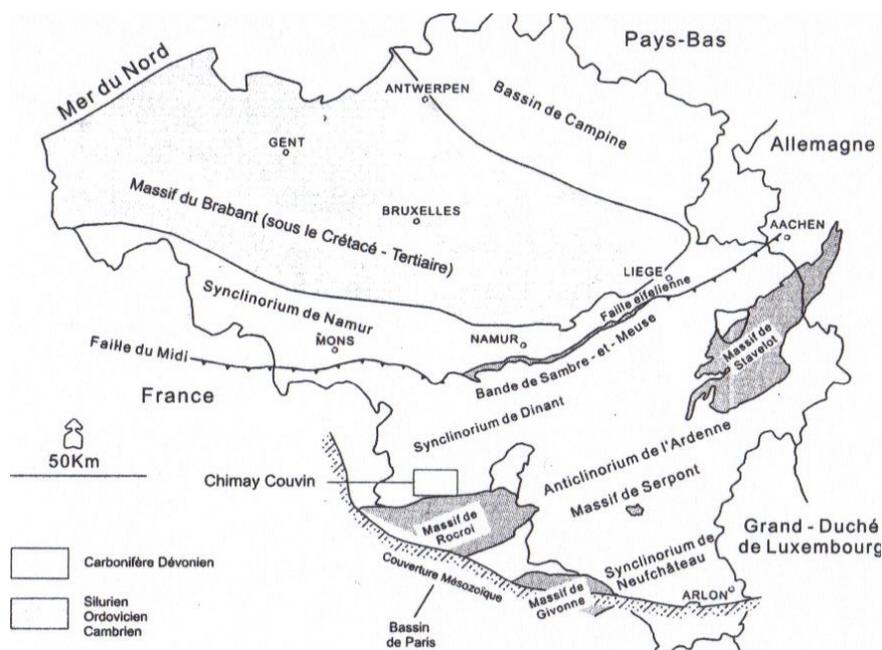


Figure 6 : Situation de la carte 57/7-8 dans le cadre géologique régional
(Source : Blondieau, 1993)

En résumé, l'histoire géologique de la région se dessine comme suit :

- dépôt, sur un socle calédonien plissé non visible ici, d'une série sédimentaire épaisse d'âge dévonien et carbonifère ;
- plissement de cette série, à la fin du Westphalien ;
- érosion et pénépléation ;
- dépôt de sédiments cénozoïques, généralement meubles, discordants sur cette pénéplaine ;
- depuis la fin du tertiaire, soulèvement qui, ici, a amené la pénéplaine épivarisque à une altitude d'environ 280 mètres et a entraîné l'érosion complète de la couverture cénozoïque dont il ne subsiste que des témoins piégés dans des cavités karstiques.

La morphologie actuelle est la conséquence de cette histoire : elle est celle d'un plateau dont la surface correspond approximativement à celle de l'ancienne pénéplaine, débarrassée de sa couverture meuble. Ce plateau est actuellement en voie de démantèlement : les cours d'eau y ont creusé leurs vallées, souvent encaissées, et l'érosion différentielle y a provoqué de larges dépressions aux endroits d'affleurement des roches peu résistantes (schistes). La région couverte par la carte Chimay-Couvin présente ainsi trois unités morpho-structurales (voir figure 7 page 15). Ce sont, du Nord au Sud :

- la dépression de la fagne-Famenne, incisée de nombreux ruisseaux puis, des plaines alluviales de l'Eau Blanche et de la Brouffe. Cette dépression dont l'altitude moyenne est 200m s'étend vers l'Ouest jusqu'au lac de Virelles et vers l'Est, jusqu'au Sud de la localité de Mariembourg ; elle est développée entièrement dans les roches argilo-silteuses à caractère schisteux du Frasnien supérieur et du Famennien inférieur.
- à une altitude moyenne d'environ 250 m suit le vaste plateau de la Calestienne qui, du Nord au Sud, est formé d'une série de buttes calcaires boisées, de forme oblongue ou circulaire (souvent appelées « Tiennes ») isolées dans les schistes ou reliées entre elles par des crêtes calcaires qui soulignent les directions géologiques.
- enfin dominant cette région à une altitude moyenne de 330 m, l'Ardenne du Sud de l'Entre-Sambre et Meuse forme un haut plateau qui couvre toute la partie méridionale de la carte depuis Pétigny jusqu'au Sud de Chimay.

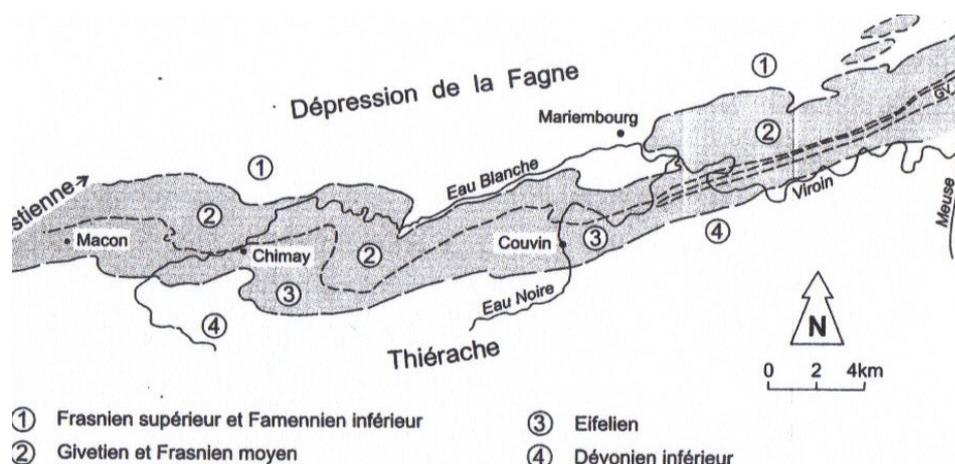


Figure 7 : Schématisation des entités morphostructurales entre la vallée de la Meuse et la frontière française (Source : Blondieau, 1993)

1.4 Hydrographie de la région

Le réseau hydrographique est constitué principalement par les deux gros affluents du Viroin que sont l'Eau Noire et l'Eau Blanche. S'écoulant d'Ouest en Est depuis Chimay, cette dernière dessine de nombreux méandres dans la bordure septentrionale de la Calestienne puis, en pénétrant dans la dépression de la fagne au Sud d'Aublain, son cours devient plutôt rectiligne et sa plaine alluviale s'élargit de façon significative vers l'Est.

Dans la partie sud-est de la carte, l'Eau Noire recoupe du Sud au Nord une bonne partie du Dévonien inférieur et tout le dévonien moyen ; elle change de direction à la sortie de Couvin en pénétrant dans les calcaires givétiens pour s'orienter approximativement vers le Sud-Est. Les deux affluents principaux de l'Eau Noire sont le ruisseau de Pernelle et le Ry de Rome.

1.5 Hydrologie et hydrogéologie de la région

En 1988, le bord du synclinorium de Dinant fournissait environ 6.5% de la quantité d'eau prélevée dans les aquifères pour la distribution en Région wallonne. L'approvisionnement en eau de la région provient essentiellement d'eau de surface, collectée au barrage du Ry de Rome (voir figures 8 et 9 page 16). Ce barrage a été mis en service en 1975 et sa station de traitement est opérationnelle depuis septembre 1983. Le barrage est constitué par une digue d'enrochements qui ont été extraits d'une carrière ouverte dans les limites du lac. Son volume est de 300 000 m³ pour une longueur de crête de 250 m et une hauteur maximale de 35.80 m. La contenance du lac dans lequel on prélève l'eau potable est de 2 200 000m³. Il est alimenté par 3 ruisseaux récoltant les eaux du bassin versant. Il s'agit du Ry de l'Hermitage, du Ry des Serpents et du Ry de Rome. Par année sèche, un volume de 7500 m³ par jour peut être capté. Le volume peut monter à plus de 10 000 m³ par jour lors d'une année à pluviosité normale. Cela suffit à alimenter une population de 60 000 habitants.

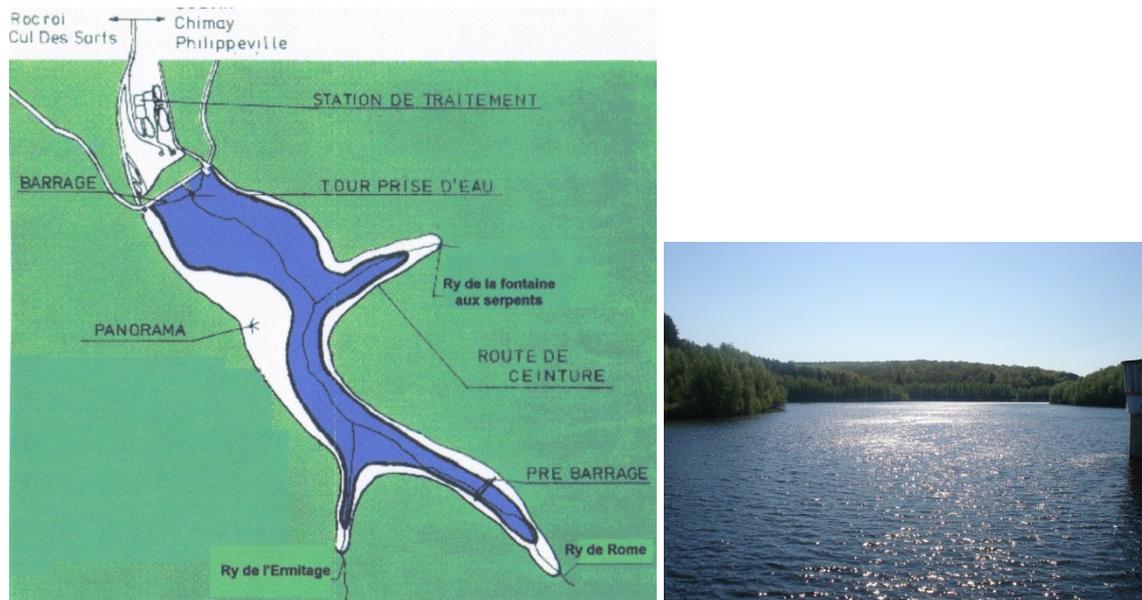


Figure 8 : Carte représentant le barrage du Ry de Rome (Source : SWDE) **Figure 9** : Photographie du barrage (Photographie : G. Van Overmeiren)

Pour l'aspect hydrogéologique, deux domaines distincts peuvent être dégagés :

- le premier associe la Fagne-Famenne et l'Ardenne. Leurs substratums, essentiellement argilo-silteux, gréseux et quartzitiques possèdent un pouvoir d'emmagasinement très faible et par conséquent, ne constituent pas les aquifères les plus intéressants. Ces nappes peu profondes sont souvent très sensibles à la pollution et leur capacité d'emmagasinement d'eau pluviale est faible ; leur débit productif diminue très fortement en été, alors que la demande en eau s'accroît ;
- le second domaine englobe les formations calcaro-argileuses eifeliennes, givetiennes et frasniennes de la Calestienne ; il est beaucoup plus intéressant au point de vue hydrogéologique. Les calcaires obéissent à une distribution de micro- et macro-fissures, illustrée par les nombreux phénomènes karstiques (aiguigeois, résurgences, grottes et cavernes). L'inconvénient principal de ce type d'aquifère est le développement de phénomènes karstiques qui relie directement la nappe et les eaux de surfaces, sans l'intermédiaire d'un quelconque filtre « naturel », ceci entraînant des risques élevés de pollution.

En conclusion, cette région possède un potentiel hydrogéologique intéressant mais vulnérable aux conditions de surface. L'établissement d'une zone de protection avec réserve d'eau de surface (barrage du Ry de Rome) permet de limiter les risques de pollution et de garantir une eau potable de qualité.

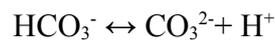
1.6 Karstologie

De nombreux phénomènes karstiques intéressants jalonnent les cours d'eau lorsqu'ils recoupent les bandes calcaires ; les plus significatifs sont visibles dans la vallée de l'Eau Noire à Couvin, entre Pétigny et Frasnes, ainsi que dans la vallée de l'Eau Blanche, à proximité de Lompret.

Un massif calcaire présente de nombreuses fissures (diaclasses) dans lesquelles l'eau peut s'infiltrer et permettre une dissolution de la roche, ce qui mène à la karstification. Le phénomène de dissolution du calcaire n'est réalisable que si trois éléments sont disponibles, à savoir le CO₂, l'eau et la roche calcaire (calcite Ca CO₃). En effet, le calcaire est faiblement soluble dans l'eau pure, mais la solubilité de la calcite augmente lorsque l'eau est chargée en CO₂ et devient acide. Le CO₂ d'origine atmosphérique ou de la biosphère du sol, va diffuser dans l'eau et s'hydrater :



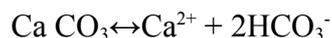
H₂CO₃ peut se dissocier:



La seconde de ces deux réactions possède une constante d'équilibre beaucoup plus faible que la première. Le carbone se trouve donc sous trois formes différentes dans les eaux.

A un pH donné et à une température donnée, le total de ces trois constituants est toujours le même.

A l'interface eau-roche, la calcite peut se dissoudre :



La réaction finale donne :



La pression partielle du CO₂ dans l'air au contact d'un tel système est un facteur important car elle va déterminer la quantité de CO₂ présent dans l'eau. Par exemple, sous couvert forestier, l'apport en CO₂ est souvent plus important que sur les calcaires nus. De plus, la vitesse d'écoulement intervient dans le sens où, plus elle est faible, plus les équilibres chimiques ont le temps de se réaliser. Ces réactions sont des équilibres qui s'orientent en fonction des conditions du milieu, soit vers la dissolution du calcaire soit vers la précipitation.

Pour mémoire, voici quelques termes spécifiques au milieu karstique que nous utiliserons lors de la réalisation de ce travail (voir figure 10 page 18 pour illustrations) :

- Chantoir : point d'enfouissement d'un cours d'eau ; le terme chantoir désigne toujours une perte de cours d'eau dans une dépression bien marquée, plus ou moins vaste.
- perte : phénomène d'infiltration totale ou partielle d'un cours d'eau superficiel permanent ou temporaire en région karstique.

- résurgence : endroit où jaillit un cours d'eau souterrain, permanent ou temporaire, provenant précédemment de l'infiltration de celui-ci dans une roche calcaire.

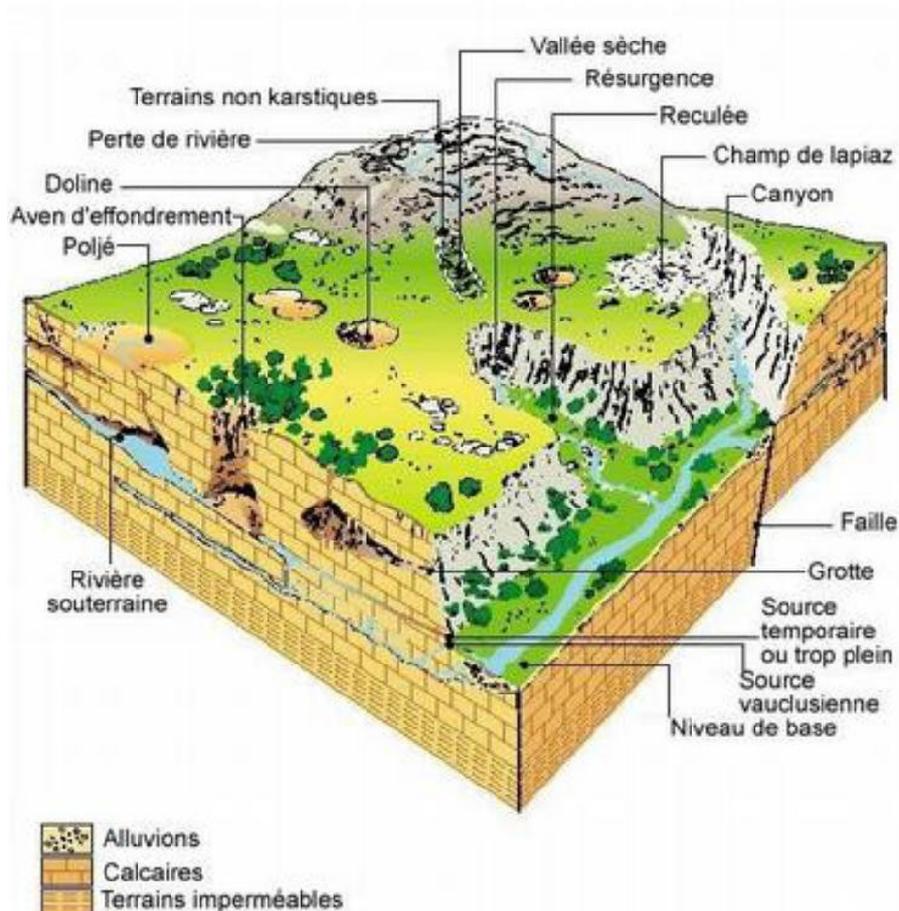


Figure 10 : Schéma représentant la plupart des formes de relief que l'on peut observer suite à des phénomènes karstiques (Source : extrait du rapport de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, 2005).

Chapitre 2 : Sélection de quelques venues d'eaux naturelles qui pourraient faire l'objet d'une étude sur leur potentialité et leur valorisation.

2.1 Situation et description de la zone d'étude

Les prises d'eaux dans le bassin du Viroin sont gérées par la Société Wallonne de Distribution des Eaux (SWDE) et/ou l'Intercommunale Namuroise de Services Publics (INASEP). A noter que pour la commune de Chimay, c'est la Régie communale qui gère les prises d'eaux. Toute la zone est alimentée dans sa grande majorité par le barrage du Ry de Rome (eau de surface).

🗨️ **Sites proposés par la CWEPSS** (voir tableau 2 ci-dessous)

Dans le cadre de la réalisation de ce mémoire, une dizaine de sites (venues d'eaux naturelles) ont été proposés par la CWEPSS afin de réaliser une étude sur leur potentialité en temps que prise d'eau potable. L'ensemble de ces dix venues d'eaux se situe sur un affleurement calcaire excepté la station E (en bordure du bassin de natation de Couvin). Par facilité nous utiliserons le terme station pour qualifier les différentes venues d'eaux.

MAP	Qual	Denom	commune	Lambert_X	Lambert_Y
A	Résurgence de	Bailièvre	Bailièvre	140883	84007
B	Résurgence de	St Remy	Chimay	144810	81370
C	Fontaine	Ste Geneviève	Chimay	145150	81580
D	Résurgences de la	Cressonnière	Lompret	151825	83210
E	source sur grès du	Bassin de Natation	Couvin	158830	80870
F	Grotte du	Lavoir	Couvin	159250	82100
G	La	Fontaine-Lavoir	Petigny	161720	82937
H	Résurgence de l'	Eau Noire	Nismes	162740	84754
I	Fontaine	Dourbes	Viroinval	166050	86530
J	Fontaine	Vierves	Viroinval	168685	85510

Tableau 2 : Tableau récapitulatif reprenant les différentes stations proposées.

La carte ci-dessous (figure 11) représente le bassin du Viroin et reprend l'ensemble des stations proposées par la CWEPSS.

Bassin du Viroin:
Sources proposées par la CWPSS

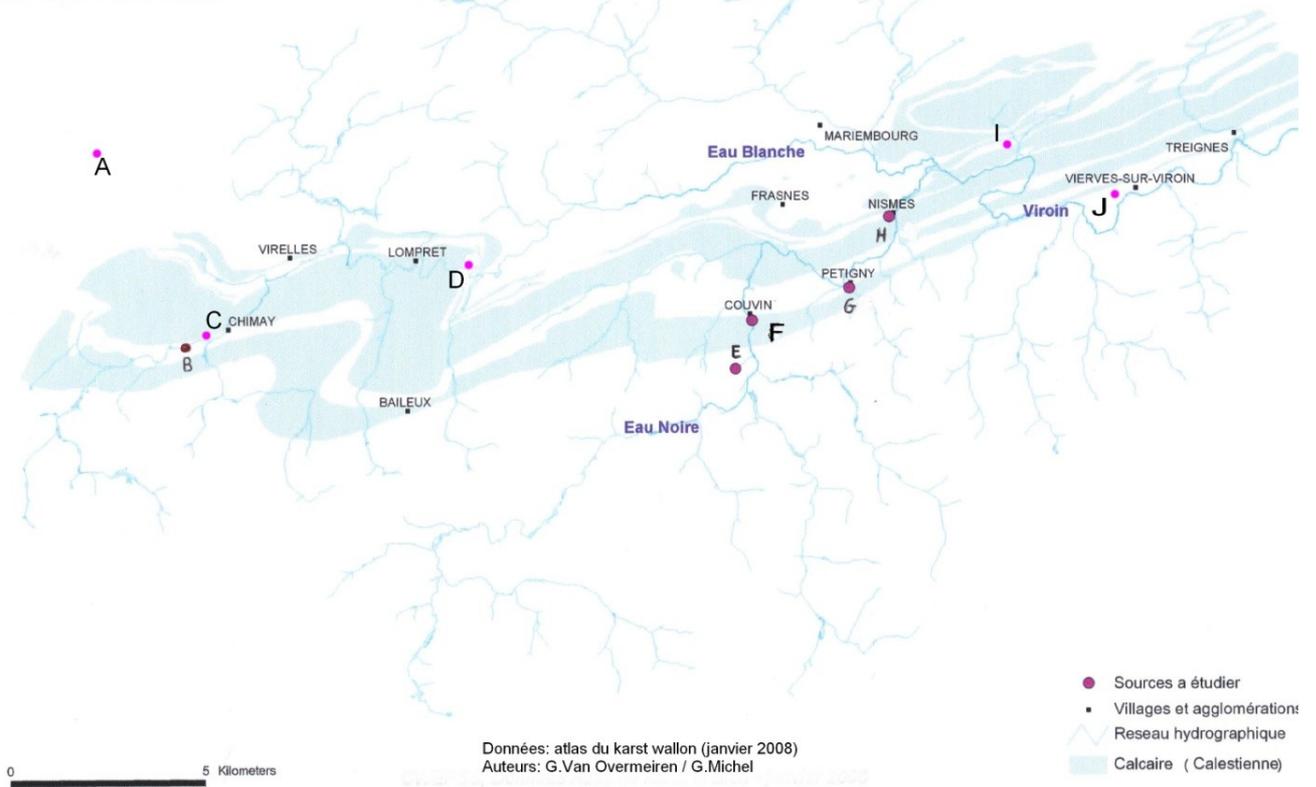


Figure 11 : Carte des différentes stations proposées par la CWPSS.

 Station A : Résurgence de la Bailièvre (voir figure 12 page 21)

Cette petite résurgence active, alimentant un petit ruisseau plusieurs fois canalisé en aval (vers Bailièvre), se situe en province de Hainaut à 220m d'altitude sur du schiste frasnien. Une centaine de mètres en aval de ces venues d'eaux (au lieu dit Le Terne), le terrain est clôturé et il y avait à cet emplacement un captage. Celui-ci ne semble plus actif et toutes les eaux sont déversées en surface créant le ruisseau de Bailièvre. Le site a été profondément modifié récemment (après 1998). Un vaste étang a été creusé en aval des sources, en rive droite du ruisseau. Une partie des eaux de la résurgence assure d'ailleurs l'alimentation de cette pièce d'eau.



Figure 12 : Résurgence alimentant le ruisseau (Photographie : G.Michel)

 Station B : Résurgence de Saint-Rémy (voir figures 13, 14 et 15 ci-dessous)

Située en fin d'un vallon sec, cette résurgence est un ancien captage de la ville de Chimay. Ces eaux étaient exploitées par un moulin avec une roue à aube. Actuellement, un bâtiment occupe le point de résurgence et l'eau est tubée jusqu'à l'Eau Blanche. Cette résurgence a été remise en exploitation comme source d'eau potable en juillet 1995, cependant, une pollution des eaux a été relevée dans la région en septembre 1995 (gastro-entérite), ce qui a arrêté cette exploitation. De l'eau ruisselle abondamment et de partout autour du bâtiment. Elle quitte le bâtiment par un tuyau à l'arrière et un mur (réservoir) en façade. Elle ruisselle jusque dans la prairie à l'arrière ou dans le caniveau.



Figure 13 : Ruissellement le long de la route (Photographie :G.Michel)



Figure 14 : Caniveau récoltant l'écoulement (Photographie: G.Michel)



Figure 15 : Exutoire au niveau de l'Eau Blanche (Photographie : G.Michel)

 Station C : Fontaine Sainte Geneviève (voir figure 16 ci-dessous)

Cette station se situe en bord de l'Eau Blanche, à proximité de la station B. On se trouve cette fois-ci en rive gauche de la rivière. Il s'agit d'un autre aquifère qui alimente cette venue d'eau. Cette fontaine servait anciennement de source d'eau potable pour les habitants de Saint-Rémy. Elle se compose de quatre venues d'eau principales à la base d'un petit promontoire rocheux situé à une dizaine de mètres de l'Eau Banche. Cette source qui se situe à 50 mètres en aval des établissements Leleux (autocars) ne semble pas être polluée par ces activités. La présence de déchets divers (batteries, pneus, PVC...) n'échappe pas à la vue.



Figure 16 : Fontaine Ste Geneviève (Photographie : G.Michel)

 Station D : Résurgence de la Cressonnière (voir figure 17 page 23)

La station D comprend deux fontaines exploitées par des cressonnières. Il s'agit d'une résurgence vaclusienne, pérenne, relativement constante, à gros débit et située sur des calcaires givétiens. Son débit est considérable et les eaux sont renvoyées dans un réseau de canaux d'irrigation complexe qui sert de base à la culture (toujours en cours) du cresson. Les eaux de la résurgence alimentent un bassin de 5 mètres de diamètre et 2 mètres de profondeur. Les eaux sont ensuite canalisées vers un réseau de drains d'irrigations sur schistes. La zone est reprise en Natura 2000.



Figure 17 : Résurgence vaclusienne de la Cressonnière (Photographie : G.Michel)

 Station E : Source « du bassin de natation » (voir figures 18, 19 et 20 ci-dessous)

Ce point est hors calcaire, la source est dans les grès. Elle est située en rive gauche de l'Eau Noire à hauteur du bassin de natation de la commune de Couvin. Les eaux sortent à la base d'un petit affleurement rocheux pour s'écouler dans un vallon bien encaissé jusqu'au bord de la rivière où elles alimentent un bras parallèle. Tout le bassin est en zone forestière et devrait dès lors être assez peu impacté par les pollutions éventuelles. Le long de son parcours, le petit ruisseau se voit alimenté par quelques venues d'eaux (quatre) contribuant ainsi à augmenter le débit initial.



Figure 18 : Affleurement rocheux (Photographie : G.Michel)



Figure 19 : Vallon encaissé (Photographie : G.Michel)



Figure 20 : Exutoire au niveau de l'Eau Noire
(Photographie :G.Michel)

 Station F : La Grotte du Lavoir (voir figures 21 et 22 ci-dessous)

Il s'agit d'un ancien lavoir en crypte alimenté par un courant d'eau débouchant d'un tuyau en béton. Ce courant provient d'une galerie noyée de 30 mètres de long pour une hauteur variant de 0 à 3 mètres. Situé juste en amont de la passerelle franchissant l'eau Noire à moins de 3 mètres de la rivière, on accède à ce lavoir via un escalier le long du trottoir. Le débit est relativement important et se déverse directement dans la rivière.



Figure 21 : Résurgence de la Grotte Lavoir
(Photographie : G.Michel)



Figure 22 : Exutoire au niveau de l'Eau Noire
(Photographie : G.Michel)

2.2.7 Les lavoirs de Pétigny

Le village de Pétigny comprend trois lavoirs et une fontaine.

2.2.7a Station G1 : La Fontaine Lavoir de Pétigny (voir figure 23 ci-dessous)

Il s'agit d'une résurgence captée et aménagée en lavoir. Aujourd'hui, les eaux ne sont plus distribuées mais les habitants viennent y remplir des bouteilles ainsi que les agriculteurs des bidons. Elles sont canalisées sous la place pour se rejeter dans l'Eau Noire. Sur la place, les eaux sortent dans un bac lavoir via trois tuyaux pour être directement canalisées vers un collecteur se déversant dans l'eau Noire.



Figure 23 : Fontaine lavoir de Pétigny (Photographie: G.Van Overmeiren)

2.2.7b Station G2 : Lavoir de la route Couvin-Pétigny (voir figure 24 page 26)

Ce lavoir est alimenté par une source qui se situe à une bonne centaine de mètres au sud à la limite calcaire/schistes. Cette source est pérenne et se trouble rarement. Situé le long de la route Couvin-Pétigny, à l'entrée ouest du village, ce lavoir se trouve en rive droite de l'Eau Noire (à moins de 20 mètres de celle-ci).



Figure 24 : Lavoire de la route Couvin-Pétigny (Photographie: G.Van Overmeiren)

2.2.7c Station G3 : Lavoire de pétigny (voir figure 25 ci-dessous)

Ce lavoire se situe au cœur du village de Pétigny. Le tuyau présentant un débit constant est la résurgence en question. L'autre tuyau sert de trop-plein se déversant dans un petit ruisseau coulant juste à côté de la résurgence et prenant sa source plus en amont. A première vue, ce lavoire semble délaissé et de nombreux déchets jonchent le lavoire.



Figure 25 : Lavoire de Pétigny (Photographie : G.Van Overmeiren)

2.2.7d Station G4 : Résurgence de Pétigny (voir figures 26 et 27 page 27)

Cette résurgence se situe juste en face de la fontaine lavoire de Pétigny. Elle jouit d'un débit constant selon des analyses antérieures (G.Michel, 2007) et les dires des populations locales. Son alimentation semble provenir d'une tienne calcaire située en amont du village de Pétigny. Lors de nos passages sur le terrain, nous avons pu constater que les populations locales remplissaient des bidons d'eau pour un usage domestique d'une part (eau de cuisson) et pour

un usage agricole d'autre part (abreuvement du bétail). Certains n'hésitent pas à la consommer directement.



Figure 26 : Résurgence de Pétigny
(Photographie: G.Van Overmeiren)



Figure 27 : Tienne calcaire alimentant la
résurgence (Photographie :G.Michel)

2.2.8 Station H : Résurgence de l'Eau Noire (voir figure 28 ci-dessous)

Pour mémoire, l'Eau Noire prend sa source sur le plateau de [Rocroi](#). Elle traverse l'[Ardenne](#) avant de rejoindre [Couvain](#) où elle entre dans la [Calestienne](#). Dans la localité de [Pétigny](#), aux « Grottes de l'Adugeoir », elle se divise en une branche souterraine et une rivière à l'air libre. La branche souterraine refait son apparition à [Nismes](#), et rejoint la branche restée à l'air libre, au pied de l'église du village.

Il s'agit d'une résurgence à gros débit. L'eau sort par plusieurs griffons (3 à 5 en fonction du débit) à la base de la paroi rocheuse dans laquelle s'ouvre la Grotte du Pont d'Avignon. Les Grottes de Neptune à Pétigny et la Grotte du Pont d'Avignon représentent respectivement la perte et la résurgence de l'Eau Noire. Ce site très pittoresque est très enlaidi par la présence de garages construits directement en bord de l'eau et contre la paroi rocheuse qui affecte la valeur paysagère de l'endroit.



Figure 28 : Résurgence de l'eau Noire à Nismes (Photographie : G.Michel)

2.2.9 Station I : Fontaine de Dourbes (voir figure 29 ci-dessous)

Situé dans le centre du village de Dourbes, à un point bas de la bande calcaire (exutoire) et à proximité du Viroin, dans la commune de Viroinval, cette venue d'eau serait alimentée par des points de pertes diffus situés en prairie à l'est de Dourbes. Un bloc de béton a été placé sur la source située à la limite des calcaires. L'eau jaillit via six conduits et alimente un bac en pierre avant d'être canalisée sous le village pour se jeter dans le Viroin. Une chambre de visite donne accès à un bac de rétention d'eau accumulant les eaux de la source. En janvier 2008, faisant suite à une période pluvieuse de quinze jours, le débit à la source était considérable et estimé à 25 litres par seconde. Par le passé, ce point d'eau servait à l'alimentation en eau potable du village de Dourbes.



Figure 29 : Fontaine de Dourbes (Photographie : G.Michel)

2.2.10 Station J : Fontaine de Vierves (voir figure 30 page 29)

La Fontaine de Vierves est située à l'ouest du château de Vierves, à la terminaison d'une vaste prairie laissant voir un vallon sec débouchant dans une zone plus humide. Cette venue d'eau alimentait dans le temps le lavoir du village, ce qui représente une certaine assurance quant à son débit et au fait qu'il y ait un approvisionnement toute l'année. Les eaux sortent de terre dans une prairie avant d'être canalisée vers le lavoir. D'après des observations, cette fontaine à haut débit est renseignée comme pérenne pendant toute l'année. Elle pourrait drainer vers le sud l'étroite bande calcaire qui s'étend le long de la route nationale au nord de Vierves.



Figure 30 : Fontaine de Vierves (Photographie : G.Michel)

2.3 Sélection de quelques venues d'eaux

Effectuer un choix n'est pas chose aisée. Ici, nous avons choisi de se concentrer sur cinq stations parmi les dix afin d'optimiser et de rendre exhaustives nos analyses. En effet, le nombre de paramètres analysés par station est assez important (voir chapitre 3) et les analyses subséquentes en laboratoire assez fastidieuses.

De plus, afin de pouvoir rendre une comparaison et faire un suivi dans le temps, les analyses ont été répétées en hiver, au printemps et en été.

La contrainte du déplacement n'est pas non plus négligeable. Cela dit, des arguments fondés et réfléchis (ex: débit suffisant, bonne accessibilité, possibilité de valorisation...) nous ont amené à sélectionner cinq venues d'eaux et à en écarter cinq autres.

- La station A se situe en dehors de notre zone d'étude et il s'agit d'un site ayant subi ces dernières années de profondes modifications. L'accès y est relativement difficile et le potentiel de valorisation serait moindre (peu d'habitations en aval).
- La station B (ancien captage d'eau de Saint-Rémy) nous a semblé être un site intéressant et ce pour plusieurs raisons : il est situé en aval du village de Saint-Rémy et peut donc alimenter facilement la population du village comme c'était le cas autrefois (voir figures 31 et 32 page 30).

Une installation de captage d'eau est déjà présente dans la station de captage d'eau et toujours fonctionnelle d'après la Régie des eaux de Chimay. Le captage d'eau est toujours bien opérationnel mais n'est pas à ce jour activé.

Des données sont disponibles à la Régie des eaux concernant la qualité des eaux et nous serviront de comparaison avec nos mesures (voir chapitre 4 sur l'analyse de la qualité des eaux).

Lors de notre visite en hiver, le débit résultant des pertes d'écoulement de la conduite étaient conséquents. La facilité d'accès du site est aussi un argument de sélection.

Par ailleurs, l'état de délabrement du bâtiment nécessiterait une bonne réhabilitation ainsi qu'une investigation plus approfondie concernant l'origine de la contamination bactérienne de 1995 et son éradication.

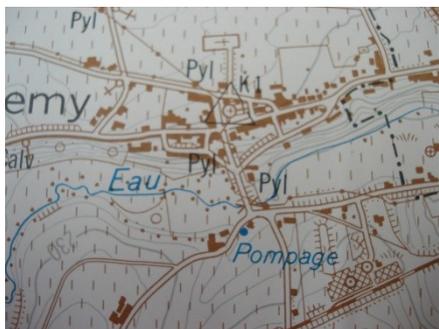


Figure 31 : Carte topographique de 1981 de la station B
(Source: IGN, planche 57-8/9)



Figure 32 : Orthophotoplan³ station B
(Source : Région wallonne 2001)

- La station C se situe en bord de l'Eau Blanche. Le site se trouve en propriété privée, ce qui nécessite des autorisations pour s'y rendre. Par ailleurs, le site se trouve en aval d'un flanc de falaise et est très peu facilement accessible et serait de ce fait difficilement valorisable.

- La station D (Cressonnière) se trouve également en propriété privée. Le site est difficilement accessible et situé sur un plateau relativement désert. D'autre part, il s'agit d'une des dernières exploitations de cresson en Belgique, dont son exploitant semble vivre en partie de sa ressource en commercialisant son produit dans divers marchés locaux. La zone est de plus reprise en Natura 2000.

- La station E (du bassin de natation de Couvin)

³ Un orthophotoplan est un document photographique en projection orthogonale ; l'effet de la déviation radiale y est corrigé.

Cette source se situe en milieu forestier et la zone est isolée de l'action anthropique. Le site est facilement accessible et le cadre naturel relevant. Lors de notre première investigation, le débit était relativement conséquent. Le cadre forestier du site nous a permis de réaliser un Indice Biotique au niveau du ruisseau dans la vallée en V. Outre les analyses bactériologiques et chimiques, il s'agit d'un indicateur de qualité des eaux supplémentaire et non négligeable.

La présence de la piscine communale de Couvin peut s'avérer être une valorisation possible si la qualité d'eau est acceptable (voir chapitre 5). Lors de nos déplacements, nous avons pu assister à l'avancement de la construction d'un hall des sports juste à côté de la piscine. Cela renforce notre intérêt à investiguer dans la qualité aquatique de cette source en vue d'une utilisation possible de cette eau se jetant à même l'Eau Noire.

Le petit bois dans lequel se situe la résurgence est un bois communal et non un bois privé.

- La station F

Cette station se situe dans le centre ville de Couvin et serait de ce fait facilement valorisable et captable sur le réseau d'alimentation des particuliers. Elle présente un débit assez élevé (10 l/s) se déversant directement dans l'Eau Noire. Le site est facilement accessible.

- La station G

La station G reprend l'ensemble des quatre venues d'eau (G1, G2, G3 et G4). Les trois premières stations sont des lavoirs à proprement parler et constituent de ce fait un patrimoine local et régional important. Y réaliser des prises d'eau serait pour ma part une atteinte à ce patrimoine. Cependant, la station G4, située en face de la station G1 présente un bon débit, qui s'est avéré être d'une part constant et élevé (moyenne de 1.25 l/s) lors de nos trois séries d'analyses (voir chapitre 4). Située au centre du village de Pétigny et utilisée régulièrement par les habitants, elle représente, pour notre part, un potentiel de valorisation intéressant.

- La station H

Ce site présente un débit important et donc potentiellement exploitable, il s'agit de la deuxième résurgence la plus forte en débit en Belgique après celle de La Lesse.

Cette station fait partie d'un réseau de mesure (réseau de mesures physico-chimiques, réseau substances dangereuses, réseau eaux de baignade, réseau eaux potabilisables, réseau eaux naturelles, réseau écotoxicité) et un suivi systématique de la qualité des eaux de surface et de son évolution est mis en vigueur par la Région wallonne (voir figure 33 page 32)

Sur les abords du méandre, un ancien bâtiment imposant délabré est actuellement en rénovation (création d'appartements). Il s'agissait d'une ancienne brasserie qui utilisait il y a de ça une trentaine d'années l'eau de la rivière. Ces faits laisseraient sous-entendre une bonne qualité des eaux. Il s'agit cependant d'eau de surface et d'une zone assez vulnérable. Une observation de terrain datant du 26 février 2007 constatait que « *faisant suite à une période pluvieuse de plusieurs jours, le débit était très gros et les eaux qui sortaient de la résurgence étaient très boueuses* ».

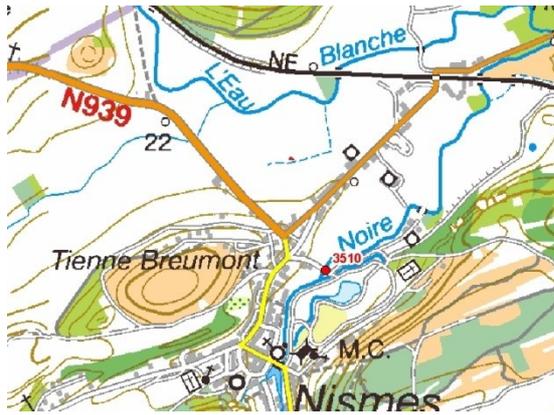


Figure 33: Station 3510-Eau Noire à Nismes (Source : DGRNE-carte IGN 1 :10000)

- Les stations I et J nous ont été proposées ultérieurement ; une fois la première série d'analyse entamée. Elles représentent un bon potentiel en termes de débit et sont situées toutes deux dans un village. Par soucis de temps et d'analyses, nous avons préféré les écarter.

Le tableau 3 (page 33) résume le choix de nos cinq stations d'analyse selon les avantages et les inconvénients.

	M. ① ② ③ ④	F. ① ② ③ ④ * ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨
	• é	• z
	• é	• s
		• s
		• s
	• s	• s
	• é	
	• z	
	• é	• s
		• s
		• s
	• s	• s
		• s
		• s
		• s
	• z	
	• s	
	• é	
	• s	
	• s	
	• é	
	• s	
	• s	
	• s	• s
	• z	
	• s	
	• s	• z
	• z	
	• s	
	• s	
	• é	
	• s	
	• z	
	• s	

Tableau 3: Récapitulatif des avantages et inconvénients de chaque station.

La carte ci-dessous (figure 34) est la carte topographique avec les différentes stations retenues pour analyse.



Figure 34: Carte topographique des différentes stations retenues (Source : IGN 1 :25000-CWEPSS).

Chapitre 3 : Matériel et méthodes

Afin d'évaluer la qualité aquatique, trois groupes de méthodes complémentaires ont été employées : l'analyse des paramètres physico-chimique, l'analyse par les indices biotiques et l'analyse bactériologique.

3.1 Analyses physico-chimiques de l'eau

3.1.1 Principe

On réalise un prélèvement répété à des fréquences diverses (annuelle, saisonnière, mensuelle, journalière, horaire). Dans notre analyse, nous avons effectué trois séries ponctuelles : une première fin de cet hiver 2008, en mars, une autre en mai et la dernière en juillet. L'analyse hivernale permet d'obtenir un signal physico-chimique pur, dégagé de toute influence biologique du fait que la biologie est en plein repos à cette période (diapause des macro-invertébrés, arrêt de la végétation, cinétique bactérienne plus lente,...). Les phénomènes qui seront mis en évidence ici seront donc de nature essentiellement anthropique. Les deux autres séries d'analyses (printanière et estivale) se placent inversement au fort de l'activité biologique.

3.1.2 Avantages

Les analyses chimiques restent le seul moyen d'identifier la nature exacte des polluants et les teneurs qu'ils peuvent atteindre, notamment les teneurs maximales importantes pour leur effet direct plus particulièrement sur la faune. Le prélèvement est simple, rapide et demande peu de matériel.

3.1.3 Inconvénients

Les analyses chimiques sont instantanées. Vu les importantes fluctuations journalières et horaires des charges polluantes, un prélèvement momentané ou à une fréquence faible est peu fiable et il est même téméraire d'effectuer une cartographie ou une surveillance de la qualité des eaux sur cette seule base aléatoire. On peut toutefois pallier cet inconvénient en augmentant la fréquence des prélèvements suivant les buts poursuivis et les types de milieux ou en utilisant des échantillonneurs automatiques, ces deux solutions entraînant une forte augmentation des coûts.

3.1.4 Matériel et méthodes

A. Concentration en ions en solution

Il existe plusieurs méthodes pour quantifier les concentrations en ions ou molécules dans un échantillon. Ici, nous nous sommes cantonnés à l'emploi d'électrodes spécifiques et à la spectrophotométrie. Il s'agit pour cette dernière d'une méthode analytique quantitative qui mesure l'absorbance d'une substance chimique en solution à une longueur d'onde donnée. Plus cette espèce est concentrée, plus elle absorbe la lumière dans les limites de proportionnalités énoncées par la loi de Beer-Lambert. Un dispositif optique monochromateur

permet de générer une lumière monochromatique dont la longueur d'onde est choisie par l'utilisateur. La lumière monochromatique incidente d'intensité I_0 traverse alors une cuve contenant la solution étudiée et l'appareil mesure l'intensité I_t de la lumière transmise. La valeur affichée par le spectrophotomètre, variant de 100% (pas d'absorbance - eau distillée) à 0% (solution opaque - très forte concentration) est le pourcentage de transmission du rayonnement incident à la longueur d'onde fixée à travers la solution.

L'appareil que nous avons utilisé est un spectrophotomètre de la marque VITATRON.

Le mode opératoire est similaire pour les analyses chimiques utilisées et se présente comme suit :

On prélève un volume d'eau déterminé (en général 5 ou 10 ml) à l'aide d'une pipette et on le place dans un récipient rincé au préalable avec l'eau de l'échantillon. Pour chaque composé recherché, on ajoute par excès un ou plusieurs réactifs spécifiques qui interagissent avec la substance recherchée et engendrent un produit coloré dont la quantité produite est proportionnelle à la quantité présente de la substance recherchée. Quelques instants après, un complexe coloré va se développer et gagne en intensité colorimétrique selon une cinétique propre pour se stabiliser à son maximum, fournissant ainsi directement la concentration en l'élément de l'échantillon. Le produit coloré est alors quantifié précisément par le spectrophotomètre à la longueur d'onde préconisée par le test.

L'ammonium (NH_4^+)

L'ammonium est en équilibre avec un gaz (NH_3) et a donc tendance à se rééquilibrer rapidement avec la concentration atmosphérique. Cette mesure doit donc être effectuée le plus rapidement possible après le prélèvement. Pour analyser l'ammonium présent dans l'eau, nous avons utilisé le kit d'analyse PALINTEST qui produit un complexe coloré, allant du jaune au vert, et qui est quantifié par spectrophotométrie en utilisant un filtre de longueur d'onde 630 nm. On obtient donc ainsi une valeur de concentration en mg/l d'azote ammoniacal avec une précision de 0.01 mg/l. On peut convertir les mg/l d'azote ammoniacal en mg/l d'ions ammonium en multipliant la valeur obtenue par 1,2878 [c'est à dire $(14,0067 + 4 \times 1,00794) / 14,0067$ où 14,0067 est la masse atomique de l'azote et 1,00794 est celle de l'hydrogène]. La marge d'erreur est de 0.2 $\mu\text{g/l}$.

Le sulfure d'hydrogène (H_2S)

Le sulfure d'hydrogène, soluble dans l'eau, est un gaz produit par dégradation anaérobie des matières organiques contenant du soufre et est responsable d'une grande partie de l'odeur fétide des excréments et des flatulences... et des vases anoxiques. Sa mesure doit également être effectuée le plus rapidement possible, pour les mêmes raisons que l'ammonium.

La méthode pour la détermination des sulfures est basée sur un réactif contenant du diethyl-p-phenylène (DPD) et du dichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Les sulfures réagissent avec ce réactif en solution acide pour produire un complexe coloré bleu. En l'absence de sulfure, le réactif produit une couleur rose. La couleur produite est indicatrice de la concentration en sulfure dans l'échantillon et est quantifiée par spectrophotométrie en utilisant un filtre de longueur d'onde 630 nm. Le kit PALINTEST utilisé ici se compose de deux pastilles qui sont ajoutées, et broyées à l'aide d'un petit pillon, au volume d'eau de l'échantillon à analyser. On obtient une valeur en concentration en mg/l de sulfure avec une précision de 0.01 mg/l. On peut convertir les mg/l de sulfure en mg/l de sulfures d'hydrogène en multipliant la valeur obtenue par 1,06 [c'est à dire $(2 \times 1,00794 + 32,066) / 32,066$ où 32,066 est la masse atomique du soufre et 1,00794 est celle de l'hydrogène]. La marge d'erreur est de 0.2 $\mu\text{g/l}$.

3.1.4.3 Les nitrites (NO₂⁻)

Le kit PALINTEST pour nitrites produit un complexe coloré de couleur magenta (diazotation) qui est quantifié par spectrophotométrie en utilisant un filtre de longueur d'onde de 542 nm. On obtient une valeur de concentration en mg/l d'azote nitreux avec une précision de 0.001 mg/l. On peut convertir les mg/l d'azote nitreux en mg/l de nitrites en multipliant la valeur obtenue par 3,2846 [c'est à dire (14,0067+2 x 15,9994) / 14,0067 où 14,0067 est la masse atomique de l'azote et 15,9994 est celle de l'oxygène]. La marge d'erreur est de 0.01 µg/l.

~~Les nitrates (NO₃⁻)~~

Le kit PALINTEST pour nitrates produit un complexe coloré de couleur magenta qui est quantifié par spectrophotométrie en utilisant un filtre de longueur d'onde de 580nm. Le test a pour but de d'abord réduire les nitrates en nitrites et ensuite produire une réaction colorée spécifique. De ce fait, la méthode est également sensible aux nitrites déjà présents dans l'eau et on doit donc soustraire ces nitrites en faisant un test parallèle. On obtient une valeur de concentration en mg/l d'azote nitrique avec une précision de 0.1 mg/l. On peut convertir les mg/l d'azote nitrique en mg/l de nitrates en multipliant la valeur obtenue par 4,4268 [c'est à dire (14,0067+3 x 15,9994) / 14,0067 où 14,0067 est la masse atomique de l'azote et 15,9994 est celle de l'oxygène]. La marge d'erreur est de 0.05 µg/l.

~~Les phosphates (PO₄³⁻)~~

Le kit PALINTEST pour phosphates produit un complexe phosphomolybdique de couleur bleue qui est quantifié par spectrophotométrie en utilisant un filtre de longueur d'onde de 630 nm. On obtient une valeur de concentration en mg/l de phosphates avec une précision de 0.01 mg/l. La marge d'erreur est de 0.03 µg/l.

🔍 Paramètres physico-chimiques

3.1.4.6 L'oxygène dissous

L'oxygène n'est pas seulement un composant de l'air, mais est également présent dans l'eau et pratiquement dans tous les liquides.

L'oxygène produit par photosynthèse s'exsolvé pour établir un équilibre avec la concentration atmosphérique, ce qui rend le paramètre de la concentration en oxygène dissous peu stable.

Sa mesure a été réalisée *in situ*, pour chaque série d'analyse, à l'aide d'un oxymètre de marque CONSORT. L'oxymètre et les électrodes correspondantes fonctionnent selon le principe de Clark avec une cathode en argent et une anode en zinc. L'oxygène existant est réduit en ions OH⁻ à la cathode. Le courant électrique résultant de cette transformation est proportionnel à la concentration en oxygène dans la solution à mesurer. La teneur en oxygène dissous s'exprime en mg O₂/l.

La concentration en oxygène dissous varie avec la température, la salinité du milieu et la pression atmosphérique. La concentration réelle en oxygène croît avec la pression atmosphérique et à température décroissante

En fonction de sa température, l'eau peut contenir, à l'équilibre avec l'atmosphère, une quantité maximum d'oxygène dissous appelée saturation en oxygène et exprimée en mg O₂/l.

Pour estimer le pourcentage de saturation de l'oxygène dans l'eau (lequel est d'ailleurs donné par l'oxymètre), on peut aussi utiliser une relation empirique qui permet de calculer la concentration de saturation en oxygène dissous par rapport à la température (1 atmosphère).

$$C_s = 475 / (33,5 + T)$$

Où T est la température de l'eau en °C et C_s est la concentration de saturation en O_2 .

Le rapport de la concentration observée par la concentration de saturation nous donne le pourcentage de saturation.

3.1.4.7 Le pH

Nous avons mesuré le pH *in situ* à l'aide d'un pH-mètre de la marque TESTO. Cet appareil, fort pratique et assez fiable est composé d'une sonde de pénétration pH étanche qui repose dans un gel électrolyte et d'une sonde de température. L'utilisation d'un gel comme "électrolyte" de référence, interdit son utilisation lorsque la température ou la pression sont trop élevées. Son emploi est par contre très courant pour les électrodes portables et ne nécessite pas de remplissage. La précision de l'appareil est de 0.1.

Le pH d'une eau est fonction des rapports entre gaz carbonique dissous, ions hydrogénocarbonates, carbonates et le bilan de H^+ dans l'eau. Les concentrations de ceux-ci évoluent fortement quand la température, la pression, la charge ionique, etc. changent. De plus, ils peuvent se rééquilibrer avec les concentrations atmosphériques ou être modifiés par l'activité photosynthétique et microbienne présente dans l'échantillon. C'est la raison pour laquelle nous avons évité de reporter les analyses dans le temps et privilégié la mesure *in situ*.

3.1.4.8 La température

La température est une donnée essentielle de nos mesures au vue de son implication sur les différents paramètres. Elle sera mesurée *in situ* soit à l'aide du pH-mètre qui incorpore une sonde à température, soit à l'aide de la sonde de l'oxymètre. La température, exprimée en degré Celsius (°C), est donnée avec une précision de 0,1°C pour les deux appareils.

3.1.4.9 La dureté

La dureté d'une eau est l'indicateur de la minéralisation de l'eau. Dans les eaux douces, elle est surtout due aux ions calcium et magnésium. Un degré de dureté trop élevé favorise la prolifération des algues (eutrophisation) alors qu'un degré trop faible empêche la croissance des plantes aquatiques. La dureté peut s'exprimer soit en degrés français ou en degrés allemands. Nous avons utilisé un kit d'analyse proposé sur le marché par la firme SERA (Allemagne). Ce test détermine rapidement la dureté carbonatée et consiste en un titrage acide-base ; on verse goutte à goutte un réactif indicateur coloré dans 5 ml de l'eau à analyser jusqu'à ce que la coloration initiale verte vire au violet. Chaque goutte versée correspond à un degré de la valeur de la dureté carbonatée de l'eau. Le kit SERA utilisé pour nos analyses nous donne les valeurs de duretés en degrés allemands. On multiplie le résultat obtenu par 1,78 pour obtenir le degré de dureté français, plus couramment employé dans la littérature francophone.

3.1.4.10 La conductivité

La conductivité peut se définir comme étant la quantité de sels dissous (ions) présents dans l'eau.

On la mesure en faisant passer un courant alternatif de très basse tension entre deux électrodes.

Liée à la présence d'ions en solution, la conductivité s'exprime en micro-siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) avec une précision de $1\mu\text{S}/\text{cm}$. Elle augmente avec la température et la concentration en sels dissous, sa valeur est théoriquement nulle pour l'eau distillée.

Les sels minéraux sont dans l'ensemble de très bons conducteurs d'électricité, de ce fait, la conductivité d'un effluent fournit une indication précise sur la concentration totale en sels dissous. Cependant, la conductivité qui mesure les polluants ionisés ne résume pas la charge polluante totale car les matières organiques ne l'influencent que très peu.

La mesure de la conductivité s'est effectuée *in situ* avec un conductivimètre de la marque TUNZE.

3.1.4.11 Les débits

Il existe diverses méthodes pour mesurer les débits et le choix entre celles-ci doit s'effectuer en fonction de la quantité d'eau qui s'écoule, la précision désirée et le matériel dont on dispose.

Deux différentes techniques ont été utilisées à divers endroits afin d'estimer le débit.

La méthode la plus précise sur les faibles débits est la mesure dite "à capacité". Nécessitant au plus deux opérateurs, un récipient et un chronomètre, elle s'applique à un flux faible et canalisé.

La méthode consiste à mesurer l'**empotement**, c'est-à-dire le temps que met le récipient, de volume connu, à se remplir de l'eau coulant du déversoir.

La formule :

$$Q = V/T$$

Où V est le volume du seau en litres et T le temps en secondes mis pour le remplir donne le débit (en l/s). L'erreur de mesure est faible avec ce système et peut être estimée en fonction de l'imprécision sur le temps de remplissage et le volume du seau.

Pour les débits au niveau des anciens lavoirs, nous avons utilisé la méthode du **flotteur** basée sur le fait qu'un débit résulte de la vitesse multipliée par la section :

$$D (\text{m}^3/\text{s}) = V (\text{m}/\text{s}) \times S (\text{m}^2)$$

Il s'agit de trouver un tronçon du lavoir à mesurer présentant une section régulière, dégagée de tout obstacle et accessible. La vitesse en surface est estimée à quatre reprises en calculant le temps (mesuré au chronomètre) que met un flotteur (bouteille lestée) pour parcourir une distance déterminée. Nos expériences se sont donc faites au niveau des sections rectilignes du bac des lavoirs ; une personne lâchant le flotteur en amont du bac et l'autre personne chronométrant le temps mis par ce flotteur pour arriver en aval du bac.

Les quatre mesures sont moyennées et la moyenne est exprimée en m/s. La section est mesurée en calculant la profondeur du bac du lavoir, à l'aide d'un mètre ruban. Ces mesures

de profondeur sont multipliées par la largeur du bac à lavoir afin d'en obtenir la section en m². La simple multiplication de la vitesse moyenne superficielle par la section nous donne une estimation du débit exprimée en m³/s. Cette méthode du flotteur a été utilisée dans nos estimations du débit au niveau des trois lavoirs de Pétigny.

Remarque : la vitesse de l'eau sur les côtés et au fond est inférieure à celle de la surface ou au milieu. Il faut donc répéter les essais de vitesse, ne jamais les faire dans un coude, et prendre seulement 80% du résultat théorique.

3.1.4.12 Les matières en suspension

La plupart des eaux résiduaires industrielles ou urbaines sont chargées de matières minérales ou organiques et contribuent à augmenter les concentrations en matières en suspensions dans les cours d'eau. Ces matières suivant leur taille, leur densité et les caractéristiques du milieu récepteur augmentent la turbidité de l'eau, favorisent la réduction de la luminosité et abaissent la production biologique et ses conséquences sont une chute de l'oxygène dissous suite à une réduction des phénomènes de photosynthèse.

Pratiquement, au laboratoire, on laisse l'eau décanter puis on la passe de force en plusieurs fois à travers un filtre MILLIPORE de maille 0,8 micromètre placé dans un entonnoir adapté, en créant le vide sous un support en verre « fritté ». Le haut de la colonne d'eau de la bouteille sera filtré en premier, de manière à ne pas colmater le filtre directement avec les particules sédimentées dans le fond.

Les filtres ayant été pesés au préalable (tare) sont repesés après séchage à l'étuve, munis de leur fine pellicule de sédiments. La charge de la matière en suspension (MES) s'exprime en grammes par litre et représente donc la différence entre le poids du filtre chargé et la tare.

Les pesées ont été réalisées avec une balance dont la précision est de 0,0001 gr.

La couleur du dépôt est aussi représentative à même titre que le poids. Une matière en suspension d'origine minérale se trouve dans la gamme des tons ocres et est synonyme de présence d'eaux à forts courants. Inversement, une matière en suspension d'origine végétale de coloration verdâtre est synonyme de faibles courants voire de stagnation permettant le développement du phytoplancton. Les colorations noires indiquent l'influence des matières organiques issues de milieux anoxiques.

☞ L'Indice de Pollution Organique

Cet indice est calculé en intégrant les concentrations de 4 paramètres chimiques liés à la pollution organique : Demande Biologique en Oxygène (DBO₅), ions ammonium (NH₄⁺), nitrites (NO₂⁻) et phosphates (PO₄³⁻). La valeur de l'IPO varie de 1 à 5 (5 correspondant à la qualité la meilleure). L'analyse chimique quantifie les polluants à un moment donné. Cet indice, introduit en 1986 et utilisé depuis 1996 en Région wallonne, est donc un indice révélateur de pollutions d'origine organique (domestique ou agricole) à condition de ne pas s'en tenir à des analyses trop ponctuelles dans le temps.

Pour calculer l'IPO, il suffit de faire la moyenne des classes obtenues pour les quatre paramètres selon le tableau 4 suivant :

CLASSES	DBO ₅	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻
	mg O ₂ /l	mg N/l	mg N/l	mg P/l
5	<2,0	<0,1	<0,005	<0,015
4	2,0 - 5,0	0,1 - 0,9	0,006 - 0,010	0,016 - 0,075
3	5,1 – 10	1,0 - 2,4	0,011 - 0,050	0,076 - 0,250
2	10,1 – 15	2,5 – 5	0,051 - 0,150	0,251 - 0,900
1	>15	>6	>0,150	>0,900

Tableau 4 : Différents paramètres de l'IPO (Source : Leclercq & Maquet, 1987)

La moyenne renseignée sur le niveau de pollution organique selon les cinq classes détaillées dans le tableau 5 suivant :

IPO	Niveau de pollution organique
5,0 - 4,6	Très faible
4,5 - 4,0	Faible
3,9 - 3,0	Modéré
2,9 - 2,0	Fort
1,9 - 1,0	Très fort

Tableau 5 : Niveau de pollution organique

Remarque : le seul paramètre en relation directe avec la pollution organique est la DBO₅ mais on peut considérer que les autres, qui sont des formes déjà minérales, résultent pour des valeurs élevées directement de la minéralisation des matières organiques et reflètent bien ce type de pollution. Ils sont d'ailleurs en effet en quantité toujours très faible dans les milieux naturels.

D. Le Carbone Organique Total (COT)

Le carbone organique trouvé dans les eaux naturelles est composé en majeure partie de substances humiques, de matériaux végétaux et animaux partiellement dégradés ainsi que de substances organiques provenant de divers effluents municipaux et industriels, en particulier les usines de pâtes et papiers.

Les concentrations en COT sont mesurées à l'aide d'un Total Carbon Analyser (*Dohrmann Apollo 2000*). Le dioxyde de carbone dissous dans l'échantillon est préalablement dégazé après ajout d'acide phosphorique et bullage à l'oxygène. La matière organique présente dans l'échantillon est oxydée par combustion à haute température. La concentration de CO₂ dégagé lors de cette oxydation est mesurée par spectrométrie aux rayons infrarouge et quantifié par comparaison à une courbe d'étalonnage. La limite de détection de la méthode est de 0.10 mg C/l et la précision de la méthode est de 0,05 mg C/l.

Les analyses n'ayant pu être effectuées rapidement, les échantillons ont été fixés à l'azide de sodium (Na N₃) afin d'éviter une consommation de carbone par les bactéries.

* La Demande Biologique en Oxygène (DBO₅)

La Demande Biologique en Oxygène est la quantité d'oxygène exprimée en mg/l consommée pendant un temps donné pour assurer, par voie biologique, l'oxydation des matières organiques biodégradables présentes dans l'eau usée ; pour être complet, l'oxydation biologique demande un temps de 21 à 28 jours ; on obtient alors une DBO ultime ou DBO₂₁ ou ₂₈ ; mais on constate que l'oxydation des produits carbonés se fait en premier lieu ; celle des produits azotés suit et conduit au phénomène de nitrification ; la DBO ultime, trop longue à obtenir, a été conventionnellement remplacée par la DBO₅, c'est à dire la quantité d'oxygène consommée après 5 jours d'incubation à une température de 20°, qui ne représente que la pollution organique carbonée biodégradable. La faiblesse de cette méthode est qu'elle repose sur l'activité des bactéries. Elles doivent donc être présentes, vivantes et actives. Un déversement massif de matières organiques mélangées à un inhibiteur ne donnerait aucune valeur.

L'appareillage que nous avons utilisé est un flacon incubateur de marque OXITOP et permet d'effectuer des mesures dans une gamme de 0 à 200 mg O₂/l avec une précision de 1 mg O₂/l (voir figure 35 ci-dessous).



Figure 35: Flacons incubateurs OXITOP (Photographie: G.Van Overmeiren).

S'agissant de l'évaluation d'une dépressurisation, l'appareil de mesure consiste en un manomètre que l'on visse comme un bouchon sur une bouteille d'analyse en verre fumé. Ce verre fumé protège l'échantillon de la lumière et évite ainsi toute synthèse chlorophyllienne qui biaiserait l'analyse. Au cours de la période d'incubation, l'oxygène va être consommé, l'azote gazeux reste inchangé, mais l'activité métabolique produit du gaz carbonique. De l'hydroxyde de potassium (KOH), une base forte, est placée dans un réceptacle surplombant le liquide dans la bouteille et va neutraliser la production de gaz carbonique. Donc, le microprocesseur enregistre uniquement les variations de la pression partielle en oxygène.

3.2 Analyse biologique de l'eau

3.2.1 Introduction

Pour mémoire, en sciences naturelles, on a mis au point une nomenclature hiérarchisée qui reprend successivement : des embranchements, des classes, des ordres, des familles, des genres, des espèces.

A ce schéma classique peuvent s'ajouter des subdivisions (sous-embranchements,... et, au niveau infraspécifique, les sous-espèces, variétés, formes). Chaque organisme reçoit donc un nom de genre et un nom d'espèce éventuellement suivi d'un nom de sous-espèce, de variété, ... Au sein de chaque genre sont classés des espèces ayant des exigences écologiques différentes et, qui, en principe, doivent toutes apporter leur contribution dans le calcul d'un indice de qualité d'eau.

Il existe deux types d'organismes benthiques qui sont surtout utilisés pour le calcul d'indices de qualité d'une eau courante : les diatomées (algues microscopiques) et les macro-invertébrés benthiques. Dans nos analyses, nous avons opté pour la méthode des Indices Biotiques, plus accessible étant donné que la méthode des diatomées demande une période de formation de quelques mois supervisée par un spécialiste.

L'analyse biologique, basée sur la détermination de la qualité de l'eau via les Indices Biotiques, sera uniquement réalisée au niveau de la station E et de la station H (Résurgence de l'Eau Noire).

3.2.2 Les Indices Biotiques : concept

Les Indices Biotiques, ou indices biologiques permettent de déterminer la qualité des eaux à partir de critères de présence-absence de diverses espèces d'invertébrés d'eaux douces bio-indicateurs de qualité ou au contraire de pollution d'eau.

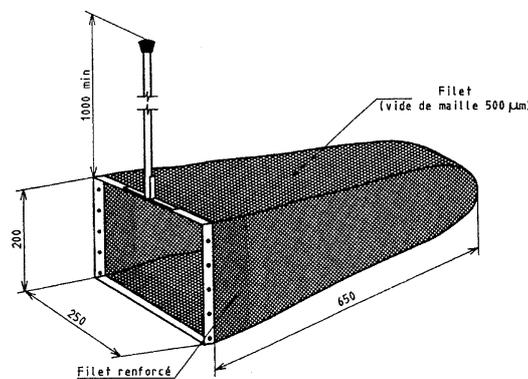
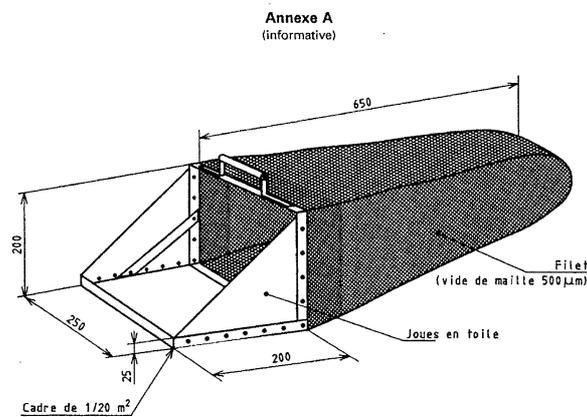
Face à une pollution des eaux, on observe généralement un recul, voire la disparition des espèces affectées par la substance introduite (composé organique ferrugineux, soufrés, minéraux, ...). En effet, les individus les plus sensibles à la pollution sont les premiers à disparaître, modifiant ainsi la communauté. Ainsi, l'observation de la présence de telle ou telle espèce particulièrement pollu-sensible indique une eau peu ou pas polluée.

L'avantage des méthodes biologiques par rapport aux mesures physico-chimiques est qu'elles intègrent dans le temps les fluctuations des différents paramètres de l'eau ou l'existence de phénomènes ayant affecté la masse d'eau. Les analyses chimiques restent nécessaires, on l'a vu, pour déterminer l'origine de la pollution. Les analyses biologiques doivent donc agir en complément des analyses chimiques.

En revanche, la signification du résultat d'un indice biotique peut varier en fonction de la typologie du cours d'eau auquel il s'adresse. Une pollution au niveau d'une zone très oxygénée par la turbulence aura moins de répercussions sur les espèces sensibles à la pollution que dans un cours d'eau lent et profond.

3.2.3 Les Indices Biotiques : mode opératoire

Pour réaliser un Indice Biotique sur une station ou un bief d'une rivière, il est nécessaire de récolter la macro-faune benthique (diamètre > 500 µm) vivant dans le milieu selon un protocole d'échantillonnage tenant compte des différents types d'habitats, définis par la nature du support et la vitesse d'écoulement de l'eau. Le principe est de trier et identifier les taxons prélevés afin de déterminer la variété taxonomique de l'échantillon et son groupe faunistique indicateur. La norme belge prévoit préférentiellement les périodes de prélèvements vers la fin du printemps ou le début de l'été. Le prélèvement ne peut se faire que si le débit est stabilisé depuis au moins 10 jours. On utilise un filet d'ouverture de maille de 500 µm fixé sur un cadre plastique rectangulaire, le tout monté sur un manche en bois. Nous avons utilisé un filet de type « Haveneau » (voir figure 36 ci-dessous)



d'après - (1992), Norme française NF T 90-350; détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), Association française de normalisation (afnor), Paris, 9 pp.

Figure 36 : Filet de type « Haveneau » (Source : AFNOR, 1992).

L'opérateur pose le filet contre le lit du cours d'eau et à l'aide d'un grattoir, remue le substrat en amont. Le choix de la station est important et se définit comme étant un tronçon du cours d'eau dont la longueur est sensiblement égale à 10 fois la largeur du lit mouillé au moment du prélèvement.

On veillera bien à visiter deux fois chaque habitat différent : banc de sable, rives, racinelles de végétation, graviers, boue,... Au cours de l'opération, le filet est régulièrement vidé et son contenu trié à l'eau une première fois *in situ*. On utilise pour cela trois tamis de taille de

maille décroissante vers le bas (4 ; 2,5 et 0,5 mm), placés dans un récipient. Le contenu du filet, placé dans le tamis du haut, est passé plusieurs fois à l'eau et les macro-invertébrés visibles à l'œil nu et identifiés comme tels sont déjà écartés et placés dans un bocal numéroté par stations. Le reliquat de chaque tamis est alors placé dans un ou plusieurs bocaux étiquetés. Afin de compléter l'analyse, on veillera à analyser les grosses pierres présentes dans le fond du lit de la rivière et on cherchera à collecter les organismes vivants, leurs œufs (ex : capsules de sangsues ou leurs cocons ou encore fourreaux de Trichoptères). Les échantillons ainsi récoltés par stations sont fixés dans une solution de formol à 3%.

Au laboratoire, les échantillons sont analysés et les macro-invertébrés repérés sont placés dans un petit pilulier rempli d'alcool à 70°. Pour la détermination des familles et des genres, une loupe éclairante et le binoculaire sont utilisés ainsi qu'une clé de détermination taxonomique (De Pauw et Vannerve, 1990 et Tachet et al. 2003). Une liste détaillée et la plus exhaustive possible est dressée pour chaque station car le calcul des Indices Biotiques repose sur le groupe indicateur de qualité mais aussi sur le nombre total de taxons rencontrés. Pour l'IBB et l'IBGN (voir plus loin), le niveau de détail se limite à la famille.

3.2.4 Cotes d'abondances (voir tableau 6 ci-dessous)

Nous avons utilisé des cotes d'abondance pour caractériser les populations numériquement très représentées dans nos prélèvements. Il est intéressant de dénombrer les individus d'une espèce surtout s'ils sont très nombreux, bien que la méthode des indices biotiques repose plus sur une logique qualitative que quantitative (le nombre de taxons compte mais pas le nombre d'individus par taxon). Dans le but d'obtenir la physionomie d'un échantillon de plancton, Frontier (1969) a introduit une cotation d'abondance basée sur un intervalle de classes pour des effectifs rangés en progression géométrique d'ordre 4,3. Cet auteur justifie le choix d'une cotation d'abondance en raison de la variabilité des récoltes. Cette cotation est basée sur une échelle d'abondance perceptible (très rare, assez rare, etc...) et est mieux adaptée aux besoins écologiques que des estimations basées sur des seuils arbitraires tels que 0, 1 à 9, 10 à 49, 50 à 499, 500 à 999,...

Houvenaghel (1974) teste les systèmes en question et opte dans son étude du plancton du Pacifique Tropical Est pour l'échelle des cotations d'abondance avec la progression géométrique d'ordre 4,3 :

Cote	Effectif
0	0
1	1 à 3
1,5	3 ou 4
2	4 à 17
2,5	Env 18
3	18 à 80
3,5	Env 80
4	80 à 350
4,5	Env 350
5	350 à 1500
5,5	Env 1500

Tableau 6: Cotes d'abondances (Source : Frontier, 1969)

3.2.5 L'Indice Biologique Belge (IBB)

L'IBB est une méthode d'évaluation de la qualité de l'eau par l'examen des macro-Invertébrés aquatiques benthiques. Il est applicable dans tous les cours d'eau peu profonds de Belgique et spécialement de Basse et Moyenne Belgique et permet principalement d'évaluer l'effet de pollutions organiques et inorganiques et de révéler le rejet de matières toxiques.

Cet indice attribue une cote qui est lue dans un tableau à double entrée (voir tableau 8 page 47).

En ordonnée, on a le groupe indicateur (GI) qui traduit la pollution du milieu. Les taxons peu résistants (Plécoptères,...) sont situés en haut du tableau. La détermination du GI s'effectue en parcourant de haut en bas les groupes et en s'arrêtant à la première présence significative.

En abscisse, on a la somme des taxons (Σt) qui traduit la diversité taxonomique des substrats et micro-habitats, répartis en 5 classes.

Cette cote de qualité varie de 0 à 10. La valeur 10 caractérisant une eau peu ou pas polluée et 1 correspondant à une eau excessivement polluée. La cote est donc élevée quand on observe des espèces polluo-sensibles et un grand nombre d'unités systématiques (voir les tableaux 7 et 8 ci-dessous ainsi que les figures 37, 38 et 39).

Une cote de :	Indique par une couleur	Une eau
9 à 10	Bleue	Peu ou pas polluée
7 à 8	Verte	Peu polluée
5 à 6	jaune	Polluée
3 à 4	Orange	Très polluée
1 à 2	Rouge	Excessivement polluée
0	Noire	Excessivement polluée et sans macro-invertébrés vivants.

Tableau 7 : Evaluation de la qualité d'une eau de surface par l'IBB

Tab. 2 - Tableau Standard de détermination de l'indice biotique
 Standaardtabel voor de bepaling van de biotische index

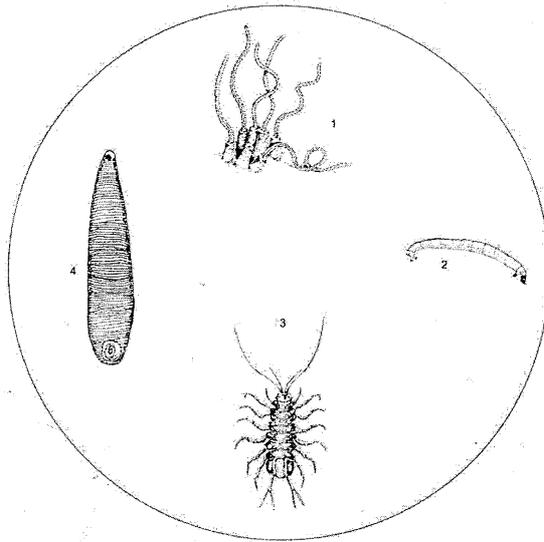
Groupes faunistiques classés par ordre de sensibilité à la pollution Faunistische groepen gerangschikt volgens verontreinigingsgevoeligheid		Indice biotique en fonction du nombre total d'unités systématiques présentes Biotische index in functie van het totaal aantal aanwezige systematische eenheden				
	Nombre d'US dans le groupe faunistique Aantal SE in de faunistische groep	0-1	2-5	6-10	11-15	≥16
1 Plecoptera Heptageniidae (= Ecdyonuridae)	≥ 2	-	7	8	9	10
	1	5	6	7	8	9
2 Trichoptera à fourreaux met kokers	≥ 2	-	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
3 Ancylidae Ephemeroptera sauf Heptageniidae behalve	≥ 3	-	5	6	7	8
	< 2	3	4	5	6	7
4 Aphelocheirus Odonata Gammaridae Mollusca sauf Sphaeriidae behalve	≥ 1	3	4	5	6	7
5 Asellus Hirudinea Sphaeriidae Hemiptera sauf Aphelocheirus behalve	≥ 1	2	3	4	5	-
6 Tubificidae Chironomidae thummi-plumosus	≥ 1	1	2	3	-	-
7 Eristalinae/Syrphidae	≥ 1	0	1	1	-	-

9 EXEMPLE DE DETERMINATION DE L'INDICE BIOTIQUE

9 VOORBEELD VAN DE BEPALING VAN DE BIOTISCHE INDEX

D'après, - (1984), Norme belge NBN T 92-402; qualité biologique des cours d'eau, détermination de l'indice biotique se basant sur les macro-invertébrés aquatiques, Institut belge de Normalisation (IBN), Bruxelles, 11 pp.

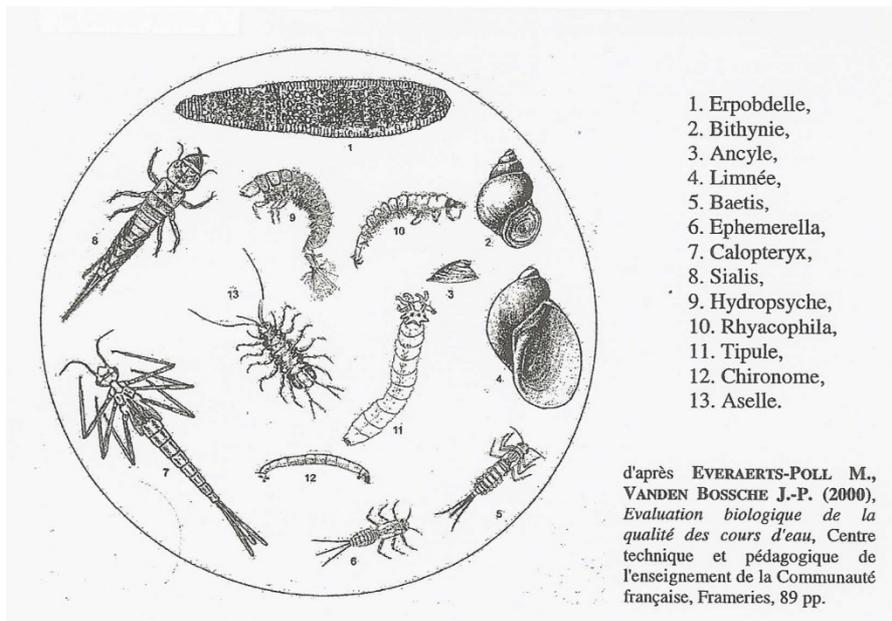
Tableau 8: Détermination de l'Indice Biotique Belge (Source : IBN, 1984).



1. Tubifex,
2. Chironome,
3. Aselle,
4. Erpobdelle.

d'après EVERAERTS-POLL M.,
VANDEN BOSSCHE J.-P. (2000),
*Evaluation biologique de la qualité
des cours d'eau*, Centre technique et
pédagogique de l'enseignement de la
Communauté française, Frameries,
89 pp.

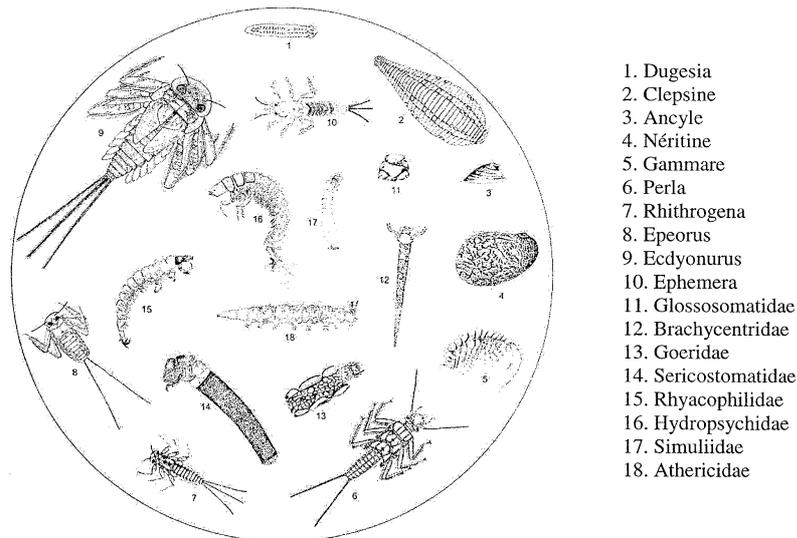
Figure 37 : Exemple d'échantillonnage dans une rivière de classe IBB « pollution élevée »
(Source : Everaerts, Vanden Bossche, 2000).



1. Erpobdelle,
2. Bithynie,
3. Ancyle,
4. Limnée,
5. Baetis,
6. Ephemerella,
7. Calopteryx,
8. Sialis,
9. Hydropsyche,
10. Rhyacophila,
11. Tipule,
12. Chironome,
13. Aselle.

d'après EVERAERTS-POLL M.,
VANDEN BOSSCHE J.-P. (2000),
*Evaluation biologique de la
qualité des cours d'eau*, Centre
technique et pédagogique de
l'enseignement de la Communauté
française, Frameries, 89 pp.

Figure 38 : Exemple d'échantillonnage dans une rivière de classe IBB « pollution faible »
(Source : Everaerts, Vanden Bossche, 2000).



d'après EVERAERTS-POLL M., VANDEN BOSSCHE J.-P. (2000), *Evaluation biologique de la qualité des cours d'eau*, Centre technique et pédagogique de l'enseignement de la Communauté française, Frameries, 89 pp.

Figure 39: Exemple d'échantillonnage dans une rivière de la classe IBB « pollution nulle » (Source : Everaerts, Vanden Bossche, 2000).

3.2.6 L'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)

L'évaluation de la qualité du milieu selon la norme française AFNOR est fondée sur l'analyse des peuplements des macro-invertébrés benthiques (inféodés au substrat). Elle est d'application sur le territoire français et en Région wallonne. Le répertoire des organismes retenu pour le calcul de l'IBGN contient 138 taxons (voir tableau 9 page 50).

INSECTES	HÉTÉROPTÈRES	<i>Rhagionidae</i> <i>Scatophagidae</i> <i>Sciomyzidae</i> <i>Simuliidae</i> <i>Stratiomyidae</i> <i>Syrphidae</i> <i>Tabanidae</i> <i>Thaumaleidae</i> <i>Tipulidae</i>	<u>MOLLUSQUES</u>
PLÉCOPTÈRES <i>Capniidae</i> <i>Chloroperlidae</i> <i>Leuctridae</i> <i>Nemouridae</i> <i>Perlidae</i> <i>Perlodidae</i> <i>Taeniopterygidae</i>	<i>Aphelocheiridae</i> <i>Corixidae</i> <i>Gerridae</i> <i>Hebridae</i> <i>Hydrometridae</i> <i>Naucoridae</i> <i>Nepidae</i> <i>Notonectidae</i> <i>Mesoveliidae</i> <i>Pleidae</i> <i>Vélidae</i>	ODONATES <i>Aeschnidae</i> <i>Calopterygidae</i> <i>Coenagrionidae</i> <i>Cordulegasteridae</i> <i>Corduffidae</i> <i>Gomphidae</i> <i>Lestidae</i> <i>Libellutidae</i> <i>Platycnemididae</i>	BIVALVES <i>Corbiculidae</i> <i>Dreissenidae</i> <i>Sphaeriidae</i> <i>Unionidae</i>
TRICHOPTÈRES <i>Beraeidae</i> <i>Brachycentridae</i> <i>Ecnomidae</i> <i>Glossosomatidae</i> <i>Goeridae</i> <i>Helicopsychidae</i> <i>Hydropsychidae</i> <i>Hydroptilidae</i> <i>Lepidostomatidae</i> <i>Leptoceridae</i> <i>Limnephilidae</i> <i>Molannidae</i> <i>Odontoceridae</i> <i>Philopotamidae</i> <i>Phryganeidae</i> <i>Polycentropodidae</i> <i>Psychomyidae</i> <i>Rhyacophilidae</i> <i>Sericostomatidae</i> <i>Thremmatidae</i>	COLÉOPTÈRES <i>Curculionidae</i> <i>Donaciidae</i> <i>Dryopidae</i> <i>Dytiscidae</i> <i>Eubriidae</i> <i>Elmidae</i> <i>Gyrinidae</i> <i>Haliplidae</i> <i>Helodidae</i> <i>Helophoridae</i> <i>Hydraenidae</i> <i>Hydrochidae</i> <i>Hydrophilidae</i> <i>Hydroscaphidae</i> <i>Hygrobiidae</i> <i>Limnebiidae</i> <i>Spercheidae</i>	MÉGALOPTÈRES <i>Sialidae</i>	GASTÉROPODES <i>Ancylidae</i> <i>Bithyridae</i> <i>Bythinellidae</i> <i>Hydrobiidae</i> <i>Limnaeidae</i> <i>Neritidae</i> <i>Physidae</i> <i>Planorbidae</i> <i>Valvatidae</i> <i>Viviparidae</i>
ÉPHÉMÉROPTÈRES <i>Baetidae</i> <i>Caenidae</i> <i>Ephemerellidae</i> <i>Epherneridae</i> <i>Heptageniidae</i> <i>Leptophlebiidae</i> <i>Oligoneuriidae</i> <i>Polymitarcidae</i> <i>Potamanthidae</i> <i>Prosopistomatidae</i> <i>Siphonuridae</i>	DIPTÈRES <i>Anthomyidae</i> <i>Athericidae</i> <i>Blephariceridae</i> <i>Ceratopogonidae</i> <i>Chaoboridae</i> <i>Chironomidae</i> <i>Culicidae</i> <i>Dixidae</i> <i>Dolichopodidae</i> <i>Empididae</i> <i>Ephydriidae</i> <i>Limoniidae</i> <i>Psychodidae</i> <i>Ptychopteridae</i>	PLANIPENNES <i>Osmylidae</i> <i>Sysyridae</i>	<u>VERS</u> ACHÈTES <i>Erpobdellidae</i> <i>Glossiphonidae</i> <i>Hirudidae..</i> <i>Piscicolidae</i>
		HYMÉNOPTÈRES	TRICLADES <i>Dendrocoelidae</i> <i>Dugesitidae</i> <i>Planaffidae</i>
		LÉPIDOPTÈRES <i>Pyalidae</i>	OLIGOCHÈTES
		<u>CRUSTACÉS</u>	NÉMATHELMINTHES
		BRANCHIOPODES	<u>HYDRACARIENS</u>
		AMPHIPODES <i>Gammaridae</i>	<u>HYDROZOAIRE</u>
		ISOPODES <i>Asellidae</i>	<u>SPONGIAIRES</u>
		DÉCAPODES <i>Astacidae</i> <i>Atyidae</i> <i>Grapsidae</i> <i>Cambaridae</i>	<u>BRYOZOAIRE</u>
			<u>NÉMERTIENS</u>

Tableau 9: Répertoire des organismes retenus (138 taxons) pour le calcul de l'IBGN (Source : Tachet, 2003).

L'unité taxonomique est la famille à l'exception de quelques groupes faunistiques pour lesquels c'est l'embranchement ou la classe. Parmi les 138 taxons, 38 d'entre eux constituent 9 groupes faunistiques indicateurs (GI), numérotés de 1 à 9 dans le tableau de détermination, par ordre de polluo-sensibilité croissante (voir tableau 10 page 51).

Tableau 3 : valeurs de l'IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune

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

d'après - (1992), Norme française NF T 90-350; détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), Association française de normalisation (afnor), Paris, 9 pp.

Tableau 10: Valeurs de l'IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune (Source : AFNOR, 1992)

Pour obtenir l'indice, on détermine successivement :

- la variété taxonomique de l'échantillon (Σt), égale au nombre total de taxons récoltés même s'ils ne sont représentés que par un seul individu. Ce nombre est confronté aux classes figurant en abscisse sur le tableau.

- le groupe faunistique indicateur (GI), en ne prenant en compte que les taxons indicateurs représentés dans les échantillons par au moins 3 individus ou 10 individus selon les taxons.

La détermination du GI s'effectue en prospectant l'ordonnée du tableau de haut en bas (GI 9 à GI 1) et en arrêtant l'examen à la première présence significative ($n > 3$ individus ou $n > 10$ individus) d'un taxon du répertoire en ordonnée du tableau. On déduit l'IBGN du tableau à partir de son ordonnée (GI) et de son abscisse ($\sum t$). Par exemple, si $GI = 5$ et $St = 30$, alors l'IBGN sera égal à 13.

Pour une représentation cartographique des résultats, chaque tronçon du cours d'eau est affecté d'une couleur suivant la valeur de l'IBGN.

Code couleur :	Résultats IBGN :	Qualité de l'eau :
Bleu	≥ 17	Très bonne
Vert	13-16	Bonne
Jaune	09-12	Moyenne
Orange	05-08	Mauvaise
Rouge	≤ 4	Très mauvaise

Tableau 11 : Résultats de l'IBGN associés à une couleur

Cet indice, plus récent que l'IBB, est celui qui présente actuellement la meilleure sensibilité en fonction de la diversité des milieux. Pour cette raison, il a été adopté par la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE) du Ministère de la Région wallonne. La biodiversité est représentée par 5 classes de couleur (voir tableau 11 ci-dessus). Les milieux concernés par cet indice sont tous les cours d'eau pour lesquels : la profondeur n'excède pas 1 mètre, la vitesse du courant n'est pas excessive et permet donc d'échantillonner l'ensemble de la mosaïque d'habitats et la turbidité de l'eau n'empêche pas de visualiser les supports. Les milieux exclus sont les estuaires et les grands cours d'eau. La page suivante reprend un schéma résumant les différents types d'invertébrés classiques que l'on retrouve dans les cours d'eau (voir figure 40 page 53).

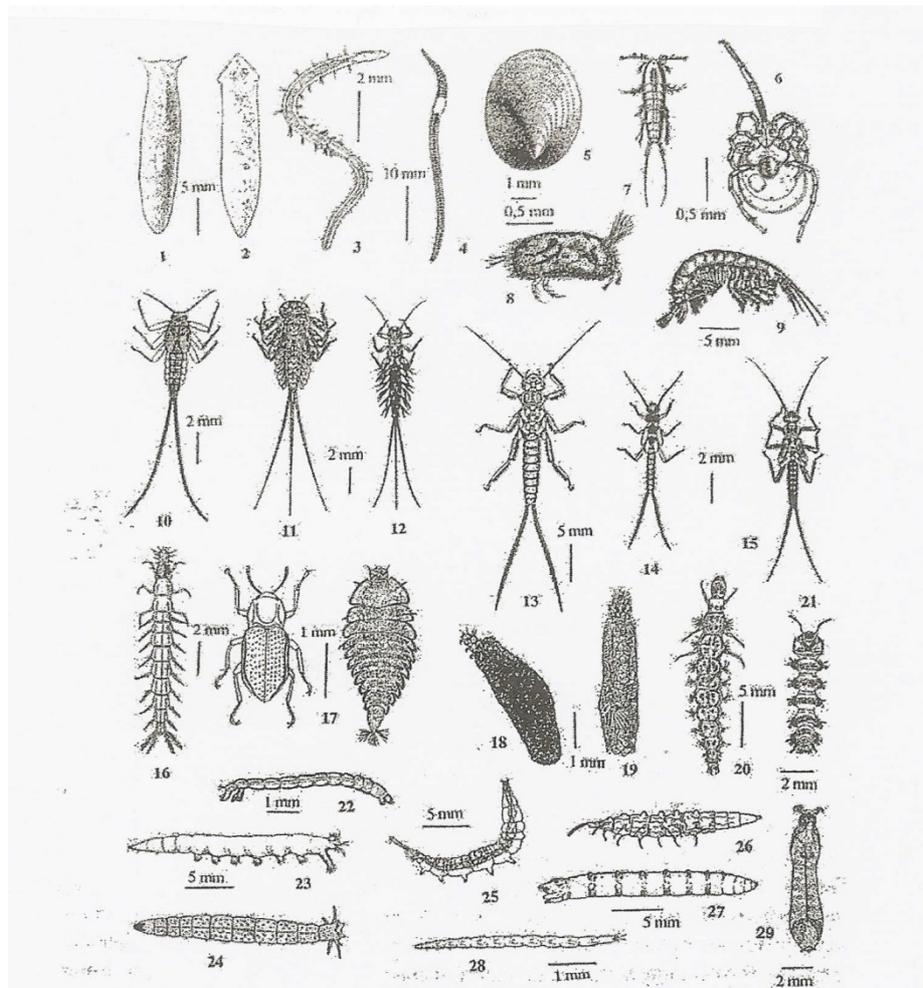


Figure 13 ■ Types d'Invertébrés caractéristiques des eaux courantes. — 1: *Polycelis felina* (Turbellarié). — 2: *Dugesia gonocephala* (Turb.). — 3: *Nais variabilis* (Oligochète). — 4: *Eiseniella* (Olig.). — 5: *Ancylus fluviatilis* (Mollusque). — 6: *Pseudotorrenticola rhynchota* (Hydrachnellae). — 7: *Canthocamptus* (Copépode Harpacticide). — 8: *Herpetocypris* (Ostracode). — 9: *Gammarus pulex* (Amphipode). — 10: *Baetis fluminum* (Ephéméroptère). — 11: *Ecdyonurus* (Ephém.). — 12: *Habroleptophlebia* (Ephém.). — 13: *Perlodes* (Plécoptère). — 14: *Leuctra* (Pléc.). — 15: *Nemoura* (Pléc.). — 16: *Oreochilus* (Coléoptère). — 17: *Elmis* larve et adulte (Coléopt.). — 18: *Hydropila* (Trichoptère). — 19: *Pitcolepus* (Trichopt.). — 20: *Rhyacophila* (Trichopt.). — 21: *Liponeura* (Diptère Blephariceridae). — 22: Chironominae (Diptère). — 23: Hemerodrominae (Diptère). — 24: Tipulidae (Dipt.). — 25: Limnobiidae (Dipt.). — 26: Athericidae (Dipt.). — 27: Rhagionidae (Dipt.). — 28: Ceratopogonidae (Dipt.). — 29: *Simulium* (Dipt. Simuliidae) (d'après E. Angelier 1950, F. Brocher 1913, E. Pattee 1981, Ph. Richoux 1982, H. Tachet *et al.*, 1987).

D'après ANGELIER E. (2001), *Ecologie des eaux courantes*, Technique et Documentation, Paris, 199 p.

Figure 40 : Types d'Invertébrés caractéristiques des eaux courantes (Source : Angelier, 2001)

3.3 Analyses bactériologiques

3.3.1 Introduction

Outre les organismes végétaux et animaux aquatiques habituels, une foule de micro-organismes peuple les eaux de façon normale ou non. Certains peuvent devenir une gêne pour l'environnement ou pour l'homme. Les analyses bactériologiques de l'eau ont pour but : premièrement de rechercher si les populations bactériennes naturelles de type « décomposeur » sont bien équilibrées de manière à assurer une bonne remise en circulation des éléments minéraux à partir des organismes morts. *Secundo*, de mettre en évidence la présence de bactéries qui indiquent une pollution fécale due à un rejet d'eaux résiduaires urbaines ou agricoles. Ce sera le deuxième objectif que nous envisagerons ici.

3.3.2 Avantages

Ce type d'analyse est extrêmement sensible, la moindre contamination qui échapperait à l'analyse chimique, étant mise en évidence. Comme pour les autres paramètres, il importe évidemment de connaître les niveaux naturels de référence. Suivant le type de germes, il est possible d'identifier, dans une certaine mesure, la source de contamination fécale (humaine, bovine, porcine, aviaire, ...). Les bactériophages exclusivement fécaux apportent une preuve irréfutable d'une contamination.

3.3.3 Inconvénients

Les niveaux de contamination sont très largement dépendants des débits, du lessivage des sols, du moment du prélèvement,...

3.3.4 Matériel et méthodes

Les eaux courantes contiennent une quantité impressionnante de bactéries. Celles-ci peuvent être aérobiques ou anaérobiques. Afin de les quantifier, nous avons prélevé de manière stérile 1 millilitre de l'échantillon que nous avons placé dans un milieu de culture spécifique au type de bactéries que l'on souhaite mettre en évidence. Après une certaine période d'incubation à l'étuve (voir figure 41 page 55), à une température déterminée, il reste à compter les colonies de bactéries s'étant développées sur le milieu gélosé et enrichi.



Figure 41 : Etuve de laboratoire (Photographie: G.Van Overmeiren).

Nous avons opté ici pour des milieux gélosés préparés par le laboratoire de chimie et de bactériologie de la ville de Gand. Une bactérie originelle (invisible à l'œil nu) a donné naissance après incubation à une colonie (visible à l'œil nu). On les quantifie de « Unité Formant Colonie » ou UFC exprimées par millilitre d'échantillon. La méthode pour les comptabiliser consiste à déposer 1 millilitre d'échantillon sur le milieu gélosé; celui-ci tapissant le fond d'une boîte de Pétri stérile. On veillera à bien répandre le millilitre sur l'ensemble du milieu gélosé en y appliquant de petits mouvements horizontaux. Pour des raisons pratiques, les comptages des UFC sont souvent très nombreux et peuvent se limiter à compter une portion de la surface de la boîte de Pétri (1/2, 1/4...).

3.3.5 Les entérobactéries

Ce sont des bactéries anaérobiques présentes dans l'appareil digestif des animaux à sang chaud (oiseaux, mammifères). C'est le cas par exemple d'*Escherichia coli*⁴ présent chez l'homme. Leur présence est souvent le signe d'une pollution par des eaux usées de sanitaires. Ici, le milieu gélosé est adapté à ce type de bactéries ; en effet le développement de ces germes anaérobiques s'opère en absence d'atmosphère. Pour ce faire, après avoir répandu uniformément une couche de gélose de base, une deuxième couche vient recouvrir l'ensemble, isolant le milieu de tout contact avec l'air. Les boîtes de Pétri sont placées à l'étuve à 44°C pendant 48 heures. Les comptages sont exprimés en UFC/ml. Le milieu gélosé est de l'Agar glucosé coloré au violet cristal et au rouge neutre contenant de la bile (VRBG). Il se compose de 3g/l d'extrait de levure, 7g/l de peptone, 5g/l de chlorure de sodium, 1.5g/l de sels biliaires, 10g/l de glucose, 12 g/l d'agar, de rouge neutre (0.03g/l) et de cristal violet (0.002 g/l).

▪ Bactérie thermorésistante présente en très grand nombre dans l'intestin de l'homme et de ce fait considérée comme le meilleur indicateur d'une contamination fécale récente des eaux. Chocat (1997).

3.3.6 Les bactéries totales

Les bactéries aérobiques totales ont pour but principalement de reminéraliser la matière organique à partir des organismes morts et autres détritiques organiques. Leur présence est la garantie d'un bon recyclage du milieu. La méthode pour les comptabiliser consiste à déposer un millilitre d'échantillon sur un milieu gélosé stérile spécifique, tapissant le fond d'une boîte de Pétri stérile. On veillera à bien répandre le millilitre sur l'ensemble du milieu. A chaque étape de la manipulation, il est important de veiller à ne pas contaminer la préparation par des germes extérieurs (traces de doigts, postillons, aérosols...) qui fausseraient les résultats. Le milieu est placé à l'étuve à 36°C pendant 24 heures. Les comptages sont également exprimés en UFC/ml.

Ces deux méthodes bactériologiques correspondent à des analyses normalisées (normes françaises sous les numéros NF-V-08-051 et NF-V-08-054).

Chapitre 4 : Analyse de la qualité des eaux

4.1 Philosophie

L'idée de ce travail n'est pas de détailler stations par stations et paramètres par paramètres chaque valeurs obtenues lors de nos analyses. Le but sera d'une part de tenter d'expliquer les variations qui s'observent d'une station à l'autre et d'autre part de comparer les valeurs obtenues aux normes en vigueur en Région wallonne.

4.2 Normes de la qualité aquatique en Région wallonne

La qualité d'une eau est caractérisée par les diverses substances qu'elle contient, leur quantité et leur effet sur les écosystèmes aquatiques et la santé humaine. Ces substances peuvent être, soit d'origine naturelle (bicarbonates, sulfates, sodium, calcium, magnésium, potassium, azote, phosphore, aluminium, fer,...), soit découler de la présence humaine (eaux usées) ou des activités industrielles et agricoles (substances toxiques, métaux, pesticides). C'est la concentration en ces différents éléments qui détermine la qualité d'une eau et permet de savoir si celle-ci convient à un usage particulier. Des critères de qualité de l'eau de surface adaptés aux principaux usages de l'eau ont été définis en Région wallonne (eaux de baignade, eaux potabilisables, eaux piscicoles).

L'interprétation des données récoltées est possible grâce aux différentes normes en vigueur ainsi qu'à l'utilisation du Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau des cours d'eau (SEQ-Eau).

- Arrêté Royal fixant des normes de qualité de base pour les eaux du réseau hydrographique public et portant adaptation de l'Arrêté Royal du 3 août 1976 portant le règlement général relatif aux déversements des eaux usées dans les eaux de surface ordinaires, dans les égouts, et dans les voies artificielles découlant des eaux pluviales (AR 4/11/87 ; MB 21/11/87 - 9/01/88)
- Le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau), mis au point en France par les Agences de l'Eau et le Ministère de l'Ecologie et du Développement durable, a été adopté par le Gouvernement wallon en date du 22 mai 2003 comme l'outil de référence pour la caractérisation de la qualité des eaux de surface wallonnes. Le SEQ-Eau identifie la nature des perturbations et évalue les incidences sur l'environnement.

Depuis 1971, la qualité des cours était évaluée en France à partir d'une grille qui associait 5 classes de qualité (1A, 1B, 2, 3, hors classe) en fonction de valeurs seuils des paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques (voir tableau 12 page 58). Dans les années 1990, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) et les agences de l'eau ont souhaité enrichir ce dispositif (Agences de l'eau 2000), ayant pour objectifs :

- d'évaluer la qualité des cours d'eau
- d'identifier les altérations de la qualité de l'eau ou du milieu physique

- d'évaluer les effets de ces altérations sur les usages anthropiques ou les fonctions naturelles du cours d'eau.

Pratiquement, il s'agit d'une échelle colorée indiquant pour chaque paramètre une qualité allant de très bonne (bleu) à très mauvaise (rouge).

	très bon	bon	passable	mauvais	très mauvaise
Paramètres					

Tableau 12 : Echelle de qualité des eaux de surface (Source : Agence de l'eau, 2000).

Le tableau 13 repris ci-dessous est un tableau reprenant cette fois les normes applicables en Région wallonne pour une eau potabilisable. Elles sont issues de la Directive du Conseil n°80-778 du 15 juillet 1980 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

paramètres	niveau guide	[] max admissible

Tableau 13 : Niveau guide et Concentration maximale admissible pour une eau potabilisable pour divers paramètres (Source : Degrémont, 1978).

Nous noterons qu'il n'existe pas de normes concernant les phosphates mais bien pour le phosphore (5mg/l). Ces deux tableaux vont nous permettre de situer nos stations par rapport aux normes en vigueur en Région wallonne tant pour les eaux de surface que pour les eaux potabilisables.

4.3 Choix des périodes d'analyses

Nous avons choisi de réaliser trois séries d'analyses bien distinctes. Une série d'analyses réalisée en hiver (17 mars 2008), au moment où la biologie est en plein repos. Une série début mai, au fort de l'activité biologique printanière et une dernière, estivale, début juillet. Pour des raisons d'investigation, les stations G3 et G4 ont été analysées à partir du printemps. Aucune valeur ne figure en été pour la station B. En effet, le trop-plein de la conduite percée s'écoulant dans le petit « canal » le long de la station de pompage était à sec lors de notre dernier passage.

4.4 Résultats

4.4.1 Températures (voir figure 42 ci-dessous)

En hiver, l'eau venant du sol est plus chaude que l'eau de surface. C'est l'inverse qui se produit sur le plan thermique en été. L'ensemble des températures se situe sous la norme en vigueur des 25°C pour les eaux de surface. Pour l'eau potable, la température maximale acceptable est de 12°C car on admet que l'eau doit être rafraîchissante. Au dessus de 12°C, il y a risque de croissance accéléré de micro-organismes, d'algues, entraînant des goûts et des odeurs désagréables. La station G3 présente la plus forte température en été, cela peut s'expliquer par la profondeur plus faible de l'aquifère. La station H est une eau de surface. La température de l'eau varie en fonction de l'intensité et de la durée de l'insolation, ce qui explique des températures plus élevées. La température plus faible de l'eau en été au niveau de la station E s'explique par l'heure plus tardive de mesure qu'aux séries précédentes. Les stations G1 et G2 présentent des températures assez similaires.

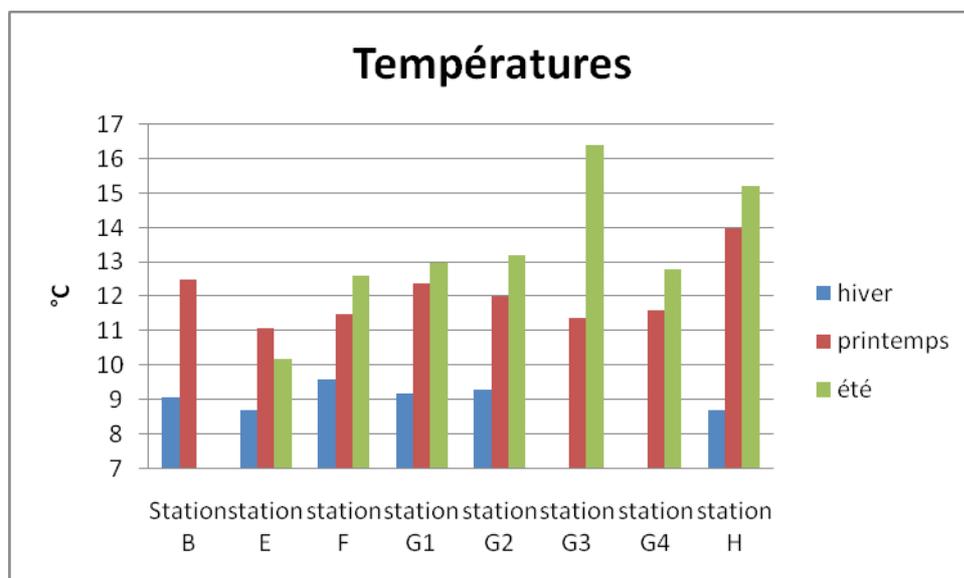


Figure 42: Histogramme des températures pour les stations investiguées

4.4.2 Conductivités (voir figure 43 ci-dessous)

Fonction de tous les ions en solution, la conductivité est la plus élevée pour les stations F, G1 et G2. La conductivité des eaux naturelles est généralement comprise entre 20 et 2000 μ S/cm, selon leur degré de minéralisation. Les stations E et G3 se distinguent par leur faible conductivité. La station E est relativement isolée et donc dépourvue d'actions anthropiques, ce qui tendrait à expliquer les faibles conductivités. La norme concernant l'eau potable se situe entre 400 et 1250 μ S/cm. Trois de nos stations se situent dans cette fourchette (F, G1, G2).

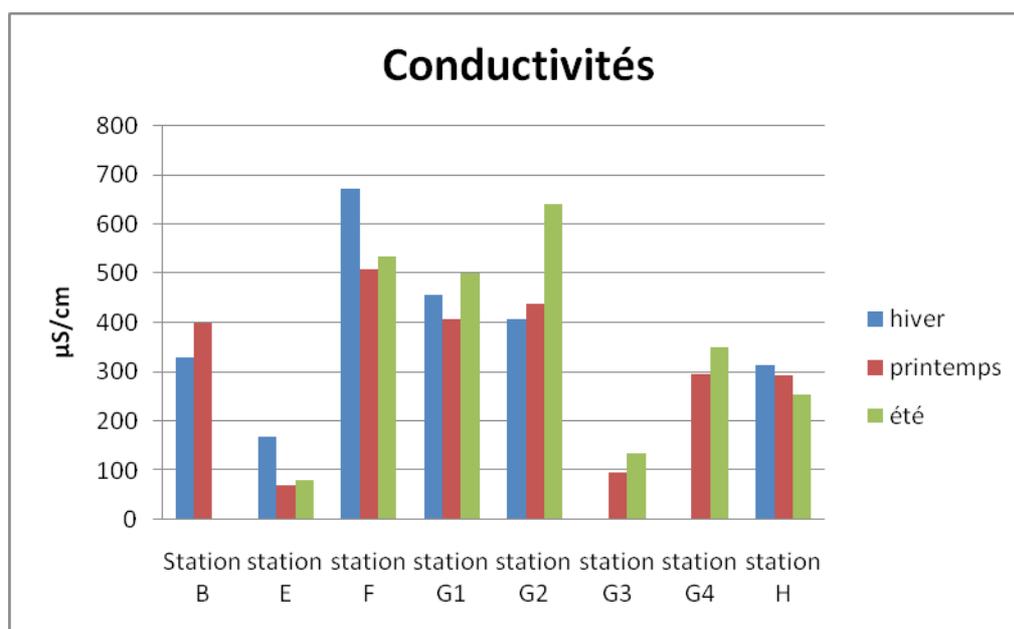


Figure 43: Histogramme des conductivités pour les stations investiguées

4.4.3 Le pH (voir figure 44 page 61)

Le pH traduit l'acidité ($\text{pH} < 7$), l'alcalinité-basicité ($\text{pH} > 7$) ou la neutralité de l'eau ($\text{pH} = 7$). Il dépend de la concentration en ions H^+ de l'eau selon la formule $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$.

Cette concentration est fonction de quelques facteurs :

- la nature lithologique du substrat
- les facteurs anthropiques : rejets, pluies acides, etc.
- la température, l'ensoleillement
- la présence de végétation aquatique (lors de la photosynthèse, qui augmente avec l'ensoleillement, le CO_2 de l'eau est consommé, augmentant le pH).

Le pH varie peu pour l'ensemble des stations et se situe dans une moyenne de 7.5. Les normes en vigueur pour les eaux de surfaces sont comprises entre 6 et 9, ce qui est plus ou moins la même gamme concernant l'eau potable.

La station E, située hors calcaire, présente un pH fort acide (5.77 en hiver). Cette valeur s'explique par la nature lithologique du substrat. En effet, la source est située sous une canopée de résineux avec un sol de type *mor*⁵. L'augmentation printanière du pH s'explique par la présence de végétation aquatique qui consomme le dioxyde de carbone, augmentant ainsi le pH.

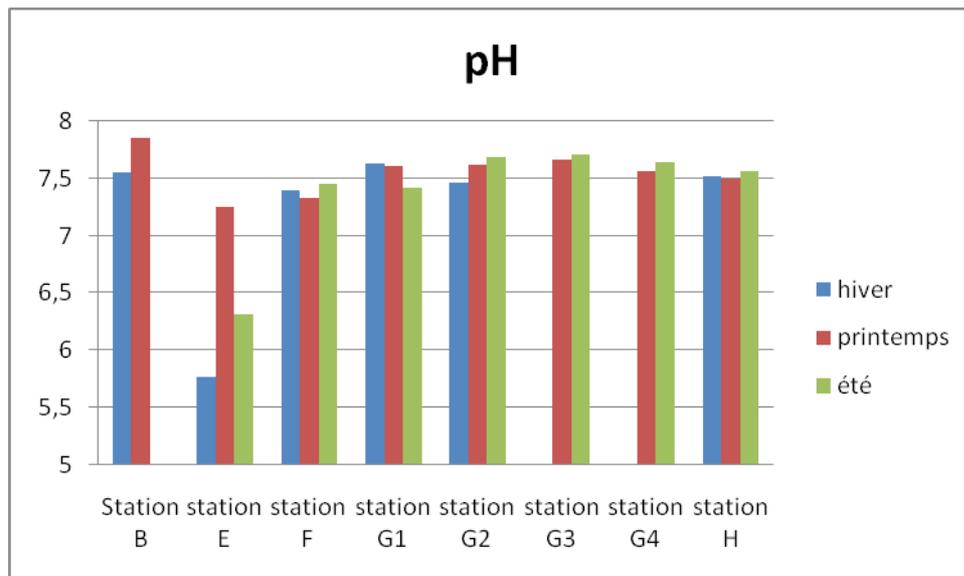


Figure 44: Histogramme des valeurs de pH pour les stations investiguées

4.4.4 L'oxygène dissous et le pourcentage de saturation (voir figures 45 et 46 page 62)

L'O₂ dissous dans l'eau est le bilan de l'oxygène atmosphérique et de celui produit par photosynthèse. Il est consommé par la respiration des organismes aérobies et par l'oxydation de la matière organique. La norme pour une eau de surface est d'avoir une concentration supérieure à 50% de la saturation, ce qui est le cas pour toutes nos stations. Une concentration de 3 à 6 mg/l est la limite inférieure en dessous de laquelle la vie de la faune et de la flore est mise en péril. L'eau prélevée à la station E est plus oxygénée que les autres stations à cause des remous dus à la pente et qui permettent une réoxygénation par l'O₂ atmosphérique. La station G4 présente également une bonne oxygénation due à une forte diffusion de l'oxygène en surface. Pour avoir une eau potable, il faut au moins 75% de saturation en oxygène, ce qui est le cas pour l'ensemble de nos stations, du moins en été.

⁵ Le mor est un humus brut qui se rencontre sur des sols siliceux naturellement acides, en présence de formations végétales acidifiantes (landes à bruyères, forêts de conifères) dont la matière organique est récalcitrante.

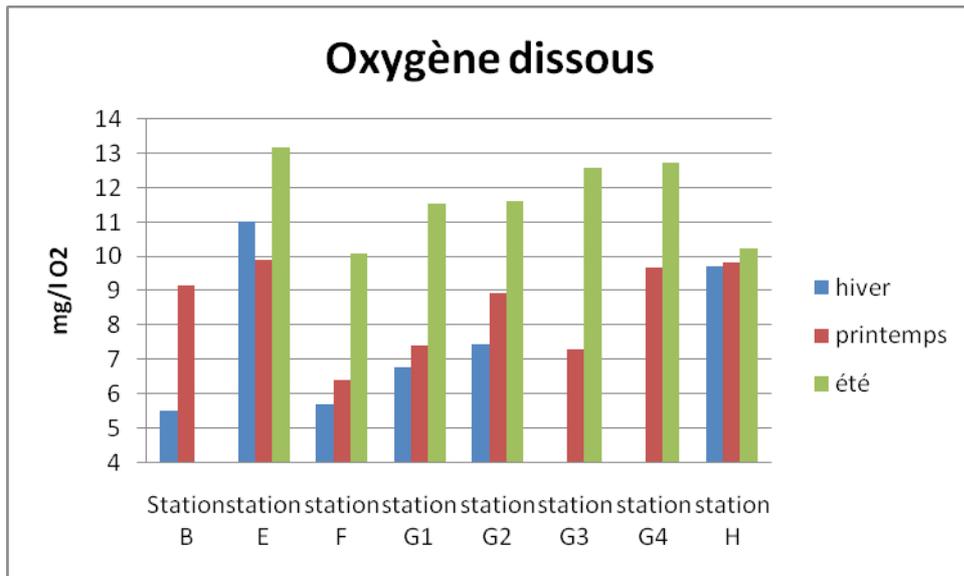


Figure 45: Histogramme de l'oxygène dissous pour les stations investiguées

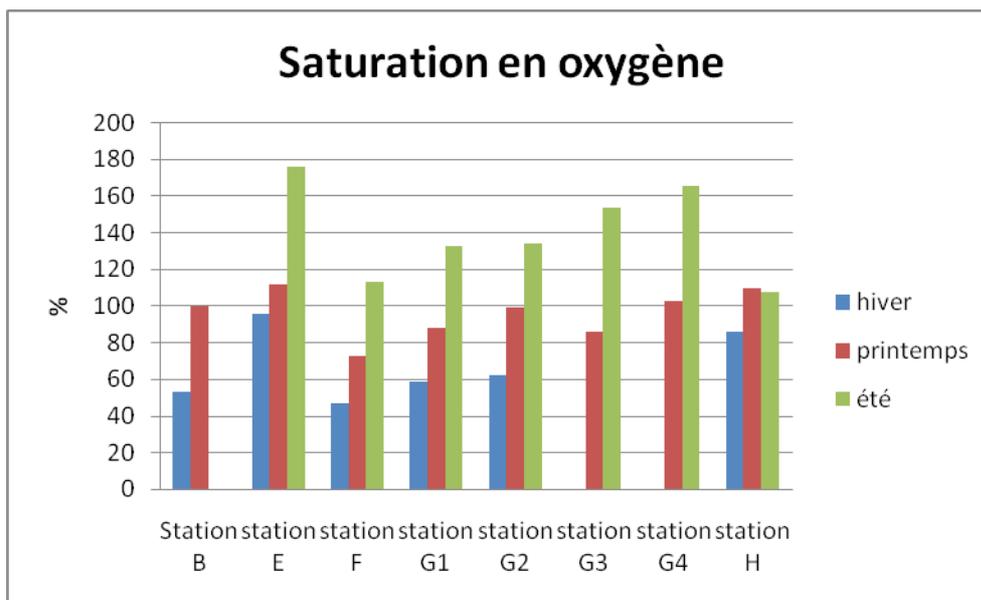


Figure 46: Histogramme de la saturation en oxygène pour les stations investiguées

4.4.5 L'ammonium (voir figure 47 page 63)

Dans les eaux, cet élément traduit une contamination d'origine humaine ou bétailière. La valeur limite à ne pas dépasser pour une eau potable est de 0.5 mg/l et le niveau guide C.E.E est de 0.05 mg/l.

L'azote ammoniacal des eaux superficielles peut avoir pour origine naturelle, la décomposition des déchets végétaux et animaux. L'ammoniaque se transformant rapidement

en nitrites et nitrates par oxydation, sa teneur dans les eaux de surface est relativement faible (<0.2 mg/l). Des eaux profondes peuvent également se charger en ammoniacque par réduction des nitrates sous l'action de bactéries. Habituellement, les eaux souterraines sont pauvres en ammoniacque, mais les eaux issues des sols riches en substances humiques ou riches en fer peuvent présenter des teneurs de 1 à 3 mg/l. La présence d'ammonium au niveau de la station G2 peut s'expliquer par la présence d'une prairie située en amont et accueillant des cheptels de chevaux en été. Pour ce qui est des faibles concentrations de la station G1, elles s'expliquent par un déversement d'eau usagée dans le lavoir par un tuyau provenant des habitations situées à quelques mètres.

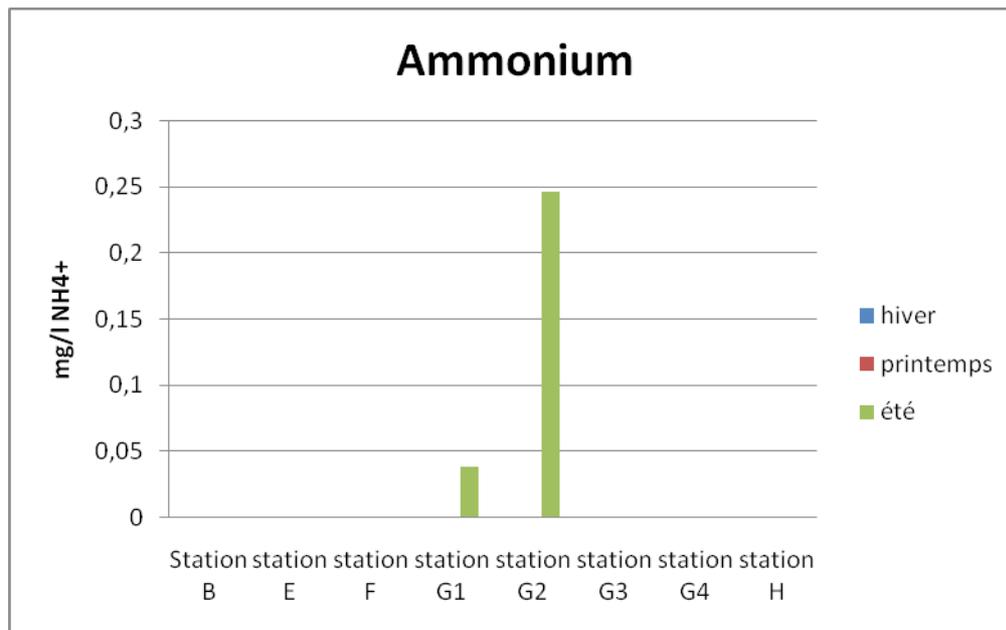


Figure 47: Histogramme des concentrations en ammonium pour les stations investiguées

4.4.6 Les nitrates (voir figure 48 page 64)

Les nitrates sont en bout du cycle de l'azote. En général, les nitrates sont abondants dans la nappe phréatique, résultant des rejets domestiques et agricoles. Pour l'ensemble de nos stations d'analyses, on se trouve largement sous la norme des 50 mg/l et en dessous du niveau guide des 25 mg/l, ce qui tend à dire que l'état des phréatiques dans la zone est très bon et peu influencé par les activités agricoles et urbaines.

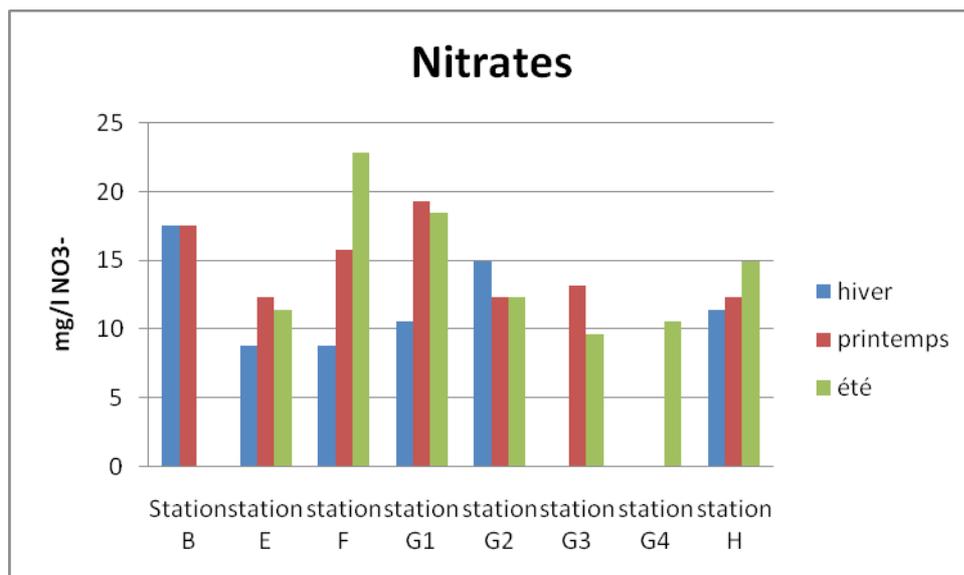


Figure 48: Histogramme des concentrations en nitrates pour les stations investiguées

4.4.7 Le sulfure d'hydrogène

Ce gaz peut résulter de la décomposition bactérienne de la matière organique. Il est également produit par les déchets humains et animaux. La présence de ce gaz dissous dans l'eau lui donne une odeur désagréable. En effet, d'après l'Agence américaine pour la Protection de l'Environnement (EPA), on estime que le seuil de perception de l'odeur de sulfure d'hydrogène dans les solutions aqueuses varie de 0.05 à 0.104 mg/l.

En été, une faible valeur fut obtenue pour la station G1 (0.02 mg/l) et est à mettre en relation avec le pic d'ammonium observé. Une eau potable doit être exempte de ce constituant.

4.4.8 Les phosphates (voir figure 49 page 65)

Les phosphates constituent une forme soluble du phosphore (il existe des composés organiques contenant du phosphore qui sont solubles comme l'ATP ou encore l'ADN...). Peu de roches sont phosphatées aussi l'on considère que ces phosphates locaux sont d'origine anthropique, issus des engrais et des détergents. Leur concentration est régie par des phénomènes de consommation d'équilibre avec le sol et par les autotrophes.

La présence de phosphates au niveau des stations B, G1, G2 et H s'explique assez aisément par la présence de prairies situées en amont du bassin versant. Pour ce qui est de G1 et H, il s'agirait plus de rejets anthropiques.

Il n'existe pas de normes actuellement en vigueur concernant les concentrations en phosphates dans les eaux.

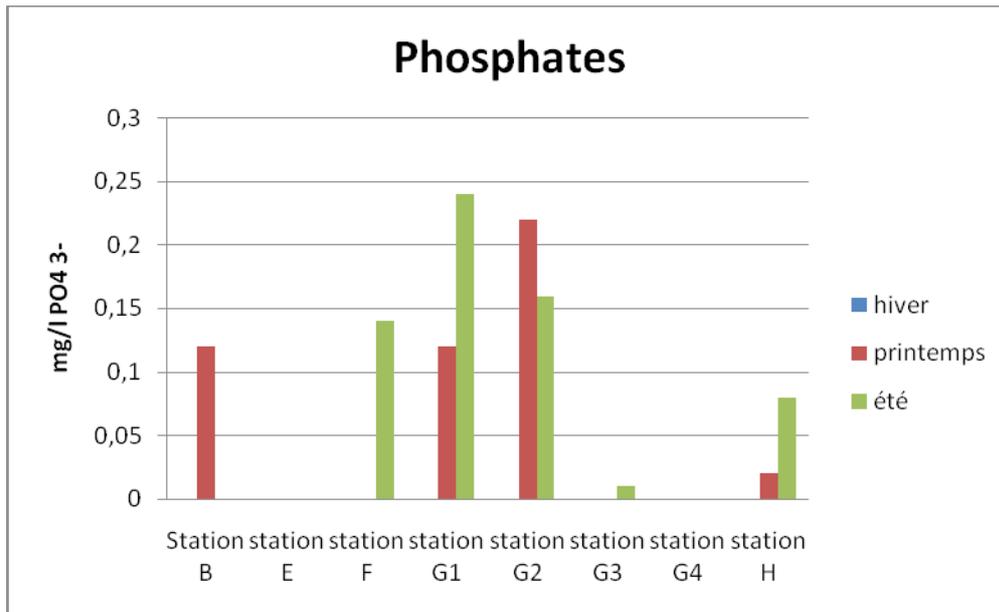


Figure 49: Histogramme des concentrations en phosphates pour les stations investiguées

4.4.9 Les nitrites (voir figure 50 ci-dessous)

Les nitrites sont produits par oxydation de l'ammonium et sont ensuite oxydés en nitrates. Etant un produit intermédiaire entre l'ammonium et les nitrates dans le processus de nitrification, les nitrites sont assez instables. Ils sont de ce fait moins significatifs. Les valeurs ne peuvent dépasser la norme de 0.1 mg/l pour une eau potable et de surface, ce qui est le cas pour l'ensemble de nos stations.

Les faibles concentrations hivernales sont probablement dues à un résidu d'activité bactérienne. Les plus fortes concentrations sont au printemps, au fort de l'activité. La biologie est relativement efficace puisqu'elle consomme tout en été.

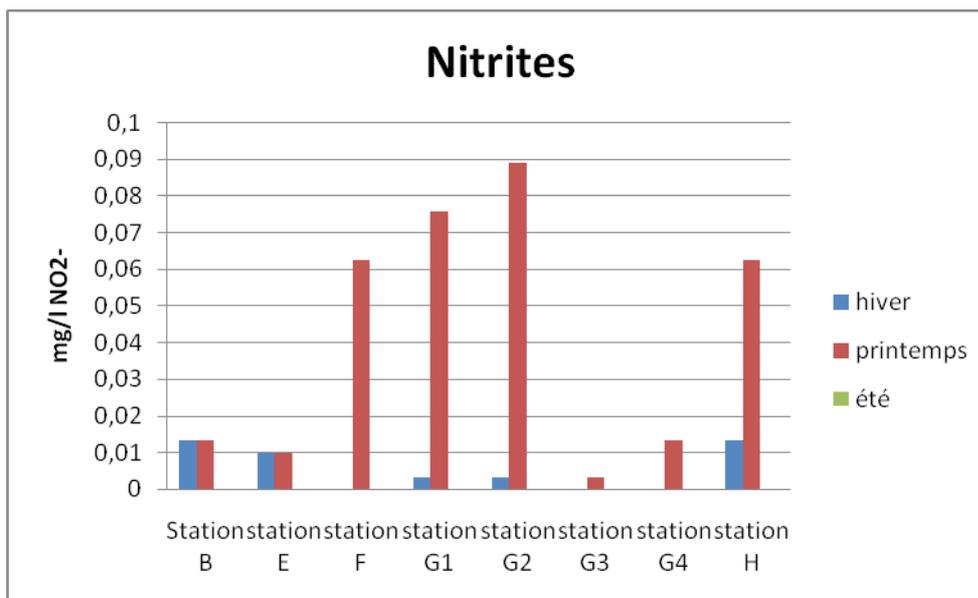


Figure 50: Histogramme des concentrations en nitrites pour les stations investiguées

4.4.10 Les matières en suspension (voir figures 51, 52, 53 et 54)

L'analyse des matières en suspension tient compte de la charge en suspension d'une part et de la couleur du dépôt d'autre part. L'ensemble des stations présente des matières en suspension d'une couleur ocre et est donc caractéristique d'un dépôt minéral. La station B présente de fortes matières en suspension en hiver. En effet, le prélèvement a été effectué dans le petit caniveau, en bordure de route.

L'eau a eu le temps depuis son trop-plein de se charger de matières minérales du sol. Au printemps, par contre, le prélèvement a été effectué directement au niveau de la conduite percée, ce qui explique des concentrations plus faibles en sédiments.

La station E présente une faible charge en matières en suspension au printemps et en hiver. La valeur plus élevée en été est due à un biais d'échantillonnage ; les mesures précédentes ont été effectuées tout en aval du ruisseau, là où il se jette dans l'Eau Noire. L'échantillon estival a été pris à la résurgence même et a pris les sédiments censés se déposer sur les bords de celle-ci. Les stations G1 et H ont également un poids non négligeable. Il s'agirait de rejets anthropiques. Tout comme au niveau du lavoir de Pétigny (G1), on peut observer à la résurgence de l'eau Noire, la présence de tuyaux (purges de particuliers). Les stations G2 et F présentent une faible charge (résurgences canalisées). Une eau potable doit être dépourvue de matières en suspension.

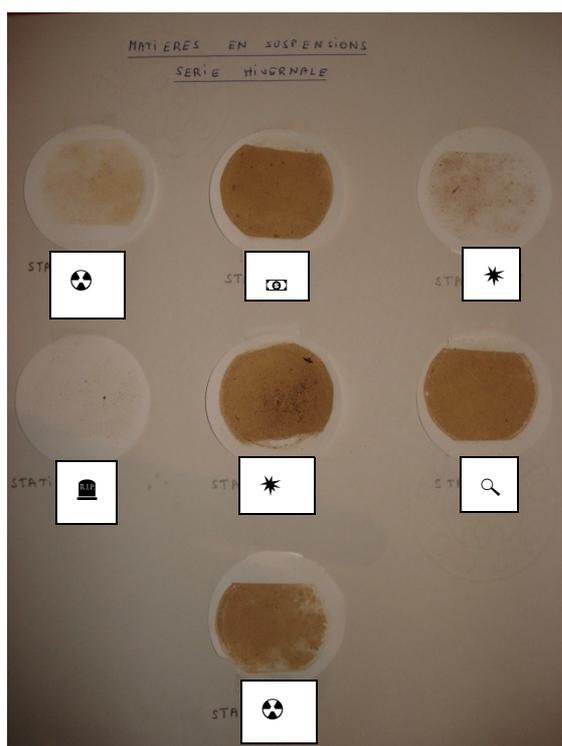


Figure 51 : Série hivernale des M.E.S

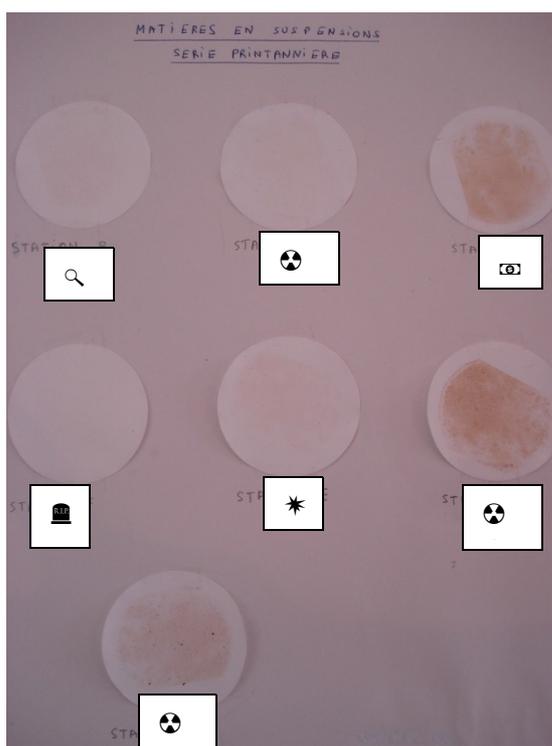


Figure 52 : Série printanière des M.E.S

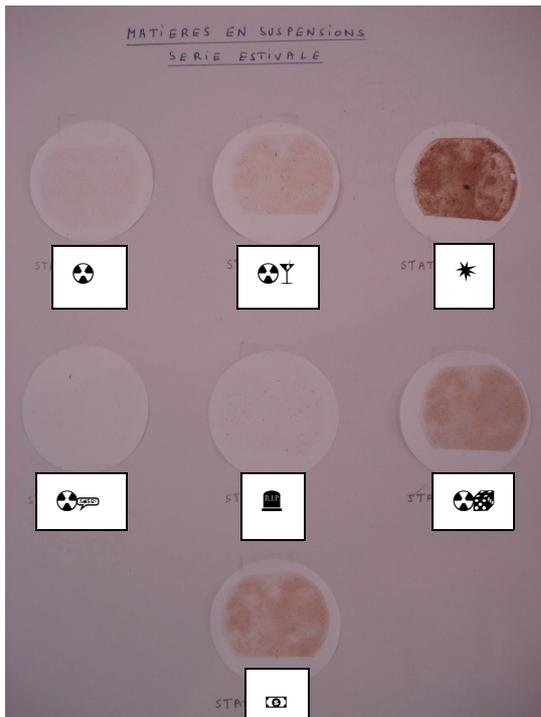


Figure 53 : Série estivale des M.E.S

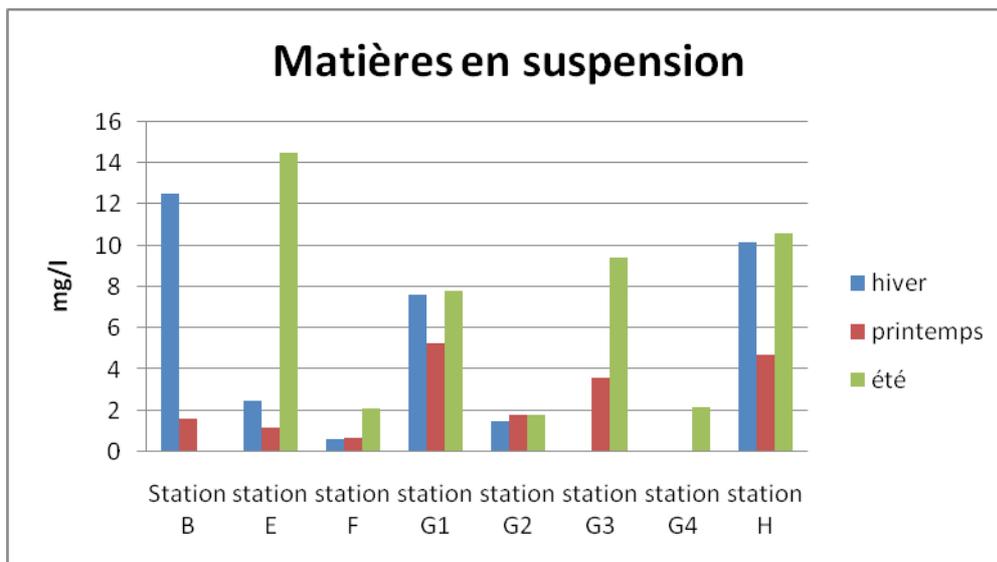


Figure 54: Histogramme des matières en suspensions pour les stations investiguées

4.4.11 La dureté carbonatée (voir figure 55 page 68)

La présence d'éléments minéraux, et donc de calcaire, dans l'eau est naturelle. Une eau dure n'a aucune conséquence négative sur la santé.

Aucune concentration maximale admissible n'est définie dans la réglementation en ce qui concerne la dureté des eaux destinées à la consommation humaine. Toutefois, la limite recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé est de 50°f (37,5°f selon la Directive

de la CEE). Une eau est dite "dure" ou "calcaire" lorsqu'elle est riche en sels de calcium et de magnésium ; c'est le cas des eaux souterraines ayant traversé des roches calcaires, ce qui est le cas pour l'ensemble de nos stations excepté la station E se trouvant en milieu gréseux. La dureté est en effet la plus faible au niveau de cette station. La dissolution du Ca et du Mg résulte principalement de l'infiltration des eaux de surface à travers les formations rocheuses calcaires.

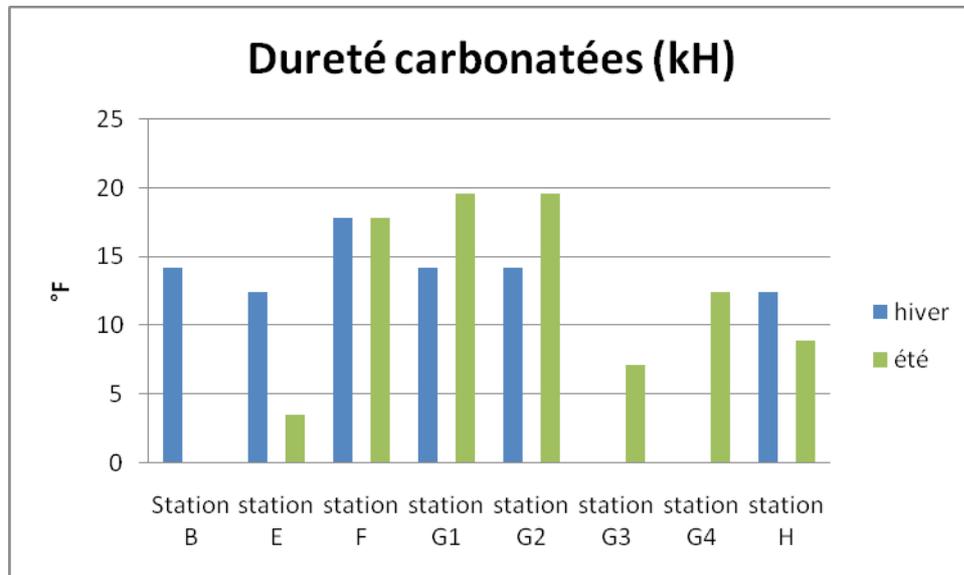


Figure 55: Histogramme de la dureté carbonatée pour les stations investiguées

4.4.12 Le Carbone Organique Total (voir figure 56 page 69)

La valeur qu'il faudrait ne pas dépasser pour une eau brute est de 10 mg/l. Pour des réseaux alimentés par des ressources en nappe souterraine bien protégées, la valeur de référence est souvent atteinte avec des teneurs comprises entre 2 et 4 mg/l. Il n'existe pas de normes à respecter concernant les valeurs de carbone d'une eau potable.

Les valeurs de COT sont bien sûr dépendantes de beaucoup de facteurs tels que par exemple la nature de l'eau brute utilisée (eau de surface/eau souterraine), le type de filière de potabilisation,...

D'une façon très générale, les concentrations en COT des eaux souterraines et de surface varient la plupart du temps entre 0.5 et 5 mg C/l. Concernant les eaux potables, il existe une recommandation qui indique de ne pas dépasser 2 mg C/l. Cette recommandation a été fixée afin de ne pas engendrer des concentrations en sous-produits organochlorés trop importantes lors de la désinfection de l'eau potable par le chlore.

La station H présente les teneurs les plus élevées, cela est à mettre en parallèle avec les matières en suspension plus importantes dans la rivière. Au niveau des stations G1 et G2, il s'agirait plutôt de matières organiques polluantes et non naturelles. Cela dit, l'ensemble des valeurs obtenues sont correctes pour toutes les stations.

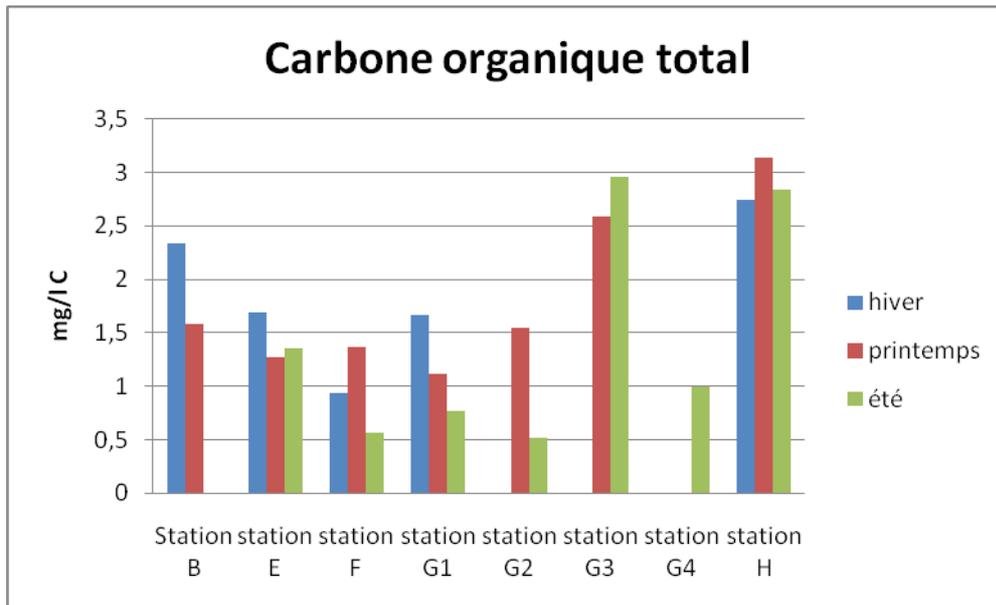


Figure 56: Histogramme du carbone organique total pour les stations investiguées

4.4.13 L'Indice de Pollution Organique (voir figure 57 ci-dessous)

L'IPO n'est pas repris dans la législation en tant que tel mais trois des quatre paramètres (nitrites, DBO5, ammonium) font l'objet de réglementations au niveau des normes de qualité de base. Difficile de dégager une tendance particulière. On soulignera le fait que l'indice est « tiré » par le bas à cause des concentrations en nitrites et en phosphates. Nous rappellerons que, plus la valeur est proche de 5, plus l'indice est bon.

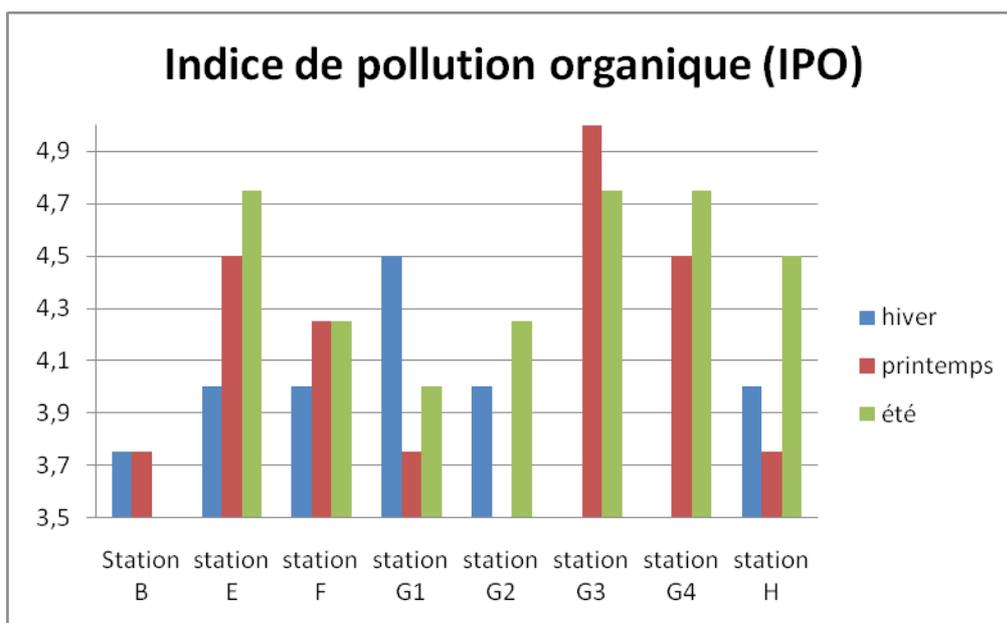


Figure 57: Histogramme avec les indices de pollutions organiques pour les stations investiguées

4.4.14 Les débits (voir tableau 14 ci-dessous)

La mesure des débits s'est effectuée au niveau de la station E ainsi qu'au niveau des lavoirs (G1, G2, G4). Les résultats sont exprimés en litres par seconde (l/s).

Tableau 14 : Débits analysés pour quelques stations

On constate que les lavoirs ont un débit qui varie peu selon les saisons et selon la pluviosité. La station G4 est la plus remarquable à ce niveau. Selon les dires des habitants et nos mesures, cette source a un débit quasi constant toute l'année.

On notera également la bonne similitude des débits entre la station G1 et G2.

Cela ne semble pas être le cas de la station E qui semble se tarir en été lors de faibles pluviosités. La taille de l'aquifère serait ici mise en cause, plus petit pour la station E. Cela dit, un suivi plus régulier de ces débits devrait être effectué pour étayer notre hypothèse.

Afin de mettre en corrélation les débits et la pluviosité, nous avons recherché une station météorologique située dans notre région d'étude. La station la plus proche que nous avons trouvée est à Cerfontaine. Il s'agit d'une station *Oregon Scientific WMR 928 NX* qui est capable d'enregistrer des données toutes les deux minutes. Ces données figurent sur un site internet mis à jour tous les quarts d'heure. Cependant, pour établir cette corrélation, un relevé en continu des débits serait à réaliser.

4.4.15 Conclusions sur les paramètres physico-chimiques et chimiques

L'ensemble de ces analyses nous montre pas mal de fluctuations d'une station à l'autre. Les paramètres analysés présentent jusqu'ici une bonne qualité d'eau dans l'ensemble. On notera une bonne similarité entre la station G1 et G2. Les températures, l'oxygène dissous, les conductivités et les duretés sont quasiment identiques. Cela nous laisse avancer qu'il s'agirait de la même eau.

4.4.16 La Demande Biologique en Oxygène (voir figure 58 page 71)

La DBO₅ réagit à la matière organique biodégradable, qui peut être d'origine anthropique mais aussi naturelle (chute de litières-feuilles mortes, brindilles-, organismes morts, ...). La saison à laquelle on réalise une telle mesure est donc très importante. La DBO₅ d'une eau naturelle, pure et potable est inférieure à 1mg/l. Celle d'une rivière légèrement polluée est de 2 à 3 mg/l et celle d'une eau d'égout est généralement comprise entre 100 et 400 mg/l. La norme en vigueur à ne pas dépasser pour les eaux de surface en Région wallonne est de 6 mg/l. Pour l'ensemble de nos stations, nous sommes en-dessous de ce seuil. S'agissant d'une

eau de source pour la plupart de nos stations, ces valeurs sont tout de même importantes et sont à mettre en relation pour la plupart avec la matière organique naturelle. Cet histogramme est à mettre en parallèle avec celui des matières en suspensions et tend à traduire que les stations présentant une DBO₅ plus élevée (stations E et H) sont les stations les plus chargées en sédiments et résidus organiques.

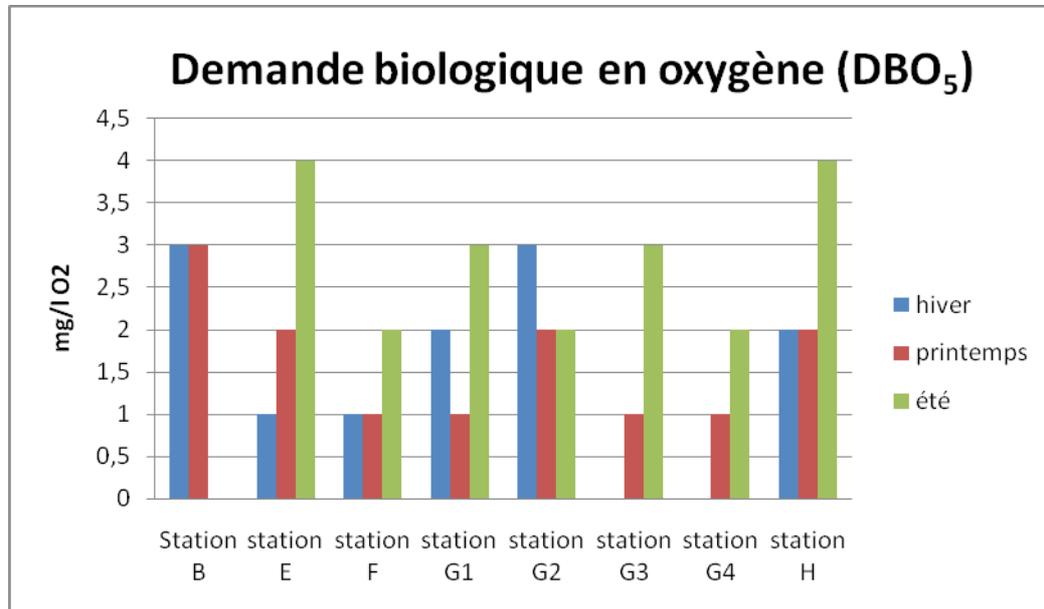


Figure 58: Histogramme de la demande biologique en oxygène

4.4.17 Indices Biotiques (voir tableau 15 page 72)

Nous avons obtenu un IBB de 7 pour la station E. Il s'agit d'une eau peu polluée. L'IBGN obtenu est de 10, ce qui correspond à une qualité d'eau moyenne. L'IBB semble plus optimiste que l'IBGN (mieux adapté ?...).

Pour ce qui est de la station H (Résurgence de l'Eau Noire), l'IBB est de 4 et l'IBGN de 7. Il s'agit ici d'une qualité d'eau mauvaise pour l'IBGN et très polluée pour l'IBB.

Cette mauvaise qualité d'eau s'explique essentiellement par la qualité physique de la rivière et du lit mineur. De fait, ce tronçon offre beaucoup moins d'habitats aux macro-invertébrés sur lesquels repose l'analyse. La biodiversité étant un des deux critères pour l'attribution de la cote, celle-ci s'en trouve diminuée.

Une étude sur la qualité biologique des cours d'eau en Région wallonne a été réalisée entre 2000 et 2002.

Pour l'ensemble des 343 stations échantillonnées de 2000 à 2002, 63 % sont de très bonne ou de bonne qualité, 31% sont de qualité moyenne à médiocre et 6% sont de mauvaise qualité (voir carte en annexe 4). On observe une nette opposition entre le nord et le sud du sillon Sambre-et-Meuse. Cette situation trouve son origine tant dans les causes structurelles que dans ses conséquences en termes d'impacts anthropiques : au nord du sillon Sambre-et-Meuse, le territoire peu accidenté au sol riche favorise l'agriculture intensive, l'industrialisation et l'urbanisation.

Station E		Station H	
<i>taxons (GI)</i>	<i>St</i>	<i>taxons (GI)</i>	<i>St</i>
	FFFFFI		FFFFFI

Tableau 15: Taxons rencontrés au niveau de la station E et H

Au niveau de l'Eau Noire (Couvin), l'indice obtenu entre 2000 et 2002 indiquait une bonne voire très bonne qualité des eaux (voir annexe 4) contrairement à ce que nous avons obtenu. Cela peut s'expliquer par la transformation du lit mineur de la rivière ; en effet, celui-ci s'est vu comblé de gravats. Un lieu de prélèvement différent est aussi une explication. Nous avons prélevé les macro-invertébrés à un endroit rempli de gravats et où les berges sont murées. Cela représente une faible biodiversité de milieux.

4.4.18 Bactériologie

L'objectif de ce type d'analyse ici, n'est pas d'identifier chaque espèce bactérienne, mais bien de mettre en évidence leur présence ou l'absence dans l'eau de nos stations. Ce troisième et dernier type d'analyse est à mettre en relation avec l'analyse physico-chimique et biologique décrit préalablement.

4.4.18.1 Les bactéries totales (voir figure 59 page 73)

Les bactéries totales concernent toutes les bactéries qui ont besoin d'oxygène pour travailler à température ambiante. Des indications sur leur concentration ne permettent pas de conclure tel quel sur la qualité d'une eau mais simplement de dire si elle est chargée ou non. Pour qu'une eau soit potable, elle ne doit pas contenir de coliformes totaux.

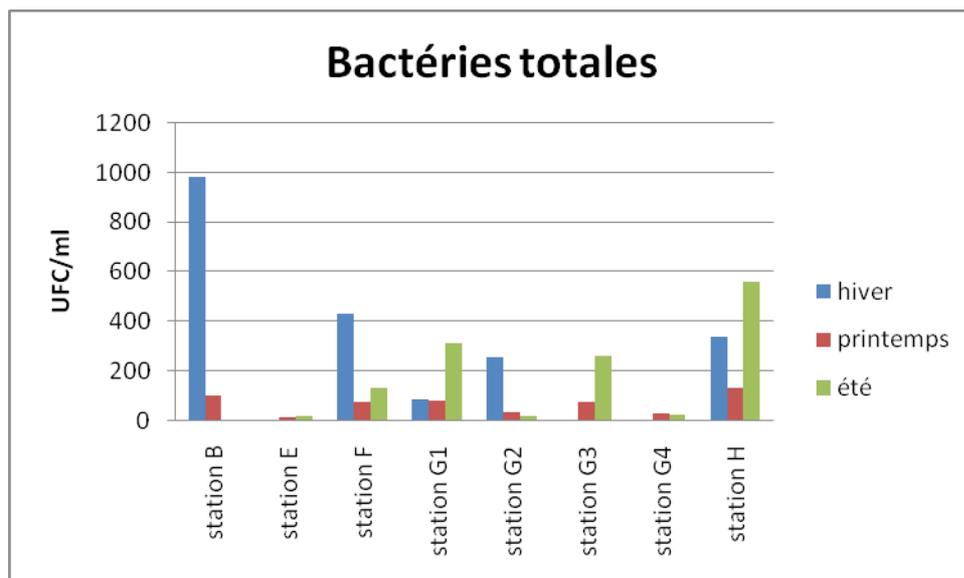


Figure 59: Histogramme des bactéries totales pour les stations investiguées

4.4.18.2 Les Entérobactéries (voir figure 60 page 74)

Les entérobactéries vivent dans l'entéron des animaux hoéothermes (oiseaux, mammifères) où elles rencontrent deux conditions nécessaires à leur survie : l'anaérobiose et la chaleur. En dehors de leur hôte, ces bactéries dépérissent rapidement. Ce sont donc des indicatrices de contamination fécale par des organismes homéothermes : bétail, volaille, oiseaux et l'homme bien sûr. La station H est une station relativement dégagée, où peu de ligneux sont présents.

Cet endroit est donc plus facile d'accès pour de nombreux volatiles et les fientes de ceux-ci seraient plus nombreuses, ce qui expliquerait l'augmentation du nombre d'entérobactéries à cette station. D'autre part, des rejets des habitations sont observables *in situ*. La station B présente un nombre très important d'entérobactéries.

Cela s'explique par l'état vétuste des canalisations (conduites percées) de l'ancien aqueduc qui acheminait l'eau jusqu'à la station en passant par la prairie située en amont. La station E ne recèle aucune trace d'entérobactéries et la station G4 comporte quelques colonies. Une eau potable doit être dépourvue d'entérobactéries.

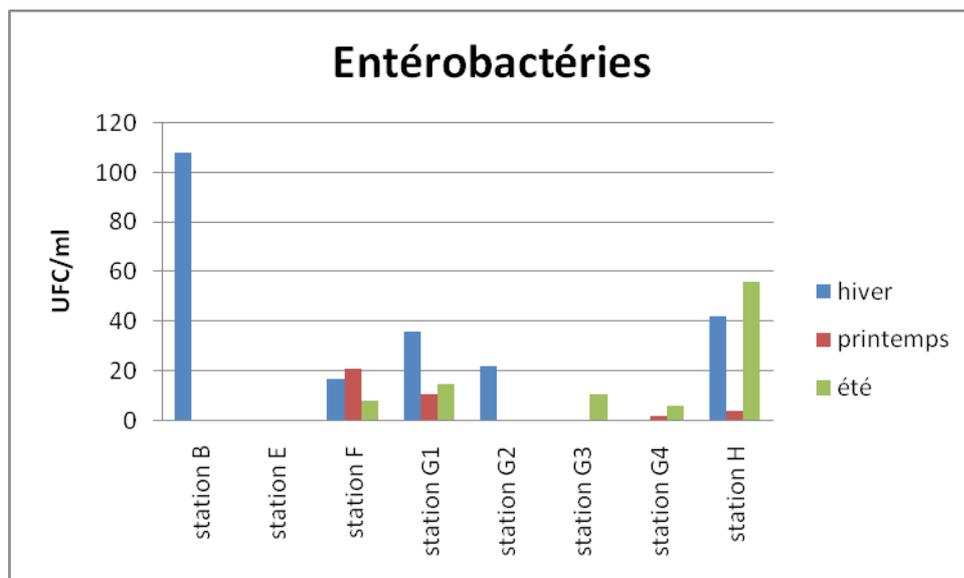


Figure 60: Histogramme des entérobactéries pour les stations investiguées

4.5 Synthèse des paramètres analysés pour les différentes stations d'analyse.

Si l'on fait abstraction des quelques biais d'échantillonnage obtenus, on peut dire que l'ensemble des paramètres analysés sont bons. Ils se trouvent tous en-dessous des normes en vigueur en Région wallonne. Les stations G1 et G2 semblent avoir une même origine phréatique. En effet, l'ensemble des paramètres physico-chimiques sont quasiment similaires (la température, l'oxygène dissous, la conductivité, la dureté, le pH et les débits).

Ces deux stations se voient atteintes de pollutions diffuses ; ce qui est traduit par des petits pics de concentrations en nitrites, phosphates et ammonium. La présence d'entérobactéries est aussi significative à ces deux endroits.

Pour G1, l'origine provient d'un tuyau d'un particulier se jetant dans le lavoir tandis que pour G2, l'eau traverse préalablement une prairie avant son arrivée au lavoir.

G3 compte quelques colonies d'entérobactéries et beaucoup de matières en suspensions.

La station H, à la résurgence de l'Eau Noire n'est pas non plus exempte de pollutions résiduelles d'origine anthropique. En effet, nous avons pu assister sur le terrain à un effet de chasse d'eau en provenance d'une habitation voisine.

Les stations G4 a l'avantage de présenter, peu importe la saison, un débit constant et une bonne oxygénation. Le problème ici est la présence d'entérobactéries, en faible nombre certes, mais bien présentes.

La station E présente de très bonnes caractéristiques : bonne concentration en oxygène dissous, pas de polluants, pas d'entérobactéries. Ses faiblesses sont d'une part son pH acide et son débit trop fluctuant (limite du tarissement en été).

La station B compte un nombre impressionnant d'entérobactéries et les plus fortes concentrations en phosphates. Cela est à mettre en relation avec la prairie et la ferme situés plus en amont du bassin versant (voir carte du bassin versant chapitre 5 page 85).

Enfin la station F (voir figures 61 et 62 ci-dessous) compte des colonies d'entérobactéries et présente un débit plus qu'irrégulier (limite du tarissement en été).



Figure 61 : Station F en hiver
(Photographie : G.Michel)



Figure 62: Station F en été
(Photographie : G.Van Overmeiren)

Au travers de ces analyses, on constate qu'aucune source n'est exempte de « problèmes ». Certains de ces problèmes peuvent être corrigés afin de valoriser cette eau souterraine qui, dans l'ensemble présente de bons paramètres.

En annexes 1, 2 et 3 se trouvent l'ensemble des résultats de nos trois séries d'analyses. Les résultats bactériologiques sont repris en annexe 5.

Chapitre 5 : Analyses et réflexions sur la potentialité comme valorisation ou potabilisation de l'eau.

5.1 Philosophie générale

La qualité générale des eaux de surface ne permet pas de produire d'eau potable sans traitements coûteux. L'approvisionnement public en eau potable représente chaque année en Région wallonne, environ 400 millions de m³ d'eau (soit 1,1 million de m³/jour), assuré à environ 80 % par les eaux souterraines et 20 % par les eaux de surface. La proportion d'eau de surface utilisée en distribution a légèrement tendance à croître (20,7 % en 1994, 23,4 % en 1996, 22,2 % en 1998). L'objectif de ce mémoire s'inscrit donc dans cette optique de tenter de valoriser cette eau souterraine, qui dans la plupart des cas, se perd par dilution dans les rivières.

5.2 Les acteurs de la valorisation de l'eau dans notre zone d'étude

La distribution d'eau est un monopole public exercé par la commune. La commune assure cette mission soit directement grâce à un service communal ou à une Régie communale (comme c'est le cas à Chimay), soit indirectement en la confiant à une intercommunale ou à la SWDE (Société Wallonne de Distribution d'Eau).

Il y a une soixantaine de distributeurs publics d'eau en Wallonie, mais l'essentiel de la distribution est assurée par quelques sociétés (SWDE, CILE, Aquasambre, IECBW...). A elle seule, la SWDE gère plus de 840 000 raccordements (plus de 1 900 000 clients).

5.2.1 Les communes face au problème du coût vérité

Conformément au Décret wallon du 12/02/2004 relatif à la tarification et aux conditions générales de la distribution publique de l'eau, la nouvelle tarification repose sur la notion du coût vérité⁶ : chacun paie le prix réel pour sa consommation d'eau et pour la pollution qu'il engendre. Cette tarification est effective en Région wallonne depuis le 1^{er} janvier 2005.

Si la SWDE est un peu la superstructure étalon, toutes les entités ne s'y sont point ralliées. Par exemple, en Luxembourg-« le » grand réservoir d'eau wallon- sur les 44 communes, 24 ont gardé leur autonomie communale. Longtemps, des communes ont gardé la mainmise sur l'eau. Bien souvent le service était déficitaire mais la facture finale était supportable pour le consommateur. Cette époque est révolue car la Région wallonne et la SPGE (Société Publique de gestion de l'Eau) imposent le coût vérité.

Ce « prix réel » se calcule selon des formules complexes mais strictes. Tout est inclus, sur base des éléments budgétaires objectifs : investissements, entretien, heures prestées sur le terrain et dans l'administration. Et, au final, les surprises peuvent se produire. C'était le cas

⁶ Coût vérité à la distribution = Calculé par m³, comprend l'ensemble des coûts de la production et de la distribution d'eau (frais de pompage et d'adduction, maintenance du réseau de distribution, entretien des raccordements...), en ce compris la redevance pour la protection des captages. Le montant du CVD est identique, dans un même sous-bassin, pour un même distributeur. Il est déterminé chaque année par les sociétés de distribution d'eau.

par exemple à Musson, commune de 4000 habitants. Le calcul donne un « coût vérité » de 1.81 euro par m³. Auquel il faut ajouter taxes et redevances. Le mètre cube coûtera au consommateur final mussonnais environ 3 euros. Pas loin du double de ce qui était facturé jusque là.

Si les communes devaient investir pour remettre à niveau, garantir le captage, la quantité, la potabilité, ... certaines devraient rattraper un retard conséquent. Ce qui ferait encore pencher la balance « coût vérité » en défaveur du consommateur final, sur lequel il faudrait répercuter le poids des investissements. « *De plus, les communes ont un réseau vétuste et une qualité d'eau médiocre* » (Lucrèce Licata-SPGE).

Par ailleurs, quand une commune autonome manque d'eau en été, la SWDE intervient. La SPGE fait jouer des mécanismes de solidarité et garantissent la stabilité, de la quantité, de la qualité, du prix, de Mons à Arlon.

5.2.2 La SWDE

5.2.2.1 L'entreprise

La SWDE est une entreprise publique et son aire d'activité s'étend sur l'ensemble de la Wallonie. Elle dessert plus de 70% des habitants de Wallonie. La SWDE a les compétences exclusives de distribution d'eau sur le territoire des communes qui ont choisi de s'affilier à elle (voir figure 63 ci-dessous). Elle a pour objet : la production d'eau, la distribution d'eau par les canalisations, la protection des ressources aquifères et la réalisation de toute opération relative au cycle de l'eau.

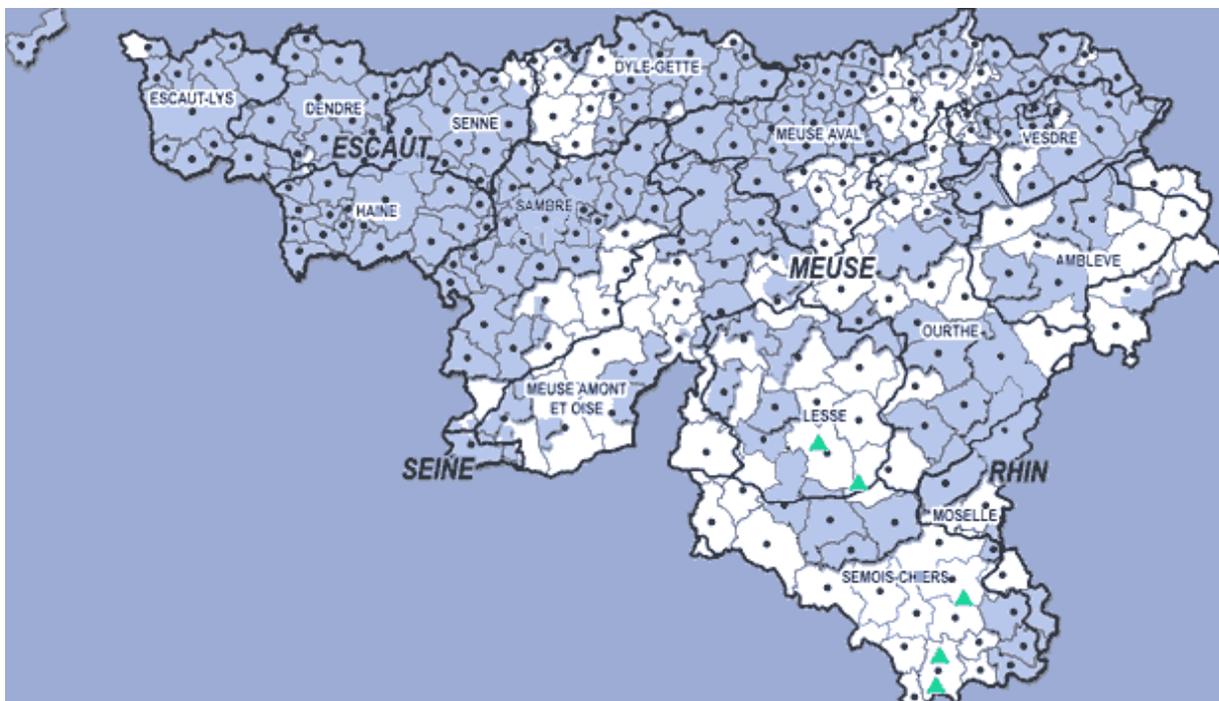


Figure 63: Carte des zones de distribution d'eau assurées par la SWDE
(Source : www.swde.be)

5.2.2.2 Le barrage du Ry de Rome

Le barrage du Ry de Rome possède une station de traitement d'eau potable exploitée par l'Entreprise Régionale de Production et d'adduction d'Eau (E.R.P.E). L'eau du lac n'est pas potable (trop acide, manque de dureté, ...). La station, qui est capable de produire et distribuer jusqu'à 10 000 m³ d'eau par jour, se chargera de rendre une eau de bonne qualité aux travers de divers traitements : coagulation, filtration, décantation, lit de boues, reminéralisation, ... Le prix du traitement pour un mètre cube d'eau s'élève à 0.11 euros.

En annexe 6 et 7 est repris un rapport d'analyse sur la qualité de l'eau brute au niveau du barrage du Ry de Rome (à l'entrée de la station de traitement).

On peut constater que cette eau brute ne présente pas spécialement une meilleure qualité que l'eau de nos stations d'analyse. On notera la présence d'entérobactéries et d'ammonium.

Ce barrage-réservoir (situé à Pétigny), alimente la région de Couvin, la vallée du Viroin, la zone des barrages de l'Eau d'Heure et les villes de Philippeville et de Florennes.

Il s'agit d'un des 5 fameux centres de production de la SWDE pour l'exploitation des ressources en eau de surface.

5.2.3 L'INASEP

Fin des années 1980, plusieurs communes du sud de la Province de Namur, confrontées à des problèmes de ressources et d'approvisionnement en eau mais aussi à des problèmes techniques conséquents sur leurs réseaux, confièrent la gestion totale de leur service communal de distribution d'eau potable à l'INASEP.

L'INASEP (Intercommunale Namuroise de Services Publics) fut créé en 1978 et regroupe les 38 communes de la Province de Namur affiliées pour l'assainissement de leurs eaux usées. Ce territoire concerne une population totale de 454 000 habitants environ (voir figure 64 page 79)

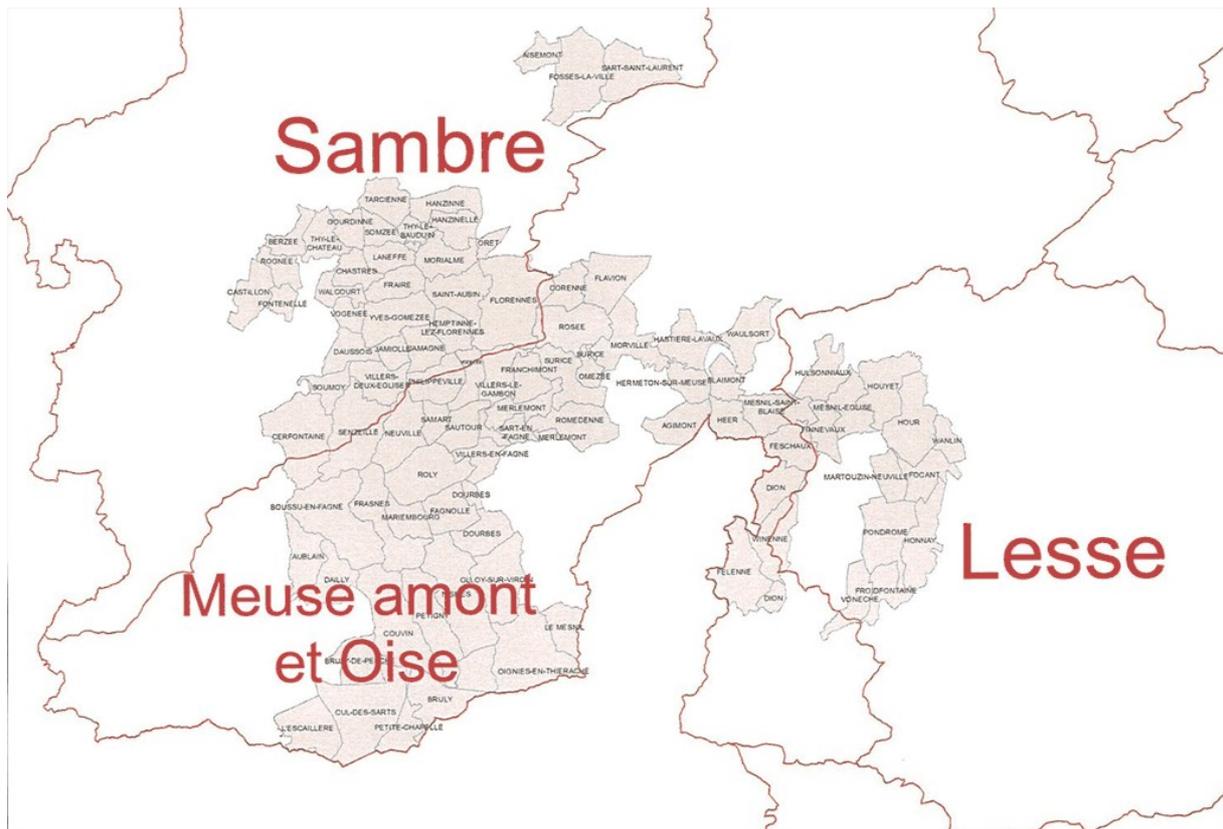


Figure 64: Carte des zones de distribution d'eau assurées par l'INASEP.
(Source : www.inasep.be)

5.3 Techniques de valorisation

Pour épurer l'eau, il faut généralement combiner plusieurs traitements élémentaires dont les bases peuvent être physiques, chimiques ou biologiques, et dont l'effet est d'éliminer tout d'abord les matières en suspensions, ensuite les substances colloïdales puis les substances dissoutes (minérales ou organiques). Il faut enfin corriger certaines caractéristiques.

On se limitera ici à présenter les techniques afin d'éliminer les matières en suspensions et à en sélectionner une ou l'autre bien adaptée à nos cas de figure.

5.3.1 Généralités

C'est sans aucun doute la présence dans l'eau de diverses substances solides qui constitue la partie la plus importante et la plus apparente de la pollution.

Cette partie solide doit être éliminée pour éviter de nombreux inconvénients dont les principaux sont : obstruction des canalisations, abrasion de pompes, usure de matériel divers, etc., avec de fortes incidences sur les coûts d'exploitation ou d'entretien des unités de fabrication. La séparation des particules solides et de l'eau peut se faire selon deux principes différents, à savoir :

-action directe de la pesanteur par simple décantation en fonction de la grosseur et du poids spécifique des particules ou par flottation en fixant sur les particules des bulles d'air systématiquement introduites dans la suspension. Le premier processus peut être accéléré artificiellement par intervention de la force centrifuge, par exemple dans des centrifugeuses.

-filtration ou tamisage.

Dans le tableau 16 ci-dessous sont répertoriés certains matériaux ou organismes avec leur dimension moyenne et l'ordre de grandeur du temps nécessaire pour que, sous la seule influence de leur poids, les particules parcourent verticalement un mètre d'eau.

Diamètre de la particule (mm)		Temps de décantation pour 1 m (ordre de grandeur)
10	Gravier	1 seconde
1	Sable	10 secondes
0,1	Sable fin	2 minutes
0,01	Argile	2 heures
0,001	Bactérie	8 jours
0,0001	Particule colloïdale	2 ans
0,00001	Particule colloïdale	20 ans

Tableau 16 : Temps de décantation sur base du diamètre de la particule et du type de matériau (Source : Degremont, 1978)

5.3.2 La coagulation, floculation

Le principe s'effectue le plus souvent par une déstabilisation en ajoutant des réactifs chimiques qui, par des mécanismes d'agrégation ou d'adsorption, annulent les forces répulsives ou agissent sur l'hydrophilie des particules colloïdales. Il est d'usage de réserver le terme « coagulation » au phénomène de déstabilisation et celui de « floculation » à l'agglomération des colloïdes déchargés. Les réactifs correspondants sont appelés respectivement coagulants et floculants. On utilise en général des coagulants minéraux (sels de fer, d'aluminium) et plus particulièrement, pour des raisons économiques, le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique. Comme floculants, on utilise de la silice activée, peu stable mais meilleur floculant susceptible d'être associé aux sels d'aluminium.

5.3.3 La décantation

On distingue deux types de matières décantables :

-les particules grenues qui se sédimentent indépendamment les unes des autres, avec une vitesse de chute constante ;

-les particules plus ou moins floculées qui résultent d'une agglomération naturelle ou provoquée des matières colloïdales en suspension.

Quand la concentration de matières est faible, le floc dispersé décante comme s'il était seul, mais sa vitesse de chute augmente au fur et à mesure que ses dimensions se développent par suite de sa rencontre avec des particules plus fines : c'est la décantation diffuse.

Pour des concentrations élevées, l'abondance des floes crée une décantation d'ensemble freinée, caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant : c'est la décantation en piston.

Nous synthétiserons les trois types de décantations sans rentrer dans les théories et formules mathématiques complexes.

5.3.3.1 Décantation des particules grenues

Lorsqu'une particule grenue est laissée à elle-même dans un liquide au repos, elle est soumise à une force motrice, la pesanteur, et à une force résistante, la traînée du fluide, qui est la résultante des forces visqueuses et d'inertie. Quand on lâche le grain avec une vitesse nulle, il accélère et prend une vitesse quasi constante au bout d'un temps t qui est presque toujours négligeable par rapport aux durées de sédimentation. Il est donc possible de calculer la vitesse de sédimentation d'une particule grenue.

Dans un décanteur vertical, les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante du liquide seront retenues. Dans un bassin rectangulaire de profondeur H (voir figure 65 ci-dessous), une particule en suspension présente à la surface au moment de son entrée dans le bassin, décante avec une vitesse de chute constante V_s et atteint le fond du bassin au bout d'un temps $t = H/V_s$.

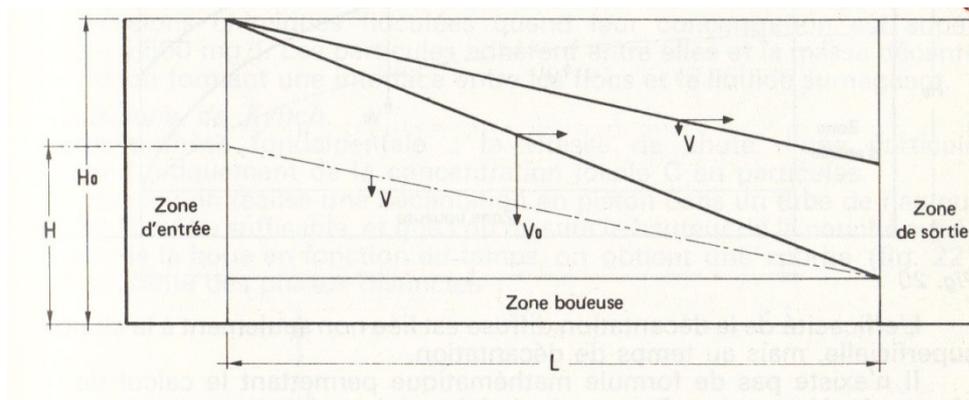


Figure 65 : Décanteur vertical (Source : Degrémont, 1978)

5.3.3.2 Décantation diffuse des particules floculées

Les particules peuvent s'agglutiner (coalescence), elles floculent et décantent avec une vitesse croissante ; dans un bassin à flux hydraulique horizontal la trajectoire de décantation est curviligne (voir figure 66 page 82). L'efficacité de la décantation diffuse est liée non seulement à la charge superficielle, mais aussi au temps de décantation. Il n'existe pas de formule mathématique permettant le calcul de la vitesse de décantation.

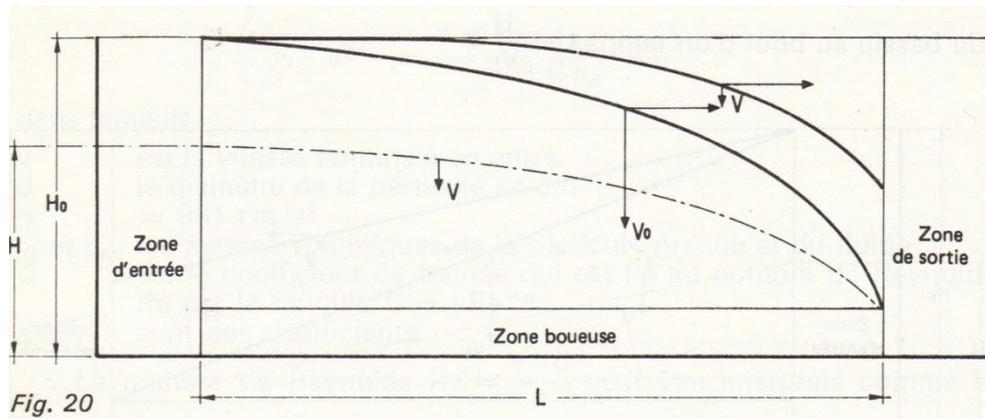


Figure 66: Schéma de la trajectoire curviligne de décantation (Source : Degrémont, 1978)

5.3.3.3 Décantation freinée des particules floculées

La décantation freinée est caractéristique des boues activées et des suspensions chimiques floculées quand leur concentration est supérieure à 500mg/l. Les particules adhèrent entre elles et la masse décante en piston formant une interface entre les floccs et le liquide surnageant.

5.3.3.4 Les décanteurs

La surface d'un décanteur est déterminée au moyen de deux critères : la charge superficielle en m³ et la charge matières, en kg de MES. La charge superficielle est liée à la vitesse de décantation des matières solides. Cette vitesse peut être calculée par la loi de Stokes⁷ dans le cas des particules grenues, mais elle doit être mesurée lorsqu'on se trouve en présence de particules floculables.

La charge matières dépend évidemment de la concentration de celles-ci et conduit à adopter une surface minimale pour l'élimination d'une quantité donnée de ces matières.

Pour le calcul du décanteur, on adopte la plus grande des surfaces déterminées à partir des deux critères ci-dessus.

5.3.4 La flottation

La flottation fait appel à la différence entre la masse volumique de solide ou de globules liquides et celle du liquide dans lequel ils sont en suspension. Par opposition à la décantation, ce procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide ne s'applique qu'à des particules dont la masse volumique réelle (flottation naturelle) ou apparente (flottation provoquée) est inférieure à celle du liquide qui les renferme. La flottation provoquée tire parti de l'aptitude qu'ont certaines particules solides ou liquides à s'unir à des bulles de gaz (l'air le plus souvent) pour former des ensembles « particule-gaz » qui se concentrent à la surface libre du liquide d'où ils sont éliminés.

Pour que la flottation de particules solides ou liquides plus denses que le liquide soit réalisable, il faut que l'adhérence des particules aux bulles de gaz soit plus forte que la tendance du liquide à mouiller les particules.

⁷ Loi de Stokes est une loi liant la vitesse de chute d'une sphère dans un liquide par l'action de la gravité.

Une telle approche de la flottabilité d'une particule est envisageable dans le cas de particules solides ou liquides (huiles) dont la forme est simple et la nature bien connue.

5.3.5 La filtration

La filtration est un procédé utilisant le passage d'un mélange solide-liquide à travers un milieu poreux (filtre) qui retient les solides et laisse passer les liquides (filtrat).

Si les matières en suspension à retenir ont une dimension supérieure à celle des pores, elles sont retenues à la surface du filtre ; la filtration est dite en surface.

5.4 Valorisation de nos stations d'analyses

Parmi l'ensemble de nos stations analysées, nous avons choisi de nous attarder sur la station E. En effet, celle-ci présente la meilleure qualité d'eau de l'ensemble de nos stations. De plus, une valorisation au niveau de la piscine communale de Couvin peut s'envisager.

Nous résumerons d'abord la situation pour la station B, pour laquelle nous avons eu des informations assez tardivement.

5.4.1 La station B

Nous avons obtenu de par la Régie des Eaux de Chimay, une analyse en date du 10 avril 1996 réalisée par le laboratoire UCL-Michamp de qualité des eaux concernant la station B de Saint-Rémy (Chimay). Les résultats obtenus à l'époque pour cette station sont dans une même fourchette que les nôtres (voir tableau 17 ci-dessous). La différence majeure se marque au niveau des matières en suspensions, plus faibles en 1996. Cela s'explique par notre biais d'échantillonnage (eau prélevée au niveau des fuites de la conduite).

Paramètre	LOBA-2008	UCL-Michamp-1996
Température	10	10
pH	7	7
Conductivité	100	100
Turbidité	10	10
Matières en suspension	10	10
Matières organiques totales	10	10
Matières organiques dissoutes	10	10
Nitrate	10	10
Nitrite	10	10
Ammoniac	10	10
Chlore libre	10	10
Chlore total	10	10
Chlore combiné	10	10
Permanganate	10	10
Oxygène dissous	10	10
Durée	10	10

Tableau 17 : Comparaison de quelques paramètres (Source : Laboratoire UCL-Michamp-1996 et LOBA-2008).

Le principal problème de la station B réside au niveau bactériologique. En effet, la présence d'entérobactéries rend cette eau impropre à la distribution ce qui, pour rappel, a valu la fermeture du captage en 1995. Les analyses effectuées en 1996 confirment cette problématique.

Cependant, la Régie des eaux de Chimay nous a fourni des informations plus qu'intéressantes dont nous ne disposions pas avant d'entamer nos séries d'analyses. Jusqu'en 1850 le bâtiment comprenant le captage d'eau était une ancienne forge. Un ancien aqueduc en pierre récoltait l'eau par gravité depuis la résurgence, située à 500 m plus en amont (voir carte page 85). L'endroit où nous avons réalisé nos prélèvements est donc cet ancien aqueduc en pierre qui perce.

Il ne s'agit pas d'un captage d'eau à proprement parler mais d'une station de pompage. L'eau y est pompée et envoyée vers le château d'eau de Chimay alimentant ainsi une partie de la ville de Chimay. Jadis, cette station alimentait la totalité du village de Chimay. La station fut fermée en 1995 pour cause de contamination bactériologique dû à la vétusté de l'aqueduc. La contamination bactérienne provenait de la prairie située en amont du bâtiment. Outre la vétusté des conduites, la pompe mécanique à piston est tombée en panne. Actuellement, une conduite en PVC suit un trajet parallèle à l'ancien aqueduc et la pompe semble avoir été remplacée.

Ces nouvelles informations permettent de conclure que cette station est bien opérationnelle et alimente une partie de la ville de Chimay en eau potable d'origine souterraine. Notons toutefois qu'il serait valorisant de rénover quelque peu le bâtiment qui est dans un état déplorable et de canaliser le trop-plein de l'ancien aqueduc afin que l'eau résiduelle puisse éventuellement être valorisée soit par les agriculteurs pour leur cultures soit par la population de la localité.

La carte qui suit (page 85), réalisée à l'aide du logiciel *Arcview 3.1* représente en bleu clair le bassin versant de la station B.

Celui-ci se caractérise par une portion de territoire délimitée par des lignes de crête, dont les eaux alimentent un exutoire commun. De plus, la carte superpose à la topographie, l'affectation au plan de secteur ainsi que des informations signalant la présence de phénomènes karstiques. Nous ferons remarquer que l'affectation au plan de secteur n'est pas toujours un reflet de l'occupation effective au niveau du terrain, il s'agit d'un document de planification.

On remarquera que l'amont du bassin versant se trouve en zone forestière au plan de secteur et l'aval est noté comme étant des prairies. L'alimentation de la station de pompage a été mise en évidence par un écoulement souterrain référencé prenant sa source au chanoir Gripelotte, situé 500 mètres en amont de la station B.

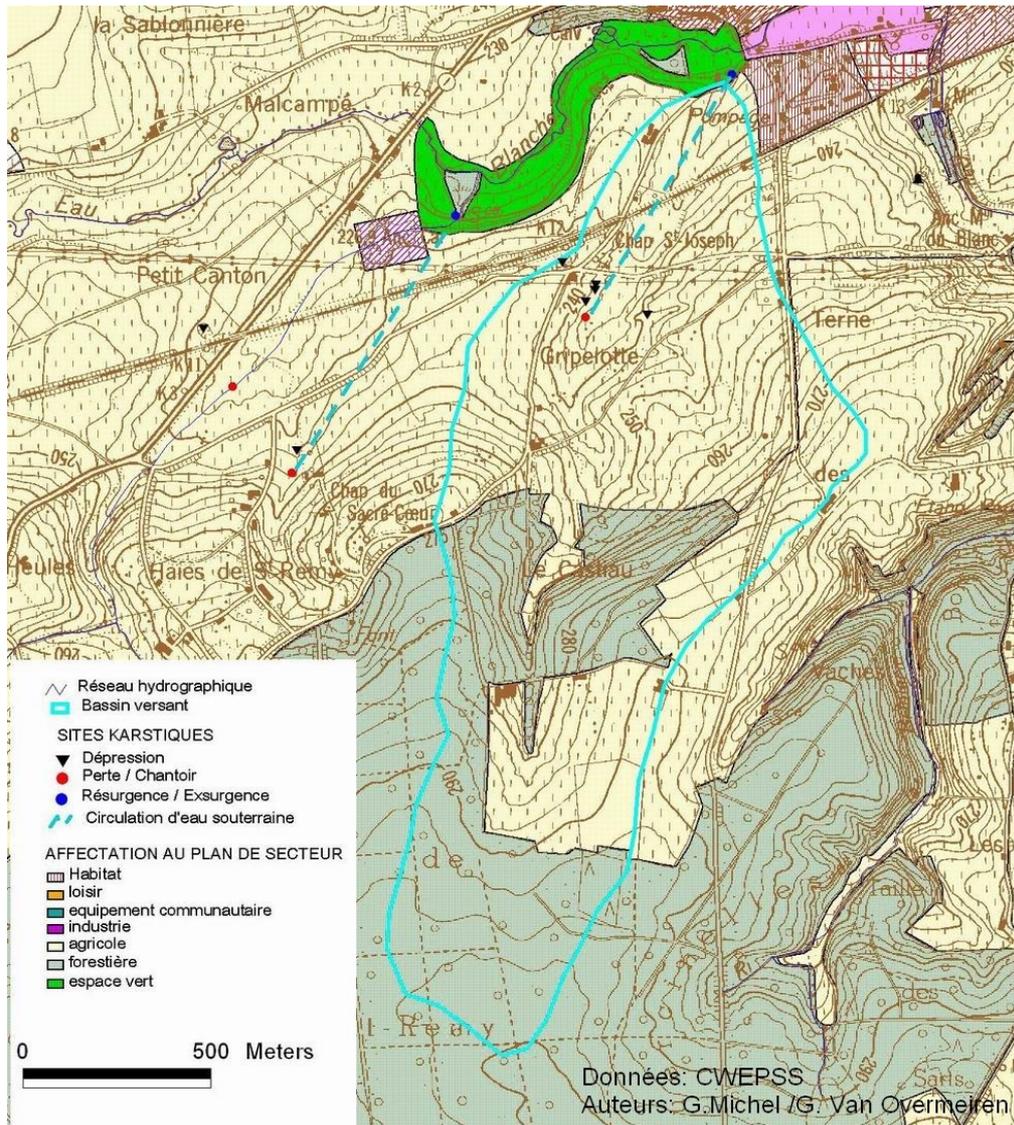


Figure 67: Carte du bassin versant de la station B (Source : carte IGN, données CWEPS)

5.4.2 La station E

5.4.2.1 Généralités

La station E, bien isolée des actions anthropiques (milieu boisé et absence de maisons), présente un pH relativement acide, des matières en suspension faible (si l'on fait abstraction du biais d'échantillonnage en été) et est dépourvue d'entérobactéries. Sa faible conductivité et ses faibles concentrations en ions en solution en font une station particulièrement intéressante en vue d'une valorisation potentielle.

Au cours des saisons, le débit semble fluctuer de manière significative; grand et bon débit en hiver (3.26 l/s en mars 2008) et limite du tarissement en été (0.162 l/s).

5.4.2.2 Cartographie du bassin versant (voir figure 68 ci-dessous)

Ce que nous pouvons dégager de cette carte est que l'ensemble du bassin versant se trouve en zone forestière au plan de secteur. Il s'agit en majeure partie de feuillus sauf au niveau de la source ou ceux-ci laissent leur place à des résineux (pins noirs d'Autriche).

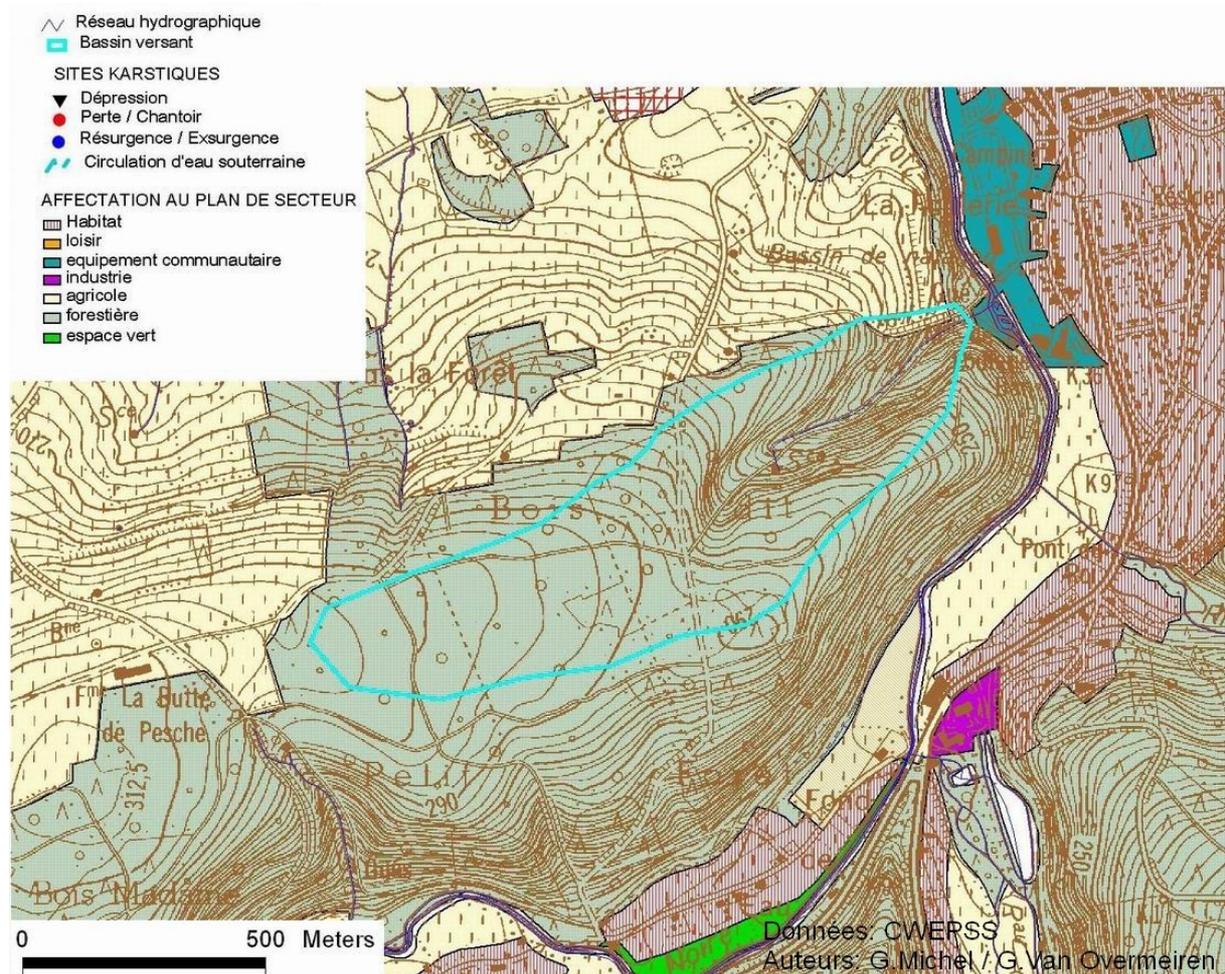


Figure 68: Carte représentant le bassin versant de la station E
(Sources : carte IGN 10 :000, données CWEPSS)

De par sa position géographique (en amont de la piscine communale de Couvin et d'un futur hall des sports), sa qualité aquatique, son débit, cette source est à même de pouvoir jouer un rôle prépondérant dans l'alimentation de la piscine communale voisine située en aval.

5.4.2.3 Démarches à entreprendre

La première chose à déterminer est de savoir si la prise d'eau consisterait en un aménagement d'une source à l'émergence, ou si elle se ferait dans le cours d'eau. Dans le premier cas, il faut acquérir un permis d'environnement en application de la rubrique 41 du Code de l'Eau, soit en classe 2 (permis) soit en classe 3 (simple déclaration) en fonction de l'usage de l'eau et du volume prélevé.

Dans le second cas, il ne faut pas de permis pour la prise d'eau.

Ici, l'idéal serait de récolter l'eau en aval du ruisseau mais avant son déversement dans l'Eau Noire afin de maintenir la qualité initiale de l'eau. Ce qui dans ce cas n'est pas considéré à notre sens comme une source à l'émergence nécessitant une installation de captage d'eau mais bien comme un prélèvement d'eau de surface. Cela ne nécessiterait donc à priori pas de permis.

Secundo, si le bois où se situe la source (bois dit « Petit Forêt ») est privé, le propriétaire possède évidemment des droits sur cette source. N'importe qui ne peut pas l'exploiter sans son accord (contrat de location par exemple). Si l'eau devait être destinée à la distribution publique, le producteur peut demander l'expropriation pour cause d'utilité publique. Ce n'est évidemment pas possible pour l'alimentation d'une piscine. Ici, le bois est un bois communal, ce qui simplifie les démarches.

Afin de pouvoir utiliser cette eau au niveau du bassin de natation, celle-ci doit être d'une certaine qualité. De plus, les bassins de natation sont aussi soumis à permis et il existe des conditions sectorielles pour ce type d'installation.

La prise d'eau alimentant des bains publics est en catégorie B, mais il ne s'agit pas d'une eau potabilisable ou destinée à la consommation humaine.

Selon l'article R.155 du Code de l'eau : « la catégorie B comprend les prises d'eau destinées à :

- 1° la distribution publique
- 2° la distribution sous forme conditionnée d'eau de source ou minérale naturelle ainsi que les eaux à usage thermal ;
- 3° la consommation humaine ;
- 4° la fabrication de denrées alimentaires ;
- 5° l'alimentation des installations publiques de piscines, bains, douches ou autres installations similaires

Sont exclues de la catégorie B les prises d'eau réalisées par des personnes privées à l'usage exclusif de leur ménage ».

Pour ce qui concerne les douches, elles sont bien reprises dans la définition de la catégorie B mais pas les sanitaires.

Au niveau de la qualité de l'eau de la piscine, le Code de l'Eau, article 15, impose une qualité d'eau identique à celle de distribution publique. De plus, cet article indique que l'eau des bassins doit être filtrée, désinfectée et désinfectante. L'alimentation en eau des bassins doit être assurée à partir d'un réseau de distribution publique. Si nous voulons alimenter la piscine de Couvin avec notre eau, il faudra obtenir une dérogation auprès de l'INASEP.

L'article 20 du Code de l'Eau stipule qu'en cas d'approvisionnement par une ressource alternative ou complémentaire à l'eau distribuée par canalisations, l'abonné assure une séparation complète, sans jonction physique, des deux circuits d'approvisionnement.

En annexe 8 et 9 se trouve un relevé des prélèvements de l'eau de la piscine de Couvin effectué le 3 mars 2008. Les normes en vigueur figurent dans la troisième colonne du tableau.

Ce seront ces normes que notre eau devra atteindre pour pouvoir être utilisée dans le bassin. La quatrième colonne, « GB » signifie grand bassin et « PB » petit bassin.

Pratiquement, le propriétaire de la piscine de Couvin devrait se rendre à l'administration communale et se procurer le formulaire « Permis d'environnement » rubrique « Prise d'eau de catégorie B » (non potabilisable). Après cela, une dérogation pourra être fournie pour l'alimentation en eau de la piscine si les critères de qualité sont remplis (analyse par un laboratoire spécialisé) et les installations opérationnelles.

5.4.2.4 Réflexions en vue d'une valorisation

a) Débit

La première chose à savoir est si le débit est effectivement suffisant que pour alimenter le bassin de natation, voire si ce n'est pas possible les sanitaires et douches.

La piscine communale de Couvin se compose d'un grand bassin et d'un petit bassin. Le grand bassin représente approximativement un cubage de 420 m³ (25*12*1.4) et le petit 40 m³.

Le directeur de la piscine (M. Herbiet) nous a fourni les informations suivantes : par jour, on rajoute environ 15 m³ d'eau dans les bassins (pertes par évaporation, lavage des filtres,...). La piscine compte 2 boilers de 500 litres, une dizaine de WC et 8 douches. Par jour, il faut compter 1 à 2 m³ en plus pour ces installations.

Au total, la consommation journalière s'évalue à une vingtaine de m³. L'eau de la piscine est vidée une fois par an dans la rivière (Eau Noire).

Si nous considérons le **débit maximum** obtenu lors de notre première série d'analyse en mars 2008 (3.28 l/s), un simple calcul nous montre que la source produit 283.4 m³ par jour. Ce qui est amplement suffisant pour satisfaire les besoins de la piscine.

Considérons maintenant le **débit minimum** obtenu lors de notre troisième série d'analyse en été 2008 (0.162l/s), le même calcul nous indique que la source produit 14 m³ par jour, ce qui ne suffit pas à satisfaire les besoins en eau.

En revanche, vu l'importance du débit en hiver, il ne serait pas à négliger de stocker cette eau dans une cuve, ce qui par la même occasion permettrait aux matières en suspensions de se décantent.

D'autre part, l'excédent d'eau pourrait être utilisé pour le hall des sports (actuellement en construction à côté de la piscine).

b) Traitement primaire de l'eau

Parmi les techniques de traitement que nous avons cité préalablement (paragraphe 5.3), nous avons choisi de retenir la décantation comme procédé de traitement. En effet, la réalisation d'un « bac à décantation » est une solution simple, peu coûteuse par rapport aux autres techniques, facile à mettre en œuvre et qui compte peu d'emprise au sol.

Il existe en effet plusieurs types de décanteurs : les décanteurs cylindro-coniques, lamellaires, à flux horizontal, circulaires, ... L'idée ici est d'utiliser un décanteur statique sans raclage (« bac de décantation »), solution la plus simple et bien adaptée pour les petits débits.

Le but est donc de retenir l'eau, relativement tranquilisée, dans un réservoir pendant un certain temps, un grand nombre de particules vont tomber au fond et resteront hors de portée de la sortie du tuyau. Ce processus appelé « sédimentation » s'accomplit dans le bac à décantation spécialement conçu à cet effet.

c) Mise en œuvre de l'ouvrage

Afin de réaliser notre ouvrage, il nous faut connaître un certain nombre de paramètres comme la vitesse de décantation, la durée de rétention et la capacité du bac.

Les phénomènes de décantation se produisent, pour des tailles de particules données, à des vitesses d'eau spécifiques. On estime des vitesses minimum à respecter pour éviter la décantation selon le type de particules considérées (voir tableau 18 ci-dessous).

Quand la vitesse de l'eau passe en dessous de ces minima, la décantation des dépôts se fait. C'est ce qui se passe dans les citernes, les brise-charge ou dans les adductions dont le diamètre est trop élevé pour le débit considéré. Les tuyaux de trop gros diamètre vont ralentir la vitesse de l'eau pour un débit donné. Si la vitesse ralentit, la décantation pourra se faire et les tuyaux risqueront de se boucher.

	diamètre	vitesse de mise en suspension*	vitesse de décantation **
sable	1 mm	1 m/s	600 cm / mn
sable fin	0.10 mm	0.5 à 1 m/s	50 cm / mn
limon	0.01 mm	0.1 à 0.2 m/s	1 cm / mn

Tableau 18 : Caractéristique des particules en suspension dans l'eau

(Source : Degremont, 1978)

*Vitesse de mise en suspension= vitesse horizontale minimale de l'eau pour permettre la mise en suspension des particules. En d'autres termes, au dessus de cette vitesse, les particules considérées sont mises en suspension. En dessous de cette vitesse, elles peuvent décanter.

**Vitesse de décantation= vitesse verticale de la chute des particules dans l'eau au repos.

La construction d'un décanteur met donc en pratique cette faculté de décantation à faible vitesse. En tranquilisant l'eau, on laisse le temps aux particules de se déposer dans le fond du bac. Celui-ci devra être régulièrement nettoyé (curage).

Pour dimensionner un décanteur, nous choisirons un temps de séjour de l'eau qui permet aux particules fines de se déposer au fond.

Si les particules de sable fin déposent à une vitesse de 10 cm par minute, un temps de séjour de l'ordre de 15 minutes sera acceptable pour une hauteur d'eau de 1.5m. Si la hauteur d'eau est de 1 mètre seulement, le temps de séjour pourra être limité à 10 minutes.

Le volume de l'ouvrage sera calculé en fonction du débit entrant.

La durée pendant laquelle l'eau va rester dans le bac de décantation est appelée « durée de rétention ». Le calcul de cette durée de rétention va dépendre de plusieurs facteurs : le débit,

la quantité de particules dans l'eau et leur taille, la surface à l'air libre de l'eau dans le bac de décantation...

En général, le temps de rétention préconisé pour un système avec citerne est de 15 à 20 minutes.

Quand la durée de rétention a été définie, on peut alors calculer la dimension nécessaire du bac (C) en fonction du débit (Q) et de la durée de rétention (T).

$$C = Q \times T$$

Où C = capacité en litres

Q= débit en litres par seconde

T= temps de détention en seconde

Pour un débit de 3.28 l/s, pour offrir un temps de séjour de l'eau de 20 minutes environ (ce qui est plus que suffisant), le bac a été dimensionné à 3936 litres soit plus ou moins 4m³.

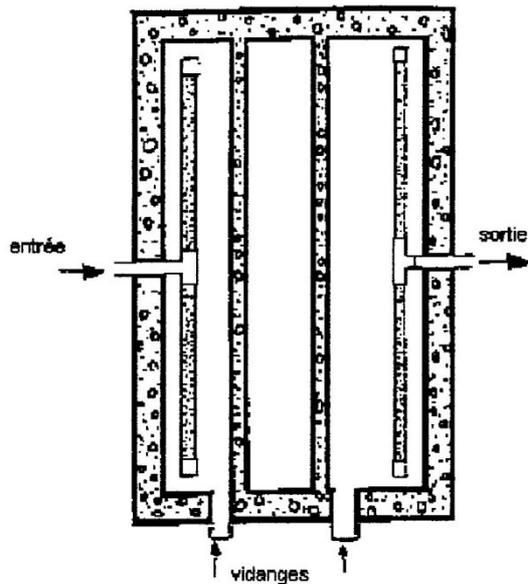
On positionne l'arrivée d'eau et le départ à l'opposé l'un de l'autre pour éviter les courants d'eau préférentiels qui peuvent nuire à la décantation de la totalité du débit entrant.

Le décanteur est également un piège à sédiments flottants. L'arrivée et le départ sont donc placés en hauteur avec une protection pour éviter que les « flottants » s'introduisent dans le tuyau de départ (système de sous-verse).

La vidange est largement dimensionnée de manière à créer un fort courant d'eau dans l'ouvrage quand elle est ouverte. Ce courant verse dans un puisard vers lequel convergent les pentes du fond du bac. L'élimination des sédiments piégés est ainsi facilitée.

Il faudra bien entendu veiller à recouvrir l'ouvrage afin que des débris organiques ou autres ne pénètrent dans le bac.

Voilà en page suivante (figures 69, 70 et 71) l'exemple type de « bac à décantation » que nous pouvons réaliser à cette station.



69 : Vue de haut du bac à décantation
(Source : <http://www.agroparistech.fr/>).

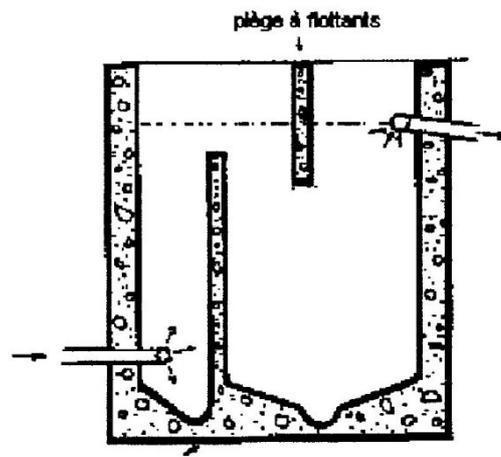


Figure 70 : Vue en coupe du bac à décantation
(Source : <http://www.agroparistech.fr/>).

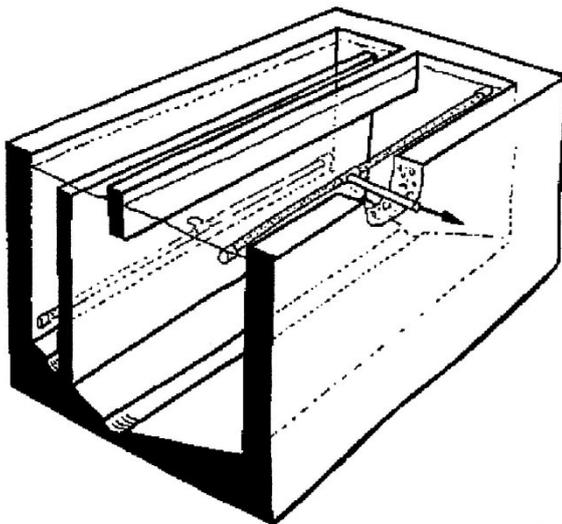


Figure 71 : Vue en 3 dimensions du bac à décantation (Source : <http://www.agroparistech.fr/>).

A Bélé, en Ethiopie, sur l'adduction de Fajenamata, pareille réalisation a déjà vu le jour. Ici, le débit était quasiment similaire (5 l/s) pour un temps de séjour identique (20 minutes), le bac fut donc dimensionné à 6m³.

d) Localisation du bac à décantation

Comme nous pouvons le constater sur la carte topographique de la station E (voir page 92) il s'agit d'une vallée fortement encaissée. Les courbes de niveau fort rapprochées nous le traduisent. On remarque que le ruisseau vient se jeter dans un méandre de l'Eau Noire. Un peu plus au nord, à gauche du méandre, on notera que les courbes de niveau sont plus

espacées. En effet, le terrain est beaucoup plus plat à cet endroit. L'idée serait d'installer notre ouvrage à cet endroit.

La photographie ci-après (page 93-figure 73) permet de nous faire à l'idée : on distingue à gauche du petit pont la fin du méandre de l'Eau Noire. Le ruisseau s'y déverse via un tubage en béton. L'idéal serait de construire un socle en béton à la droite du pont et d'y installer notre ouvrage.

La flèche rouge sur la photo représente l'emplacement choisi pour installer le décanteur.

L'eau du ruisseau serait déviée un peu plus en amont afin de la canaliser vers le décanteur. De là, un tuyau pourrait être tiré le long du pont et amené jusqu'aux abords de la piscine située une centaine de mètres plus bas (voir figure 72 ci-dessous).

On l'a calculé plus haut, l'ouvrage a une contenance maximum de 4m^3 , ce qui au sol représente une faible emprise ($2 \times 2 \times 1$). Le schéma ci-dessous résume les aménagements à entreprendre (en rouge sur la carte du PASH). Attention, les formes ne sont pas à l'échelle de la carte, il s'agit juste ici de situer l'emplacement des aménagements à réaliser.

Au niveau de la piscine, une cuve de stockage de l'eau pourrait être réalisée et distribuerait l'eau en fonction des besoins attendus. Vu les fluctuations du débit, et en fonction des besoins en eau, une sur-verse au niveau de la cuve sera nécessaire. Celle-ci se déverserait dans l'Eau Noire.

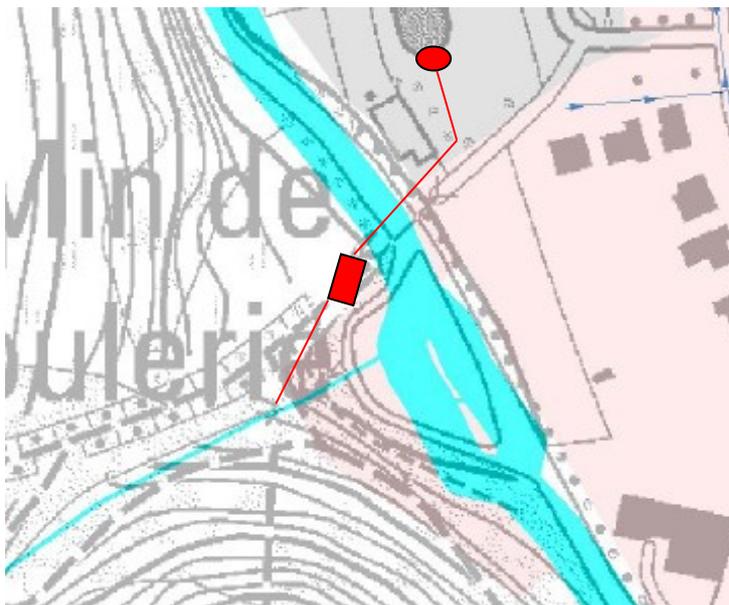


Figure 72: Localisation du bac à décantation (Source : SPGE-PASH. DGRNE et IGN-2008)



Figure 73: Photographie du petit pont sur l'Eau Noire au niveau de la déverse de la source E (photographie : G.Van Overmeiren)

Une fois la décantation effectuée, il faudra veiller à désinfecter l'eau. La désinfection est un stade extrêmement important. Elle a un but hygiénique et un but esthétique. Le premier consiste à éviter la transmission des maladies par contagion des différents baigneurs. Le second consiste à éviter les développements d'algues microscopiques qui troublent l'eau en lui communiquant une couleur verte. Les procédés les plus courants sont au nombre de trois : la chloration, l'ajout de brome, le traitement à l'ozone.

Comme nous l'avons vu au niveau des résultats, le pH de cette source est fort acide et cela nécessite donc une rectification du pH pour s'adapter à la norme en vigueur pour les piscines qui est comprise entre 7 et 7.6 (voir rapport de l'INASEP en annexe 8 et 9).

Pour le faire monter on utilise essentiellement le carbonate de soude: 1 kg de carbonate de soude pour 100 m³ d'eau fera monter le pH de 0,15 unités. Pour cette correction du pH, on utilise une pompe doseuse injectant le carbonate de sodium.

e) Estimation des coûts

Pour estimer les coûts du traitement à envisager, nous nous sommes basés sur une étude qui a été réalisée par l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et Forêts (ENGREF) du centre de Montpellier et datant de février 2006. Le tableau ci-dessous (figure 74 page 94) représente les coûts réels des différentes filières de traitement des eaux en France, en fonction de capacités de production journalières de pointe.

On voit ici que le coût volumique d'un traitement de « simple désinfection » est dix fois moins élevé que celle d'une filière « UMF » (ultrafiltration). On peut aussi distinguer deux classes des coûts de traitement, ceux des eaux de bonne qualité (souterraines, naturelles,...) souvent traitées par des filières « simple désinfection » ou « filtration avec décantation » du reste des coûts. Cependant, les coûts présentés ici, il faut les voir comme ordre de grandeur puisque le coût pour une même filière peut varier significativement avec sa capacité de

production. Certes notre débit est beaucoup plus faible mais cela nous donne déjà une bonne idée de l'écart des coûts entre les différentes techniques de traitement des eaux.

Ici, pour une filtration avec décantation on se trouve à 0.15 euros par mètre cube mais pour un débit beaucoup plus conséquent (voir figure 74 ci-dessous) tandis que le coût réel d'un mètre cube d'eau de distribution s'élève à 2 euros dans le bassin du Viroin.

Au niveau des installations, il y aurait donc un bac à décantation de 4 m³, un raccordement jusqu'à une cuve de stockage (30 m³) près de la piscine et un traitement de désinfection (chloration) ainsi qu'une rectification du pH à la chaux. Pour ce qui est du bac à décantation, il faut compter environ 15 cm de paroi en béton pour un bon isolement, une préparation, un coffrage et le coulage du béton. Le prix d'une telle réalisation reviendrait à environ 700 euros. Il serait préférable de réaliser la cuve de stockage en béton car celui-ci permet d'une part à l'eau de se reminéraliser et de neutraliser l'acidité et d'autre part les volumes de stockages ne sont pas limitatifs, ce qui est le cas pour une cuve en polyéthylène (10 m³). Le prix de l'hypochlorite pour le traitement de l'eau revient à 4.5 euros par jour et il faut compter plus ou moins 300 euros pour un bon régulateur de pH (varie d'une marque à l'autre).

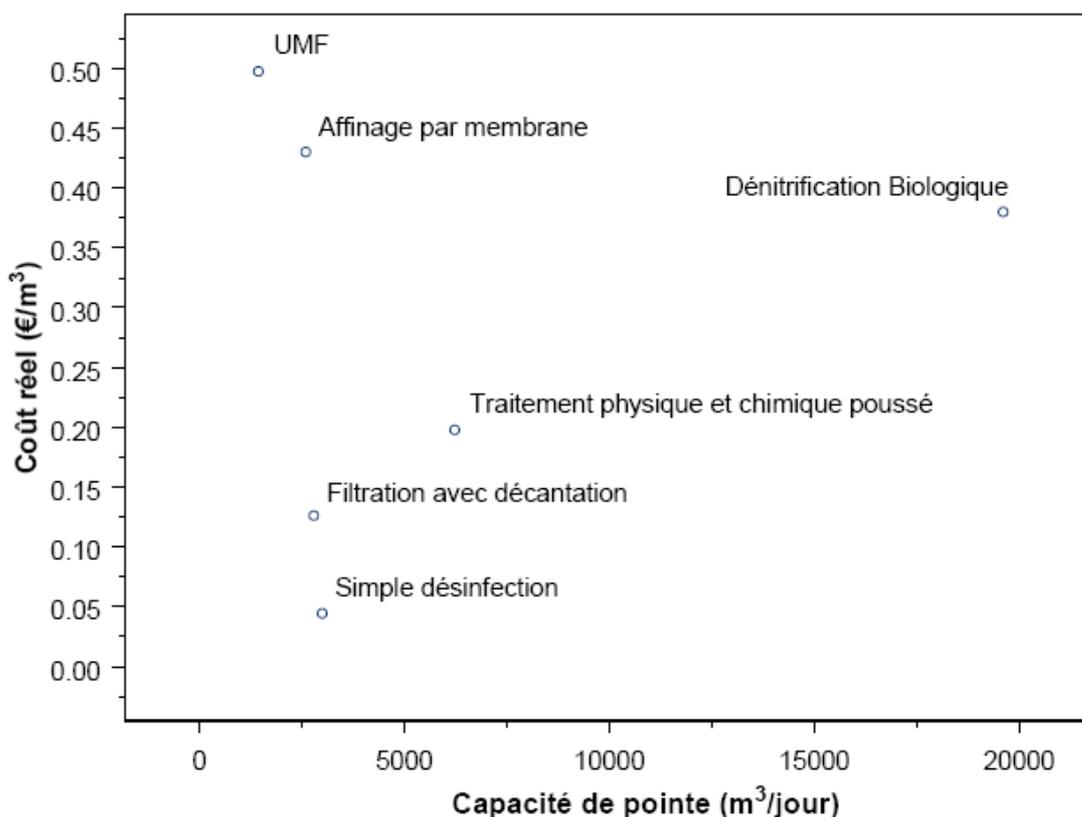


Figure 74 : Coûts réels des différentes filières en France, en fonction de capacités de production journalières de pointe (Source : <http://www.agroparistech.fr/>).

Conclusions

Le bassin du Viroin regorge d'un potentiel hydrogéologique important. A l'heure où le traitement des eaux de surface en vue de rendre l'eau potabilisable se généralise, il n'est pas négligeable de tenter de valoriser des résurgences. C'est dans cette optique que nous avons investigué en profondeur cinq sources parmi la dizaine proposée.

Nos analyses mettent en évidence, par les paramètres analysés, une qualité globalement assez bonne au niveau des résurgences.

Plus spécifiquement la station E (source du bassin de natation) mérite un intérêt particulier pour les possibilités de valorisation qu'elle peut offrir. En effet, sa bonne qualité d'eau au niveau de l'ensemble des paramètres, sa situation géographique, son isolement de toute influence anthropique et son bon débit, en font une station de choix.

Sa valorisation afin d'alimenter la piscine communale de Couvin ainsi que pour un futur hall des sports (en construction) mériterait un développement plus ample, notamment au niveau des investissements à consentir. Ce mémoire démontre la potentialité d'exploiter et de valoriser ces eaux. Effectivement, des possibilités de traitement primaire ainsi que de stockage de l'eau afin d'obtenir un débit suffisant, le tout à un prix raisonnable et avec peu d'infrastructure nécessaire, sont suggérées dans ce mémoire. Il existe bien entendu une multitude d'autres possibilités afin de valoriser cette eau. Nous avons opté ici pour une solution simple, peu coûteuse et qui nécessite peu d'emprise au sol.

Dans la région de Chimay-Couvin existent encore une grande quantité de sources et résurgences qui ne sont pas valorisées et qui mériteraient d'être exploitées. Malheureusement, ces sources et résurgences subissent la dégradation par l'homme (rejets domestiques, dépôts sauvages,...) ou par l'exploitation agricole ou l'élevage. D'autres encore se perdent par dilution dans les cours d'eau. A l'heure où l'eau risque de devenir pour le futur un luxe et un or bleu, il y a lieu de tenter de protéger ces sources et de les valoriser si possible.

Bibliographie

AFNOR (1992), *Essai des eaux : détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*. Normalisation française NF T90-350. AFNOR, Tour Europe F-79204 Paris, France. Décembre 1992, 9 pp.

ANGELIER E. (2001), *Ecologie des eaux courantes*, Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 199 pp.

BLONDIEAU M. (1993), *Géologie de la Calestienne et histoire des récifs calcaires du Givetien et du Frasnien*, De la Meuse à l'Ardenne (édité par Entre Ardenne et Gaume ASBL, rue Baronne Lemonnier, 96, lavaux-ste-Anne), 16, 35-54 pp.

BOUCHEZ T. & QUINIF Y. (1990), *Les grottes de la région*, Lapiaz, 8 : 7-14

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUEBEC, *Lignes directrices concernant l'application des contrôles de la qualité en chimie*, DR-12-SCA-01, Ministère de l'Environnement du Québec, Edition courante.

CHOCAT B. (1997), *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*, Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 1124 pp.

CONSEIL EUROPEEN (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, Bruxelles, 72 pp.

DEGREMONT (1978), *Mémento technique de l'eau*, Techniques et Documentation, Paris, 1200 pp.

DEVOS S. & MASSCHELEIN J. (1983), *Source du Lavoir (Couvin)*, Spéléo-Flash, 135 : 42-44.

DUSSART B. (1996), *Limnologie: l'étude des eaux continentales*, éditions Gauthier-Villars, Paris, 676 pp.

EVERAERTS-POLL M., VANDEN BOSSCHE J.P. (2000), *Evaluation biologique de la qualité des cours d'eau*, Centre technique et pédagogique de l'enseignement de la Communauté française, Frameries, 89 pp.

GREENBERG A.E., TRUSSELL R.R. (1989), *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, Leonore S. Clesceri 17th edition, Washington, 1200 pp.

HANOTIER A. (2000), *La Fontaine Ste Geneviève de Chimay*. Contribution à l'inventaire des phénomènes karstiques de la Belgique, 4 pp : inédit.

JANCLAES Y. (1996), *Promenades au sud de l'Entre-Sambre-et-Meuse*, Editions labor, Bruxelles, 159 pp.

- KAISIN F. & DE PIERPONT E.** (1939), *Hydrogéologie des calcaires de la Belgique*, Société scientifique Bruxelles, Monographie Sciences Naturelles, Leuven, 4, 109 pp.
- LAMBINON J.** (1962), *Inventaire des sites karstiques de la Province de Namur*, Administration de l'Urbanisme et de l'Aménagement du Territoire-Survey national.
- LECLERCQ L. & MACQUET B.** (1987), *Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante*, Application au Samson et à ses affluents, Document de travail, Institut Royal des Sciences naturelles de Belgique.
- MARIEN M.E.** (1963), *Les vestiges archéologiques de la région de Nismes, du Paléolithique à l'époque mérovingienne*. Parcs Nationaux, Ardennes et Gaume, 18 (2) : 31-51.
- MIART E. & FRANCOIS M.** (1971), *Excursion géologique et botanique dans la région de Couvin-Nismes à Foische et au Marais des Hauts-Buttés*. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle Ardennes, 61 (110) : 25-32 pp
- MINET A.** (1969), *Hydrogéologie et géomorphologie karstique au/ sud de l'Entre-Sambre-et Meuse*, 5^e Intern.Kongr.Spel., Stuttgart, 1 Abhandlungen, M8/3-M8/8.
- MOSSEL D.A.** (1985), *Media for enterobacteriaceae* (Inst.J.Food Microbiol 2:27), European Pharmacopoeia 6e ediction 2007.
- NEURAY C., QUINIF Y. & VAN MOL J.J** (1987), *Itinéraire de la Calestienne*, Hommes et paysages, Société Royale Belge de Géographie, 41 p.
- PESSON P.** (1980), *La pollution des eaux continentales – incidence sur les biocénoses aquatiques*, Gauthier-Villars, Paris, 345 pp.
- RADZITSKY I.** (1963), *Aperçu sur la géologie de la région de Nismes-Couvin*, Parcs Nationaux, Ardennes et Gaume, 18 (1) : 3-9
- RAMADE F.** (2000), *Dictionnaire encyclopédique des pollutions*, Edisciences international, Paris, 690 pp.
- RAMADE F.** (1992), *Eléments d'écologie. Ecologie appliquée*, Edisciences international, Paris, 397 pp.
- RICHARD J.CHORLEY** (1969), *Introduction to physical hydrology*, Methuen & Co Ltd, London, 211 pp.
- ROCHE M.** (1963), *hydrologie de surface*, Gauthier-Villars, Paris, 430 pp.
- SHIMADZU CORPORATION**, Manuel d'instruction, *Total organic carbon analyser*, model TOC-5000A, 2001.
- SOUCHEZ R.** (1963), *Le relief de la région de Couvin-Nismes en tant que paléokarst de climat chaud et humide*, Bulletin de la Société Belge de Géographie, 32 (2) : 269-280.

STICKNEY R.R. (1979), *Principles of Warmwater Aquaculture*, John Wiley & Sons, New York, 370 pp.

STRICKLAND J.D.H. and PARSONS T.R. (1968), *A practical handbook of seawater analysis*, Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167, Ottawa, 282 pp.

SWYSEN L. (1968), *Réflexions sur le tracé de l'eau Noire et du Viroin dans la région de Couvin-Nismes*. Bulletin de la Société Belge de Géographie, 37 (1) : 111-122.

TACHET H. et al. (2003), *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*, CNRS éditions, Paris, 587 pp.

TARDAT-HENRY M. (1992), *Chimie des eaux*, Le Griffon d'argile, Sainte-Foy (Québec), 537 pp.

TART O. (1954), *Recherches sur le parcours souterrain de l'Eau Noire entre l'Adugeoir de Pétigny et la résurgence de Nismes*, Bulletin d'information de la Fédération Spéléologique de Belgique, avril : 18-20.

VAILLANT J.R. (1973), *Protection de la qualité des eaux et maîtrise de la pollution*, Editions Eyrolles, Paris, 399 pp.

VANDEN BOSSCHE J.-P. (2005), *Typologie et qualité biologique du réseau hydrographique de Wallonie basées sur les assemblages des macroinvertébrés*, thèse de doctorat en sciences, Université Libre de Bruxelles.

VAN den BROECK E., MARTEL E. & RAHIR E. (1910), *Les Cavernes et les Rivières souterraines de la Belgique*, Lamartin, Bruxelles, 2 volumes, 1841 pp.

ZUMDAHL S. (1998), *Chemical Principles*, third edition, Houghton Mifflin Company, Boston-New York, 1040 pp.

Webographie

Association Française de Normalisation. Consulté le 15/07/2008
www.afnor.fr

Société Publique de Gestion de l'Eau (SPGE). Consulté le 28/07/2008
www.spge.be

Portail de l'Environnement en Wallonie. Consulté le 1/08/2008
<http://environnement.wallonie.be/>

Intercommunale Namuroise des Services Publics. Consulté le 1/08/2008.
www.inasep.be

Ministère de la Région wallonne, Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement (DGRNE). Consulté le 6/08/2008
www.environnement.wallonie.be

Liste des tableaux

Tableau 1 : Etablissements touristiques dans le sous-bassin Meuse amont.....	10
Tableau 2 : Tableau récapitulatif reprenant les différentes stations proposées.....	19
Tableau 3 : Récapitulatif des avantages et inconvénients de chaque station.....	33
Tableau 4 : Différents paramètres de l'IPO.....	41
Tableau 5 : Niveau de pollution organique.....	41
Tableau 6 : Cotes d'abondances.....	45
Tableau 7 : Evaluation de la qualité d'une eau de surface par l'IBB.....	46
Tableau 8 : Détermination de l'indice biotique belge.....	47
Tableau 9 : Répertoire des organismes retenus (138 taxons) pour le calcul de l'IBGN.....	50
Tableau 10 : valeurs de l'IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune	51
Tableau 11 : Résultats de l'IBGN associés à une couleur.....	52
Tableau 12 : Echelle de qualité des eaux de surface.....	58
Tableau 13 : Niveau guide et concentration maximale admissible pour une eau potabilisable pour divers paramètres.....	58
Tableau 14 : Débits analysés pour quelques stations.....	70
Tableau 15 : Taxons rencontrés au niveau de la station E et H.....	72
Tableau 16 : Temps de décantation sur base du diamètre de la particule et du type de matériau.....	80
Tableau 17 : Comparaison de quelques paramètres.....	83
Tableau 18 : Caractéristique des particules en suspension dans l'eau.....	89

Liste des figures

Figure 1 : Carte des 3 bassins et des 15 sous-bassins hydrographiques.....	8
Figure 2 : Type d'occupation du sol dans le sous-bassin Meuse amont.....	9
Figure 3 : Pourcentages d'EH liés au tourisme dans le sous-bassin Meuse amont.....	10
Figure 4 : Répartition de la charge en DCO, azote, phosphore et matières en suspension (MES) rejetée dans le sous-bassin Meuse amont en fonction des principaux secteurs industriels.....	11
Figure 5 : Importance de la charge industrielle en DCO, azote, phosphore et MES rejetée dans le sous-bassin Meuse amont par rapport aux autres sous-bassins de la partie wallonne du District mosan.....	12
Figure 6 : Situation de la carte 57/7-8 dans le cadre géologique régional.....	13
Figure 7 : Schématisation des entités morphostructurales entre la vallée de la Meuse et la frontière française.....	15
Figure 8 : Carte représentant le barrage du Ry de Rome.....	16
Figure 9 : Photographie du barrage.....	16
Figure 10 : Schéma représentant la plupart des formes de relief que l'on peut observer suite à des phénomènes karstiques.....	18
Figure 11 : Carte des différentes stations proposées par la CWEPS.....	20
Figure 12 : Résurgence alimentant le ruisseau.....	21
Figure 13 : Ruissellement le long de la route.....	21
Figure 14 : Caniveau récoltant l'écoulement.....	21
Figure 15 : Exutoire au niveau de l'eau Blanche.....	22

Figure 16 : Fontaine Sainte Geneviève.....	22
Figure 17 : résurgence vauclusienne de la Cressonnière.....	23
Figure 18 : Affleurement rocheux.....	23
Figure 19 : Vallon encaissé.....	23
Figure 20 : Exutoire au niveau de l'Eau Noire.....	24
Figure 21 : Résurgence de la Grotte Lavoir.....	24
Figure 22 : Exutoire au niveau de l'Eau Noire.....	24
Figure 23 : Fontaine Lavoir de Pétigny.....	25
Figure 24 : Lavoir de la route Couvin-Pétigny.....	26
Figure 25 : Lavoir de Pétigny.....	26
Figure 26 : Résurgence de pétigny.....	27
Figure 27 : Tienne calcaire alimentant la résurgence.....	27
Figure 28 : Résurgence de l'Eau Noire.....	27
Figure 29 : Fontaine de Dourbes.....	28
Figure 30 : Fontaine de Vierves.....	29
Figure 31 : Carte topographique de 1981 de la station B.....	30
Figure 32 : Orthophotoplan station B.....	30
Figure 33 : Station 3510 Eau Noire à Nismes.....	31
Figure 34 : Carte topographique des différentes stations retenues.....	34
Figure 35 : Flacons incubateurs OXITOP.....	42
Figure 36 : Filet de type Haveneau.....	44
Figure 37 : Exemple d'échantillonnage dans une rivière de classe IBB « pollution élevée ».....	48
Figure 38 : Exemple d'échantillonnage dans une rivière de classe IBB « pollution faible ».....	48
Figure 39 : Exemple d'échantillonnage dans une rivière de classe IBB « pollution nulle ».....	49
Figure 40 : Types d'Invertébrés caractéristiques des eaux courantes.....	53
Figure 41 : Etuve de laboratoire.....	55
Figure 42 : Histogramme des températures pour les stations investiguées.....	59
Figure 43 : Histogramme des conductivités pour les stations investiguées.....	60
Figure 44 : Histogramme des valeurs de pH pour les stations investiguées.....	61
Figure 45 : Histogramme de l'oxygène dissous pour les stations investiguées.....	62
Figure 46 : Histogramme de la saturation en oxygène pour les stations investiguées.....	62
Figure 47 : Histogramme des concentrations en ammonium pour les stations investiguées.....	63
Figure 48 : Histogramme des concentrations en nitrates pour les stations investiguées.....	64
Figure 49 : Histogramme des concentrations en phosphates pour les stations investiguées.....	65
Figure 50 : Histogramme des concentrations en nitrites pour les stations investiguées.....	65
Figure 51 : Série hivernale des MES.....	66
Figure 52 : Série printanière des MES.....	66
Figure 53 : Série estivale des MES.....	67
Figure 54 : Histogramme des matières en suspension pour les stations investiguées.....	67
Figure 55 : Histogramme de la dureté carbonatée pour les stations investiguées.....	68
Figure 56 : Histogramme du carbone organique total pour les stations investiguées.....	69
Figure 57 : Histogramme avec les indices de pollutions organiques pour les stations investiguées.....	69
Figure 58 : Histogramme de la demande biologique en oxygène.....	71
Figure 59 : Histogramme des bactéries totales pour les stations investiguées.....	73
Figure 60 : Histogramme des entérobactéries pour les stations investiguées.....	74
Figure 61 : Station F en hiver.....	75
Figure 62 : Station F en été.....	75
Figure 63 : Carte des zones de distribution d'eau assurées par la SWDE.....	77

Figure 64 : Carte des zones de distribution d'eau assurées par l'INASEP.....	79
Figure 65 : Décanteur vertical.....	81
Figure 66 : Schéma de la trajectoire curviligne de décantation.....	82
Figure 67 : Carte du bassin versant de la station B.....	85
Figure 68 : Carte représentant le bassin versant de la station E.....	86
Figure 69 : Vue de haut du bac à décantation.....	91
Figure 70 : Vue en coupe du bac à décantation.....	91
Figure 71 : Vue en 3 dimensions du bac à décantation.....	91
Figure 72 : Localisation du bac à décantation.....	92
Figure 73 : Photographie du petit pont sur l'Eau Noire au niveau de la déverse de la source E.....	93
Figure 74 : Coûts réels des différentes filières en France, en fonction de capacités de production journalières de pointe.....	94

Annexes

Annexe 1 : Tableau complet de tous les paramètres de la première série d'analyse (17 mars 2008)

Série d'analyse hivernale (17/03/2008)

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	H ₂ S (mg/l)	Température (°C)	pH	[O ₂] (mg/l)	saturation (%)	M.E.S (mg/l)	C.O.T.(mg/l C)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	conductivité (µS/cm)	I.P.O	KH(°F)
Station B	0	0	9,1	7,55	5,54	53	12,5	2,34	17,6	0,0132	0	3	331	3,75	14,24
Station G1	0	0	9,2	7,63	6,78	59	7,6	1,67	10,56	0,0033	0	2	456	4,5	14,24
Station G2	0	0	9,3	7,47	7,2	62	1,5		14,96	0,0033	0	3	407	4	14,24
Station E	0	0	8,7	5,77	11,02	96	2,5	1,69	8,8	0,0099	0	<1	169	4	12,46
Station F	0	0	9,6	7,4	5,72	47	0,6	0,93	8,8	0	0	1	672	4	17,8
Station H	0	0	8,7	7,52	9,73	86	10,2	2,75	11,44	0,0132	0	2	314	4	12,46
Eau Blanche	0	0	8,3	7,81	7,75	67	18,7		8,272	0,0231	0	7	229	4	10,68

Annexe 2 : Tableau complet de tous les paramètres de la deuxième série d'analyse (8 mai 2008)

Série d'analyse printannière (8/05/2008)

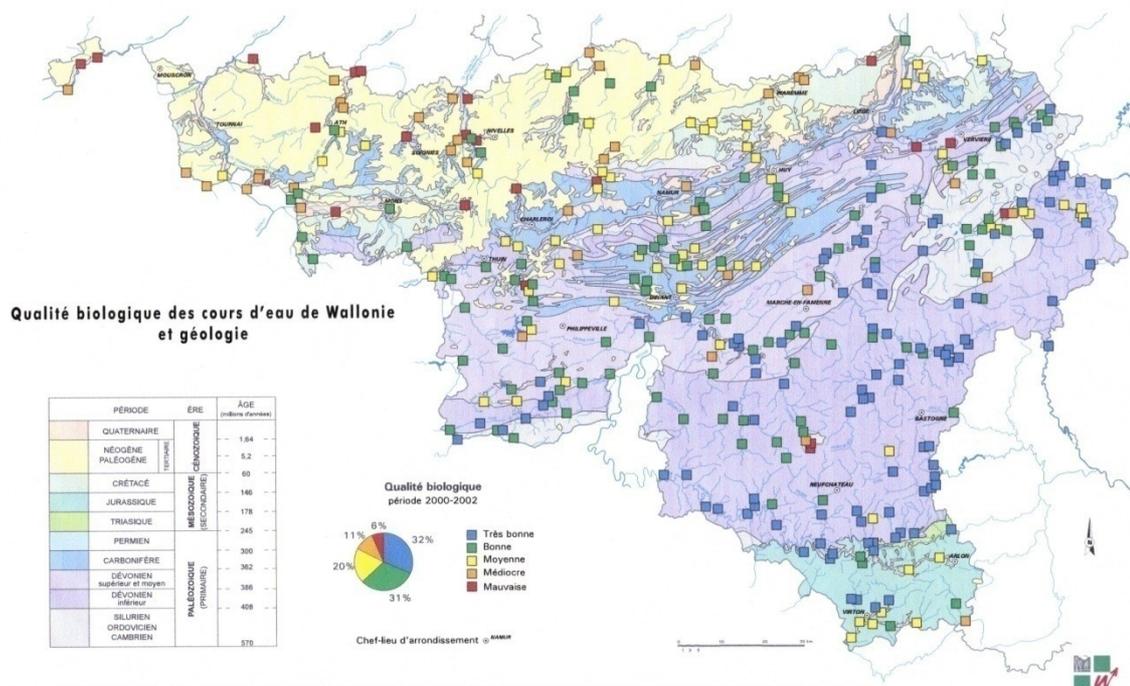
	NH ₄ ⁺ (mg/l)	H ₂ S (mg/l)	Température (°C)	pH	[O ₂] (mg/l)	saturation (%)	M.E.S (mg/l)	C.O.T.(mg/l C)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	conductivité (µS/cm)	I.P.O (mg/l)
Station B	0	0	12,5	7,86	9,16	112	1,6	1,58	17,6	0,0132	0,02	3	401	3,75
Station G1	0	0	12,4	7,61	7,42	88	5,3	1,12	19,36	0,0759	0,12	1	407	3,75
Station G2	0	0	12	7,62	8,96	99	1,8	1,55	12,32	0,0891	0,22	2	438	3,5
Station G3	0	0	11,4	7,66	7,32	86	3,6	2,59	13,2	0,0033	0	1	97	5
Station E	0	0	11,1	7,25	9,92	124	1,2	1,27	12,32	0,0099	0	2	71	4,5
Station F	0	0	11,5	7,33	6,4	73	0,7	1,37	15,84	0,0627	0	1	509	4,25
Station H	0	0	14	7,5	9,82	98	4,7	3,14	12,32	0,0627	0,02	2	293	3,75
Station G4	0	0	11,6	7,56	9,7	112			18,48	0,0132	0	1	297	4,5

Annexe 3 : Tableau complet de tous les paramètres de la troisième série d'analyse (2 juillet 2008)

Série d'analyse estivale (2/7/2008)

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	H ₂ S (mg/l)	Température (°C)	pH	[O ₂] (mg/l)	saturation (%)	M.E.S (mg/l)	C.O.T(mg/l C)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	conductivité (µS/cm)	I.P.O	kh(°F)
Station B															
Station G1	0,247	0	13	7,42	11,53	133	7,8	0,77	18,48	0	0,24	3	500	4	19,58
Station G2	0,039	0	13,2	7,69	11,62	134	1,8	0,52	12,32	0	0,16	2	642	4,25	19,58
Station G3	0	0	16,4	7,71	12,6	154	9,4	2,96	9,68	0	0,01	3	135	4,75	7,12
Station E	0	0	10,2	6,32	13,2	176	14,5	1,35	11,44	0	0	4	80	4,75	3,56
Station F	0	0	12,6	7,45	10,08	113	2,1	0,56	22,88	0	0,14	2	535	4,25	17,8
Station H	0	0	15,2	7,57	10,23	108	10,6	2,84	14,96	0	0,08	4	255	4,25	8,9
Station G4	0	0	12,8	7,64	12,75	166	2,2	1	10,56	0	0	2	351	4,75	12,46

Annexe 4 : Qualité biologique des cours d'eau de Wallonie (Source : J-P Vanden Bossche, 2000-2002).

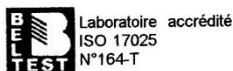


Annexe 5 : Tableau reprenant le nombre de colonies de bactéries trouvées pour chaque station d'analyse investiguées.

Entérobactéries			
			é:é

Bactéries totales			
			é:é

Annexe 6 : Rapport d'essai (1/2) : mesure de la qualité des eaux à l'entrée de la station de traitement du barrage du Ry de Rome (Source : rapport SWDE-2008).



**Rapport d'essai
Laboratoire Central
Société wallonne des eaux
société coopérative**

Echant.: 0599829, 1 / 4

N° demande
No échantillon 0599829
 Prélevé le 19/03/08
 Réceptionné le 19/03/08 14:42:00
 Prélevé par DEBROUX
 Nom pt de prélèvement RY-ENTREE STATION EAU BRUTE
 No pt de prélèvement 20336
 Type Client DR60
 Client
 Normes Normes AGw 04 robinet
 Type d'eau EAU CLAIRE
 Abonné, rue, N°
 Localisation
 Information échantillon :

Information labo : Bactériologie :
 Le résultat des Germes totaux à 22 °C a été obtenu en diluant l'échantillon 10 fois.

mesures sur place

	CR - SWDE	Résultats	Normes
	pH sur place	8.00 unités pH	6.50 =< unités pH =< 9.50
+	Chlore libre résiduel	mg/l Cl2	=< 0.25 mg/l Cl2
+	Chlore total	mg/l Cl2	
	Conductivité à 20 °C sur place	52.9 µS/cm à 20°C	=< 2500.0 µS/cm à 20°C
	Turbidité sur place	3.0 NTU	
	Température	6.8 °C	=< 25.0 °C
+	Couleur sur place	acceptable	acceptable
+	Odeur sur place	acceptable	acceptable
+	Saveur sur place	acceptable	acceptable

bactériologie

	Bac - Bacto classique	Résultats	Normes
	Germes totaux 22 °C	240 CFU / ml	
	Coliformes totaux	26 CFU / 100 ml	# =< 0 CFU / 100 ml
	Coliformes fécaux	9 CFU / 100 ml	# =< 0 CFU / 100 ml
	Eschérichia coli / 100 ml	26 CFU / 100 ml	# =< 0 CFU / 100 ml
	Entérocoques fécaux / 100 ml	7 CFU / 100 ml	# =< 0 CFU / 100 ml

minérale

	Min - Anions partiels	Résultats	Normes
	Nitrates	4,1 mg/l NO3	=< 50.0 mg/l NO3
	Nitrites	0.03 mg/l NO2	=< 0.50 mg/l NO2

	Min - NH4-TAC	Résultats	Normes
	Ammonium	0.02 ? mg/l NH4	=< 0.50 mg/l NH4
	TA	< 0.5 ? °F	
	TAC	1.1 ? °F	

	Min - Plasma	Résultats	Normes
	Mercuré	< 0.05 ? µg/l Hg	=< 1.00 µg/l Hg
+	Uranium	0 µg/l U	

La description des méthodes d'essais, les références aux méthodes et les incertitudes de mesures sont disponibles sur simple demande
 + : non accrédité
 x : analysé hors délai
 # : non-conforme

Annexe 7 : Rapport d'essai (2/2) : mesure de la qualité des eaux à l'entrée de la station de traitement du barrage du Ry de Rome (Source : rapport SWDE-2008).

Echant.: 0599829, 2 / 4

Calcium	3.9	mg/l Ca	=< 270.0 mg/l Ca
Magnésium	2.1	mg/l Mg	=< 50.0 mg/l Mg
Sodium	3.0	mg/l Na	=< 200.0 mg/l Na
Potassium	0.5	mg/l K	
Silice	2.3	mg/l Si	
Aluminium	144	µg/l Al	=< 200 µg/l Al
Bore	< 6	µg/l B	=< 1000 µg/l B
Fer	120	µg/l Fe	=< 200 µg/l Fe
Manganèse	36.6	µg/l Mn	=< 50.0 µg/l Mn
Cuivre	0.6	µg/l Cu	=< 2000.0 µg/l Cu
Zinc	23	µg/l Zn	=< 5000 µg/l Zn
Etain	< 0.25	µg/l Sn	
Cobalt	< 0.2	µg/l Co	
Baryum	11.2	µg/l Ba	
+ Argent	< 0.05	µg/l Ag	
Arsenic	< 0.4	µg/l As	=< 10.0 µg/l As
+ Beryllium	0	µg/l Be	
Cadmium	< 0.06	µg/l Cd	=< 5.0 µg/l Cd
Chrome	0.5	µg/l Cr	=< 50.0 µg/l Cr
Nickel	2.6	µg/l Ni	=< 20.0 µg/l Ni
Plomb	0.2	µg/l Pb	=< 25.0 µg/l Pb
Antimoine	0.0	µg/l Sb	=< 5.0 µg/l Sb
Sélénium	< 1	µg/l Se	=< 10.0 µg/l Se
Vanadium	0.3	µg/l V	
+ Strontium	16.2	µg/l Sr	
Molybdène	< 0.3	µg/l Mo	
TH (dureté totale)	1.8	°F	
Phosphates totaux	< 0.05	mg/l PO4	

La prélèvement et le transport des échantillons sont également couverts par l'accréditation ISO 17025.

En ce qui concerne les paramètres analysés, l'échantillon ne répond pas aux normes prescrites par le Code de l'Eau-Art. D185, annexeXXXI.

V. Laurent

Responsable du Laboratoire

La description des méthodes d'essais, les références aux méthodes et les incertitudes de mesures sont disponibles sur simple demande
 + : non accrédité
 x : analysé hors délai
 # : non-conforme

Annexe 8 : Rapport de l'INASEP sur la qualité de l'eau de la piscine communale de Couvin.

Philippeville, le 3/03/2008

Nos Réf. : 08/264

Demandeur : Piscine de Couvin

Date et heure de prélèvement : 25/02/2008 à 9h30

Conditions de prélèvement : Par nos soins (HRO)

Essais effectués sur place				
Paramètres	Unités	Normes (a)	GB	PB
Référence échantillon			08/09/2	08/09/3
pH	Sørensen	7,0 - 7,6	7.08 à 28.5°C	7.08 à 29.7°C
Température	°C		29.8	30.2
Chlore libre	mg/l	0,5 - 1,5	0.63	0.80
Chlore total	mg/l		1.07	1.33
Chlore combiné	mg/l	≤ 0,8	0.44	0.53
Transparence		vision du fond	oui	oui
Pollution visible		absence	absence	absence
Couleur		absence	absence	absence
Nombre de nageurs			0	0

Date de réception : 25/02/08

Date de début d'analyse : 25/02/08

Essais laboratoire				
Paramètres	Unités	Normes (a)	GB	PB
Streptocoques fécaux	/100 ml	absence	0	0
Staphylocoques à coagulase positive	/100 ml	absence	0	0
Pseudomonas aeruginosa	/100 ml	absence	0	0
Nombre total de colonies à 37° et après 48 h	/ 1 ml	≤ 100	0	0
Urée (\$)	mg/l	≤ 2,0	0.5	0.6
Oxydabilité à chaud et en milieu acide (KMnO4)	mgO2/l	≤ 5	1.09	1.37
Chlorures	mgCl/l	≤ 800	194.9	85.8

CONFORMITE DES PARAMETRES ANALYSES				
Conformité bactériologique			oui	oui
Conformité chimique			oui	oui

Remarques :

(a) : Normes issues de l'AGW du 13/03/2003 portant conditions sectorielles relatives aux bassins de natation.

Ce rapport d'essai ne concerne que les échantillons soumis à l'essai.

Ce rapport d'essai ne doit pas être reproduit, sinon en entier, sans l'autorisation écrite du laboratoire.

La description des méthodes d'essais, les références aux méthodes et les incertitudes de mesures sont disponibles sur simple demande.

Dans le cas où le prélèvement n'a pas été effectué par ses soins, l'INASEP décline toute responsabilité sur l'état de l'échantillon préalable à son arrivée en son laboratoire.

(\$) Paramètre non accrédité

Le responsable de laboratoire
M. STEVENS

Annexe 9 : Rapport de l'Inasep sur la qualité de l'eau de la piscine communale de Couvin(2).



Rapport d'essai



Accr
ISO
N°31

Philippeville, le 2/08/2007

Nos Réf. : 07/1054

Demandeur :
Piscine de Couvin

Lieu de prélèvement : Douche individuelle

Date et heure de prélèvement : 23/07/2007 à 14 h 30

Date de réception : 23/07/07

Conditions de prélèvement : par nos soins (HRo)

Date de début d'analyse : 23/07/07

Température mesurée : 33.9°C

Recherche de Legionella:

N° échantillon : 07/30/29

	Unité	Normes (*)	Résultat
Legionella	UFC/litre		<50
dont Legionella pneumophila	UFC/litre	< 1000	<50

Legionella et/ou Legionella pneumophila non détectées.

Remarques :

*Norme issue de l'AGW du 13/03/2003 portant conditions sectorielles relatives aux bassins de natation.

Ce rapport d'essai ne concerne que les échantillons soumis à l'essai.

Ce rapport d'essai ne doit pas être reproduit, sinon en entier, sans l'autorisation écrite du laboratoire.

La description des méthodes d'essais, les références aux méthodes et les incertitudes de mesures sont disponibles sur simple demande.

Dans le cas où le prélèvement n'a pas été effectué par ses soins, l'INASEP décline toute responsabilité sur l'état de l'échantillon préalable à son arrivée en son laboratoire.

Echantillon prélevé sans purge (au premier jet).

Le responsable de laboratoire
Ir. J.-M. STEVENS

Photographies

1) Réalisation de l'indice biotique à la station H



2) Mesure du débit à « capacitance » à la station G4



3) Piscine communale de Couvin et travaux du hall des sports



4) Source de la station E

