



THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES DES ORGANISMES ET ÉCOLOGIE

Impact de la reméandration de deux secteurs de la Semois sur la biodiversité de macroinvertébrés

Labar, Caroline

Award date:
2006

[Link to publication](#)

General rights

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

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

Take down policy

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



**FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX
NAMUR**

Faculté des Sciences

**IMPACT DE LA REMEANDRATION DE DEUX SECTEURS DE LA SEMOIS SUR
LA BIODIVERSITE DE MACROINVERTEBRES**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
licencié en Sciences biologiques**

Caroline LABAR

Août 2006

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Secrétariat du Département de Sciences
Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR
Téléphone: + 32(0)81.72.44.18. - Téléfax: + 32(0)81.72.44.20.
E-mail: joelle.jonet@fundp.ac.be - <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

Impact de la reméandration de deux secteurs de la Semois sur la biodiversité de macroinvertébrés.

LABAR Caroline

Résumé

L'homme a depuis de nombreuses années eu un impact négatif sur l'écologie des cours d'eau en les exploitant, les polluant et les modifiant. Ce n'est que très récemment via, la Directive Cadre Eau qui fixe l'objectif du retour au « bon état écologique des cours d'eau » d'ici 2015, que la Direction des Cours d'Eau Non Navigables (DCENN) a décidé de mettre en œuvre des chantiers de restauration et de réhabilitation des cours d'eau. En 2001, deux tronçons de la Semois situés près du village d'Etalle ont notamment fait l'objet de travaux de restauration de méandres.

Ce mémoire a pour objectif d'analyser l'impact que ces travaux ont eu sur le peuplement de macroinvertébrés. Trois campagnes de terrain, étalées sur trois saisons, ont été réalisées en vue d'analyser la qualité physico-chimique des eaux mais aussi la colonisation des invertébrés benthiques dans différents secteurs de rivière issus de la reméandration. Les différentes analyses nous ont permis de voir que la qualité physico-chimique et biologique de la rivière au niveau du site est encore médiocre. Les groupes taxonomiques présents sont polluo-tolérants et n'ont pas de préférendum de substrats.

Ainsi la médiocre qualité de l'eau ne permet pas l'installation de taxons sensibles à la pollution qui pourraient exploiter la diversité des substrats recréés par la restauration physique du cours d'eau.

Mémoire de licence en Sciences biologiques

Août 2006

Promoteur: J.-P. Descy

directeur: G. Verniers

Remerciements

Merci à monsieur Jean-Pierre Descy, mon promoteur, pour son aide et pour avoir accepté de prendre en charge le sujet de mémoire que j'avais choisi.

Je tiens à remercier tout particulièrement Madame Gisèle Verniers, qui m'a accompagnée tout au long de ce travail. Merci de m'avoir aidée, soutenue et surtout guidée.

Merci au laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale de l'université de Liège et tout spécialement à Eric Hallot et Geoffrey Houbrechts pour avoir réalisé mes cartes de profondeur et de substrat.

Merci à Lise-Marie Pigneur et Véronique Gosselain pour m'avoir expliqué le fonctionnement de logiciel statistique.

Merci à Claude Fauville pour la réalisation du SEQ-Eau.

Merci à Hugot Sarmiento, Philippe Leroy et Ignace pour leur aide.

Je remercie les étudiants de 2^{ème} Licence, pour tout ce temps passé ensemble dans la bonne Humeur.

Et pour terminer un très grand merci à mes parents, ma sœur, Claude, Nathan ainsi qu'à tous mes amis pour m'avoir soutenue tout au long de ce long chemin.

Table des matières

1. Avant-propos.....	1
2. Synthèse bibliographique.....	2
2.1. Introduction.....	2
2.2. Milieu physique des cours d'eau.....	3
2.2.1. L'hydrologie	4
2.2.2. La morphologie.....	6
2.2.3. La végétation rivulaire.....	7
2.2.4. L'importance des sédiments pour le système aquatique.....	10
2.2.5. Les habitats et microhabitats	12
2.3. Espace de liberté	13
2.3.1. Calcul de l'espace de liberté.....	14
2.3.2. Conséquences des aménagements.....	15
2.4. Restauration-Réhabilitation.....	15
2.4.1. Mise en pratique de la réhabilitation.....	16
2.4.2. Exemples de réalisation.....	17
3. Matériel et méthodes.....	22
3.1. Caractéristiques de la station d'étude.....	22
3.2. Echantillonnage.....	23
3.3. Analyses physico-chimiques.....	24
3.3.1. Prélèvements et analyses.....	24
3.3.2. L'indice SEQ-Eau.....	24
3.4. Macroinvertébrés	25
3.4.1. Choix des microhabitats.....	25
3.4.2. Méthodes de prélèvements du benthos.....	27
3.5. Différents indices calculés pour analyser les données.....	28
➤ Indice de diversité de Shannon-Weaver.....	28
➤ Indice d'équitabilité.....	28
➤ Analyse des traits biologiques.....	28
➤ Analyse factorielle des correspondances.....	29
4. Résultats et discussion.....	30
4.1. Analyses physico-chimiques.....	30
4.2. Indice de qualité (SEQ-Eau).....	31
4.3. Relation microhabitats-biodiversité.....	32
➤ Diversité des substrats.....	32
➤ Calcul de l'IBGN.....	33
➤ Indice de diversité de Shannon.....	34
➤ Traits biologiques.....	40
➤ Analyses factorielle des correspondances.....	44
5. Conclusions et perspectives.....	46
6. Références bibliographiques.....	48

Avant-propos

1. Avant-propos.

Depuis de nombreuses années l'homme exerce une forte pression sur les cours d'eau. Il les exploite, les modifie et les pollue.

Dans le courant des années 60, l'Hydraulique Agricole a réalisé de nombreuses rectifications sur les rivières telles que la Semois. Un des premiers objectifs visés par ces aménagements est de lutter contre les inondations, mais aussi de valoriser les terres agricoles.

Tous ces aménagements ont eu des répercussions néfastes sur l'écologie des cours d'eau : perte d'habitats, diminution de la biodiversité, diminution de la biomasse piscicole, augmentation de la turbidité, augmentation de la température...

Suite à une prise de conscience des problèmes engendrés par ces travaux sur l'écologie des cours d'eau et dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'eau qui fixe l'objectif du « bon état écologique des cours d'eau » d'ici 2015, La Direction des Cours d'Eau Non Navigables (DCENN) a décidé de mettre en œuvre des chantiers de restauration et de réhabilitation des cours d'eau.

Peu d'expériences de ce genre ont été réalisées en région wallonne, contrairement à ce qui se passe dans des pays comme le Danemark, l'Angleterre, la Suisse, l'Allemagne....

Un projet pilote de recréation de méandre a cependant été réalisé en 2001 par la DCENN sur la Semois au niveau d'Etalle. Ce chantier a pour objectif de redynamiser un tronçon de ce cours d'eau en recréant une plus grande variété de microhabitats par rapport au secteur rectifié.

Le but de mon mémoire est de suivre l'impact de cette reméandration sur la diversité des macroinvertébrés.

Nous avons choisi d'échantillonner différents types de microhabitats sélectionnés en fonction de la profondeur, du substrat, de la vitesse du courant et de la végétation aquatique afin d'analyser la diversité et l'abondance des macroinvertébrés présents dans ces échantillons. L'objectif est de comparer dans un premier temps les échantillons recueillis aux données déjà existantes sur le tronçon reméandré avant travaux, puis, dans un deuxième temps, de les comparer aux données provenant d'un secteur rectifié mais non amélioré. Ce travail pourra servir de base pour d'éventuels suivis ultérieurs. De plus, il s'inscrit dans le cadre d'un suivi de chantiers réalisé par le GIREA et le laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale de l'ULg pour la DCENN.

Synthèse bibliographique

2. Synthèse bibliographique

2.1. Introduction

Tout au long de l'histoire, l'homme a eu un impact sur l'écosystème aquatique. Cet impact a été accentué par l'arrivée de la révolution industrielle, mais les conséquences les plus néfastes ont eu lieu au 20^{ème} siècle avec les aménagements des cours d'eau.

Ces derniers n'ont en effet pas tenu compte du type d'écoulement et ils ont encore moins pris en considération la dynamique alluviale. Parmi les aménagements nous pouvons citer les moulins, l'extraction de granulats, la chenalisation, le curage... (Souchon, 2005).

Ces aménagements ont eu des conséquences néfastes dont la figure 1 nous donne un exemple. En plus d'une homogénéisation du milieu, nous constatons sur le terrain une augmentation des écarts thermiques ainsi qu'une aggravation des crues et des étiages en aval de ces constructions. L'homme n'a en effet pas respecté les équilibres écologiques des cours d'eau.

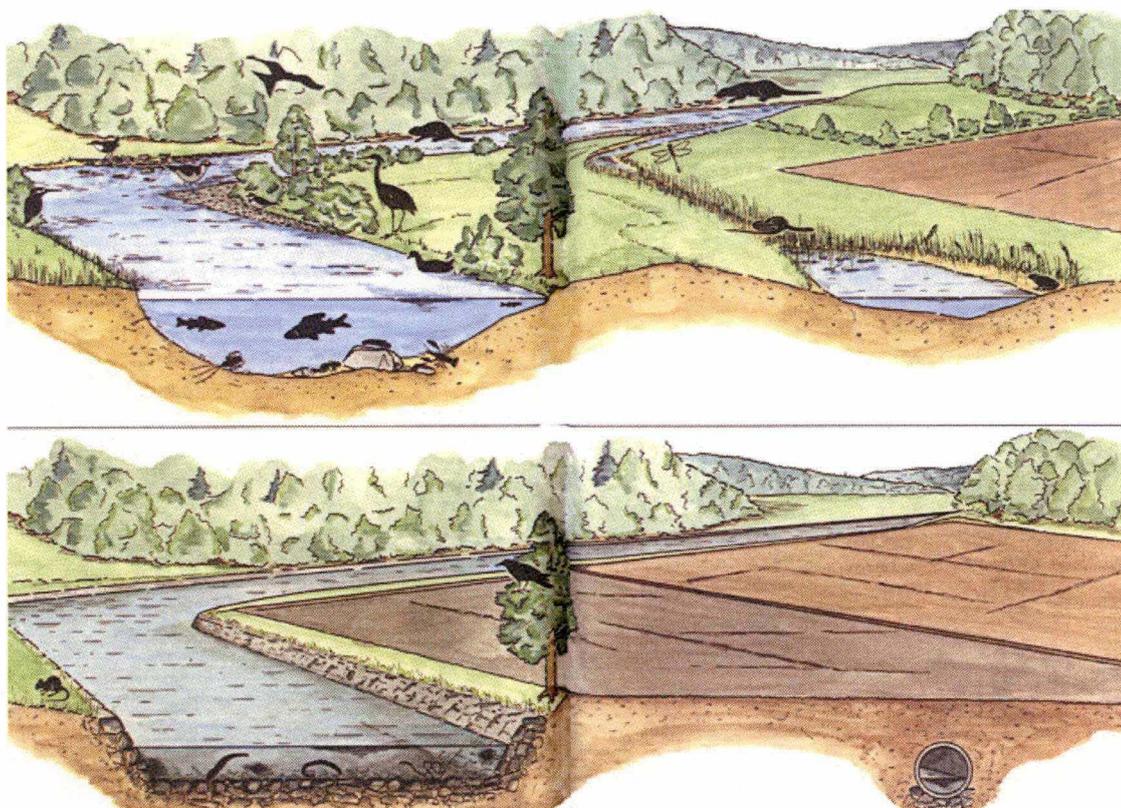


Figure 1 : Impact de la chenalisation sur la biodiversité du cours d'eau (Extrait de Lachat, 1991).

Ce n'est que très récemment que les gestionnaires ont pris conscience des dégâts engendrés par ces aménagements et ont alors décidé de restaurer les cours d'eau afin de préserver leurs fonctionnalités, de maintenir la biodiversité, d'améliorer la valeur paysagère et les possibilités de loisirs. Cette restauration répond aux objectifs de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (Souchon, 2005).

La Directive Cadre impose non seulement la mise en place d'une gestion intégrée au niveau des bassins hydrographiques, mais également de concilier l'ensemble des processus naturels avec les activités humaines. Elle définit par ailleurs les tâches nécessaires et les échéances strictes à respecter pour atteindre en 15 ans l'objectif de « bon état » des eaux de surface et des eaux souterraines. Pour cela il faut pouvoir identifier les problèmes majeurs de gestion de l'eau et proposer les mesures adéquates pour atteindre les objectifs environnementaux de la DCE et ce au moindre coût (Tricot, 2002).

La Directive cadre nous précise les éléments de qualité hydromorphologique (PE-CONS 3639/00). Ainsi, pour qu'un cours d'eau soit considéré en « très bon état », il faut que son régime hydrologique corresponde totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. La continuité de la rivière ne doit pas être altérée par l'activité humaine ni gêner la migration des organismes aquatiques et le transport de sédiments. De plus, les chenaux, les variations de largeur et de profondeur, la vitesse d'écoulement et l'état du substrat (tant la structure que l'état des rives) doivent correspondre totalement ou presque aux conditions non perturbées.

Avec la parution de la Directive Cadre, force est de constater que des actions supplémentaires sont menées afin d'améliorer la qualité de l'eau. Néanmoins, pour que la récupération écologique de nos cours d'eau soit possible, il faut également une réhabilitation physique du milieu et il s'agit précisément là d'un point qui a été négligé jusqu'à présent (Souchon, 2005).

2.2. Milieu physique des cours d'eau

La nature du bassin versant est une notion importante dont il faut tenir compte. C'est un des facteurs qui détermine la morphologie du cours d'eau. Comme nous le montre la figure 2, la nature du bassin versant aura également une répercussion sur l'hydrologie et sur la physico-chimie du cours d'eau.

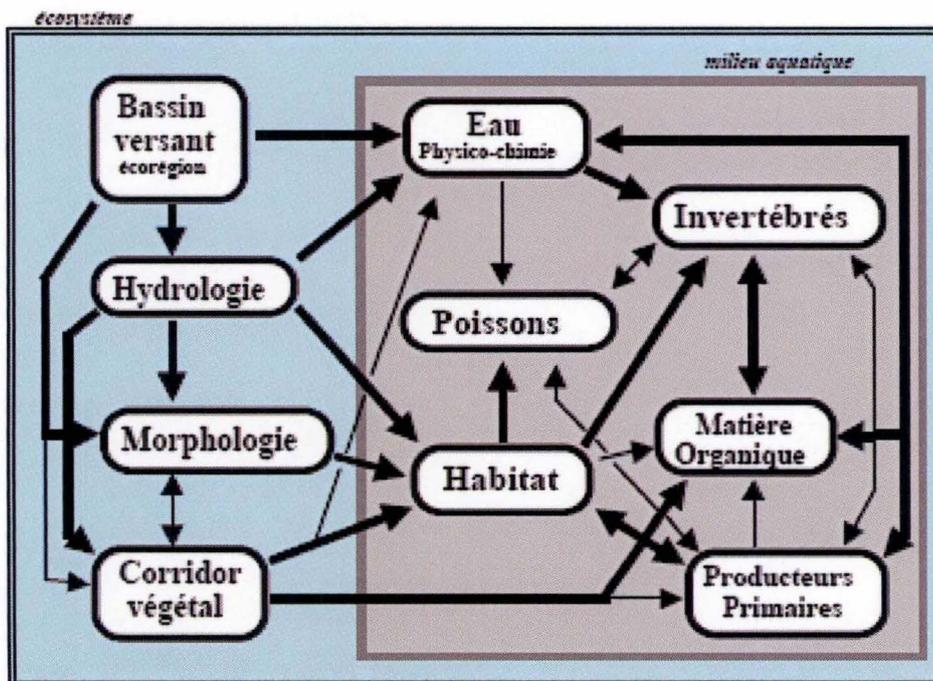


Figure 2 : Modèle conceptuel d'un cours d'eau (Wasson et al, 1995).

La figure 2 nous permet d'observer les différents points traités dans ce paragraphe comme : l'hydrologie, la morphologie et la végétation rivulaire. Ces différents éléments sont liés, interdépendants et interconnectés. Lorsque nous changeons un de ces paramètres, nous observons un réajustement des autres.

Analysons cette figure en partant du bassin versant. Les conditions climatiques, la nature géologique et la topographie du bassin versant vont définir les caractéristiques hydrologiques du cours d'eau. Le bilan hydrologique est influencé par la capacité de la roche et du sol à absorber ou à retenir l'eau de manière temporaire. La topographie va déterminer la dynamique de l'écoulement du cours d'eau (Bravard et Petit, 1997).

La forme du cours d'eau va, quant à elle, dépendre de deux facteurs: le mouvement de l'eau et la nature géologique du sol (Brookes, 1994).

La nature et le degré d'exposition de la roche mère, sa résistance à l'érosion, son histoire géologique comme les failles ou les soulèvements sont autant de variables qui influencent la morphologie du cours d'eau (Wasson et al, 1995).

La morphologie du lit va déterminer le type d'écoulement qui va entraîner une hétérogénéité du système aquatique. En chaque point du système, les conditions hydrodynamiques varient en fonction du débit. Le régime hydrologique régit donc la variabilité temporelle de ce système. Ces deux facteurs vont déterminer dans l'espace les communautés vivantes des cours d'eau, en particulier les communautés benthiques (invertébrés, périphytons, macrophytes,...). Donc, comme nous le montre la figure 2, la diversité de l'habitat aquatique va être déterminée par l'action conjointe de ces 3 facteurs (Wasson et al, 1995).

2.2.1. L'hydrologie

Les conditions hydrologiques sont déterminantes pour un grand nombre de caractéristiques du cours d'eau. Les perturbations engendrées par l'hydrologie sont reconnues comme centrales dans l'organisation des hydrosystèmes et des communautés biologiques qui les peuplent (Connell et Sousa, 1993; Reice, 1993 ; Pickett et White, 1985 ; Biggs, 1995 ; in Souchon et al, 1994).

L'hydrosystème fluvial s'organise dans quatre dimensions, les trois premières sont spatiales et la dernière est temporelle.

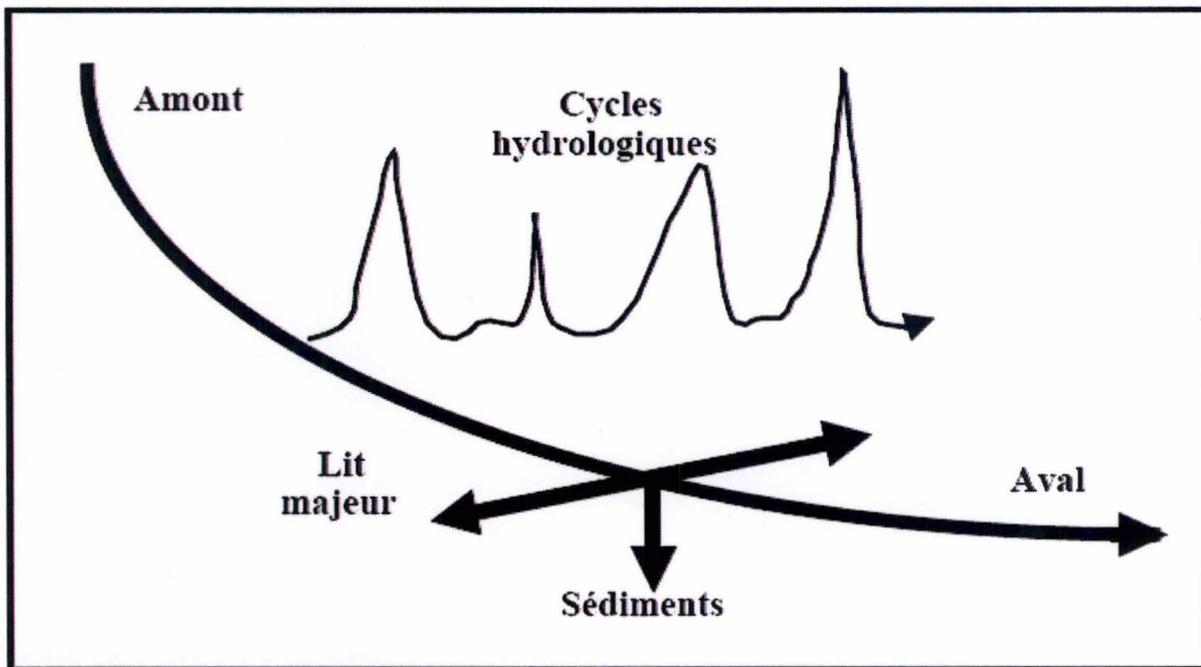


Figure 3 : Les 4 dimensions de l'écosystème d'eau courante : longitudinale, transversale, verticale et temporelle (Wasson et al, 1995).

1) Dimension longitudinale

Elle régit les transports de matière et d'énergie de l'amont vers l'aval. La théorie du continuum fluvial met en avant une organisation longitudinale de la faune des invertébrés dépendant de l'origine et du type de matière organique (River Continuum Concept de Vannote et al, 1980).

2) Dimension latérale

Elle concerne toutes les relations entre le bassin versant, la vallée et les zones tampons ou les corridors rivulaires. C'est la dimension latérale qui a bien souvent été sacrifiée lors des nombreux aménagements réalisés par l'homme.

3) Dimension verticale

Elle est donnée par la couche de sédiments mobilisables qui est colonisée par les organismes épigés. Elle est le siège d'une activité microbiologique intense.

4) Dimension temporelle

Les caractéristiques et les interconnexions des différents habitats définis dans ces trois dimensions spatiales varient dans le temps en fonction du régime hydrologique (Amoros et Petts, 1993 ; Souchon, 1994; Wasson et al, 1995).

L'hydrologie a un impact important et essentiel dans l'hydrosystème. Elle permet de garder une certaine connectivité dans le sens du cours d'eau ainsi que dans sa largeur. On entend par connections amont-aval et aval-amont, la possibilité de circulation des poissons et des invertébrés. Par largeur on entend la possibilité de maintenir la communication entre le lit mineur et les espaces du lit majeur ainsi qu'entre les bras secondaires et la forêt alluviale.

Le processus d'inondation des plaines alluviales permet l'enrichissement des sols par un apport de matières organiques et de sédiments fins. Les inondations des plaines alluviales permettent

également le maintien des ripisylves, des forêts alluviales, des zones de reproduction pour les poissons et la recharge des nappes phréatiques.

Le processus d'entretien permet de remodeler les cours d'eau en érodant ou en déposant les sédiments qu'il renouvelle et redistribue.

L'hydrologie permet également la création d'habitats pour les espèces aquatiques qui sont liées à la hauteur d'eau, à la vitesse et la force du courant ainsi qu'à la présence de substrats (Souchon et al, 2002).

2.2.2. La morphologie

La morphologie de la rivière est un point important dont il faut tenir compte dans la gestion des cours d'eau; elle influence la productivité et la qualité biologique des habitats de la rivière (Petts et Maddock ; in Petts et Calow, 1996).

La morphologie d'un cours d'eau est un système en quasi-équilibre maintenu par les interrelations existantes entre les différents paramètres du chenal. Nous pouvons citer : la largeur, la profondeur, la forme du lit, la sinuosité, la rugosité des matériaux... (Petts, 1994).

Un équilibre morphodynamique n'implique pas que les caractéristiques physiques du cours d'eau soient figées, mais il suppose un ajustement permanent des conditions moyennes de celui-ci. En effet, dans un cours d'eau en équilibre, nous assistons à des phénomènes d'érosion ou de dépôt, à la migration vers l'aval de méandres, à l'exhaussement ou à l'encaissement ponctuel du lit (Wasson et al, 1995).

Le lit d'une rivière est caractérisé par plusieurs variables comme la largeur, le courant, la granulométrie et le type de substrat.

La largeur du cours d'eau correspond à la distance qui sépare les deux pieds de berge. Cette distance est importante. Elle nous permettra de calculer, comme nous le verrons plus loin, l'espace de mobilité du cours d'eau.

La granulométrie joue un rôle dans la répartition des macroinvertébrés tout au long du cours d'eau en leur fournissant des microhabitats.

Lorsque nous observons un cours d'eau naturel dans sa section longitudinale, nous constatons qu'il n'est ni rectiligne, ni uniforme. Le lit de la rivière ondule. Il a une alternance de rapides appelés «seuils» et de zones plus profondes appelées «mouilles» (Brookes, 1994).

Caractéristiques des seuils :

- les courants sont rapides.
 - la profondeur est assez faible.
 - la granulométrie est grossière.
 - les macrophytes sont rares voire absentes.
- (Tachet et al, 2000).

Caractéristiques des mouilles :

- le courant est plus lent.
 - la profondeur est plus importante.
 - la granulométrie est plus fine.
 - les macrophytes y sont abondantes sur le fond.
- (Tachet et al, 2000).

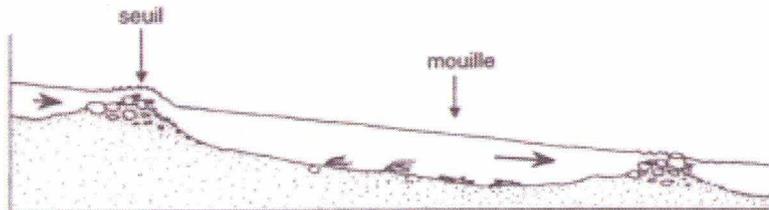


Figure 4 : Alternance de seuils et de mouilles (Tachet et al, 2000).

Grâce à ces zones de variations de vitesse et de substrat, le fond du lit acquiert une grande hétérogénéité qui va engendrer une variabilité au niveau de la population des macroinvertébrés, des poissons mais également des macrophytes.

2.2.3. La végétation rivulaire

La végétation arborée ou ripisylve que nous retrouvons sur le bord des cours d'eau occupe une place importante. Elle est le lien entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Elle se trouve dans l'écotone terre – eau et sa structuration sera influencée par les conditions hydrologiques et morphologiques du cours d'eau comme nous le montre la figure 5 (Maridet, 1994).

Il faut aussi savoir que la ripisylve des cours d'eau à l'état « naturel » offre une diversité supérieure à celle que l'on peut rencontrer dans les prairies et les haies (Lachat, 1998).

La végétation rivulaire occupe une position entre le milieu terrestre et le milieu aquatique, l'interface entre ces deux milieux offre une grande hétérogénéité physique de substrats et de topographie sur un faible espace de temps (Naiman et al, 1993).

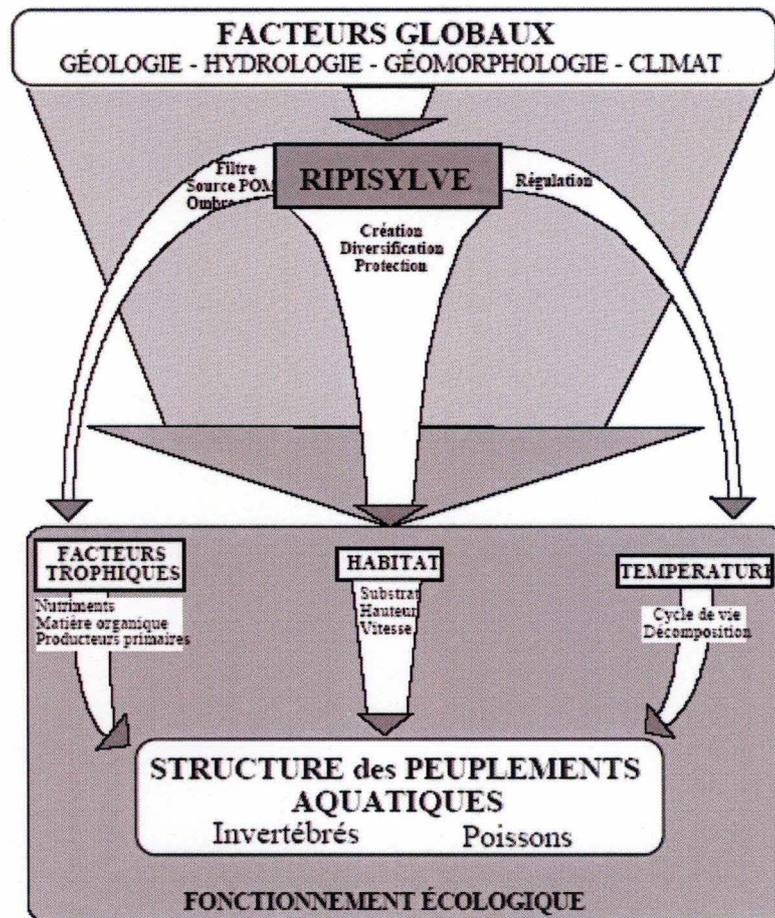


Figure 5 : Influence de la ripisylve sur le fonctionnement trophique des écosystèmes d'eau courante (Maridet, 1995).

Sur la figure 5, on remarque que la végétation du bord de berge agit sur trois paramètres importants dans le fonctionnement écologique des cours d'eau : les facteurs trophiques, l'habitat aquatique et la température. La végétation du bord de berge joue un rôle dans le fonctionnement trophique, car elle est source de matière organique particulaire exogène (les feuilles, tiges et autres débris ligneux) (Maridet, 1994 ; Maridet et al, 1995).

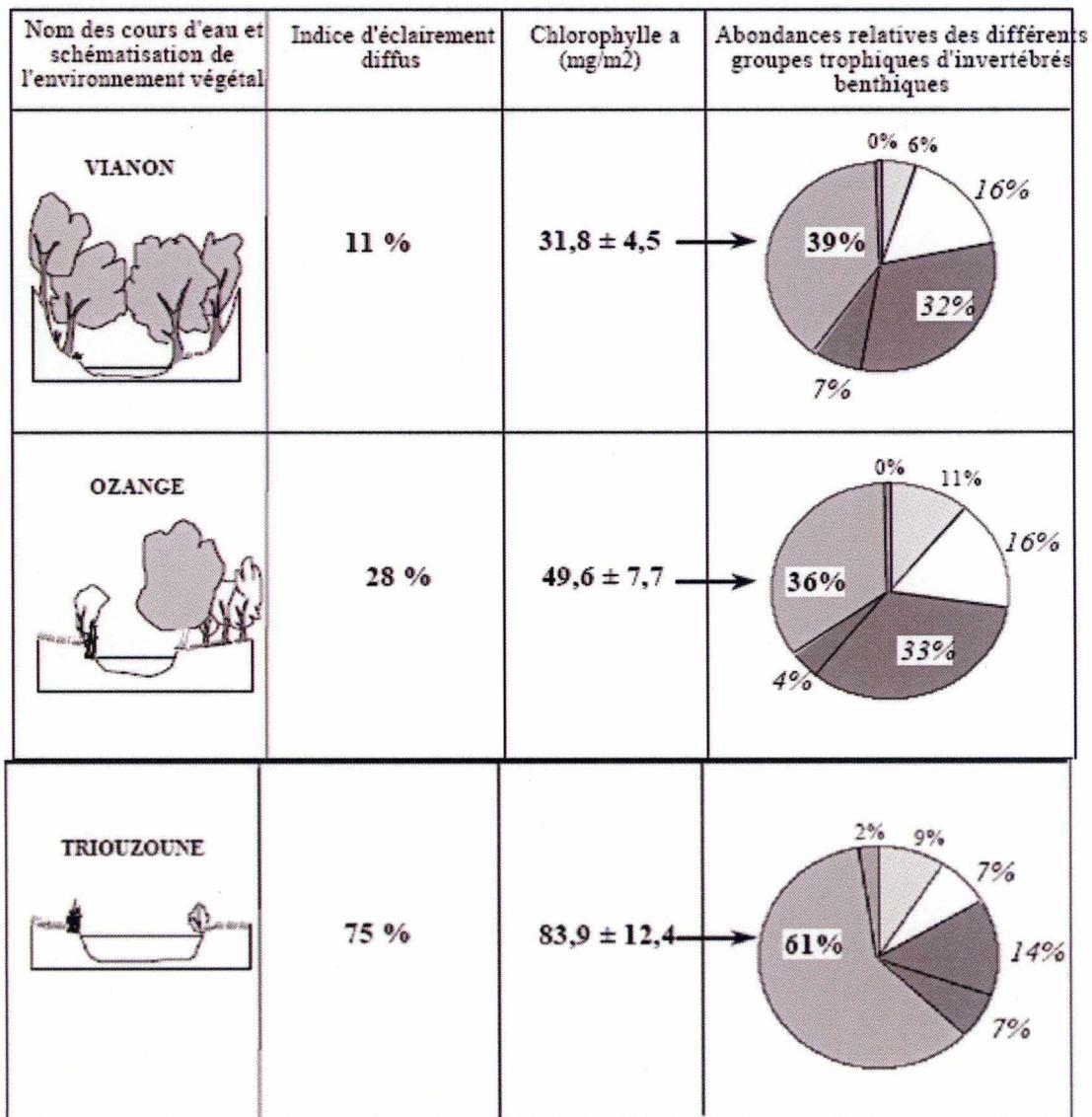
Cet apport supplémentaire de matière organique permet d'avoir une diversité de ressources trophiques plus importante. La végétation rivulaire offre différents types de microhabitats (racines, ainsi que des débris ligneux) qui seront colonisés par des populations de macroinvertébrés dissemblables (Maridet, 1994).

Les zones d'ombrage créées par cette végétation engendrent des changements locaux de température. Or, la température a un effet sur la structuration du peuplement de macroinvertébrés (Vernaux, 1977 in Maridet, 1994) dont la composition variera localement.

La figure 6 nous montre quant à elle, de quelle façon la végétation des bords de berge influence la structuration des peuplements de macroinvertébrés. Si on regarde les deux premiers cours d'eau Vianon et Ozange, on remarque un développement des producteurs primaires, tout en maintenant un apport de matière organique exogène. Cette diversité de ressources trophiques permet à une plus large gamme d'invertébrés de coloniser le milieu. On remarque également que la composition des différents groupes fonctionnels alimentaires est équilibrée. Observons à présent le cours d'eau de la Triouzoune. On note que l'uniformisation

du milieu engendre un déséquilibre des ressources trophiques. On peut voir que la biomasse des producteurs primaires a fortement augmenté, favorisant le développement d'invertébrés consommateurs de végétaux. Le déséquilibre en producteur primaire engendre un déséquilibre des groupes trophiques d'invertébrés. On peut donc dire que le fonctionnement de ce cours d'eau est influencé par les producteurs primaires.

Les différentes variables que nous venons de citer ont une grande influence sur le type d'habitats retrouvé dans nos cours d'eau (Tachet et al, 2000).



Légende des groupes trophiques :

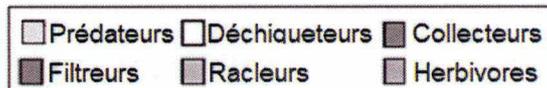


Figure 6 : Influence de la végétation rivulaire sur le fonctionnement trophique de 3 cours d'eau du Massif Central qui diffèrent par leur environnement végétal (Maridet, 1994).

2.2.4 L'importance des sédiments pour le système aquatique

Le lit des cours d'eau est reconnu comme étant un élément important du système aquatique. Il remplit de nombreuses fonctions comme la production et la transformation d'énergie. Il abrite également une faune diversifiée (Gayraud, 2001).

Le substrat du cours d'eau fournit des habitats importants pour une large gamme d'invertébrés ainsi que pour de nombreux poissons (Petts et Maddock ; in Petts et Calow, 1996).

La figure 7, nous présente les facteurs qui influencent l'habitat local dans les sédiments. L'ensemble de ces facteurs affecte la distribution et l'assemblage complexe des invertébrés de l'épigé et de l'hypogé. Il existe un lien fort entre la structure des sédiments et la répartition des invertébrés benthiques. En effet, les conditions de stress hydraulique et la compétition sont moins contraignantes en profondeur, par ailleurs leur distribution est fortement influencée par la distribution des ressources trophiques. Nous retrouvons ainsi les invertébrés de l'épigé dans les zones où les ressources trophiques sont présentes en quantités suffisantes, tandis que les invertébrés de l'hypogé ont eux une morphologie et une physiologie adaptées pour exploiter les faibles concentrations en nutriments et les conditions d'hypoxie. Les résultats de Gayraud (2001) indiquent que la distribution verticale des organismes de la faune épigée dépend de leur taille et de leur forme. En effet, les invertébrés de plus d' 1 cm, aplatis et possédant une forme hydrodynamique vont se retrouver préférentiellement en surface, alors que ceux de moins de 5 mm se retrouveront en profondeur.

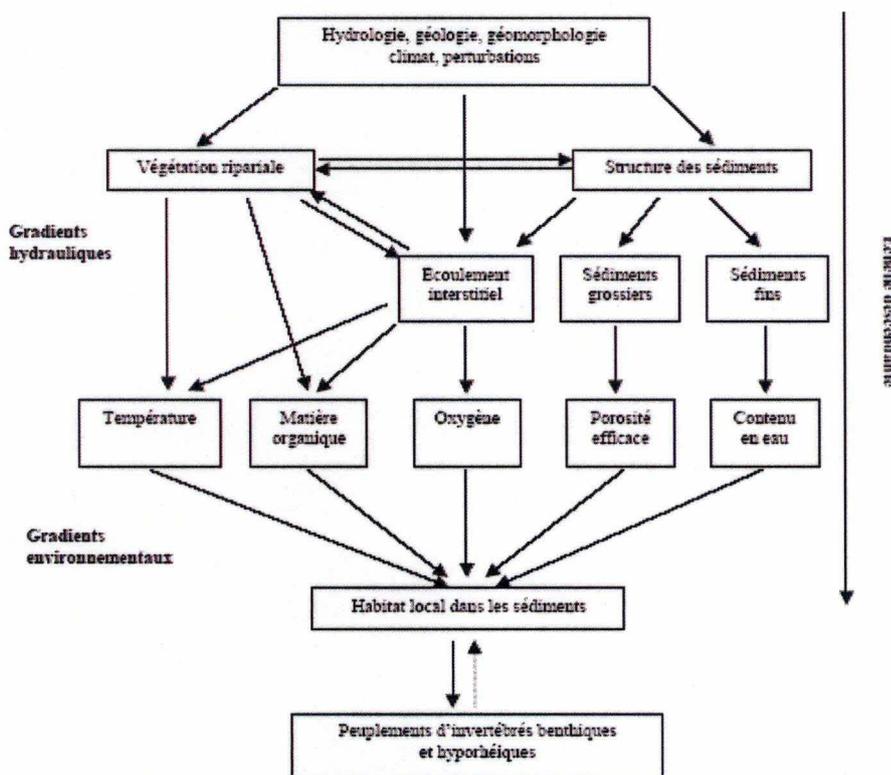


Figure 7 : Hiérarchie des facteurs qui contrôlent l'habitat local dans les sédiments (d'après Ward et al, 1998 ; modifié in Gayraud, 2001).

La dynamique des sédiments s'organise de deux manières principales : les sédiments fins et les sédiments grossiers. C'est autour de ces deux éléments que vont s'organiser les communautés de macroinvertébrés.

Nous entendons par « sédiments fins », les mélanges d'argiles, les limons et les sables. Ils contiennent tous une forte teneur en eau qui rend leur structure relativement fluide et permet aux invertébrés un déplacement plus ou moins aisé. Les sédiments grossiers ont, par contre, une faible teneur en eau et donc une structure plus résistante. Pour pouvoir pénétrer dans ces sédiments grossiers, les invertébrés sont soumis à plusieurs contraintes comme, par exemple, la taille et la quantité d'interstices résultant de l'arrangement des particules (Gayraud, 2001).

La porosité efficace des sédiments est définie par Gayraud en 2001 comme la quantité d'interstices accessibles aux macroinvertébrés. Ces interstices sont remplis d'eau dont la majeure partie est dite libre tandis que l'autre partie reste fortement liée aux particules par phénomène d'adsorption.

2.2.5 Les Habitats et microhabitats

Chaque organisme perçoit quelques facteurs clefs (figure 8) de son environnement, comme le facteur climatique, l'habitat, le milieu trophique et biotique. Suivant que ces facteurs sont favorables ou limitants, ils auront un effet déterminant sur la taille et la répartition des populations des espèces potentiellement présentes dans un bassin donné. Ces facteurs influenceront à la fois la biodiversité et la productivité du cours d'eau (Wasson et al, 1995).

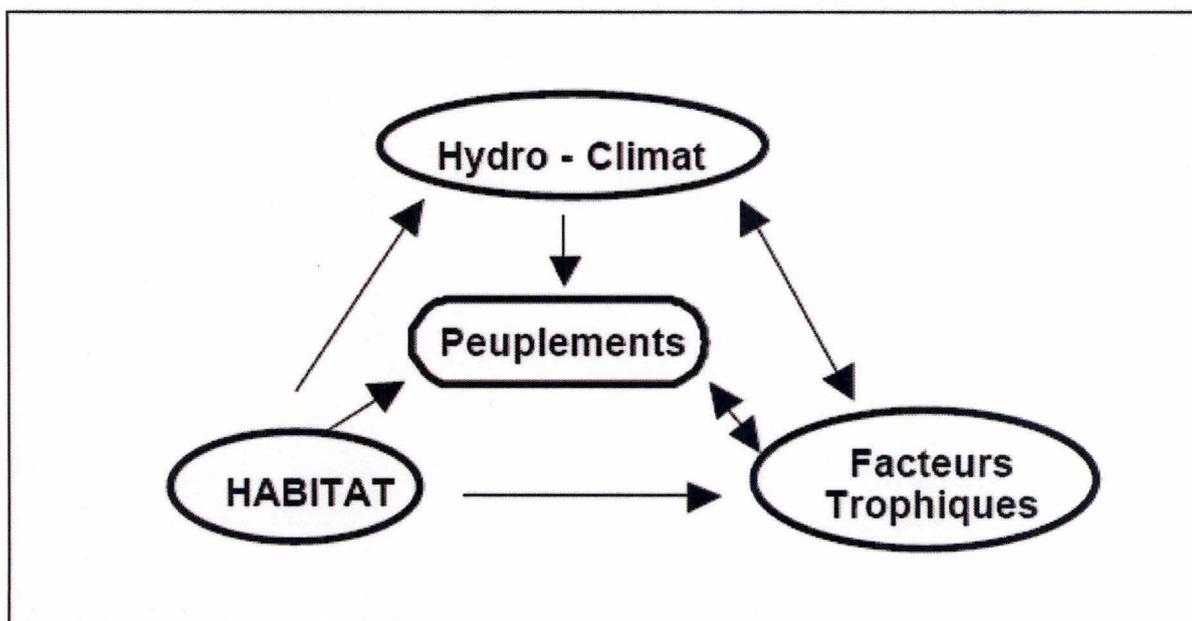


Figure 8 : Interdépendances des facteurs clefs (Wasson et al, 1995).

Différentes espèces de poissons et de macroinvertébrés choisissent des habitats spécifiques en fonction de la vitesse du courant mais aussi en fonction de la profondeur et du substrat. Ce sont ces caractéristiques qui vont définir l'habitat (Petts et Maddock ; in Petts et Calow ,1996).

L'habitat est une structure physique perçue par les organismes vivants du cours d'eau. Le milieu physique intègre une dimension spatiale qui est à l'échelle de la taille et de la mobilité des organismes ainsi qu'une dimension temporelle qui est fonction de leur durée de vie (Wasson et al, 1995).

Comme nous l'avons déjà dit plus haut, la morphologie joue un rôle dans la structuration de l'habitat. Elle détermine l'hétérogénéité spatiale du cours d'eau. L'hydrologie, quant à elle, régit la variabilité temporelle du système (Wasson et al, 1995).

A l'intérieur des différents habitats, nous distinguons divers types de microhabitats. Ces microhabitats sont divisés en fonction du type de substrat en microhabitats minéraux, organiques (débris organiques) et végétaux (vivants). On regroupe dans les habitats minéraux les substrats durs tels que les dalles, les blocs, les pierres et cailloux, mais aussi les substrats meubles comme les graviers, les sables, les sablons et les limons (Tachet et al, 2000).

Tableau 1 : Classification des substrats minéraux (Tachet et al, 2000).

Désignation	Taille en mm
Rochers/Dalles	>1024 mm
Blocs	256-1024 mm
Pierres Grossières	128-256 mm
Pierres Fines	64-128 mm
Cailloux Grossiers	32-64 mm
Cailloux Fins	16-32 mm
Graviers Grossiers	8-16 mm
Graviers Fins	2-8 mm
Sables Grossiers	500-2 µm
Sables Fins	62.5-500 µm
Limons	3.9-62.5 µm

2.3 Espace de liberté

Un paysage fluvial naturel est constitué d'une mosaïque d'habitats variés. On y retrouve :

- un couloir central constamment occupé et parcouru par l'eau
- des berges, des bancs de sable ou de gravières irrégulièrement submergés; de nouvelles successions auront lieu sur ces bancs de gravières dénudés par une inondation (Frossard et Lachat, 1998).

C'est bien souvent la zone de transition, c'est-à-dire la zone tampon, qui est sacrifiée pour la construction. Sans dynamique naturelle et sans remodelage constant par l'eau, les zones alluviales perdent l'essentiel de leur fonction.

Pour améliorer l'écoulement des eaux, la régularisation du débit, la protection des berges ainsi que la protection contre les inondations, les berges naturelles ont été verticalisées et

consolidées par des enrochements, des gabions et des murs bétonnés. Certaines portions de cours d'eau ont été curées, approfondies et canalisées (Wasson et al, 1995).

Détruire la largeur développée par le cours d'eau et empêcher les débordements provoquent une accélération du transit et contribuent alors à des crues encore plus catastrophiques en aval. De plus, la suppression des inondations constitue une perturbation du fonctionnement écologique (Wasson et al, 1995 ; Souchon 2005 ; Frossard et Lachat, 1998).

La notion d'espace de liberté, appelée également espace de mobilité, est née suite à la prise de conscience de l'impact de travaux tels que : le recalibrage, l'endiguement, l'enrochement et la rectification du cours d'eau. Ces travaux ont contribué à modifier et à perturber le processus d'ajustement morphodynamique et donc le fonctionnement des écosystèmes de ces cours d'eau.

Piegay et al. (1996) définissent l'espace de liberté comme : « L'espace du lit majeur d'une rivière à l'intérieur duquel le ou les chenaux fluviaux assurent des translations latérales permettant une mobilisation des sédiments ainsi qu'un fonctionnement optimum des écosystèmes aquatiques et terrestres. »

Il est important de conserver cet espace de liberté. Il est nécessaire, car il permet à une grande variété d'espèces animales et végétales de survivre, étant donné qu'il pourvoit une mosaïque d'habitats en perpétuel changement et qu'il est donc le lieu d'une grande biodiversité.

2.3.1 Calcul de l'espace de liberté

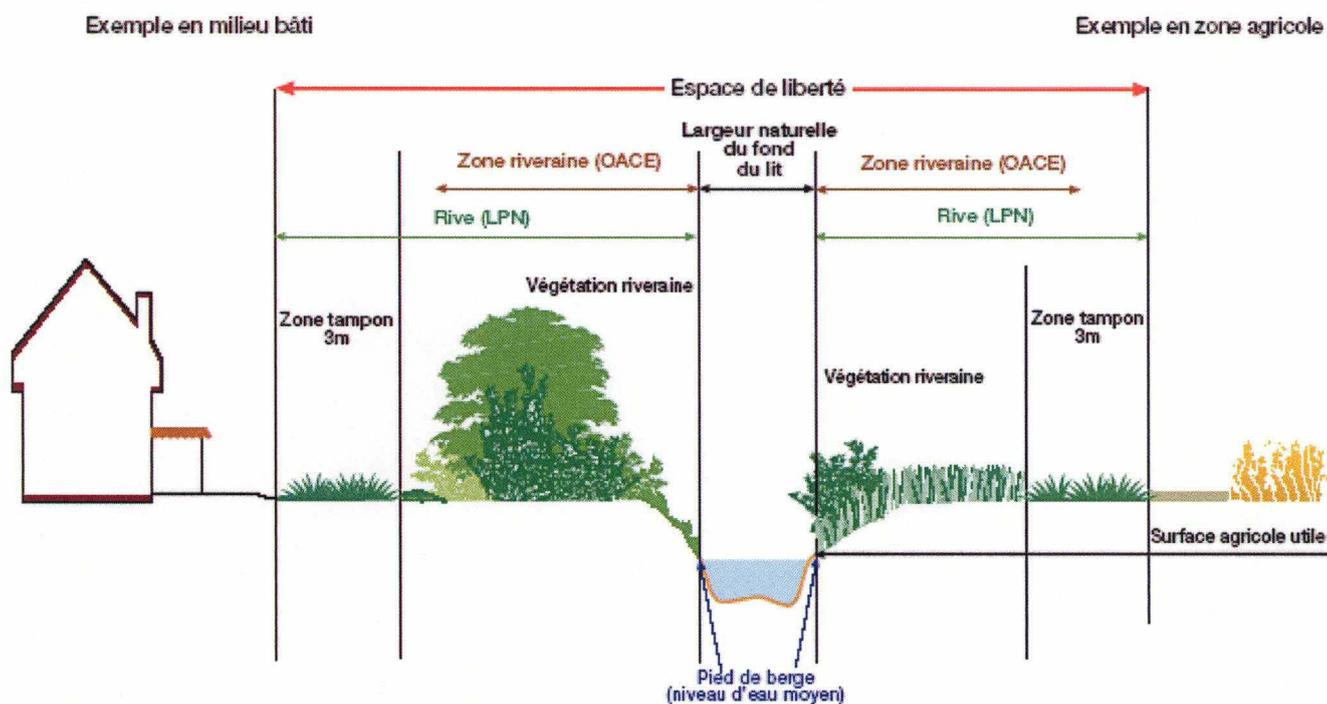


Figure 9 : Calcul de l'espace de liberté par l'OACE (Ordonnance sur l'Aménagement des Cours d'Eau, ordonnance fédérale du 2 novembre 1994 Suisse).

Ci-dessous un exemple de calcul proposé par l'OACE :

- Pour un cours dont la largeur du lit mineur est de 1 m, l'espace de liberté minimal dont a besoin le cours d'eau est de 5 m, ce qui correspond sur la figure 9 à la zone riveraine. Cette zone est bien souvent employée comme zone à bâtir.

- Pour un cours d'eau se trouvant en zone protégée ou inventoriée où les objectifs écologiques sont prioritaires (ex : les réserves naturelles), on fait la distinction entre trois états de cours d'eau :

- cours d'eau proche de l'état naturel : l'espace de liberté nécessaire pour avoir une biodiversité maximale est de 5 m,
- cours d'eau peu modifié : cette valeur passe à 6.5 m,
- cours d'eau fortement modifié : cette valeur passe à 7.5 m
(Groupe de travail Eaux, 2004).

2.3.2 Conséquences des aménagements

Les conséquences des aménagements sont les suivantes :

- mise en place d'une morphologie homogène
- homogénéisation des conditions d'écoulement
- disparition des structures d'abris comme :
 - . les macrostructures
 - . les singularités ponctuelles (blocs, embâcles,...)
 - . le couvert végétal de bordure

Du fait de l'interdépendance des facteurs clés qui les contrôlent, les organismes ne sont pas uniquement affectés par la modification de leur habitat mais ils sont indirectement affectés par la modification des autres facteurs de leur environnement.

Par exemple l'accélération de l'écoulement suite à une diminution de la largeur, se traduira par une raréfaction des habitats lentiques; nous observerons donc une disparition des espèces associées aux habitats lentiques au profit d'espèces rhéophiles.

Le cours d'eau reçoit une large gamme de substances provenant du bassin versant ; ces apports varient de manière locale et au rythme des saisons.

La capacité de rétention de la matière organique particulière dépend des conditions morphologiques et hydrologiques du cours d'eau. La vitesse du courant conditionne la remise en suspension des particules. La morphologie présente un plus ou moins grand nombre d'obstacles à la migration de la matière organique vers l'aval.

Robach et al (1993) ont démontré que l'autoépuration du Rhin est d'autant plus intense que le système est diversifié, c'est-à-dire peu artificialisé. Or, dans un cours d'eau chenalisé, l'hétérogénéité a été supprimée et donc sa capacité autoépuratrice a été diminuée.

La biodiversité et la productivité du milieu peuvent être affectées par la disparition des apports exogènes et des structures de rétention dans le chenal (Wasson et al, 1995).

Si on a un apport en phosphore (qui est le principal facteur limitant la croissance végétale), la probabilité d'apparition de phénomènes d'eutrophisation est accrue dans les rivières chenalisées.

2.4 Restauration – Réhabilitation

La restauration et la réhabilitation sont des termes largement utilisés lors d'interventions en vue d'améliorer l'environnement des cours d'eau. Ces deux termes ont deux significations différentes dont il faut préciser la définition.

La restauration est selon Cairns (1991), un retour structurel et fonctionnel complet du cours d'eau à l'état avant perturbation. C'est idéalement ce type de restauration que l'on vise à réaliser mais cet idéal sera difficilement atteint, car l'homme agit sur son environnement depuis la fin du Pléistocène. Le retour à l'état de « pré-perturbation » est donc peu concevable (Souchon, 2005).

Pour le Conseil National de la Recherche aux Etats-Unis, la restauration est le rétablissement des fonctions aquatiques à l'état de pré-altération par la reconstruction de l'état physique hydrologique et morphologique, par épuration des composés chimiques et par manipulation biologique. On entend par manipulation biologique, la revégétalisation et la réintroduction d'espèces indigènes absentes ou actuellement non viables.

La réhabilitation est, selon Souchon (2005), un retour partiel à l'état structurel et fonctionnel précédant la perturbation du cours d'eau.

Le reméandrement est considéré comme une réhabilitation car nous avons un retour du cours d'eau dans son lit initial, mais ce n'est pas pour cela que nous avons un retour structurel et fonctionnel complet du cours d'eau dans son état avant perturbation. L'aménagement des rivières n'a que très rarement pris en considération les équilibres écologiques des cours d'eau. L'intérêt de la réhabilitation consiste aussi à préserver la fonctionnalité des rivières et à maintenir la biodiversité, la valeur paysagère et les loisirs tels que la pêche et les randonnées.

D'autre part, la restauration prend place au sein de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau qui fixe pour objectif « le retour au bon état écologique des cours d'eau » d'ici 2015.

Même si des efforts d'assainissement ont permis d'améliorer considérablement la qualité de l'eau, des études ont démontré que sans récupération de la structure et de la dynamique physique, un retour au bon état écologique du cours d'eau n'est pas garanti. Pour revenir à un bon état écologique des cours d'eau, il faut passer par une restauration physique des rivières altérées (Souchon, 2005).

Il est vrai que certains écosystèmes dynamiques sont capables de récupérer par eux-mêmes leur structure et leur fonctionnalité, mais ces processus sont relativement lents et prennent plusieurs décennies pour se mettre en place. C'est pourquoi les organismes de gestion des cours d'eau recherchent un rétablissement plus rapide par une restauration active de celui-ci. De plus, il existe des systèmes non-dynamiques qui n'ont pas la capacité de restaurer leurs conditions naturelles et dans ce cas, la restauration active est considérée comme la seule solution (Souchon 2005).

2.4.1 Mise en pratique de la réhabilitation

Avant de procéder à la réhabilitation d'un écosystème, il est important d'avoir une bonne connaissance du milieu et de cerner correctement les objectifs de l'aménagement pour ne pas aggraver la situation du cours d'eau. Il est également impératif d'adapter la précision de cette étude à la sensibilité du milieu aquatique étudié.

La conception et la réalisation du projet nécessitent de définir le système de référence, c'est-à-dire de connaître approximativement l'état souhaité pour le cours d'eau. Il est également important de suivre et d'évaluer l'évolution de la restauration afin de connaître son impact sur le cours d'eau. Ce suivi permet d'avoir un aperçu de l'efficacité du projet.

Différents pays ont déjà réalisé des travaux de réhabilitation. On peut citer le Danemark, l'Angleterre, la France...

2.4.2 Exemples de réalisations

- Cas du Gelsa au Danemark :

Au Danemark, comme dans beaucoup d'autres endroits, les cours d'eaux ont été fortement altérés par l'homme. La première raison de cette altération est l'expansion et l'intensification des cultures. Le cours d'eau Gesla a été chenalisé et chaque année il était dragué. De plus, la rivière supportait une quantité excessive de matières organiques, de nutriments et autres contaminants.

En 1989 les méandres du fleuve Gelsa ont été reconstitués. Suite à cette reméandration, une étude a été réalisée sur la réponse à long terme de la communauté de macroinvertébrés.

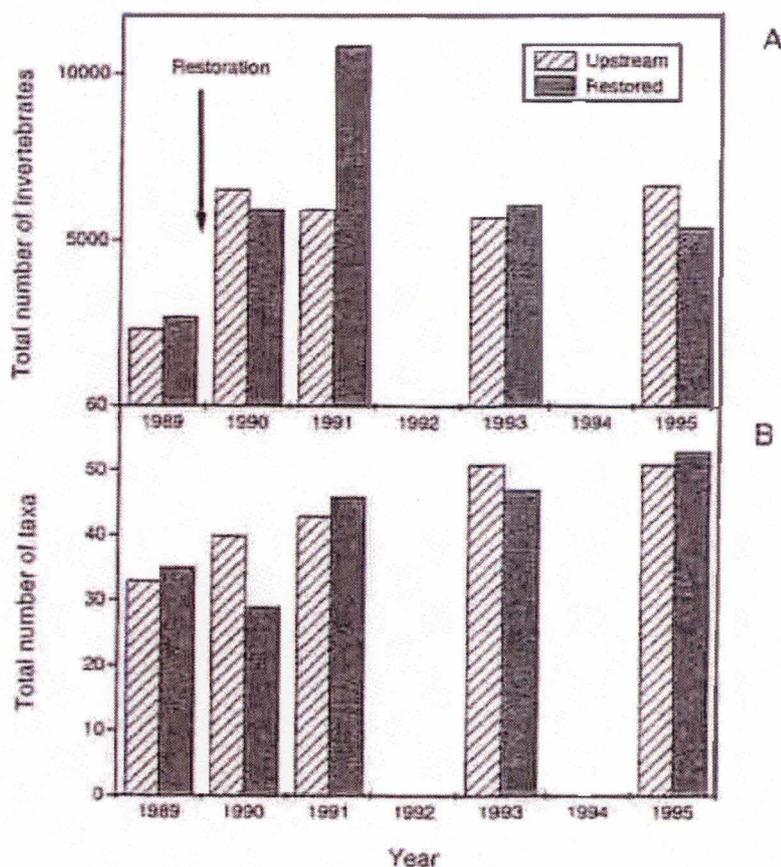


Figure 10 : « A » nombre total d'invertébrés, « B » nombre total de taxa en amont et sur la partie restaurée du Gelsa (Friberg et al ,1998).

Le premier histogramme nous présente le nombre total d'invertébrés. On peut voir qu'il n'y a pas de grosse différence entre la partie amont et la partie restaurée. Après restauration, on compte plus ou moins 6000 individus, sauf en 1991 où le nombre d'individus a presque doublé par rapport aux autres années mais aussi par rapport à la section amont à la même période, pour revenir à un nombre proche de 6000 individus entre 1993 et 1995.

Le deuxième histogramme nous présente le nombre total de taxa. Ici aussi on ne voit pas de différence marquée entre l'amont et la section restaurée entre 1989 et 1995. Par contre, on passe de plus ou moins 30 à 50 taxa en 1995.

Les résultats de Friberg et al (1998) montrent que l'extension reconstituée de la rivière Gelsa s'était stabilisée physiquement entre 1993 et 1995 sans changement de morphologie et de composition en substrat du cours d'eau.

La communauté de macroinvertébrés semble également s'être stabilisée après 1993. En conclusion, suite au reméandrement, la rivière Gelsa semble avoir rapidement (<3 années) créé un environnement physiquement stable avec, en terme de densité et de diversité, une communauté améliorée de macroinvertébrés.

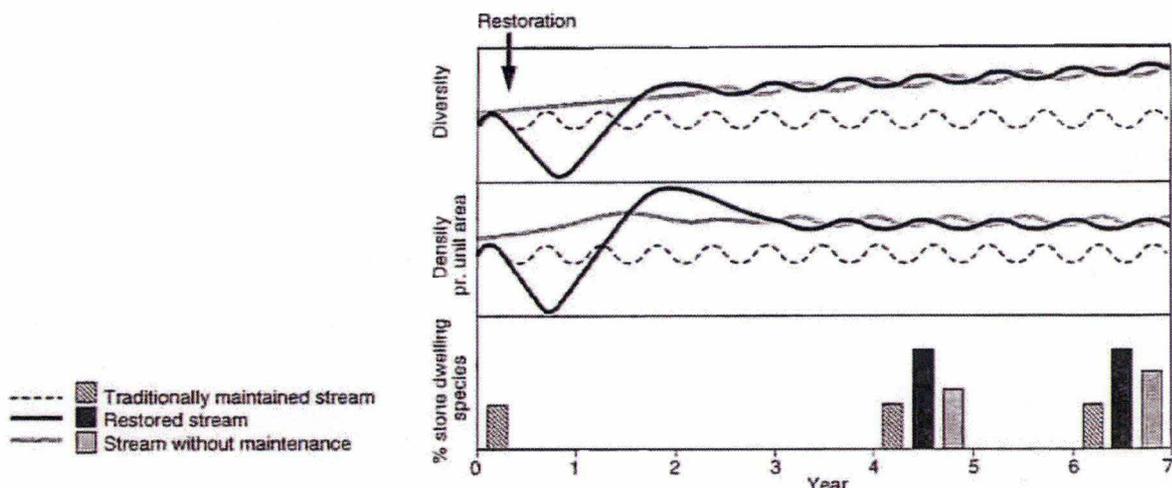


Figure 11 : Développement prévu des communautés de macroinvertébrés pendant une décennie dans un cours d'eau activement reconstitué; un cours d'eau dans lequel l'entretien a cessé et un cours d'eau dans lequel l'entretien a continué (Friberg et al,1998).

Les résultats de la figure 11 nous indiquent que la cessation seule de l'entretien des cours d'eau peut être bénéfique pour l'environnement après une période relativement courte.

Cependant, le reméandrement offre d'autres avantages environnementaux immédiats : une valeur esthétique plus élevée, une capacité accrue de zones inondables et la conservation d'éléments nutritifs.

- Cas du fleuve Brede au Danemark et du fleuve Cole en Angleterre :

Le fleuve Brede, situé dans le Jutland méridional rural au Danemark, a une énergie réduite. Le lit du fleuve est composé de graviers et de sable. Le site présente une bonne qualité de l'eau. La chenalisation du fleuve Brede a été entreprise dans les années 50. La restauration du fleuve en 1994 a impliqué la reméandration d'une section de 3,2 km du fleuve, augmentant sa longueur à 4,5 km avec un niveau de lit plus élevé de plus ou moins 0,5 m.

La rivière Cole est également une rivière à énergie réduite avec un lit d'argile située principalement dans une région rurale d'Angleterre méridionale. La chenalisation de la rivière Cole s'est produite par étapes depuis 1650. Pendant ce processus, la largeur du canal a été considérablement réduite de 14,9 m à 9,4 m et la largeur du canal a été augmentée de 8%. Sur les deux rivières, on a permis une recolonisation naturelle de la végétation (Biggs et al, 1998).

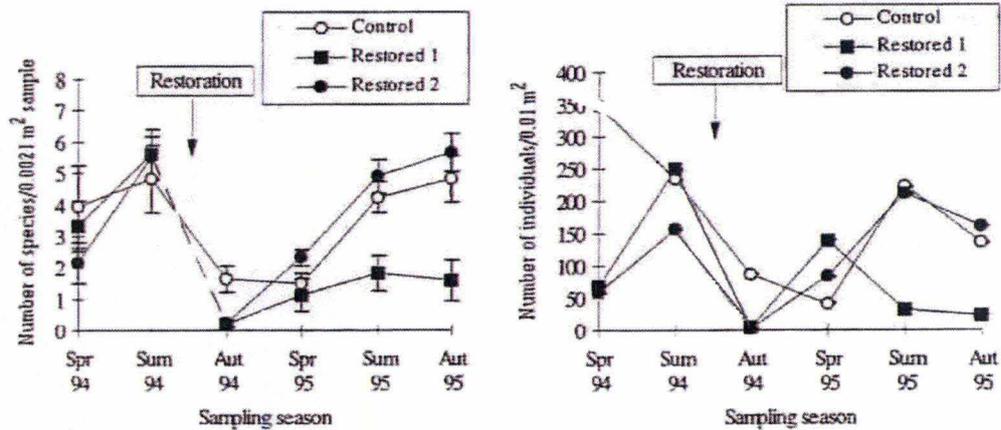


Figure 12 : Richesse des espèces d'invertébrés et abondance dans le fleuve Brede avant et après restauration (Biggs et al, 1998).

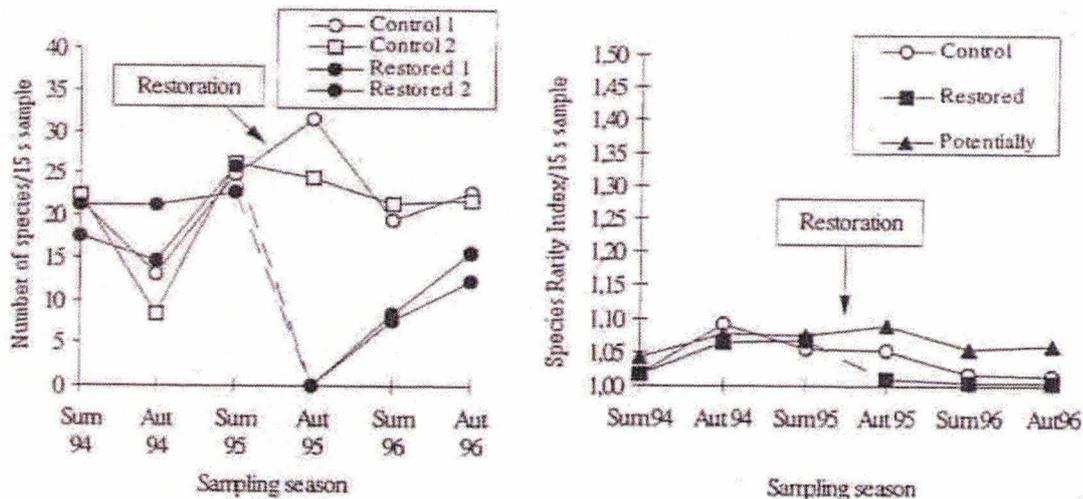


Figure 13 : Richesse des espèces d'invertébrés et abondance dans le fleuve Cole avant et après restauration (Biggs et al, 1998).

Les figures 12 et 13 nous montrent l'influence des restaurations sur l'abondance et la quantité de taxa sur les deux fleuves identifiés.

Si on regarde l'impact à court terme, la restauration nous paraît à première vue négative, ce qui est normal car les travaux éliminent les populations de macroinvertébrés présents sur le fond du lit. Ces graphiques nous montrent le déclin de la richesse spécifique dans les premiers mois après la fin des travaux. Néanmoins, on peut constater que la richesse spécifique avant travaux a été retrouvée naturellement au bout d'un an. L'abondance revient moins rapidement que la richesse. De plus, les taxons, plus rares, sont beaucoup plus lents à recoloniser le milieu perturbé (Biggs et al, 1998).

- Cas du fleuve Esrom au Danemark :

Le fleuve Esrom a été régularisé il y a une centaine d'années, mais c'est en 1990 que la partie supérieure du fleuve a été restaurée. Des travaux ont été réalisés afin de rendre l'écoulement de l'Esrom hétérogène, des graviers ont ainsi permis la diversification des habitats. De plus, le décolmatage et l'établissement de nouvelles frayères ont permis d'augmenter le nombre de truites de mer.

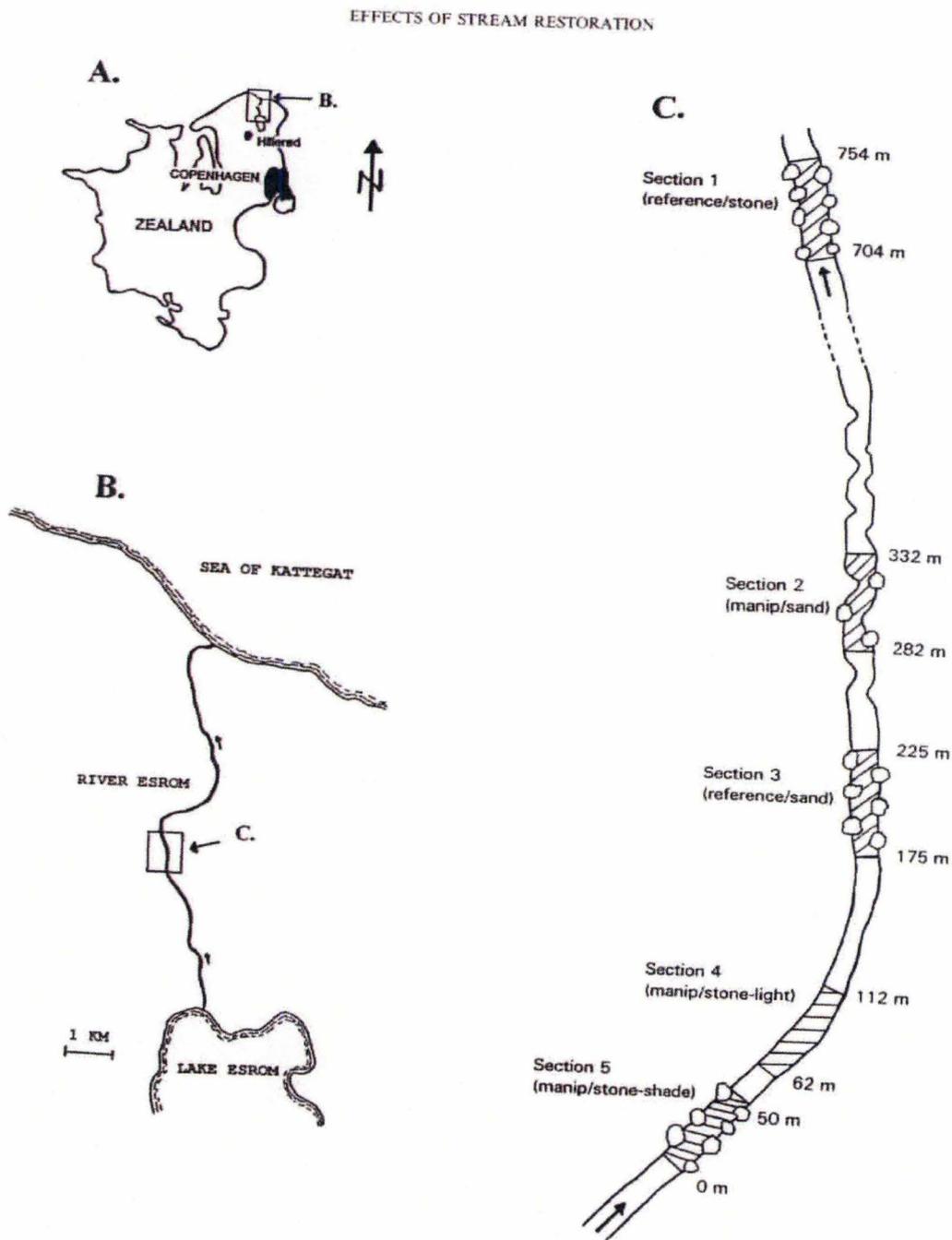


Figure 14 : Localisation du fleuve Esrom au Danemark ainsi que les différents secteurs rectifiés (Gørtz, 1998).

Tableau 2: Résultats de l'abondance et de la diversité de la faune du fleuve Esorm (GØrtz, 1998)

Section	Season	No. of taxa	No. individuals	Diversity	
				H	95% CL ^a
1 (reference/stone)	Nov 1994	32	2390	3.17	(2.97–3.38)
	Mar 1995	43	1852	3.88	(3.75–4.01)
2 (manip/sand)	Nov 1994	40	2346	3.69	(3.41–3.96)
	Mar 1995	46	1449	4.12	(3.96–4.38)
3 (reference/sand)	Nov 1994	37	480	4.04	(3.79–4.31)
	Mar 1995	43	864	4.31	(4.09–4.50)
4 (manip/stone-light)	Nov 1994	40	3870	3.81	(3.68–3.93)
	Mar 1995	44	2799	2.98	(2.71–3.13)
5 (manip/stone-shade)	Nov 1994	36	2438	3.70	(3.50–3.92)
	Mar 1995	38	2281	3.30	(3.06–3.54)

^a $n = 1000$ bootstrap re-sampling.

La communauté de macroinvertébrés dans la section 2 s'était améliorée en ce qui concerne le nombre d'individus, alors qu'aucune différence n'était observée dans le nombre de taxa et dans la diversité entre les cinq sections.

Les bénéfices écologiques sur les macroinvertébrés de la restauration ont été constatés de façon significative 4 ans après la restauration grâce à la diversification des habitats. On a recensé plusieurs taxons clefs en quantité sensiblement plus élevée comme nous pouvons le voir sur le tableau 2 (GØrtz, 1998).

La restauration, comme nous pouvons le constater, n'entraîne pas forcément un changement significatif de la diversité du macrobenthos mais elle a un effet positif sur les détritivores et sur la communauté benthique.

- Cas du Drugeon en France

Le Drugeon est une rivière de moyenne montagne de 3 à 10 mètres de large. Entre la fin des années 50 et le début des années 70, des travaux d'assèchement sévères ont été réalisés dans le but de transformer les zones humides en terres arables. De plus le Drugeon dont les méandres originels dépassaient 40 km a été rectifié sur sa totalité, la longueur de son tracé étant réduite de plus de 8 km. En 1997, dans le cadre d'un programme LIFE, des travaux de restauration du Drugeon ont permis de regagner 7 km de méandres.

Grâce à un suivi annuel réalisé sur la station du haut Drugeon, la durée minimale de reconstitution des mosaïques d'habitats est de 5 ans après la fin des travaux, surtout à cause du temps de recolonisation des bryophytes et des herbiers. On a montré un gain moyen de deux points d'IBGN, on passe également de 40-50 unités taxonomiques à 50-60 ce qui reflète une amélioration de la qualité physique de l'eau. La restauration apparaît d'autant plus efficace que la stratégie adoptée se rapproche de l'état originel (Degiorgi et al, 2006).

Matériel et méthodes

3. Matériel et méthodes

3.1 Caractéristiques de la station d'étude

L'étude a été réalisée sur la Semois à hauteur d'Etalle en amont du bassin de la Semois lorraine. La Semois à Etalle est un cours d'eau de première catégorie géré par la DCENN (Direction des Cours d'Eau Non Navigables)

La Semois prend sa source à Arlon à une altitude de 413 m et s'écoule au revers de la Cuesta Sinnémurienne (Ghysel et al, 2002). Elle parcourt 22,5 km entre sa source et Etalle avec une pente de 0,35% et un débit d'étiage de 0,66 m³/s (données fournies par le Laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale de l'ULg).

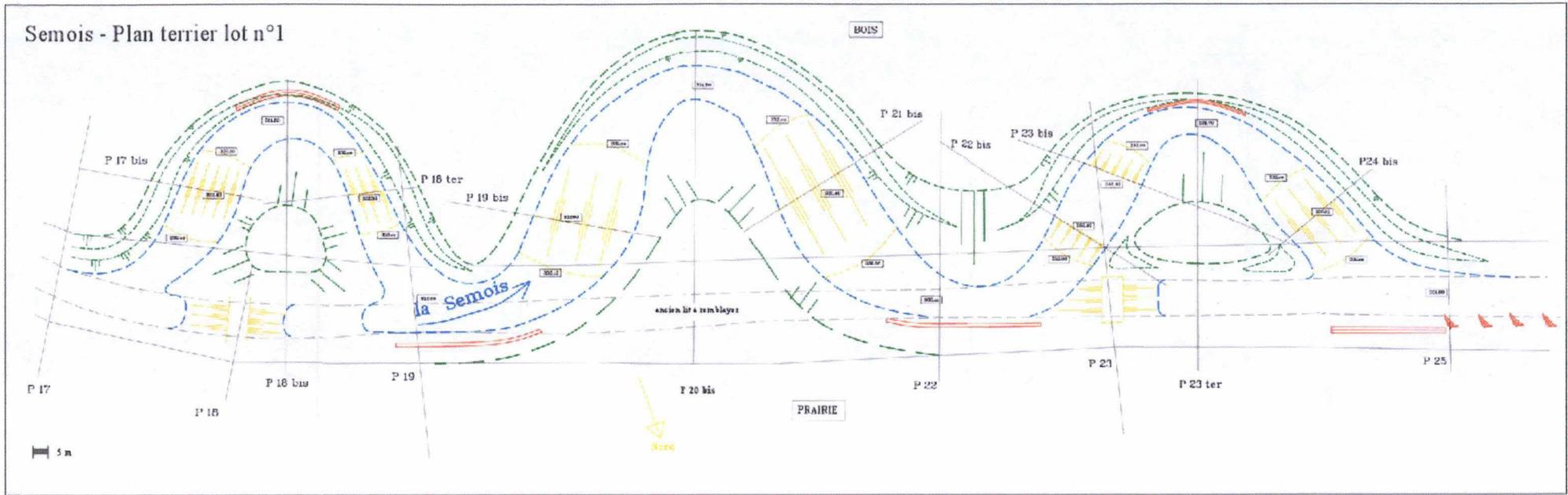
Le bassin est constitué de roches sinémuriennes qui correspondent au jurassique inférieur. Sur le site étudié, la Semois s'écoule sur les calcaires sablonneux de Florenville. Le sol et les berges se trouvant tout autour sont constitués de dépôts alluviaux modernes et sablonneux comme nous le montre la figure 17.

Le site d'étude a été choisi pour analyser l'impact d'un reméandrage sur la biodiversité. Deux secteurs ont été reméandrés le premier appelé lot1 est situé en aval, le deuxième appelé lot 2 est situé en amont comme nous pouvons le voir sur la figure 17. Le cours d'eau longe à cet endroit le bois communal d'Etalle composé d'une chênaie-frênaie. Les méandres ont été réalisés du côté du bois en rive gauche afin de ne pas devoir exproprier ou empiéter sur les propriétés des particuliers jouxtant le cours d'eau en rive droite.

La figure 15 nous présente le lot 1. Cette figure nous permet de voir les aménagements qui ont été réalisés ainsi que l'ancien tracé rectiligne du cours d'eau. Les méandres sur ce lot sont bien marqués. Des seuils ont été réalisés pour diversifier le courant, des enrochements ont été placés dans des courbes concaves afin d'empêcher l'érosion des berges. A la fin du lot se trouve une série d'épis.

La figure 16 quant à elle nous présente le 2^{ème} lot. Les méandres y sont beaucoup moins marqués. Des enrochements ont également été réalisés ainsi que des épis (à la fin du lot). Juste en amont des épis on trouve un îlot, correspondant à la roche en place, cet îlot est émergé quand les eaux sont basses (été) et immergé lors des fortes pluies.

Semois - Plan terrier lot n°1



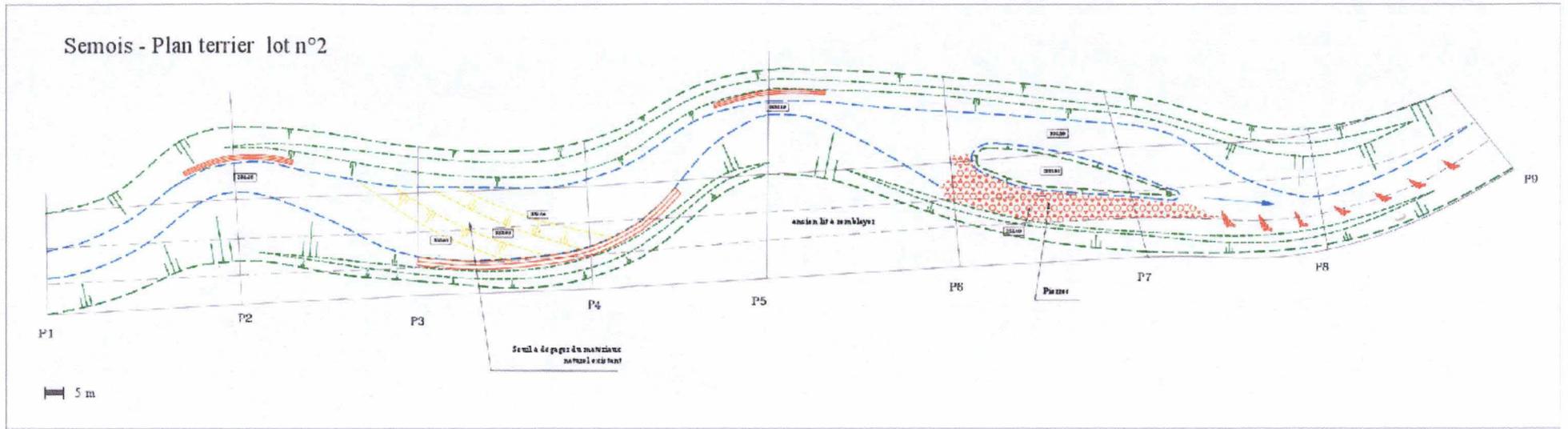
-  sommet de berge projet
-  berme projet
-  pied de berge projet
-  seuil à dégager du matériaux naturel sur place
-  enrochements en blocs de pierres de grès calcaire 100 à 500 kg
-  épi en blocs de grès calcaire
-  lit actuel de la Semois

Octobre 1999

Travaux de modification du cours de la Semois à Etalle

Figure 15 : Travaux d'aménagement réalisés sur le lot 1

Semois - Plan terrier lot n°2



-  sommet de berge projet
-  berme projet
-  pied de berge projet
-  seuil à dégager du matériaux naturel sur place
-  enrochements en blocs de pierres de grès calcaire 100 à 500 kg
-  épi en blocs de grès calcaire
-  lit actuel de la Semois

Octobre 1999

Travaux de modification du cours de la Semois à Etalle

Figure 16 : Travaux d'aménagement réalisés sur le lot 2

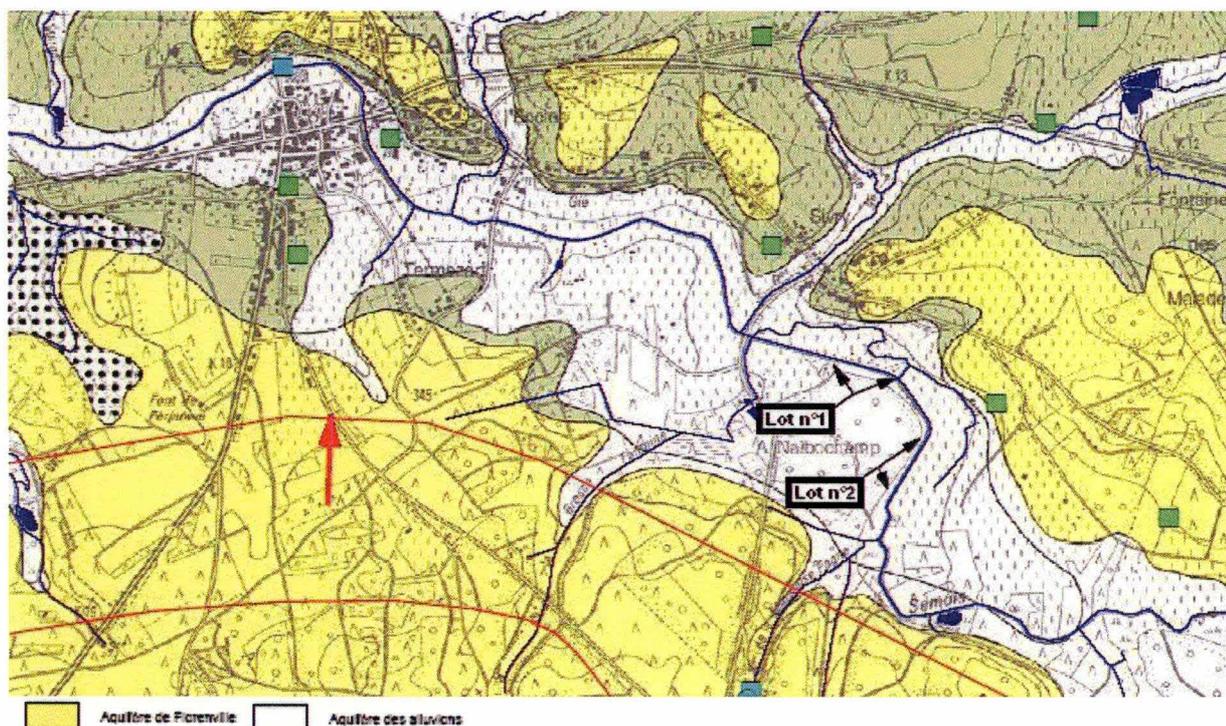


Figure 17: Extrait de la carte hydrogéologique Tintigny-Etalle 68/5-6
http://environnement.wallonie.be/cartosig/cartehydrogeo/document/Poster_6856.pdf

Les espèces de poissons dominantes dans ce secteur sont : la loche franche, le goujon, le chevaîne et le brochet. (E. Dupont –communication personnelle). L’avifaune rencontrée est typique des bords de cours d’eau. On peut citer l’hirondelle de rivage et en lisière forestière: le milan royal, la buse variable et la grive litorne. Les relevés floristiques et faunistiques ont été réalisés par la RW et le GIREA le 14/05/2001.

Au niveau de la flore, les espèces dominantes dans le lot 1 sont : *Corylus avellana*, le *Stellaria nemorum*, *Betula pubescens*, *Ranunculus ficaria*, *Urtica dioïca*, *Alliaria petiolata*, *Poa nemoralis*, *Brachypodium sylvaticum* et *Anemone nemorosa*.

Dans le lot 2, les espèces dominantes sont : *Anemona nemorosa*, *Carpinus betulus*, *Poa nemoralis*, *Millium effusum*, *Glechoma herderacea*, *Ranunculus ficaria*, *Lamium galeobdolon*, *Alliaria petiolata* et *Stellaria nemorum*.

On constate une belle diversité des espèces typiquement forestières, les espèces typiquement rivulaires étant peu représentées.

Les relevés des macroinvertébrés benthiques ont quant à eux permis de calculer l’IB et l’IBGN. La station amont du chantier compte 21 groupes taxonomiques différents. Son IB est de 8/10 et son IBGN de 9/20. La station aval présente quant à elle 18 unités systématiques avec un IB de 8/10 et un IBGN de 8/20 (Hallot et al, 2003).

3.2 Echantillonnage

L’échantillonnage a été réalisé sur trois secteurs : le lot 2 situé en amont, le lot 1 en aval, ainsi que sur un tronçon rectifié non aménagé qui se trouve entre les deux lots. Le tronçon non aménagé sera utilisé comme témoin.

L'échantillonnage recouvre 3 saisons. Les lots 1 et 2 ont été prospectés le 20 octobre 2005, le 16 mai et 23 juin 2006. Le tronçon rectifié a, quant à lui, été échantillonné le 23 juin 2006.

3.3 Analyses physico-chimiques

3.3.1 Prélèvements et analyses

Lors de chaque campagne de prélèvements, des analyses physico-chimiques ont été réalisées. Certaines de ces mesures ont été effectuées le jour même sur le terrain (pH, température, oxygène dissous, conductivité et la vitesse du courant) en un point du cours d'eau.

Matériel utilisé sur le terrain :

Paramètres et unités	Type	Modèle	Précision
Température en °c	WTW	pH330	0,1°C
pH	WTW	pH330	0,01
Oxygène dissous	WTW	Oxi320	0,1mg/l
Conductivité	WTW	Cond 330i	

En laboratoire nous avons dosé : l'ion ammoniacque, les nitrites, les nitrates et le phosphore total. Les méthodes d'analyse sont les suivantes :

- Le dosage de l'ammoniacque est réalisé par mesure spectrophotométrique des concentrations en ions ammonium NH_4^+ . L'absorbance est mesurée au spectromètre à 655nm.
- Le dosage des nitrites est réalisé par la méthode à l'acide sulfanilique. La diazotation de l'acide sulfanilique et la présence de l' α -naphtyl-amine donnent un complexe rouge susceptible d'un dosage colorimétrique. Ce complexe est dosé à une longueur d'onde de 520nm.
- Le dosage des nitrates est réalisé par la méthode à l'acide sulfosalicylique. Il se base sur le principe suivant : en milieu anhydre, l'acide sulfosalicylique forme avec les nitrates un complexe libérant en milieu basique l'ion nitrosalicylate, de couleur jaune, qui permet un dosage colorimétrique des ions NO_3^- . L'absorbance est mesurée au spectromètre à 420nm.
- Le phosphore total est hydrolysé par le persulfate en ortho-phosphates qui est alors dosé en milieu acide en présence de molybdate d'ammonium. Les ortho-phosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, lorsqu'il est réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue pouvant faire l'objet d'un dosage colorimétrique. L'absorbance se lit à 882 nm.

3.3.2 L'indice SEQ-Eau

Le SEQ-Eau ou système d'évaluation de la qualité des eaux (Agence de la Qualité de l'Eau, 2000) permet un diagnostic précis de la qualité de l'eau. Ce système, mis au point en France par les Agences de l'Eau et utilisé en Région Wallonne notamment dans l'Etude PIRENE (Fauville et al, 2004), est fondé sur la notion d'altération. Le SEQ-Eau fournit d'une part des évaluations concernant la qualité physico-chimique de l'eau pour chaque altération (classe) et d'autre part l'incidence de cette qualité sur la biologie et les usages de l'eau (classe d'aptitude à la biologie). Ce diagnostic permet de définir ultérieurement les actions à réaliser afin d'améliorer la qualité de l'eau en fonction de l'utilisation souhaitée.

Classe	Indice de qualité	Définition de la classe de qualité
Bleu	80 à 100	Eau de très bonne qualité
Vert	60 à 79	Eau de bonne qualité
Jaune	40 à 59	Eau de qualité moyenne
Orange	20 à 39	Eau de qualité médiocre
Rouge	0 à 19	Eau de mauvaise qualité

Après la mesure des paramètres comme les nutriments, la matière organique dissoute et les anions, chaque donnée est encodée dans le système informatique SEQ-Eau (V2) qui calcule directement les indices de qualité pour chaque paramètre encodé. Nos données seront également comparées aux mesures physico-chimiques réalisées avant travaux ainsi qu'aux données de la RW (origine de l'information : MRW - DGRNE - Direction des Eaux de surface) pour l'année 2005 de la Semois à Vance.

3.4 Macroinvertébrés

L'objectif de ces prélèvements est de voir si les aménagements réalisés sur ces deux lots pour augmenter le nombre d'habitats a eu un impact sur la diversité de la population de macroinvertébrés. Pour cette raison nous avons mis en relation le type de substrat et la diversité taxonomique.

3.4.1 Choix des microhabitats

Pour les deux lots on a :

- A. Une zone de courant plus lent avec dépôts de sédiments fins.
- B. Une zone de radier à courant rapide sur la roche en place avec la présence d'algues filamenteuses (*Cladophora* sp.).
- C. Une zone en bordure de berge avec des racines, de la végétation rivulaire.
- D. Une zone de végétation aquatique (Rubanier simple) avec des sédiments fins.

Les 4 substrats ont été échantillonnés pour les prélèvements d'automne et de printemps. Suite à l'étude réalisée par Eric Hallot et Geoffrey Houbrechts, du laboratoire d'Hydrographie et de Géomorphologie Fluviale de l'Université de Liège en mai 2006, un 5^{ème} substrat a été échantillonné en été. La détermination des habitats est basée sur le croisement des

profondeurs et des types de substrats (annexe1). Les figures 18 et 19 nous montrent le croisement entre les cartes de profondeur et de substrats ainsi que l'emplacement des prélèvements.

Ce qui donne 16 classes de microhabitats parmi lesquelles 5 sont dominantes.



Figure 18 : Croisement entre la classe de profondeur et de substrats (lot 1) A-B-C-D zone de prélèvements

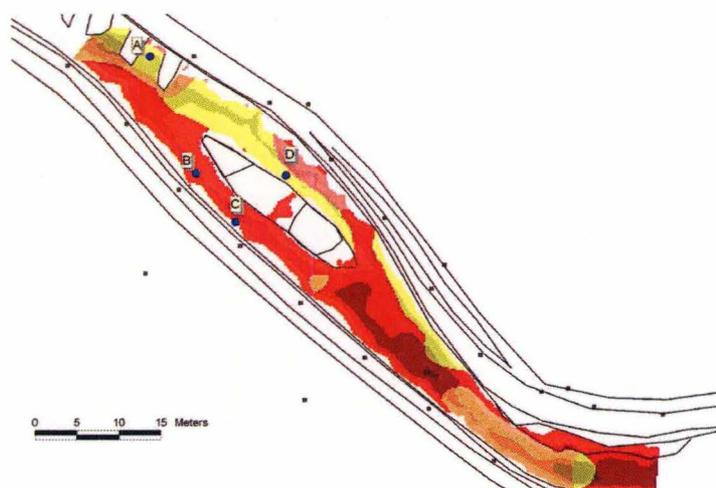


Figure 19 : Croisement entre les classes de profondeur et de substrats (lot 2) A-B-C-D zone de prélèvements

- 11 : Roche en place avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 12 : Roche en place avec de 0.50 à 0.75 m de profondeur
- 13 : Roche en place avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 14 : Roche en place avec de 0.00 à 0.25 m de profondeur

- 21 : Sables avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 22 : Sables avec de 0.50 à 0.75 m de profondeur
- 23 : Sables avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 24 : Sables avec de 0.00 à 0.25 m de profondeur

- 31 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 32 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de 0.50 à 0.75 m de profondeur
- 33 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 34 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de 0.00 à 0.25 m de profondeur

- 41 : Eléments > 10 cm avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 42 : Eléments > 10 cm avec de 0.50 à 0.75 m de profondeur
- 43 : Eléments > 10 cm avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 44 : Eléments > 10 cm avec de 0.00 à 0.25 m de profondeur

Les tableaux 3 et 4 nous présentent le pourcentage d'apparition des classes. Ainsi, nous pouvons constater que pour le lot 1 (tableau 3), les 4 substrats choisis pour les premiers prélèvements couvrent 59.8% de la zone d'étude ; en rajoutant le 5^{ème} substrat on couvre 66.9% de la zone d'étude.

Pour le lot 2 (tableau 4), les 4 premiers sites d'échantillonnage couvrent 65.7% de la zone d'étude ; en échantillonnant le 5^{ème} on couvre ainsi 77.3% de la zone d'étude.

Tableau 3 : Pourcentage d'apparition des classes pour le lot 1

		Profondeur				Somme
		1	2	3	4	
Substrat	1	6,6	24,5	17,2	12,1	60,4
	2	0,0	1,4	4,8	6,0	12,2
	3	0,6	3,1	3,3	0,2	7,2
	4	2,0	9,1	7,1	2,1	20,3
Somme		9,3	38,1	32,3	20,3	100,0

4 microhabitats échantillonnés en automne, printemps et été

5^{ème} microhabitats

Tableau 4 : Pourcentage d'apparition des classes pour le lot 2

		Profondeur				Somme
		1	2	3	4	
Substrat	1	0,4	11,6	22,1	23,1	57,2
	2	0,8	1,6	7,1	13,4	22,9
	3	1,0	4,3	7,6	3,0	15,9
	4	0,0	0,0	0,9	3,1	4,1
Somme		2,1	17,5	37,7	42,6	100,0

4 microhabitats échantillonnés en automne, printemps et été

5^{ème} microhabitats

3.4.2 Méthodes de prélèvements du benthos

Les échantillons ont été prélevés à l'aide de deux types de filets, le Surber (figure 20) et le troubleau. Le Surber (400 cm² de surface) est composé de deux cadres métalliques soudés à angle droit et d'un filet de mailles de 0.5mm. Lors du prélèvement, l'utilisateur se place dos au courant avec l'ouverture du filet face au courant et récolte dans le filet tout ce qui se trouve à l'intérieur du cadre métallique posé sur le sol. Les prélèvements ont été réalisés dans 5 microhabitats. Les prélèvements réalisés avec le Surber sont semi-quantitatifs, tandis que les prélèvements réalisés avec le troubleau sont qualitatifs.

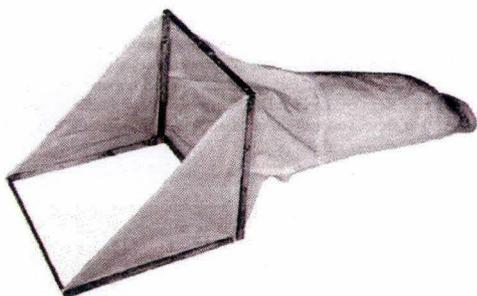


Figure 20 : Filet Surber

Le troubleau est constitué d'un cadre métallique de 625 cm² de surface (25×25 cm de côté) sur lequel est fixé un filet à mailles de 0.5 mm. Ce filet est protégé par une épaisseur métallique à mailles de 1 cm. La technique de prélèvement consiste à déposer le filet sur le fond du cours d'eau en plaçant l'ouverture face au courant. L'utilisateur est placé dos au courant et remue fortement le fond du cours d'eau avec le pied en amont du filet qui recueille ce que le courant emporte. Trois prélèvements ont été réalisés : les deux premiers l'ont été dans les 5 microhabitats de chaque lot et le 3^{ème}, pendant 5 minutes, dans le tronçon rectifié. Afin d'analyser les échantillons ultérieurement au laboratoire, ils ont été fixés avec du formol 10%.

Au laboratoire :

Pour chaque station, l'échantillon est placé sur trois tamis successifs à mailles respectivement de 4 mm, 1 mm et 0.5 mm. Les sédiments fins dont la taille est inférieure à 0.5 mm sont évacués par un rinçage abondant à l'eau de ville. Les macroinvertébrés et les fractions les plus grosses des sédiments (débris végétaux, cailloux,...) dont la taille est supérieure à 0.5 mm sont retenus sur les tamis.

Chaque fraction est déversée dans un bac en plastique blanc. Les invertébrés sont ensuite prélevés à l'aide d'une pince brucelle. La fraction la plus grosse (>4 mm) a été triée à vue dans un bac blanc. Les fractions plus petites ont quant à elles été triées sous un binoculaire (Nikon) dans une petite boîte en plastique transparent.

Les organismes sont séparés au fur et à mesure du tri dans des piluliers en plastique étiquetés. Finalement ils sont déterminés sous loupe binoculaire Nikon, munie d'un oculaire de grossissement 10× et d'un objectif avec un grossissement variable de 6 à 40×. La clef de détermination utilisée est celle de Tachet et al (2000). Les différents spécimens ont été déterminés et dénombrés jusqu'à l'espèce lorsque cela a été possible.

3.5 Différents indices seront calculés pour analyser les données

➤ L'indice de diversité de Shannon -Weaver ($H' = -\sum p_i \times \log_2 p_i$)

p_i correspond à l'abondance relative de chaque espèce et est calculé en divisant n_i par N , où n_i représente l'abondance de l'espèce de rang i et N le nombre total d'individus récoltés. Nous pouvons calculer cet indice en prenant le logarithme en base 2. L'indice de diversité de Shannon-Weaver nous permet de comparer des milieux différents. Il est compris entre 0 (ce qui correspond à une seule espèce rencontrée) et une valeur indéterminée dépendant du nombre total d'espèces.

➤ L'indice d'équitabilité ($E = H' / \log_2 S$)

où S est le nombre d'espèces. L'équitabilité permet de comparer la diversité des peuplements qui renferment des nombres d'espèces différentes. Elle est comprise entre 0 (où une espèce domine le peuplement) et 1 (où toutes les espèces ont la même abondance).

➤ L'analyse des traits biologiques :

Les traits biologiques nous permettent de donner une signification écologique aux différentes espèces rencontrées (Tachet et al, 2000). La notion de trait biologique fait référence à un codage des caractéristiques biologiques des macroinvertébrés benthiques. De nombreux paramètres biologiques, physiologiques et écologiques ont été utilisés comme traits biologiques. Pour chacun de ces traits, des modalités ont été définies en utilisant un système de codage. Dans le codage utilisé, pour un trait donné, une valeur nulle nous indique une absence d'un taxon avec la modalité, une valeur de 1 nous donne une faible affinité, une valeur de 2 nous donne une affinité moyenne et une valeur de 3 ou plus nous donne une forte affinité. Les traits biologiques retenus pour cette étude sont :

- le type de nourriture
- les microhabitats

➤ L'analyse des correspondances

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC), ou analyse des correspondances simples, est une méthode exploratoire d'analyse des tableaux de contingence. L'AFC a pour objet d'étudier simultanément les lignes et les colonnes d'un tableau de contingence et de mettre en évidence les « correspondances », c'est-à-dire les liaisons entre ces deux ensembles. Cette analyse a été employée dans ce mémoire pour résumer la structure d'un jeu de données de distribution d'espèces et le mettre en relation avec le substrat ou la saison. Pour réaliser cette analyse nous avons utilisé le logiciel ADE4.

Résultats et discussion

4 Résultats et discussion

4.1 Analyses physico-chimiques

Les différents paramètres étudiés in situ sont : la température, la concentration en oxygène, la conductivité et le pH. L'indice SEQ-Eau a été calculé sur base des matières en suspension, de la concentration en nitrites, nitrates, ammonium et phosphore total.

Tableau 5: Résultats des analyses physico-chimiques des 3 campagnes de terrain comparées aux données avant travaux ainsi qu'aux données fournies par la Région Wallonne (2005) et les normes des eaux de surface.

				Données avant travaux (14/05/2001)	Données RW 2005* (valeurs moyenne sur 12 périodes d'échantillonnage)	Normes Eaux de Surface AR.21.11.87
	Automne	Printemps	Eté			
T° (°C)	8.6	14.5	14.3	18.1	9.7	25.0
pH	8.0	7.7	7.8	7.4	7.8	6.0-9.0
O ₂ (mg/l)	6.7	6.5	8.3		8.7	
% saturation	54.6	52.9	85.0	77.0	74.0	50.0
Conductivité (µS/cm)	573	502	565	408	541	
MES (mg/l)	2.8	5.6	7.8	116.0	10	
Nitrites (mg N-NO ₂ /l)	0.038	0.067	0.026		0.093	
Ammonium (mg N-NH ₃ /l)	0.06	0.16	0.23		0.20	
Nitrates (mg N-NO ₃ /l)	2.07	1.50	1.43		3.38	
Phosphore total (mg P/l)	0.2	0.1	0.1		0.2	1.0

*Origine de l'information : MRW-DGRNE-Direction des Eaux des Surface.

Pour les 3 dates de prélèvements, les mesures in situ ont été effectuées en un point du cours d'eau en même temps que le prélèvement des macroinvertébrés et plus ou moins aux mêmes heures (fin de matinée).

Les pH mesurés au cours des différentes saisons sont relativement constants, variant entre 7.7 et 8.0. On ne constate pas de différences entre nos propres données, les données avant travaux et les données de la région wallonne. Les variations du pH sont dues à des modifications de l'équilibre du système carbonates-bicarbonates-CO₂ qui est en relation avec la nature géologique du substrat. En milieu naturel, le pH est influencé par les activités biologiques qui agissent sur la concentration en CO₂ dissous (photosynthèse et respirations). La conductivité est élevée et varie entre 502 µS/cm et 573 µS/cm, ce qui est le signe d'une minéralisation déjà importante. La conductivité traduit la minéralisation totale de l'eau. Sa valeur varie en fonction de la température. On remarque que la saturation en oxygène est plus élevée en été (85%), ce qui est probablement dû au développement des algues. Par contre, le taux est plutôt

bas en automne et au printemps, résultat d'une consommation d'oxygène par la dégradation de matières organiques polluantes.

Les matières azotées et le phosphore total sont en concentrations relativement moyennes, elles seront analysées plus en détail via le SEQ-Eau.

4.2 Indice de qualité (SEQ-Eau)

-Matières azotées hors nitrates :

	Indice de qualité d'eau
Automne	52
Printemps	33
Eté	26
Donnée RW (moy)	59

Ce paramètre reprend les concentrations en ammonium et en nitrites. Le prélèvement réalisé en automne présente une eau de qualité moyenne, les mesures réalisées au printemps et en été présentent une eau de qualité médiocre. Le cours d'eau est riche en éléments minéraux nutritifs générés par la dégradation des matières organiques. Les données communiquées par la Région Wallonne présentent une moyenne de 59 ce qui correspond à une eau de qualité moyenne.

-Matières phosphorées :

	indice de qualité d'eau
Automne	65
Printemps	70
Eté	69
Donnée RW (moy)	63

Les indices calculés pour la matière phosphorée et basés sur le phosphore total, nous donnent une eau de bonne qualité.

-Nitrates :

	indice de qualité d'eau
Automne	64
Printemps	66
Eté	66
Donnée RW (moy)	63

Les valeurs de l'indice calculé pour les nitrates sont relativement semblables. Elles nous permettent de voir que les nitrates ne présentent pas un problème majeur dans le secteur étudié.

Les indices calculés avec le SEQ-Eau nous montrent pour la plupart que le cours d'eau est classé dans la catégorie « bonne qualité », excepté pour les matières azotées hors nitrates. Ceci est révélateur d'une pollution organique résiduelle, malgré l'épuration fonctionnant en amont. C'est également confirmé par les déficits de saturation en oxygène dissous et les teneurs relativement élevées en NH_4^+ qui peuvent se révéler défavorables pour la faune. En résumé, en fonction de nos analyses, le bon état physico-chimique n'est pas atteint dans le secteur étudié.

4.3 Relation microhabitats-biodiversité

Lors des trois campagnes de terrain le 19 octobre 2005, le 16 mai et le 23 juin 2006, 4 substrats ont été échantillonnés. Les substrats prospectés sont : une zone de berge, une zone de dépôts, une zone de radier (cailloux) et une zone de sédiments fins comportant des rubaniers simples. Les tableaux 6 et 7 nous présentent les différents peuplements de macroinvertébrés rencontrés en fonction des différents habitats.

➤ Diversité des substrats

Nous avons réalisé des histogrammes afin de mieux nous rendre compte de la diversité des différents microhabitats prospectés au cours des saisons (figure 21).

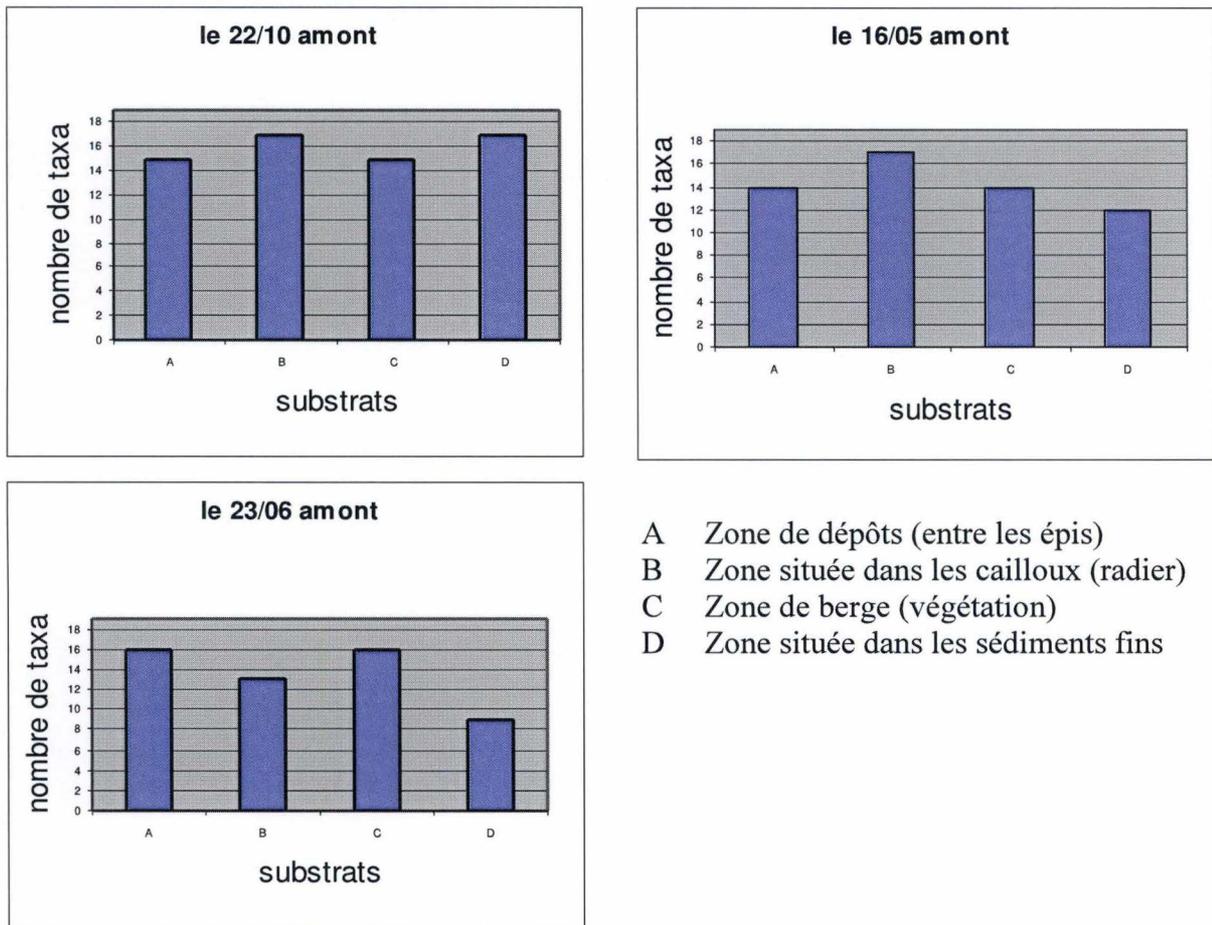
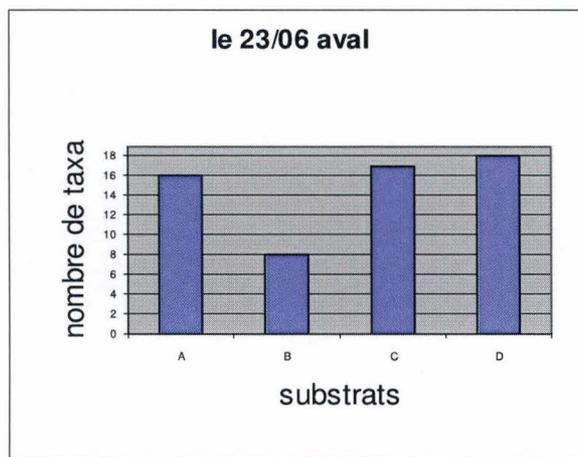
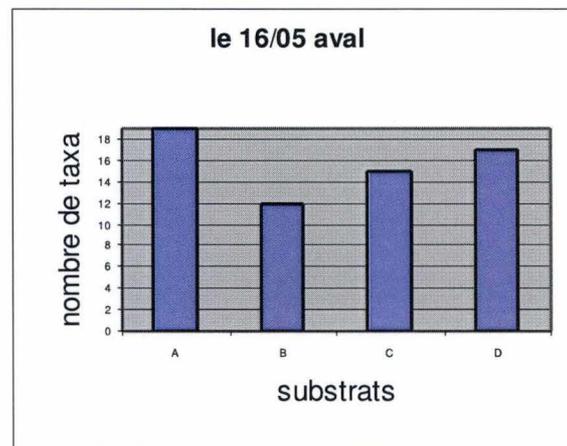
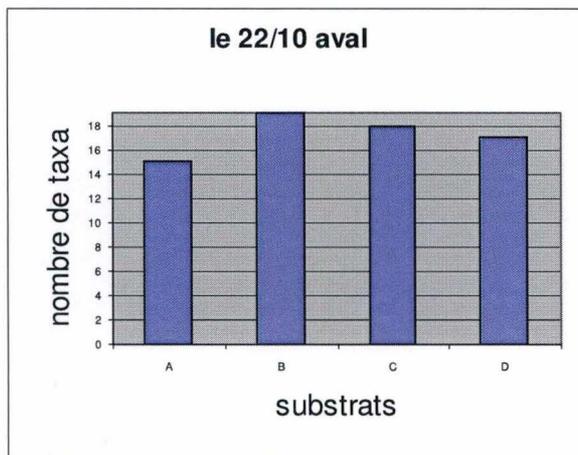


Figure 21 : Nombre de taxa rencontrés dans les différents substrats suivant les saisons pour le lot 2 (amont).

On observe une chute du nombre de taxa dans la zone située dans les sédiments fins en été. En effet, on passe de 17 à 9 taxons. C'est la zone située dans les cailloux au niveau du radier qui présente le plus grand nombre de taxa (17 en automne et au printemps), avec une petite chute en été.



- A Zone de sédiments fins et de rubaniers simples
- B Zone de dépôts
- C Zone de pierres dans le radier
- D Zone de berge (végétations)

Figure 22: Nombre de taxa rencontrés dans les différents substrats suivant les saisons pour le lot 1 (amont).

Sur la figure 22 on peut voir une grosse chute au niveau de la zone de dépôts. On passe en effet de 19 à 8 taxa. Mis à part cette chute on ne constate pas de grosses différences entre les divers substrats. Le nombre de taxa fluctue entre 19 et 15. Maintenant, si on compare les deux lots entre eux, on ne note pas de différences entre eux.

Le nombre total d'individus récoltés est plus important au printemps (tableau 6) avec 1762 individus. Pour le lot 1 (tableau 7), le nombre d'individus est important en été (1629).

Il n'y a pas de grosses différences entre le lot 1 et le lot 2 en automne. Par contre, le lot 2 (tableau 6) présente plus d'individus au printemps (1762) que le lot 1 (1494). La tendance s'inverse en été où le lot 1 présente un plus grand nombre d'individus (1629) que le lot 2 (1411).

➤ Calcul de l'IBGN

L'IBGN a été calculé pour les trois saisons en prenant le total des 4 substrats rencontrés. Le groupe indicateur pour calculer l'IBGN est la famille des Limnephilidae quand il est représenté par au moins 10 individus; quand il y a moins de 10 individus, le taxon utilisé est la famille des Baetidae. Les IBGN pour le lot 2 sont de 7-7-8/20 et pour le lot 1 de 7-7-7/20. Ils sont très faibles, témoins d'une qualité d'eau médiocre.

➤ Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon ne présente pas de différence significative entre les deux lots. C'est pourquoi l'indice de diversité de Shannon a été calculé pour les différents substrats au cours des saisons (tableau 8).

Tableau 8 : Indice de Shannon calculé pour les différents substrats au cours des saisons

	Amont		Aval	
Automne	Zone de dépôts (entre les épis) A	3.17	Zone de sédiments fins et rubaniers A	3.03
	Zone située dans les cailloux B	2.91	Zone de dépôts B	3.09
	Zone de berge (végétation) C	2.64	Zone de pierre dans le radier C	2.93
	Zone située dans les sédiments fins D	2.87	Zone de berge (végétations) D	2.73
Printemps	Zone de dépôts (entre les épis) A	2.71	Zone de sédiments finset rubaniers A	3.09
	Zone située dans les cailloux B	2.31	Zone de dépôts B	1.50
	Zone de berge (végétation) C	1.56	Zone de pierre dans le radier C	1.84
	Zone située dans les sédiments fins D	2.98	Zone de berge (végétations) D	3.18
Eté	Zone de dépôts (entre les épis) A	3.30	Zone de sédiments fin et rubaniers A	1.98
	Zone située dans les cailloux B	1.89	Zone de dépôts B	2.03
	Zone de berge (végétation) C	2.65	Zone de pierre dans le radier C	2.10
	Zone située dans les sédiments fins D	2.43	Zone de berge (végétations) D	2.53

On peut voir que la zone de berge se détache des autres substrats au printemps dans le lot situé en amont. En effet, la diversité y est plus faible (1,56) que dans les autres substrats à la même saison. En été, toujours dans la partie amont, c'est la partie située dans les cailloux qui présente une faible diversité (1,89) par rapport à la zone de dépôts située entre les épis (3,30). La zone de dépôts entre les épis présente une diversité maximum. Elle est constituée d'une zone de courant plus calme, dans laquelle on retrouve des rubaniers ainsi que des débris organiques (feuilles et branchages). En aval, ce n'est qu'au printemps que l'on trouve une différence entre la zone de dépôts (1,50), la zone de pierre dans le radier (1,84) et la zone de berge (3,18).

Si le 5^{ème} substrat n'a pas été repris dans les tableaux 6 et 7, c'est parce que l'indice de Shannon nous indique (tableau 9) qu'il n'apporte pas plus d'information en terme de biodiversité.

Tableau 9 : Indice de Shannon calculé avec 4 et 5 substrats

Eté Amont		Eté Aval	
Avec 4 substrats	2.80	Avec 4 substrats	2.78
Avec 5 substrats	3.04	Avec 5 substrats	2.78

L'indice d'équitabilité varie entre 0,70 et 0,56 pour le lot 2 situé en amont au cours des saisons. Il en est de même pour la station aval (lot1), car l'indice varie entre 0,71 et 0,53. L'équitabilité plus basse traduit une dominance plus forte des Chironomidae quand on passe de 0,70 à 0,56 ou 0,53. Ce changement indique une altération de la structure de la communauté, consistant dans l'augmentation forte de taxons tolérants à la pollution de l'eau.

Tableau 6 : Evaluation de la qualité biologique du lot 2 échantillonné par filet surber (amont)

	Automne					Printemps					Eté				
	A	B	C	D	Tot	A	B	C	D	Tot	A	B	C	D	Tot
Oligochètes															
Lumbriculidae	47	73	21	67	208	80	170	8	34	292	13	2	0	93	108
Lumbricidae	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0
Tubificidae	40	59	11	44	154	56	94	10	13	173	24	0	1	70	95
Achètes															
Erpobdellidae <i>Erpobdella sp.</i>	10	4	3	20	37	2	23	7	0	32	45	1	2	0	48
Glossiphoniidae <i>Hellobdella stagnalis</i>	0	1	1	0	2	0	1	1	0	2	2	0	0	0	2
<i>Glossiphonia sp.</i>	2	2	1	5	10	1	0	1	17	19	15	0	0	0	15
Mollusques															
Gastéropodes															
Ancylidae <i>Ancylus fluviatilis</i>	2	0	0	0	2	1	1	0	0	2	0	0	1	0	1
Acroloxidae <i>Acroloxus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	0	2
Planorbidea <i>Anisus sp.</i>	5	8	0	3	16	1	7	0	0	8	3	6	5	0	14
Lymnaeidae <i>Lymnaea sp.</i>	5	15	10	1	31	0	4	13	0	17	0	4	12	0	16
<i>Radix sp.</i>	3	1	7	6	17	0	3	10	6	19	0	3	23	0	26
Bivalves															
Spaeriidae <i>Sphaerium sp.</i>	10	5	0	0	15	7	2	0	12	21	25	1	0	10	36
<i>Pisidium sp.</i>	3	7	0	6	16	5	0	0	16	21	14	3	0	13	30
Arachnides															
Hydracariens	0	0	1	4	5	2	1	4	1	8	1	0	1	2	4
Crustacés															
Asellidae <i>Asellus aquaticus</i>	6	20	8	130	164	30	17	20	24	91	74	54	40	15	183
Gammaridae <i>Gammarus sp.</i>	16	10	6	36	68	20	13	40	20	93	17	125	99	10	251
Insectes aquatiques															
Sialidae <i>Sialis sp.</i>	5	1	0	2	8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Baetidae <i>Baetis sp.</i>	0	0	4	6	10	3	14	13	13	43	3	17	10	2	32
Calopterygidae <i>Calopteryx sp.</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipidae <i>Halipus sp.</i>	1	0	4	4	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Hydropsychidae <i>Hydropsyche sp.</i>	0	1	0	1	2	1	1	2	1	5	0	11	5	0	16
Limnephilidae <i>Melampophylax sp.</i>	1	1	3	1	6	2	4	1	1	8	17	17	1	0	35
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	20	0	1	21	3	0	6	2	11
Chironomidae <i>Chironominae</i>	21	63	81	103	268	36	337	420	89	882	23	351	77	33	484
Tipulidae	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.	14	16	14	16	22	14	16	13	11	20	16	12	15	9	21
Nombre de taxa	15	17	15	17	23	14	17	14	12	21	16	13	16	9	22
Nombre d'individus					1053					1762					1411
Indice de diversité de Shannon H'					3.14					2.45					3.09
Indice d'équitabilité E					0.70					0.56					0.69
IB /10					7					8					9
IBGN/20					7					7					8

A	Zone de dépôts (entre les épis)
B	Zone située dans les cailloux (radier)
C	Zone de berge (végétation)
D	Zone située dans les sédiments fins

Tableau 7 : Evaluation de la qualité biologique du lot 1 échantillonné par filet surber (aval)

	Automne					Printemps					Eté				
	A	B	C	D	Tot	A	B	C	D	Tot	A	B	C	D	Tot
Oligochètes															
Lumbriculidae	10	73	24	41	148	2	40	19	17	78	20	8	0	283	311
Lumbricidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tubificidae	13	64	3	47	127	0	15	3	5	23	2	15	8	126	151
Achètes					0										
Erpobdellidae Erpobdella sp.	2	12	24	6	44	14	7	1	17	39	8	1	3	14	26
Glossiphoniidae Hellobdella stagnalis	0	7	1	1	9	0	0	0	6	6	1	0	0	3	4
Glossiphonia sp.	0	1	4	1	6	3	1	0	11	15	3	0	0	0	3
Mollusques					0										
Gastéropodes					0										
Ancylidae Ancylus fluviatilis	2	1	0	0	3	1	0	1	0	2	1	0	1	1	3
Acroloxidae Acroloxus sp.	0	1	1	0	2	2	0	2	1	5	0	0	1	1	2
Planorbidea Anisus sp.	15	8	3	12	38	14	0	11	7	32	10	0	9	13	32
Lymnaeidae Lymnaea sp.	0	15	4	0	19	6	1	0	4	11	1	0	3	2	6
Radix sp.	4	1	2	4	11	5	0	9	6	20	3	0	9	15	27
Bivalves					0										
Spaeriidae Sphaerium sp.	0	0	0	0	0	5	6	2	0	13	0	2	2	0	4
Pisidium sp.	10	1	1	0	12	6	9	9	3	27	0	0	1	0	1
Arachnides					0										
Hydracariens	2	0	7	1	10	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0
Crustacés					0										
Asellidae Asellus aquaticus	18	30	29	19	96	17	14	13	18	62	21	86	33	39	179
Gammaridae Gammarus sp.	16	20	76	87	199	10	18	19	21	68	13	10	131	48	202
Insectes aquatiques					0										
Sialidae Sialis sp.	5	1	0	4	10	1	0	0	0	1	0	0	6	3	9
Baetidae Baetis sp.	2	0	1	8	11	12	8	44	42	106	13	10	4	8	35
Calopterygidae Calopteryx sp.	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haliplidae Haliplus sp.	0	4	1	1	6	0	0	0	0	0	1	0	0	2	3
Hydropsychidae Hydropsyche sp.	2	1	3	2	8	2	0	3	2	7	0	0	2	3	5
Limnephilidae Melampophylax sp.	2	1	1	3	7	2	2	2	6	12	3	1	6	5	15
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	6	0	19	8	33	2	0	10	2	14
Chironomidae Chironominae	63	25	48	117	253	83	377	374	98	932	207	86	262	42	597
Tipulidae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.	14	18	17	16	22	18	12	16	16	20	15	8	16	17	20
Nombre de taxa	15	19	18	17	23	19	12	15	17	21	16	8	17	18	21
Nombre d'individus					1023					1494					1629
Indice de diversité de Shannon H'					3.21					2.33					2.78
Indice d'équitabilité E					0.71					0.53					0.63
IB/10					9					9					9
IBGN/20					7					7					7

A	Zone de sédiments fins et de rubaniers simples
B	Zone de dépôts
C	Zone de pierres dans le radier
D	Zone de berge (végétations)

Les taxons observées dans ces deux tableaux sont essentiellement des taxons polluo-tolérantes. Des diagrammes (figures 23, à titre d'exemples les autres diagrammes sont placés en annexes 2, 3, 4, 5, 6) ont été réalisés afin de mieux voir la répartition des espèces et de pouvoir comparer les différentes saisons.

Si on observe le lot 2 (en automne) situé en amont, on remarque que les oligochètes sont dominants au niveau de la zone de dépôts et de la zone située dans les cailloux (figure 21). Au niveau des berges, on constate que les insectes sont dominants. Si on regarde de plus près leur composition, on observe que les Chironomidae sont dominants dans la mesure où ils représentent 74 à 92% des insectes. Les sédiments fins sont composés à 25% d'oligochètes, 27% d'insectes, 38% de crustacés.

Si l'on regarde le lot 1 (toujours à la même période) situé en aval (voir annexe 7), on constate que les oligochètes ne sont présents que dans la zone de dépôts. Les autres substrats comme la zone de radier et la zone située dans les rubaniers sont quant à eux dominés par les crustacés. Au printemps et en été la situation change (annexes 2, 3, 4, 5, 6), les insectes aquatiques sont majoritaires dans la plupart des substrats et ce dans les deux lots.

Des troubleaux généraux ont été réalisés afin de pouvoir les comparer aux données avant travaux. Un troubleau réalisé sur les lots 1 et 2 ainsi que sur le tronçon non aménagé situé entre les deux lots, nous servira de témoin. Les résultats de ces troubleaux sont repris dans le tableau 9.

Ainsi nous pouvons constater que le nombre d'individus est plus important sur le lot 1 prospecté avant les travaux (1916 individus). Le lot 1 prospecté en 2006 présente le plus petit nombre d'individus (571 individus). Si on compare les deux lots prospectés en 2006 au tronçon témoin, on observe que le lot 1 contient moins d'individus (571 individus) que le tronçon témoin (838 individus).

Quant aux indices de diversité on note que la diversité est plus grande dans le lot 2 en 2006 (3,00) que dans le même lot avant les travaux (1,88). La différence est moins marquée entre le lot 1 en 2006 (2,60) et avant travaux (2,01). La diversité du tronçon témoin (2,45) est proche de la diversité des lots 1 et 2 en 2006.

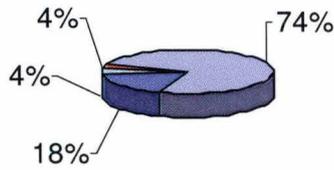
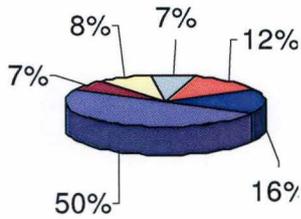
L'indice d'équitabilité pour le lot 1 (0,59), le lot 2 (0,68) et le tronçon témoin (0,55) ne nous permet pas de dire qu'une taxon domine par rapport aux autres. Par contre, pour le lot 1 (0,48) et le lot 2 (0,35), les indices d'équitabilité avant travaux sont plus proches de 0 que de 1. On peut donc dire qu'un taxon domine les autres. Si on regarde le tableau 9, on remarque que les Asellidae sont très abondantes, ce qui se traduit par une faible équitabilité.

Dans l'ensemble des lots, l'IBGN est faible. En 2006 il est de 6 pour le lot 1, de 7 pour le lot 2 et de 7 pour le tronçon témoin. Avant travaux l'IBGN est de 9 pour le lot 1 et de 8 pour le lot 2. Les communautés d'invertébrés de ce tronçon de la Semois comportent donc essentiellement des taxons polluo-résistants, assez tolérantes à la qualité de l'eau.

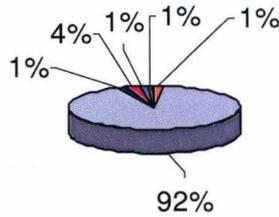
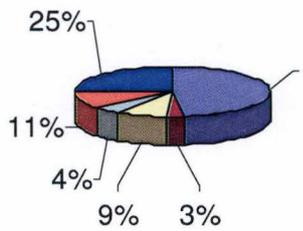
Proportion des groupes taxonomiques

Proportion des familles d'insectes

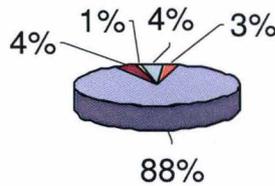
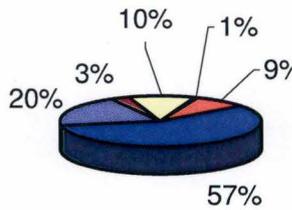
Zone de dépôts (entre les épis)



Zone située dans les cailloux - radiers



Zone de berge (végétation)



Zone située dans les sédiments fins + rubaniers simples

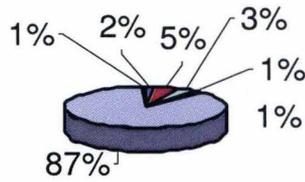
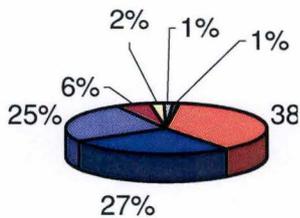


Figure 23 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (lot 2 -22 octobre 2005).

Tableau 9: Troubleaux généraux

	Eté			Avant travaux	
	lot2	lot1	Témoin	lot2	lot1
Plathelminthes					
Dugesidae <i>Dugesia spp.</i>	0	0	0	17	2
Planariidae <i>Polycelis sp.</i>	0	0	0	20	0
Oligochètes					
Lumbriculidae	77	173	174	0	52
Lumbricidae	0	0	0	0	1
Tubificidae	64	70	107	18	18
Achètes					
Erpobdellidae <i>Erpobdella sp.</i>	24	15	16	30	39
Glossiphoniidae <i>Hellobdella stagnalis</i>	5	2	2	0	0
<i>Glossiphonia sp.</i>	5	0	3	15	16
Mollusques					
Gastéropodes					
Ancylidae <i>Ancylus fluviatilis</i>	1	0	0	5	6
Acroloxidae <i>Acroloxus sp.</i>	3	2	0	0	0
Planorbidea <i>Anisus sp.</i>	10	5	5	1	0
Lymnaeidae <i>Lymnaea sp.</i>	3	4	3	1	0
<i>Radix sp.</i>	6	9	5	0	3
Bivalves					
Spaeriidae <i>Sphaerium sp.</i>	17	10	0	6	4
<i>Pisidium sp.</i>	2	3	9	10	8
Arachnides					
Hydracariens	2	2	0	0	0
Crustacés					
Isopodes <i>Asellidae Asellus aquaticus</i>	237	101	25	1143	1218
Amphipodes <i>Gammaridae Gammarus sp.</i>	229	87	31	165	156
Insectes aquatiques					
Sialidae <i>Sialis sp.</i>	3	3	0	0	0
Baetidae <i>Baetis sp.</i>	20	23	56	147	199
Epheméridae <i>Ephemera sp.</i>	0	0	0	1	1
Leptophlebiidae <i>Habrophlebia sp.</i>	0	0	0	2	0
Calopterygidae <i>Calopteryx sp.</i>	0	0	0	0	0
Halipidae <i>Halipus sp.</i>	4	0	0	0	0
Hydropsychidae <i>Hydropsyche sp.</i>	5	3	1	3	0
Limnephilidae <i>Melampophylax sp.</i>	11	5	20	55	101
Ceratopogonidae	0	6	9	0	9
Chironomidae <i>Chironominae chironomini</i>	457	352	347	54	79
Tipulidae	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0
Simuliidae	0	0	25	1	4
Limoniidae	0	0	0	3	0
Empidae	0	0	0	1	0
U.S.	20	20	21	16	16
Nombre de taxa	21	21	22	21	18
Nombre d'individus	1185	571	838	1698	1916
Indice de diversité de Shannon H'	3.00	2.60	2.45	1.88	2.01
Indice d'équitabilité E	0.68	0.59	0.55	0.35	0.48
IB/10	9	7	9	8	8
IBGN/20	7	6	7	8	9

Des diagrammes (annexe 7) ont également été réalisés afin de mieux voir la répartition des groupes taxonomiques. On peut remarquer une différence de tendance entre le secteur rectifié, les deux lots avant travaux et les deux lots en 2006. En effet, pour nos deux lots échantillonnés en 2006, les insectes aquatiques dominent à plus ou moins 40%, alors que pour le tronçon rectifié les crustacés dominent avec 54%. Pour les deux lots échantillonnés avant les travaux, les crustacés dominent également à plus ou moins 70%.

➤ Traits biologiques

Les traits biologiques ont été utilisés pour mieux comprendre la répartition des espèces à l'intérieur des différents microhabitats choisis (Tachet et al, 2000). Afin de mieux comparer, le pourcentage de chaque individu a été calculé dans chaque substrat (tableaux 10, 12). Ensuite, nous avons réalisé un tableau reprenant les différentes espèces échantillonnées ainsi que leurs caractéristiques alimentaires et leurs préférendum de substrats (tableau 11).

Tableau 11 : Pourcentage d'affinité des différentes espèces pour différents types de nourriture et différents types de substrats (d'après Tachet et al, 2000).

Type de nourriture	Erp	Glos	Hel	Acr	Anis	Rad	Sph	Pisi	Ase	Ga	Sia	Ba	Calo	Hal	Hy	Lim	Ce	Chi	Tip	Ta	
1 Sédiments fins + microorganismes																					
2 Débris < 1mm							27%	30%	17%	7%	11%	18%			20%		10%	45%	15%	14%	
3 Débris végétaux >1mm				22%	27%	19%			50%	36%	11%	18%			10%	38%			31%	14%	
4 Microphytes vivants				56%	36%	31%	45%	50%	17%	14%		45%		50%	30%	25%	20%	18%	15%		
5 Macrophytes vivants				22%	27%	19%	9%		17%	7%		9%		50%		38%		18%	15%		
6 Animaux morts > 1mm	33%				9%	6%				14%	11%	9%									
7 Microinvertébrés vivants	17%		75%			19%	18%	20%		14%	11%				30%		40%	9%	7%		
8 Macroinvertébrés vivants	50%	100%	25%			6%				7%	56%		100%		10%		20%	9%	15%	71%	
9 Vertébrés																					
Type de substrat																					
1 Dalles, blocs, pierres, galets	24%	36%	20%	36%	23%	20%	13%	5%	6%	21%	7%	25%	10%	9%	33%	36%	8%	17%	11%		
2 Graviers	12%	27%		29%	7%	7%		5%	6%	13%	20%	13%	15%	9%	13%	18%	13%	8%	11%	7%	
3 Sable	12%					7%	27%	19%	6%	8%	20%	6%	5%	9%	7%		17%	13%	6%	20%	
4 Limon	5%					7%	13%	19%		4%	20%		5%	27%			4%	8%	6%		
5 Macrophytes,algues filamenteuses	18%	27%	50%	14%	38%	33%	13%	14%	29%	13%	7%	31%	20%	27%	20%		13%	21%	22%	20%	
6 Microphytes				14%	7%	7%	7%		18%	8%		19%					13%				
7 branches,racines	5%			7%				5%	12%	17%		6%	20%		27%		13%	13%	11%		
8 Litière	12%	9%	30%					14%	18%	17%	13%		20%			27%	4%	4%	22%	27%	
9 Vase	12%				23%	20%	27%	19%	6%		13%		5%	18%		18%	17%	17%	11%	27%	

Erp	Erpobdellidae <i>Erpobdella sp.</i>	Ase	<i>Asellus aquaticus</i>	Cer	Ceratopogonidae
Glos	<i>Hellobdella stagnalis</i>	Gam	<i>Gammaridae Gammarus sp.</i>	Chir	Chironomidae <i>Chironominae chironomini</i>
Hel	<i>Glossiphonia sp.</i>	Sia	<i>Sialidae Sialis sp.</i>	Tipu	Tipulidae
Acr	<i>Acroloxidae Acroloxus sp.</i>	Ba	<i>Baetidae Baetis sp.</i>	Tab	Tabanidae
Anis	<i>Planorbidea Anisus sp.</i>	Calo	<i>Calopterygidae Calopteryx sp.</i>		
Rad	<i>Radix sp.</i>	Hali	<i>Halipidae Halipus sp.</i>		
Sph	<i>Sphaeriidae Sphaerium sp.</i>	Hyd	<i>Hydropsychidae Hydropsyche sp.</i>		
Pisi	<i>Pisidium sp.</i>	Lim	<i>Limnephilidae Melampophylax sp.</i>		

Lorsqu'on regarde le tableau 10, on remarque que les Asellidae (de 3 à 39% de la population totale), les Gammaridae (de 2 à 35% de la population totale) et les Chironomidae (de 12 et 76% de la population totale) sont présents dans tous les substrats tout au long de l'année et ce dans les deux lots.

L'examen du tableau 11, reprenant les traits biologiques des espèces rencontrées, permet de constater que les taxons présentent une large gamme de nourriture avec une préférence des Asellidae (50%) et des Gammaridae (36%) pour les débris végétaux de plus d'1 mm et une préférence des Chironomidae (45%) pour les débris végétaux de moins d'1 mm. Les groupes dominants couvrent également une large gamme de substrats, avec une préférence pour les macrophytes et les algues filamenteuses pour les Asellidae (29%) et les Chironomidae (22%) et les pierres pour les Gammaridae (21%). Ce sont des conditions que l'on retrouve dans presque tous les substrats échantillonnés, car des algues filamenteuses se développent sur les pierres dans le radier ainsi que dans la zone de berge.

Quant aux autres groupes d'invertébrés que l'on rencontre dans presque tous leurs substrats, les abondances sont plus réduites : elles ne représentent que 1 à 8% de l'effectif totale. Parmi ces taxons, on peut citer : *Erpobdella*, *Glossiphonia*, *Anisius*, *Radix*, *Sphaerium* et *Baetis*. *Erpobdella* (50%) et *Glossiphonia* (100%) se nourrissent de macroinvertébrés vivants et ont une préférence pour les pierres (respectivement 24% et 36%). *Anisius* (36%), *Radix* (31%), *Sphaerium* (45%) et *Baetis* (45%) absorbent des microphytes vivants. On les retrouve préférentiellement dans les macrophytes et les algues filamenteuses (respectivement 38%, 33% et 31%) excepté *Sphaerium* (27%) que l'on retrouve dans les sables. En fait, on constate que presque tous les taxons consomment une large gamme de nourriture et couvrent également de nombreux substrats.

On peut donc conclure de cette analyse que l'on observe une certaine diversité de régimes alimentaires, avec toutefois une dominance des détritivores. Par ailleurs on constate que les différents microhabitats sont colonisés (pierres, végétation, algues et macrophytes).

La qualité d'eau assez médiocre ne permet cependant pas d'atteindre une forte diversité d'invertébrés benthiques et la communauté est nettement dominée par des taxons tolérants, exploitant de préférence des matières organiques détritiques. Cette dominance marquée des invertébrés tolérants explique les faibles valeurs d'indice biotique.

Tableau 10: Pourcentage des espèces rencontrées dans le lot 2 (amont)

	Le 19/10/2005				Le 16/05/2005				Le 23/06/2006			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Oligochètes												
Lumbriculidae	27%	27%	13%	15%	32%	24%	1%	14%	5%	0%	0%	37%
Lumbricidae	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
Tubificidae	23%	22%	7%	10%	23%	13%	2%	5%	9%	0%	0%	28%
Achètes												
Erpobdellidae <i>Erpobdella</i> sp.	6%	1%	2%	5%	1%	3%	1%	0%	16%	0%	1%	0%
Glossiphoniidae <i>Hellobdella stagnalis</i>	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%
<i>Glossiphonia</i> sp.	1%	1%	1%	1%	0%	0%	0%	7%	5%	0%	0%	0%
Mollusques												
Gastéropodes												
Ancylidae <i>Ancylus fluviatilis</i>	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Acroloxidae <i>Acroloxus</i> sp.	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
Planorbidea <i>Anisus</i> sp.	3%	3%	0%	1%	0%	1%	0%	0%	1%	1%	2%	0%
Lymnaeidae <i>Lymnaea</i> sp.	3%	5%	6%	0%	0%	1%	2%	0%	0%	1%	4%	0%
<i>Radix</i> sp.	2%	0%	4%	1%	0%	0%	2%	2%	0%	1%	8%	0%
Bivalves												
Spaeriidae <i>Sphaerium</i> sp.	6%	2%	0%	0%	3%	0%	0%	5%	9%	0%	0%	4%
<i>Pisidium</i> sp.	2%	3%	0%	1%	2%	0%	0%	6%	5%	1%	0%	5%
Arachnides												
Hydracariens	0%	0%	1%	1%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	1%
Crustacés												
Isopodes <i>Asellidae Asellus aquaticus</i>	3%	7%	5%	30%	12%	2%	4%	10%	26%	9%	14%	6%
Amphipodes <i>Gammaridae Gammarus</i> sp.	9%	4%	4%	8%	8%	2%	7%	8%	6%	21%	35%	4%
Insectes aquatiques												
Sialidae <i>Sialis</i> sp.	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Baetidae <i>Baetis</i> sp.	0%	0%	2%	1%	1%	2%	2%	5%	1%	3%	3%	1%
Calopterygidae <i>Calopteryx</i> sp.	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Haliplidae <i>Haliplus</i> sp.	1%	0%	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Hydropsychidae <i>Hydropsyche</i> sp.	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	2%	0%
Limnephilidae <i>Melampophylax</i> sp.	1%	0%	2%	0%	1%	1%	0%	0%	6%	3%	0%	0%
Ceratopogonidae	0%	0%	0%	0%	0%	3%	0%	0%	1%	0%	2%	1%
Chironomidae <i>Chironominae chironomini</i>	12%	23%	50%	23%	15%	47%	76%	36%	8%	59%	27%	13%
Tipulidae	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Tabanidae	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
nombre d'individus	177	274	162	440	247	713	554	248	280	595	286	250

A	Zone de dépôts (entre les épis)
B	Zone située dans les cailloux (radier)
C	Zone de berge (végétation)
D	Zone située dans les sédiments fins

Tableau 12: Pourcentage des espèces rencontrées dans le lot 1 (aval).

	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Oligochètes												
Lumbriculidae	6%	27%	10%	12%	1%	8%	4%	6%	6%	4%	0%	46%
Lumbricidae	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Tubificidae	8%	24%	1%	13%	0%	3%	1%	2%	1%	7%	2%	21%
Achètes												
Erpobdellidae <i>Erpobdella</i> sp.	1%	4%	10%	2%	7%	1%	0%	6%	3%	0%	1%	2%
Glossiphoniidae <i>Hellobdella stagnalis</i>	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%
<i>Glossiphonia</i> sp.	0%	0%	2%	0%	2%	0%	0%	4%	1%	0%	0%	0%
Mollusques												
Gastéropodes												
Ancylidae <i>Ancylus fluviatilis</i>	1%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Acroloxidae <i>Acroloxus</i> sp.	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Planorbidea <i>Anisus</i> sp.	9%	3%	1%	3%	7%	0%	2%	3%	3%	0%	2%	2%
Lymnaeidae <i>Lymnaea</i> sp.	0%	6%	2%	0%	3%	0%	0%	1%	0%	0%	1%	0%
<i>Radix</i> sp.	2%	0%	1%	1%	3%	0%	2%	2%	1%	0%	2%	2%
Bivalves												
Sphaeriidae <i>Sphaerium</i> sp.	0%	0%	0%	0%	3%	1%	0%	0%	0%	1%	0%	0%
<i>Pisidium</i> sp.	6%	0%	0%	0%	3%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	0%
Arachnides												
Hydracariens	1%	0%	3%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Crustacés												
Isopodes <i>Asellidae</i> <i>Asellus aquaticus</i>	11%	11%	12%	5%	9%	3%	2%	7%	7%	39%	7%	6%
Amphipodes <i>Gammaridae</i> <i>Gammarus</i> sp.	10%	7%	32%	25%	5%	4%	4%	8%	4%	5%	27%	8%
Insectes aquatiques												
Sialidae <i>Sialis</i> sp.	3%	0%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
Baetidae <i>Baetis</i> sp.	1%	0%	0%	2%	6%	2%	8%	15%	4%	5%	1%	1%
Calopterygidae <i>Calopteryx</i> sp.	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Haliplidae <i>Haliphus</i> sp.	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Hydropsychidae <i>Hydropsyche</i> sp.	1%	0%	1%	1%	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
Limnephilidae <i>Melampophylax</i> sp.	1%	0%	0%	1%	1%	0%	0%	2%	1%	0%	1%	1%
Ceratopogonidae	0%	0%	0%	0%	3%	0%	4%	3%	1%	0%	2%	0%
Chironomidae <i>Chironominae</i> <i>chironomini</i>	38%	9%	21%	33%	43%	76%	70%	36%	67%	39%	53%	7%
Tipulidae	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Tabanidae	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
nombre d'individus	166	269	234	354	192	498	532	272	309	219	491	610

A	Zone de sédiments fins et de rubaniers simples
B	Zone de dépôts
C	Zone de pierres dans le radier
D	Zone de berge (végétations)

➤ Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)

Une AFC a été réalisée afin de voir si différents facteurs tels que la saison et le substrat ont une influence sur la répartition des macroinvertébrés recensés au cours des différentes campagnes de terrain et si on a des espèces spécifiques liées à un type de substrat.

Pour réaliser l'AFC nous avons fait une matrice (23:27), dont les 5 premières colonnes représentent : la saison, la profondeur, la vitesse, le type de substrats et la station. Les 22 autres colonnes correspondent aux différentes taxons rencontrés sur le terrain.

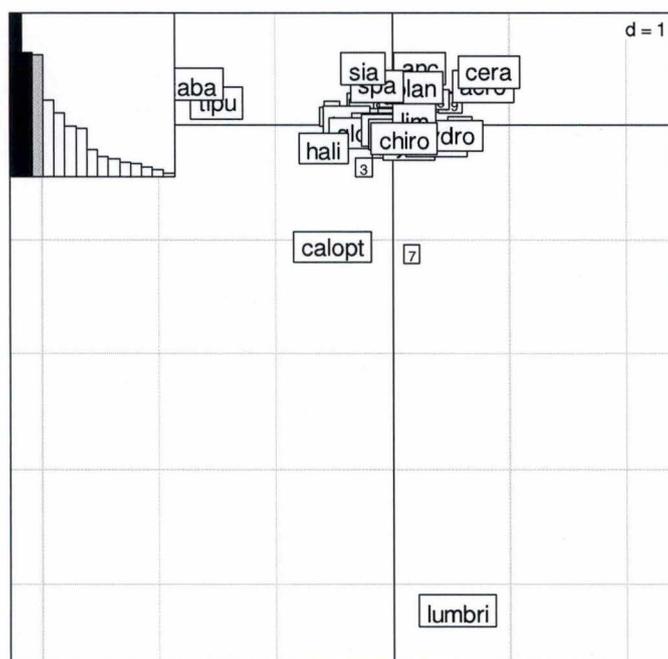


Figure 24: Ordination des variables dans l'espace des 2 premiers axes factoriels.

prélèvements et les macroinvertébrés. Plus on s'éloigne du centre, plus la variance augmente. Si on regarde de plus près, plusieurs familles, comme les *Tabanidae*, *Tipulidae*, *Calopterygidae* et *Lumbriculidae* se dégagent des autres étiquettes. Ces espèces ne sont en effet trouvées qu'à une saison et que dans un seul substrat.

Nous voyons aussi deux numéros de lignes se différencier : la ligne 3 qui correspond à l'automne (profondeur de 0,25 m, vitesse de 0,18 m/s, substrats C, sur le lot situé en amont) et la ligne 7 qui correspond au printemps (profondeur de 0,25 m, vitesse de 0,10 m/s, substrats C, sur le lot situé en amont).

Des points proches présentent des profils similaires, les *Tabanidae* et les *Tipulidae* ont des profils identiques, c'est-à-dire qu'on les retrouve en même abondance dans les mêmes substrats aux mêmes saisons.

Lorsque nous regardons la figure 24 ci-contre, nous remarquons qu'elle comporte deux graphiques : le premier représente le pourcentage de variance expliquée par nos axes. Les deux premières valeurs propres expliquent 37% de la variabilité. Sur le deuxième graphique, nous observons deux types d'étiquettes. Celles qui comportent des nombres reprennent l'information contenue dans une ligne de la matrice, les autres étiquettes représentent les invertébrés rencontrés sur le terrain. L'information que nous pouvons dégager de ce graphique est que la plupart des étiquettes sont groupées au centre du graphique. L'intersection de ces deux axes correspond à une hypothèse nulle du χ^2 , où il n'y a pas d'association entre les différents

Nous avons également réalisé des graphiques afin de voir s'il y avait un effet des différents facteurs environnementaux sur la population de macroinvertébrés.

La figure 25 nous montre l'influence de la saison sur la répartition des macroinvertébrés.

Nous observons sur ce graphique un léger effet de la saison sur la répartition des macroinvertébrés. Les deux ellipses du printemps et de l'été se recouvrent, les étiquettes sont proches, ce qui signifie que les relevés de ces deux campagnes de terrain sont relativement semblables. On remarque également que l'automne se dégage des deux autres saisons. Notamment, les *Calopterygidae* ne sont présents qu'à cette saison.

Lorsqu'on regarde les étiquettes, on ne peut pas parler de gradient automne, printemps été, car elles ne sont pas alignées sur l'axe horizontal.

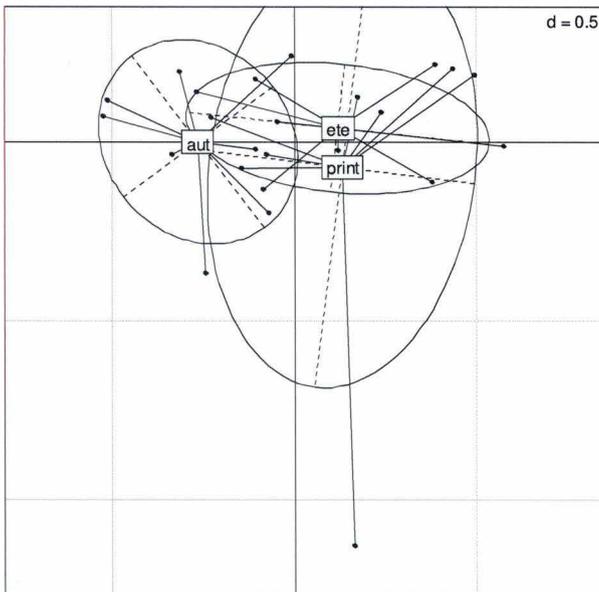


Figure 25: Représentation des saisons de prélèvement dans l'espace factoriel F1 et F2

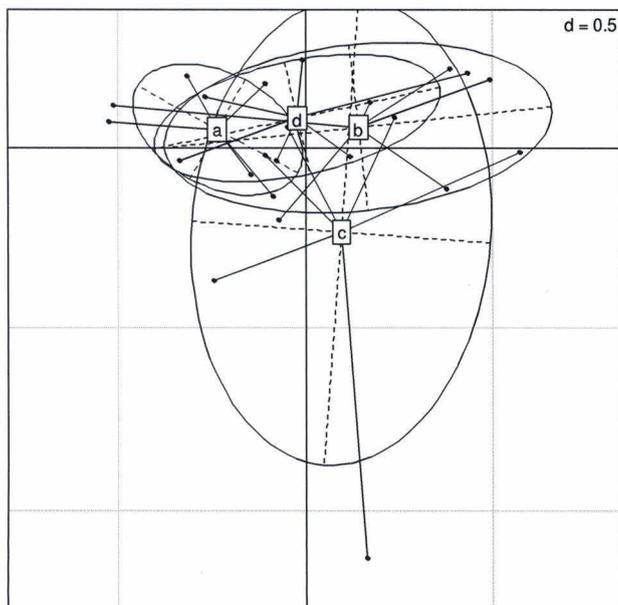


Figure 26: Représentation des prélèvements dans l'espace factoriel F1 et F2

La figure 26 a été réalisée dans le but de voir si le substrat a une influence sur la communauté de macroinvertébrés. Ce que nous observons sur ce graphique, c'est que les ellipses «d» et «b» sont confondues et relativement proches. L'ellipse du substrat «a» recouvre également les ellipses «b» et «d». Le seul substrat qui se dégage des autres est le substrat «c» qui correspond à la zone de berge et est caractérisé par les *Lumbriculidae* que l'on ne trouve que sur ce substrat et seulement au printemps.

Ces observations nous permettent de dire que la répartition des invertébrés à l'intérieur des différents substrats prospectés est relativement homogène.

L'AFC nous permet de mettre en évidence un léger effet de la saison sur la répartition des macroinvertébrés. Elle nous montre également qu'il n'y a pas de grosse différence au niveau de la composition en macroinvertébrés dans les divers habitats prospectés.

Conclusion et perspectives

5 Conclusion et perspectives

En 2001, des travaux de restauration de méandre ont été réalisés sur deux tronçons de la Semois un peu avant le village d'Etalle. Ces deux tronçons ont été nommés lot 1 et lot 2.

Le lot 2 situé en amont présente des méandres faiblement marqués. Le lot 1 situé en aval présente quant à lui des méandres bien marqués.

Ces travaux de reméandration ont été réalisés dans le but de lutter contre l'homogénéisation des types d'écoulement et la disparition des structures d'habitat.

Le but de ce mémoire était d'analyser l'impact de la reméandration, c'est-à-dire de la diversification de faciès, d'habitats et d'écoulements sur la biodiversité des macroinvertébrés. De plus, ce travail s'inscrit dans le contexte de la Directive Cadre Eau dont l'objectif principal est le retour au « bon état écologique » des eaux européennes d'ici fin 2015.

Pour cela nous avons réalisé trois campagnes de terrain. La première a eu lieu en octobre 2005, la seconde au mois de mai 2006 et la dernière en juin 2006. Lors de ces campagnes de terrain, nous avons effectué un prélèvement d'eau en vue d'une analyse ultérieure en laboratoire. Les données physico-chimiques nous ont permis de calculer l'indice SEQ-Eau.

Le SEQ-Eau nous a permis de mettre en évidence une pollution organique résiduelle confirmée par le déficit de saturation en oxygène dissous ainsi que des teneurs relativement élevées en NH_4^+ malgré une station d'épuration située en amont. Le bon état physico-chimique n'est pas atteint dans la zone étudiée.

Nous avons également réalisé des relevés semi-quantitatifs de macroinvertébrés benthiques. Lors de ces prélèvements, 4 types de substrats ont été prospectés par filet Surber sur les deux lots. Lors de la dernière campagne de terrain, des troubleaux généraux plus qualitatifs ont été effectués sur les deux lots ainsi que sur le tronçon témoin rectifié non aménagé.

La détermination de l'IBGN a confirmé que le cours d'eau est dans un état médiocre (IBGN variant de 6 à 8/20). Le taxon indicateur était les *Limnephilidae* et par les *Baetidae*.

Le calcul de l'indice de diversité de Shannon n'a pas permis de mettre en évidence une différence de diversité entre les deux lots aménagés et le tronçon témoin. Cette constatation peut être mise en relation avec la mauvaise qualité de l'eau. Celle-ci ne permettrait pas l'installation de taxons relativement sensibles à la pollution et qui pourraient exploiter la diversité des substrats recréés par la restauration physique du cours d'eau.

Nous avons comparé les deux lots avant et après travaux, afin de voir l'impact des aménagements sur la population de macroinvertébrés. Nous avons observé que suite au reméandrage, le nombre d'individus dans les deux lots avait diminué, mais que la diversité du milieu (indice de Shannon) avait augmenté.

Ceci tend à se rapprocher des conclusions de Biggs et al. (1998) sur la rivière Brede au Danemark (où des méandres avaient été reconstitués), qui nous montraient que la richesse spécifique de la rivière Brede avant travaux avait été retrouvée au bout d'un an, mais que l'abondance revenait beaucoup moins rapidement. Nous sommes proches également des conclusions de GØrtz (1998) qui constatait que la restauration n'entraînait pas de changement significatif de la diversité du macrobenthos.

Enfin, une AFC a été réalisée afin de voir la répartition des invertébrés à l'intérieur des différents microhabitats et l'influence de la saison de prélèvement. Ainsi, nous avons observé que la composition taxonomique était plus ou moins identique dans chaque lot. Il n'y a pas non plus de différence marquée de peuplement entre les divers substrats, mais on voit quand même un substrat se dégager des autres : c'est la zone de dépôts qui présente une zone de courant plus calme, des rubaniers ainsi que des débris organiques, des feuilles et des branchages. L'AFC quant à elle nous montre que le peuplement des différents microhabitats était plus ou moins identique. Nous avons mis en relation ce peu de différence avec les traits biologiques des taxons rencontrés. En effet, nous sommes en face d'un peuplement formé de taxons ubiquistes, polluo-résistants et assez tolérantes vis-à-vis de différents facteurs environnementaux.

Nous pensons qu'il faut prendre en compte deux paramètres lors d'une analyse de la diversification du macrobenthos. Le premier est la qualité de l'eau, qui, si elle est insuffisante, empêcherait la colonisation des substrats par des taxons relativement exigeants envers la qualité de l'eau. Le deuxième paramètre dont il faut tenir compte est le fait que les prélèvements ont été réalisés seulement deux ans après la fin des travaux. Il est probable qu'il faille plus de temps à certains taxons pour venir coloniser ce milieu qui fut inhospitalier pendant de nombreuses années. Ce fut le cas en France, sur le Dugeon, où Degiorgi et al (2006) ont montré qu'il fallait au minimum 5 ans après la fin des travaux pour avoir une reconstitution de la mosaïque d'habitats et de la diversité de la faune benthique. Ces deux derniers paramètres semblent jouer un rôle important dans cette étude, car les espèces échantillonnées présentent une physiologie adaptée pour supporter une qualité d'eau médiocre et sont peu exigeantes quant à la qualité du substrat.

L'intérêt de ce type d'aménagement peut être plus perceptible pour des autres organismes tels que les poissons. Ce travail est en cours d'analyse par E. Dupont du CRNFB. Il a en tous cas un impact positif au niveau paysager.

Ce mémoire pourrait mettre en évidence l'importance de la qualité physico-chimique par rapport à la qualité hydro-morphologique d'un cours d'eau.

En résumé, pour améliorer l'état écologique d'un cours d'eau il est nécessaire que l'état physico-chimique soit suffisamment bon pour permettre le retour et le maintien des taxons polluosensibles. Il faut cependant prendre en compte le facteur temps. Dans le cas de la Semois que nous avons étudié, il serait intéressant de continuer le suivi de ce chantier dans les années à venir car il est possible que cette étude soit trop proche de la fin des travaux (2003) pour montrer les bienfaits de la diversification des habitats sur la population de macroinvertébrés.

Références bibliographiques

6. Références bibliographiques

- Agences de l'Eau (2000) Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Seq eau - Principes généraux- Les études des agences de l'eau n°64-21p.
- Amoros, C. et G. E. Petts (1993). Hydrosystèmes fluviaux. Collection d'écologie. 24: 169-200.
- Biggs, J., H. O. Hansen, et al. (1998). A joint Danish and British EU-Life demonstration project: Life - Brede, Cole and Skerne river restoration, V - The effects on the aquatic macroinvertebrate and plant communities of two contrasting restored river reaches, 143-149
- Bravard, J.-P. and F. Petit (1997). Les cours d'eau : dynamique du système fluvial, Ed. A. Colin, 222 p.
- Brookes, A. (1994). River channel change. In Calow P. et Petts G.E. The River Handbook, Blackwell Scientific Publications. vol.2.:55-75.
- Cairns, J. (1991). The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. The Environmental Professional 11: 152-159.
- Groupe de travail Eaux (2004). Garantir l'espace de liberté des cours d'eau et des rives. Recommandation pour la mise en oeuvre dans le canton de Berne, 16 p.
- Degiorgi, F. (2006). Le bassin du Drugeon: histoire tourmentée d'une zone humide d'altitude, de la correction et du drainage à la restauration. 3ème journée thématique de la Zabr L'ingénierie écologique des cours d'eau. Quelles évolutions depuis 20 ans? GRAIE, 33-46
- Gosselain, V., C. Fauville, F. Darchambeau, G. Verniers, C. Richir & J.-P. Descy, 2004. PIRENE Rapport final, FUNDP & GIREA-Namur, 100 p.
- Friberg, N., H. O. Hansen, et al. (1998). Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration, National Environmental Research Institute, 155-163 .
- Frossard, P.-A., B. Lachat, et al. (1998). Davantage d'espace pour nos cours d'eau, pour l'homme et la nature : contributions à la protection de la nature en Suisse. Pro Natura magazine: No.20, 41 p.
- Gayraud, S. (2001). Les sédiments du lit des cours d'eau : quantification de leur influence sur les peuplements de macro-invertébrés par une approche multi-sites. Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative. Université Claude Bernard - Lyon I. Diplôme de doctorat:59 p.
- Ghysel, P., R. Monteyne, et al. (2002). Tintigny Etalle. Carte géologique de Wallonie Notice explicative, RW-42 p.
- Gortz, P. (1998). Effects of stream restoration on the macroinvertebrate community in the River Esrom, Denmark. Aquatic conservation marine and freshwater ecosystems. L. John Wiley & Sons. Aquatic conserve: Mar. Freshw. Ecosyst. 8: 115-130 .

Hallot, E., G.Verniers, F.Petit (2003). Suivi écologique et géomorphologique des chantiers de techniques végétales. RW-DCENN, 128 p.

Lachat, B. (1991). Le cours d'eau : conservation, entretien, aménagement. *Conseil de l'Europe*. Strasbourg. Série aménagement et gestion no 2. 84 p.

Lachat, B. (1998). Conserver, aménager, revitaliser les cours d'eau avec une logique naturelle. *Annales de Limnologie*. 34 (2) 1998: 227-241 .

Maridet, L. (1994). La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau: Influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. CEMAGREF - Division Biologie des Ecosystèmes Aquatiques. L'Université Claude Bernard – Lyon I. Diplôme de doctorat: 79 p.

Maridet, L. (1995). Rôle des formations végétales riveraines
Recommandations pour une gestion régionalisée. Cemagref. Lyon, Ministère de l'environnement: 34 p.

Naiman, R. J., H. Decamps, et al. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity, *Ecological Applications*. 3 (2): 209-212 .

Petts, G. (1994). Rivers: Dynamic components of catchment ecosystems. In Calow P. & Petts G.E. *The River Handbook*. B. S. Publications. 2: 3-22 .

Petts, G.E., and I. Maddock. 1996. Flow allocation for in-river needs. in: G. Petts and P. Calow, eds., *River restoration*. Blackwell Science. London, 60-79 .

Robach, F., I. Eglin, M. Tremolieres - *Hydroécologie appliquée* (Paris), 1993- vol. 5, n°1, 45-75 .

Piégay, H., O. Barge, et al. (1996). Comment délimiter l'espace de liberté des rivières. Colloque de la Société Hydrotechnique de France : L'eau, l'homme et la nature. Paris: 275-284 .

Souchon, Y. (1994). "Hydrodynamique et écologie. Principes théoriques et modèles applicables à la gestion des cours d'eau à migrateurs." *Revue de l'Agence de l'eau Adour-Garonne Ecologie et Gestion* , numéro spécial: 9-14 .

Souchon, Y. (2005). Restauration physique des cours d'eau, Conseil supérieur de la Pêche Protection des milieux aquatiques: 17 p.

Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud et P. Usseglio-Polatera. 2000. *Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie*. Paris, CNRS Editions. 588p

Tricot, J. M. (2002). "La directive-cadre de l'eau: Un enjeu crucial, depuis l'Europe à la Wallonie."

Vannote, R. L., G. W. Minshall, et al. (1980). "The river continuum concept." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

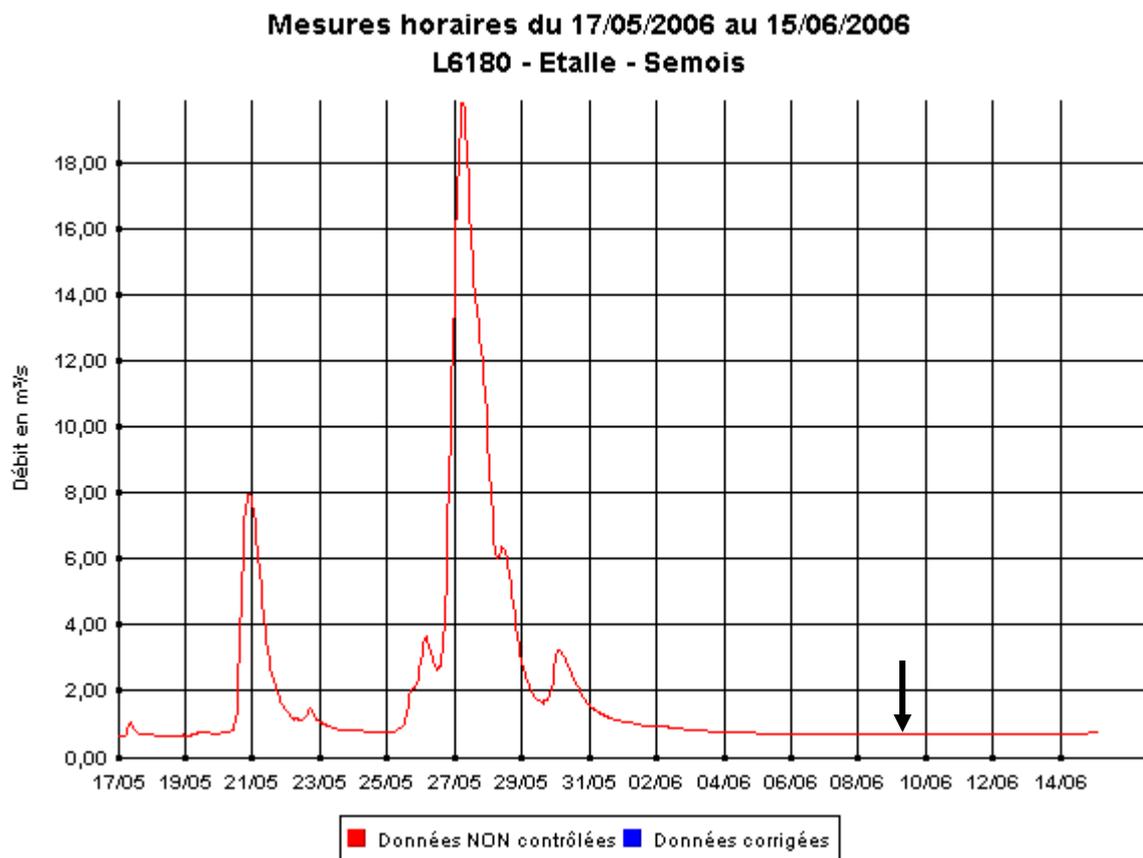
Wasson, J. G., J. R. Malavoi, et al. (1995). Impacts écologiques de la chenalisation des rivières. Cemagref Editions. 168 p.

ANNEXES

Cartes des Habitats

Classification des habitats basée sur le croisement des profondeurs et des types de substrats.

Les profondeurs sont établies à partir de la soustraction du MNT du fond du lit et du MNA du plan d'eau considéré comme débit d'étiage ($0.66 \text{ m}^3/\text{s}$).



Quatre classes sont retenues :

- 0 à 0.25 m
- 0.25 à 0.5 m
- 0.5 à 0.75 m
- Plus de 0.75 m

Les types de substrats sont établis par simplification d'un relevé du substrat selon la légende présentée ci-dessous. Quatre classes ont été retenues :

- Majorité de roche en place
- Majorité de sables
- Majorité d'éléments entre 5 et 10 cm
- Majorité d'éléments > 10 cm

16 classes théoriques sont obtenues :

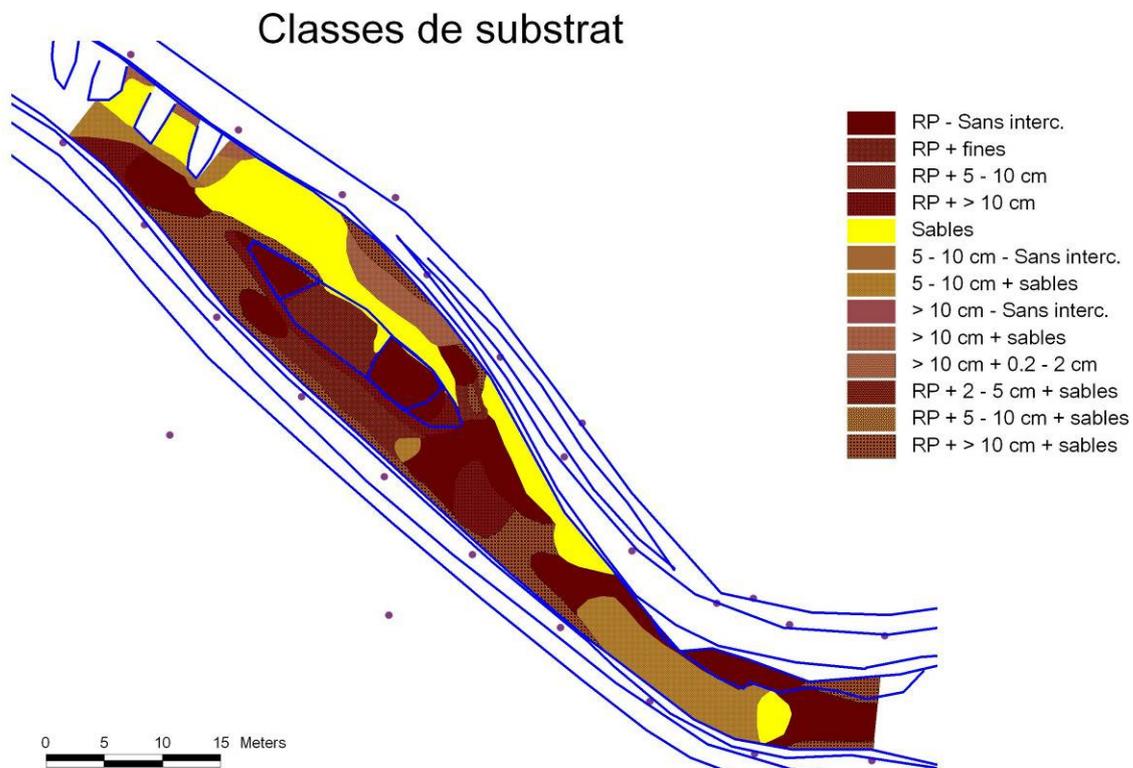
- 11 : Roche en place avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 12 : Roche en place avec de 0.5 à 0.75 m de profondeur
- 13 : Roche en place avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 14 : Roche en place avec de 0 à 0.25 m de profondeur

- 21 : Sables avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 22 : Sables avec de 0.5 à 0.75 m de profondeur
- 23 : Sables avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 24 : Sables avec de 0 à 0.25 m de profondeur

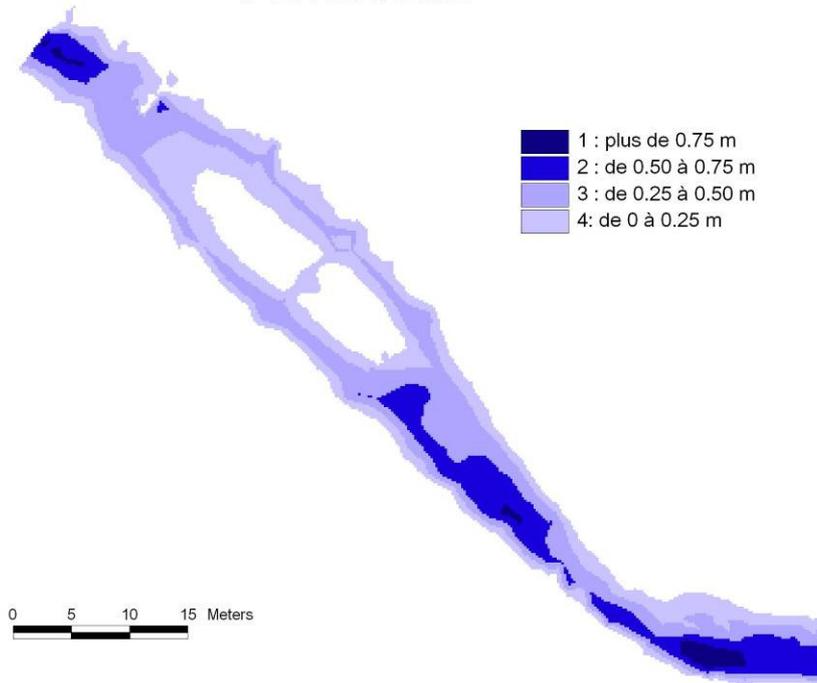
- 31 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 32 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de 0.5 à 0.75 m de profondeur
- 33 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 34 : Eléments entre 5 et 10 cm avec de 0 à 0.25 m de profondeur

- 41 : Eléments > 10 cm avec de plus de 0.75 m de profondeur
- 42 : Eléments > 10 cm avec de 0.5 à 0.75 m de profondeur
- 43 : Eléments > 10 cm avec de 0.25 à 0.50 m de profondeur
- 44 : Eléments > 10 cm avec de 0 à 0.25 m de profondeur

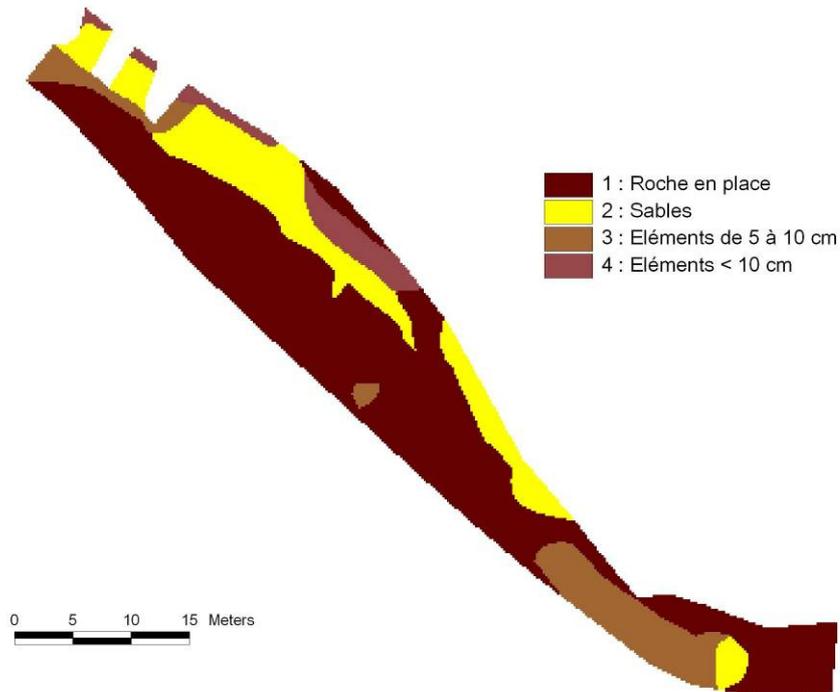
Semois – Lot 2 (Amont)



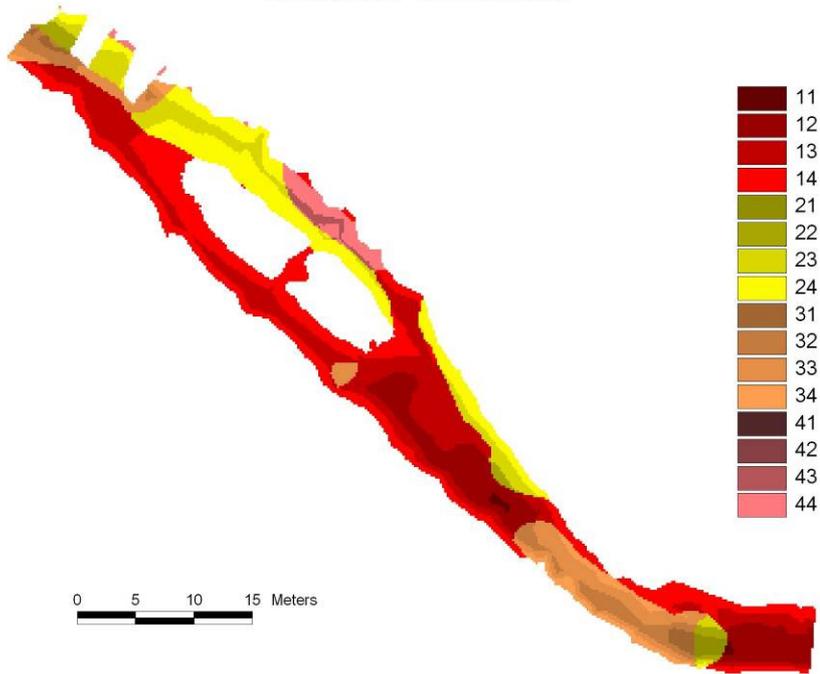
Profondeurs



Classes de substrat simplifiées

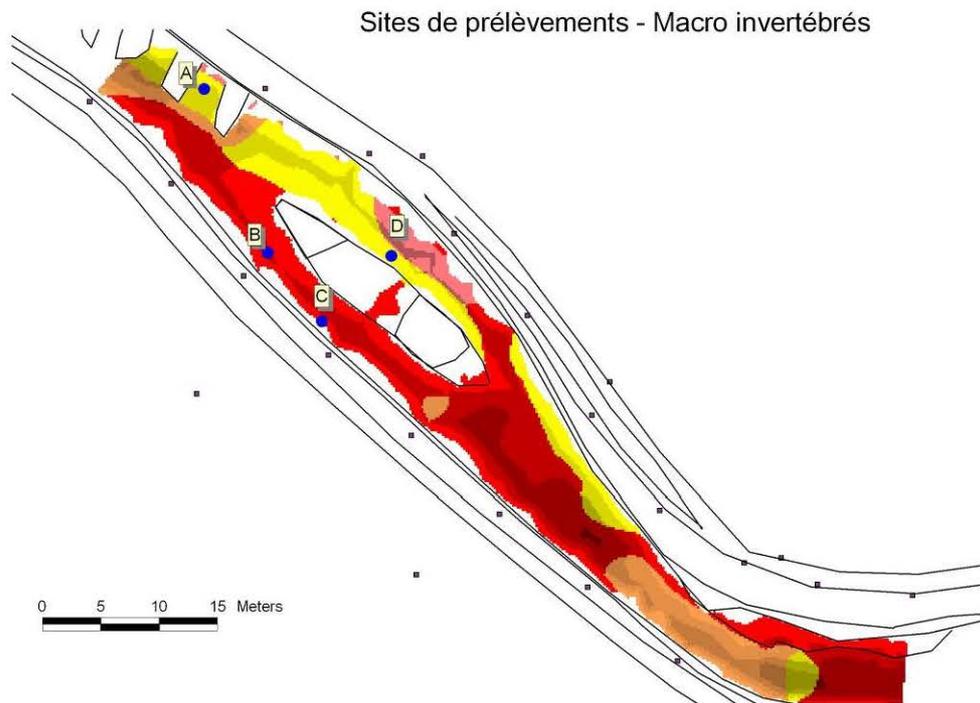


Classes d'habitat



Pourcentage d'apparitions des classes :

		Profondeur				Somme
		1	2	3	4	
Substrat	1	0,4	11,6	22,1	23,1	57,2
	2	0,8	1,6	7,1	13,4	22,9
	3	1,0	4,3	7,6	3,0	15,9
	4	0,0	0,0	0,9	3,1	4,1
Somme		2,1	17,5	37,7	42,6	100,0



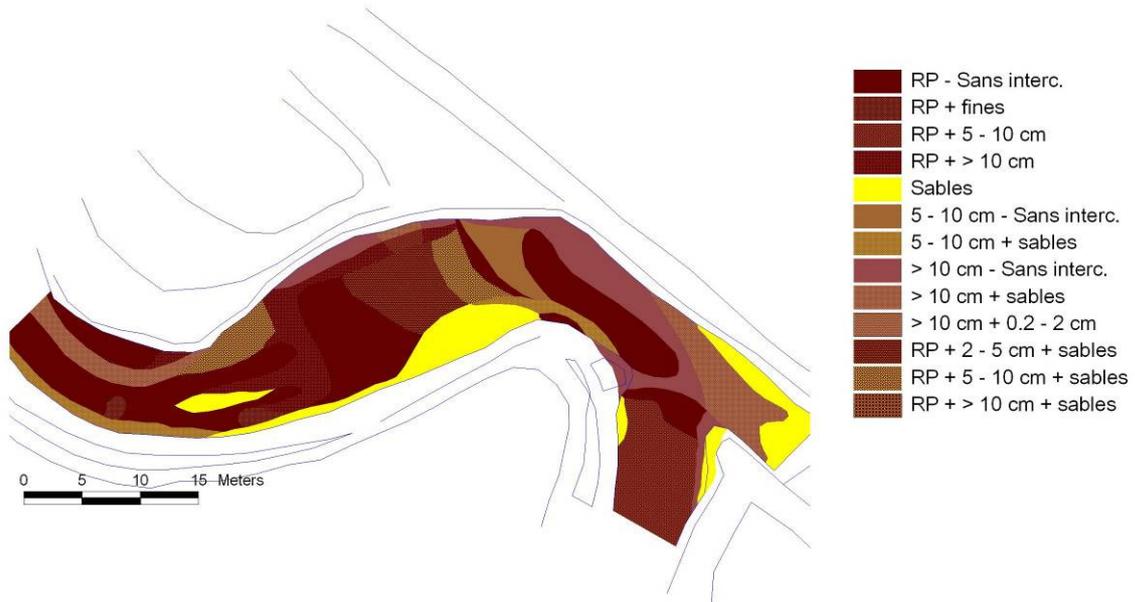
Les sites de prélèvements des macro invertébrés sont situés dans les classes suivantes :

A = 23 -> 7.1 %
B = 13 -> 22.1 %
C = 14 -> 23.1 %
D = 24 -> 13.4 %

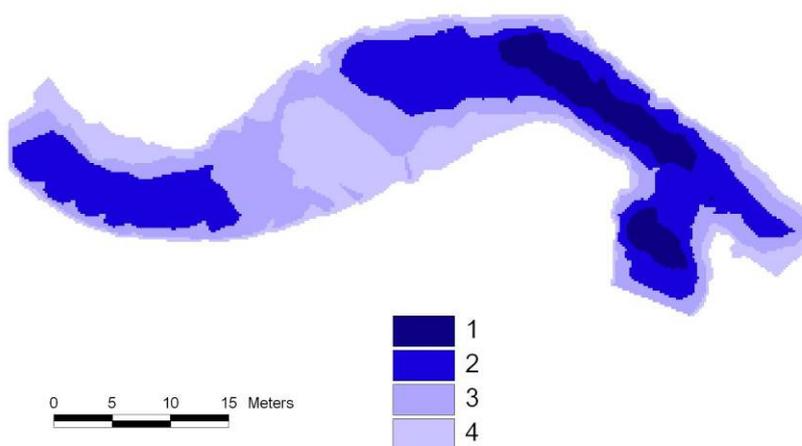
Ces quatre classes représentent 65.7 % de la zone d'étude.

Semois – Lot 1 (Aval)

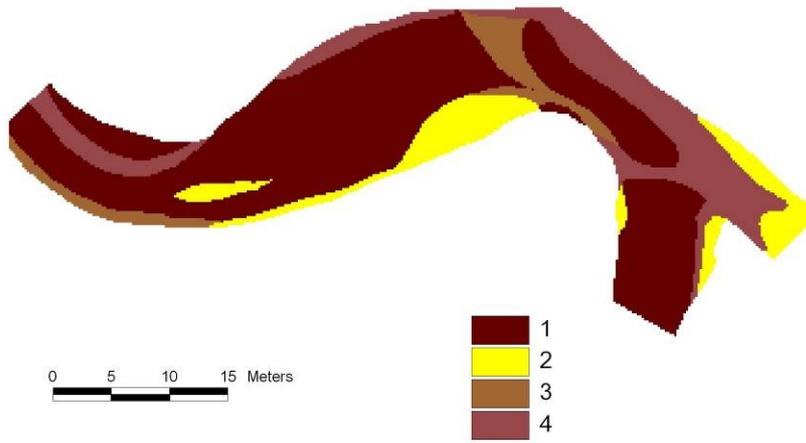
Classes de substrat



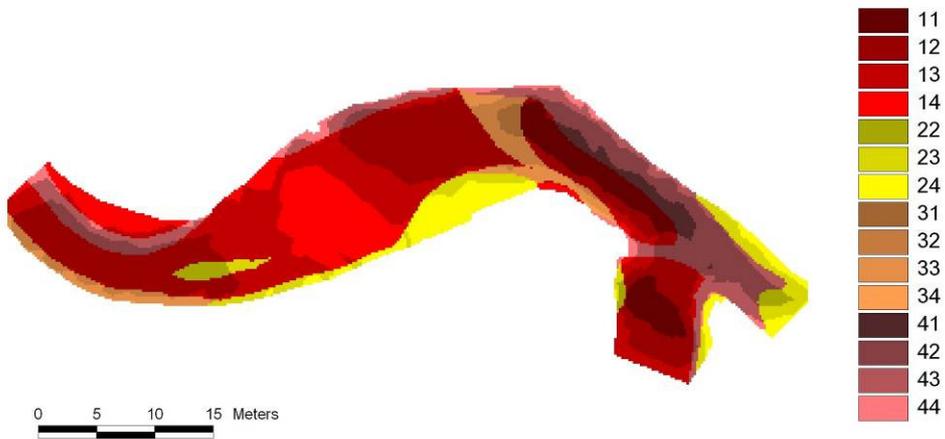
Classes de profondeurs



Classes de substrat simplifiées



Classes d'habitat



Pourcentage d'apparitions des classes :

		Profondeur				Somme
		1	2	3	4	
Substrat	1	6,6	24,5	17,2	12,1	60,4
	2	0,0	1,4	4,8	6,0	12,2
	3	0,6	3,1	3,3	0,2	7,2
	4	2,0	9,1	7,1	2,1	20,3
	Somme	9,3	38,1	32,3	20,3	100,0

Sites de prélèvements macro invertébrés



Les sites de prélèvements des macro invertébrés sont situés dans les classes suivantes :

A = 12 -> 24.5 %

B = 6 -> 6.0 %

C = 14 -> 12.1 %

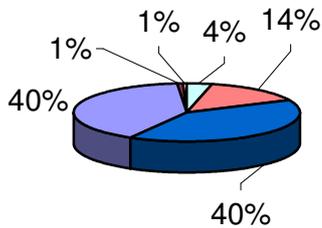
D = 13 -> 17.2 %

Ces quatre classes représentent 59.8 % de la zone d'étude.

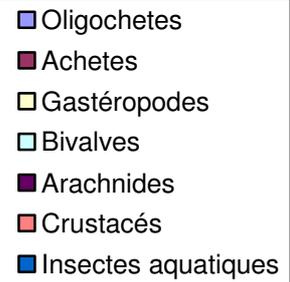
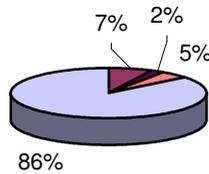
Annexe 2 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (lot 2 , mai 2006)

Proportion des groupes taxonomiques

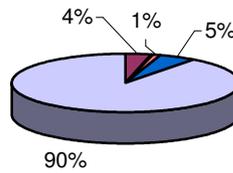
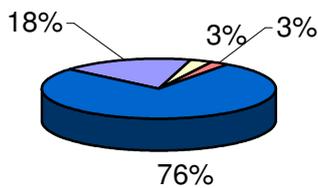
Zone de dépôts (entre les épis)



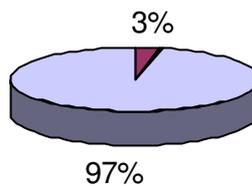
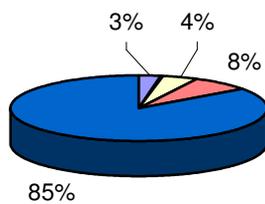
Proportion des familles d'insectes



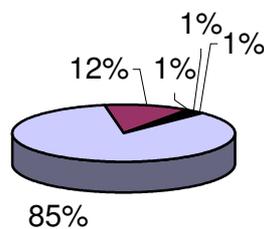
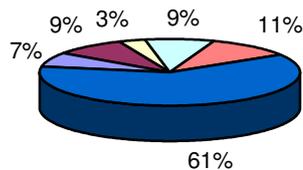
Zone située dans les cailloux - radiers



Zone de berge(végétation)



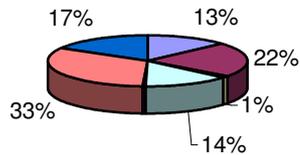
Zone située dans les sédiments fins + Rubaniers simple



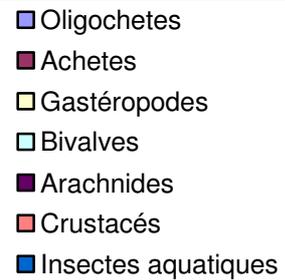
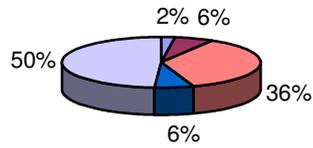
Annexe 3 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (lot 2, juin 2006)

Proportion des groupes taxonomiques

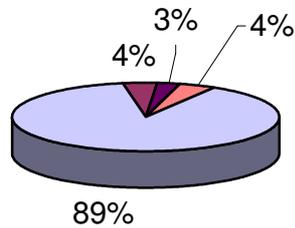
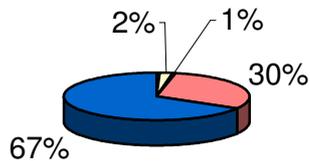
Zone de dépôts (entre les épis)



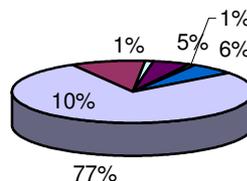
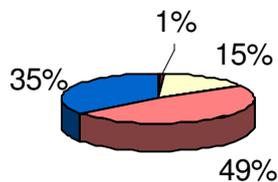
Proportion des familles d'insectes



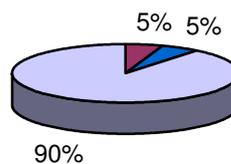
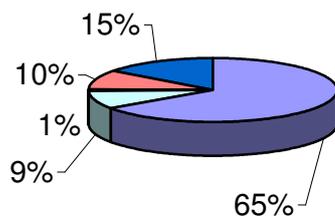
Zone située dans les cailloux - radiers



Zone de berge (végétation)

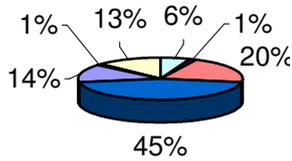


Zone située dans les sédiments fins + Rubaniers simple

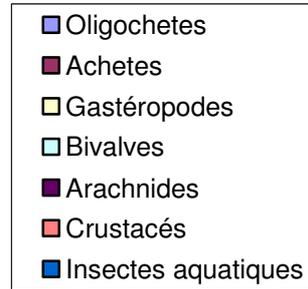
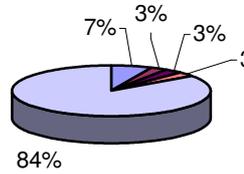


Annexe 4 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (lot 1, octobre 2005)

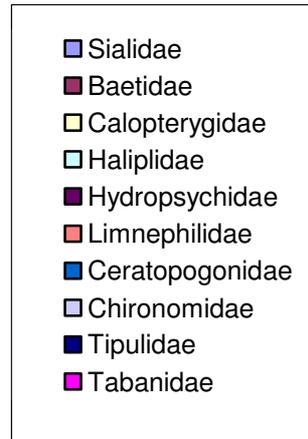
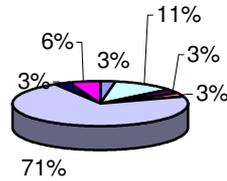
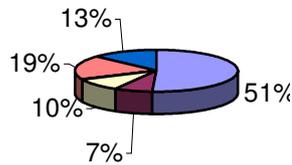
Proportion des groupes taxonomiques
Zone de sédiments fin et Rubaniers



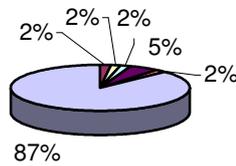
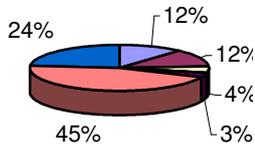
Proportion des familles d'insectes



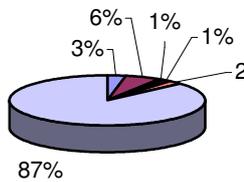
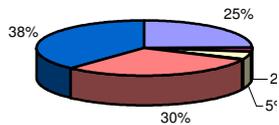
Zone de dépôts



Zone de pierre dans le radier

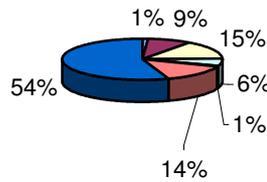


Berge (végétations)

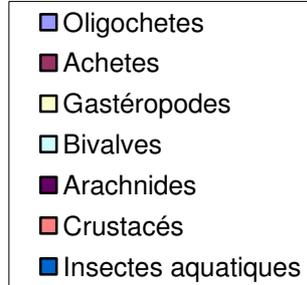
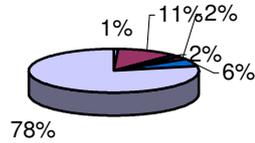


Annexe 5 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (lot 1, mai 2006)

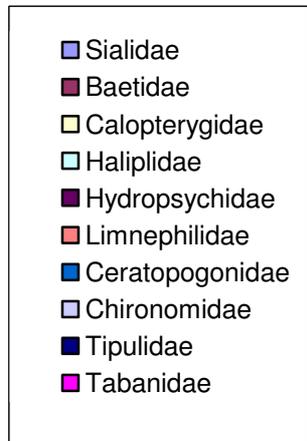
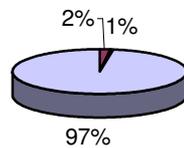
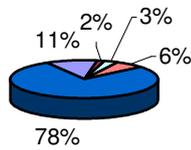
Proportion des groupes taxonomiques
Zone de sédiments fin et Rubaniers



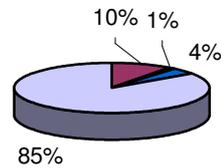
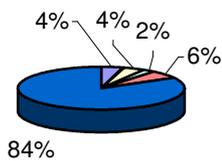
Proportion des familles d'insectes



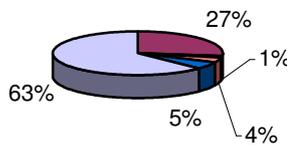
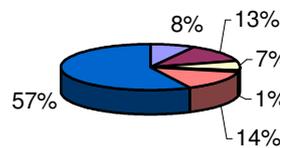
Zone de dépôts



Zone de pierre dans le radier

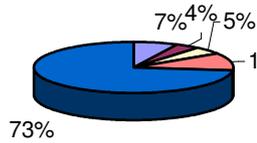


Berge (végétations)

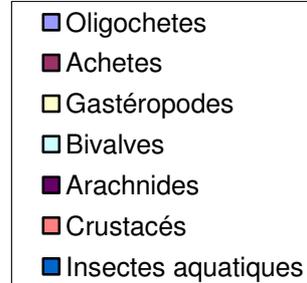
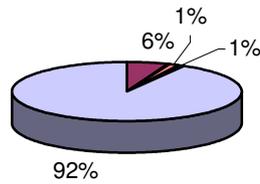


Annexe 6 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (lot 1, juin 2006)

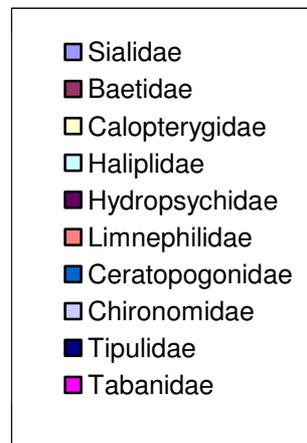
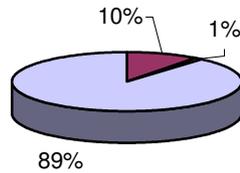
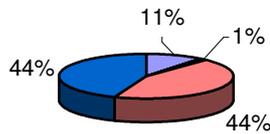
Proportion des groupes taxonomiques
Zone de sédiments fin et Rubaniers



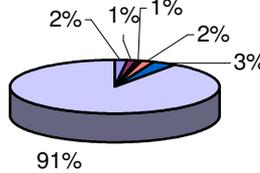
Proportion des familles d'insectes



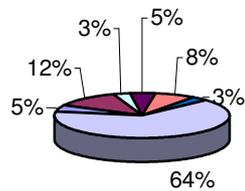
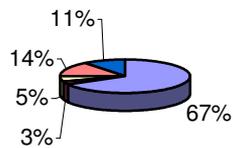
Zone de dépôts



Zone de pierre dans le radier

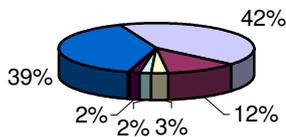


Berge (végétations)

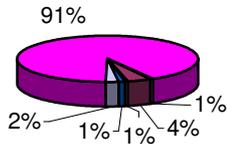


Annexe 7 : Diagrammes représentant les différents groupes taxonomiques des macroinvertébrés benthiques ainsi que la proportion des familles d'insectes en fonction des différents substrats (troubleux généraux, juin 2006)

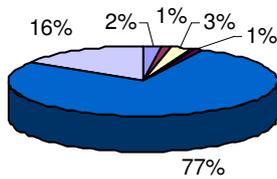
Lot 2
Proportion des groupes taxonomiques



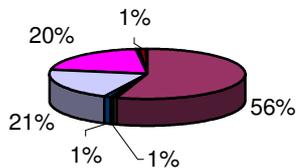
Proportion des familles d'insectes



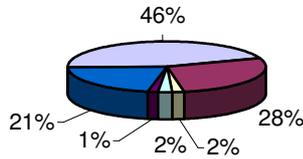
roubleaux avant lot 2
Proportion des groupes taxonomiques



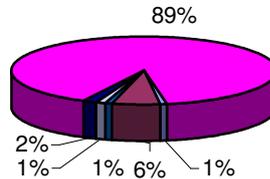
Proportion des familles d'insectes



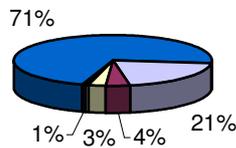
Lot 1
Proportion des groupes taxonomiques



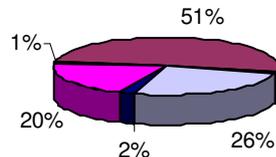
Proportion des familles d'insectes



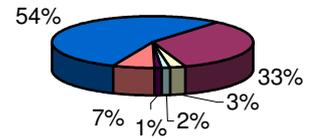
Troubleaux avant lot 1
Proportion des groupes taxonomiques



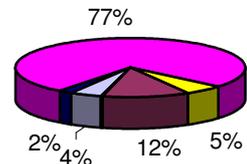
Proportion des familles d'insectes



Tronçon rectifié
Proportion des groupes taxonomiques



Proportion des familles d'insectes



T

