



HAL
open science

Une approche multi-compartiments (macroinvertébrés benthiques, diatomées, macrophytes et faune piscicole) afin d'évaluer l'impact de rejets industriels sur un cours d'eau landais : mise en évidence d'indicateurs de toxicité

Manon Laine

► **To cite this version:**

Manon Laine. Une approche multi-compartiments (macroinvertébrés benthiques, diatomées, macrophytes et faune piscicole) afin d'évaluer l'impact de rejets industriels sur un cours d'eau landais : mise en évidence d'indicateurs de toxicité. Sciences de l'environnement. 2013. hal-02599968

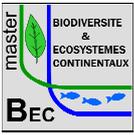
HAL Id: hal-02599968

<https://hal.inrae.fr/hal-02599968v1>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Master 2
mention Sciences de la Terre et Environnement, Ecologie
spécialité Biodiversité et Ecosystèmes Continentaux
parcours « BIODIVERSITE ET SUIVIS ENVIRONNEMENTAUX »
Université Bordeaux 1

Année universitaire 2012-2013
Stage effectué du 04 février au 31 juillet 2013

Rapport de stage de :

LAINÉ Manon

Une approche **multi-compartiments**
(macroinvertébrés benthiques, diatomées, macrophytes et faune piscicole)
afin d'évaluer l'impact de **rejets industriels** sur un cours
d'eau landais : mise en évidence d'**indicateurs de toxicité**.



Maitres de stages :

ROSEBERY Juliette juliette.rosebery@irstea.fr
MORIN Soizic soizic.morin@irstea.fr

Structure d'accueil :

Irstea – Centre de Bordeaux
Unité de Recherches REBX
50 Avenue Verdun – Gazinet - 33612 Cestas Cedex
Tel : 05- 57-89-08-00

Remerciements

Je tiens à remercier grandement Juliette ROSEBERY et Soizic MORIN qui m'ont encadrée pendant ces 6 mois de stage pour tout ce qu'elles m'ont apporté : le partage de leur connaissance, leur disponibilité, leur gentillesse et leur bonne humeur. Je les remercie également de m'avoir permis de participer aux campagnes terrain « diatomées » sur le Luzou (qui ont été plutôt intenses !) ainsi que au colloque SEFA 2013 où j'ai pu présenter mes travaux de stage. Enfin, je les remercie de m'avoir permis de prendre part à la construction et à la rédaction de l'article scientifique qui fait suite à mes travaux de stage.

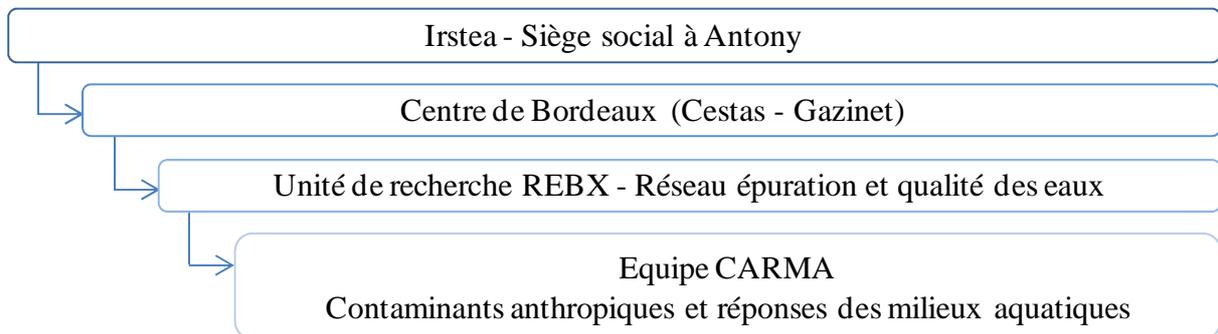
Un grand merci à Evelyne TRICHET qui m'a fourni le tableau de traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques sous Excel, et qui m'a ainsi épargné la lourde tâche de le recopier manuellement.

Je remercie également toute l'équipe de REBX ainsi que tous les stagiaires pour leur accueil et leur gentillesse. Je tiens à remercier plus particulièrement Blandine et Sandra pour leur amitié et les bons moments passés ensemble.

Pour finir, je tiens à remercier tout mes proches, famille et amis, qui m'ont entourée et encouragée durant cette année.

Présentation de la structure

Irstea (Institut national de Recherche en Sciences et Techniques pour l'Environnement et l'Agriculture, ex-Cemagref) est un organisme de recherche pluridisciplinaire qui emploie 1750 personnes. Irstea est impliqué dans des activités qui portent principalement sur le domaine de la gestion de l'eau et le fonctionnement des milieux aquatiques, ainsi que l'interface entre l'eau et la gestion des territoires. Irstea est structuré en neuf centres situés sur le territoire français et 24 unités de recherches. Le graphique suivant représente l'embranchement de l'équipe CARMA dans laquelle s'est déroulé ce stage.



L'équipe CARMA travaille sur les écosystèmes aquatiques continentaux. Les recherches et les expertises réalisées visent à caractériser leurs fonctionnements, évaluer l'état des masses d'eau et les altérations en fonction des usages, ainsi que pour concevoir des mesures de gestion.

CARMA est inscrite au sein du thème de recherche BELCA (Réponses biologiques et écologiques aux contaminations du milieu aquatique : écotoxicologie et bioindicateurs). Ce thème de recherche a pour but d'identifier, comprendre et prédire les perturbations biologiques et écologiques provoquées en milieu aquatique par la contamination chimique liée aux activités humaines. Dans ce cadre, l'équipe CARMA mène différents travaux de recherche visant à caractériser le fonctionnement et les réponses des écosystèmes aquatiques sous l'influence de diverses catégories de perturbations anthropiques. CARMA est une équipe multi-compétence (chimistes, écotoxicologues et biologistes).

Durant ce stage, j'ai été encadré par Juliette ROSEBERY, biologiste et Soizic MORIN, écotoxicologue.

Table des matières

Introduction :	1
1. Matériels et méthodes :	3
1.1 Le site d'étude :	3
1.2 Acquisition des données biologiques :	4
1.2.1 La faune piscicole :	4
1.2.2 Les macrophytes :	4
1.2.3 Les macroinvertébrés benthiques :	4
1.2.4 Les diatomées :	4
1.2.5 Les données environnementales :	5
1.3 Outils d'analyses :	5
1.3.1 Les données biologiques :	5
1.1.1. Les données environnementales :	9
2. Résultats :	10
2.1 Les données biologiques :	10
2.1.1 Les métriques taxonomiques et indicielles :	10
2.1.2 Les métriques fonctionnelles :	11
2.1.3 Caractérisation des communautés biologiques MIB et diatomées :	15
2.2 Caractérisation des données environnementales par ACP :	16
3. Discussion :	18
3.1 Importance de l'utilisation de la biologie pour évaluer l'état du Luzou :	18
3.2 Les indicateurs biologiques :	19
3.2.1 Les métriques taxonomiques et indicielles :	19
3.2.2 Les métriques fonctionnelles :	21
3.3 Complémentarité des indicateurs :	23
Conclusion :	25
Bibliographie :	26
Annexes :	29
Annexe 1 : Les résultats « diatomées » non présentés dans le rapport :	29
Annexe 2 : Détermination de la pertinence des indicateurs : exemple des diatomées :	30
Annexe 3 : Résumé sur les indices SPEAR pesticide et organic :	32
Annexe 4 : Poster colloque SEFA 2013:	33

Table des figures

Figure 1 : Localisation des quatre stations sur le Luzou, de la pisciculture et de l'usine (Source carte : http://adour-garonne.eaufrance.fr/)	3
Figure 2 : Démarche permettant d'obtenir les distributions de fréquence relatives des notes pour chaque modalité.....	9
Figure 3 : Taux de croissance des diatomées.	11
Figure 4 : Diagrammes-bâtons représentant les profils « Biovolume » et « Guildes de Passy » des stations pour les relevés prélevés sur galet. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. Pour les biovolumes, 1 correspond à BV1, 2 : BV2, 3 : BV3 , 4 : BV4 et 5 : BV5. Pour les guildes de Passy : L : low-profile, H : high profile, M : mobile, V ; variable.	12
Figure 5 : AFC réalisée sur le tableau Taxons-Abondances : (a) et (b) sont issus de l'AFC sur les données MIB. (c) et (d) sont issus de l'AFC sur les données diatomées. Sur (a) et (c) les relevés sont projetés sur les axes 1 et 2 avec un regroupement par station. Sur (b) et (d) les relevés sont projetés sur les axes 1 et 2 avec un regroupement par campagne.....	15
Figure 6 : Cercle de corrélation de l'ACP sur le plan 1-2. La variable supplémentaire « aniline » est représentée en bleu. ACP sur les données environnementales. Projection des relevés sur les axes 1 et 2 avec un regroupement par station et par campagne.	16

Table des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des quatre stations. (¹ : Source : SIE Adour Garonne http://adour-garonne.eaufrance.fr/ et Geoportail-IGN http://www.geoportail.gouv.fr/accueil , ² : Source : base de données IPR disponible sur le site de l'ONEMA (Rogers and Pont 2005))	3
Tableau 2: Dates des campagnes pour les différents compartiments biologiques et la physico-chimie.	3
Tableau 3 : Liste des éléments physico-chimiques quantifiés avec leur abréviation et l'unité utilisée. 5	
Tableau 4 : Traits biologiques des MIB.....	8
Tableau 5 : Traits écologiques des MIB.....	8
Tableau 6 : Traits biologiques des phanérogames.....	8
Tableau 7 : Groupes floristiques macrophytiques.	8
Tableau 8 : Traits biologiques de la faune piscicole.....	8
Tableau 9 : Traits biologiques des diatomées.....	8
Tableau 10 : Métriques taxonomiques et indicielles générales pour l'ichtyofaune, les macrophytes et les MIB.....	10
Tableau 11 : Métriques « spécifiques » :.....	11
Tableau 12 : Métriques fonctionnelles « diatomées ».....	11
Tableau 13 : Traits écologiques des MIB.....	13
Tableau 14 : Traits biologiques des MIB.....	13
Tableau 15 : Groupes floristiques et traits fonctionnels des phanérogames :	14
Tableau 16 : Détails des métriques IPR et métriques fonctionnelles piscicoles.....	15
Tableau 17 : Qualité de représentation des variables environnementales (estimateur \cos^2) sur les axes 1 et 2 de l'ACP. Les variables surlignées en bleu ($\cos^2 \geq 0.50$) sont bien représentées sur les axes associés.....	17

Introduction :

Depuis toujours, les cours d'eau sont au cœur du développement des civilisations et subissent, de ce fait, de fortes pressions anthropiques de différentes natures. La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (2000/60/CE) vise le bon état des masses d'eau d'ici 2015 et place les communautés biologiques comme l'élément central de leur évaluation. Elle s'appuie sur la prise en compte de quatre compartiments biologiques : les macroinvertébrés benthiques (MIB), les macrophytes et le phytobenthos, le phytoplancton et l'ichtyofaune. Plusieurs méthodes d'évaluation de l'état des cours d'eau existent. Initialement, les réponses de ces compartiments face aux perturbations anthropiques (principalement l'eutrophisation) ont été étudiées via des métriques basées sur la sensibilité des taxons (indices de saprobie ou de trophie). Plus récemment, les traits fonctionnels des taxons ont été utilisés pour caractériser l'état des masses d'eau et le type de perturbation présente (Archaimbault 2003, Marzin et al. 2012). En France, l'évaluation des cours d'eau s'appuie sur plusieurs outils dont des indices biologiques qui sont propres à chaque compartiment biologique : l'IBGN (indice biologique global normalisé), l'IBD (indice biologique diatomées), l'IBMR (indice biologique macrophytes rivière) et l'IPR (indice poissons rivière). Ces indices, principalement sensibles à la pollution trophique, sont en perpétuelle évolution pour s'adapter aux besoins et permettre une meilleure détection des pressions anthropiques (Mondy et al. 2012). De même, de nouveaux indices apparaissent pour détecter et évaluer d'autres perturbations spécifiques (Liess and Von Der Ohe 2005). Généralement, les quatre compartiments biologiques sont étudiés séparément. Cependant, leur complémentarité dans l'évaluation de l'état des masses d'eau a été démontrée dans plusieurs études (Hering et al. 2006, Johnson et al. 2006, Cellamare et al. 2012, Marzin et al. 2012). En effet, ils ne présentent pas la même sensibilité aux dégradations générales et leurs réponses à une même pression sont différentes.

L'état des lieux réalisé en 2004 par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne a identifié le cours d'eau Luzou comme risquant de ne pas atteindre le bon état écologique d'ici 2015. Une étude a alors été réalisée par Irstea afin de préciser les réponses des différents compartiments biologiques (MIB, diatomées, macrophytes et ichtyofaune) au regard des pressions qui s'exercent sur ce cours d'eau (Rosebery et al. 2010). Il a alors été identifié que ce cours d'eau subissait différents impacts : des rejets de type trophique dus à la présence d'une pisciculture et des rejets de type toxique issus d'un complexe industriel. Un seuil est aussi présent au sein de l'usine, et il est considéré comme un obstacle aux migrations de la faune piscicole. La pisciculture produit une pollution estimée à plus de 2 tonnes/an de matières en suspension et

d'azote, et 456 kg/an de phosphore. Le site industriel est une usine classée Seveso II, spécialisée dans la production d'agents de vulcanisation destinés majoritairement au marché de la transformation du caoutchouc (environ 15 000 tonnes/an). L'usine détourne une partie du débit du Luzou vers ses installations pour refroidir et laver les cuves de réaction. Les eaux usées sont envoyées dans des bassins de décantation. Après décantation (plus ou moins poussée), l'eau est évacuée par trop plein dans le Luzou (au droit de l'usine). Les effluents de la pisciculture ne sont pas considérés comme une menace. En effet, dans un milieu aussi peu biogène que l'écosystème landais, l'enrichissement trophique tend à faciliter l'installation d'une flore et d'une faune diversifiées (Rosebery et al. 2010). En revanche, les effluents de l'usine ont un impact fort et délétère sur l'écosystème. Le principal composé identifié comme problématique est l'aniline, composé organique aromatique classé comme « dangereux pour l'environnement et très toxique pour les organismes aquatiques » (INRS 2010). Il a été ainsi observé, à l'aval de l'usine, une rupture brutale de la diversité biologique et de la biomasse ainsi que l'apparition de taxons et de formes biologiques résistantes à la pollution. Cependant, cette première analyse comporte des lacunes et ne permet pas une caractérisation globale de l'impact écosystémique.

C'est dans ce contexte que se situe ce stage. Il aura pour but d'évaluer l'impact de la pollution toxique sur les quatre compartiments biologiques échantillonnés et de mettre en évidence différents indicateurs de cette pollution, afin de produire une évaluation intégrée de l'état écologique du milieu récepteur. Pour cela, les variations de différentes métriques taxonomiques (abondance et indices basés sur l'abondance), indicelles (basées sur la présence d'organismes bio-indicateurs) et fonctionnelles (basées sur les traits biologiques et/ou écologiques) entre différents sites vont être étudiées. Cela permettra d'identifier des indicateurs de toxicité des rejets de l'usine, basés exclusivement sur les réponses biologiques. Les caractéristiques physico-chimiques du milieu seront étudiées afin de mettre en évidence les pressions majoritaires s'exerçant sur le Luzou. Ce travail montrera en outre l'intérêt de l'étude du compartiment biologique vis-à-vis des lacunes qu'engendre d'une simple analyse physico-chimique du milieu. Enfin, les métriques les plus pertinentes pour le suivi spécifique de cette masse d'eau seront sélectionnées.

L'originalité du thème étant l'étude des quatre compartiments biologiques, il est proposé de ne pas présenter la sélection des métriques afin de permettre la présentation des réponses des quatre compartiments biologiques. De même, afin de permettre une large discussion, les résultats seront décrits de façon synthétique.

1. Matériels et méthodes :

1.1 Le site d'étude :

Le Luzou, situé dans les Landes, est un affluent de l'Adour long de 28 km. Comme tout cours d'eau landais, il est caractérisé par un substrat sableux, un pH acide, une faible conductivité et une pauvreté en nutriments. Quatre stations sont étudiées: la station Amont lointain (AmL), la station Amont proche (AmP), la station Aval proche (AvP) et la station Aval lointain (AvL) (figure 1).

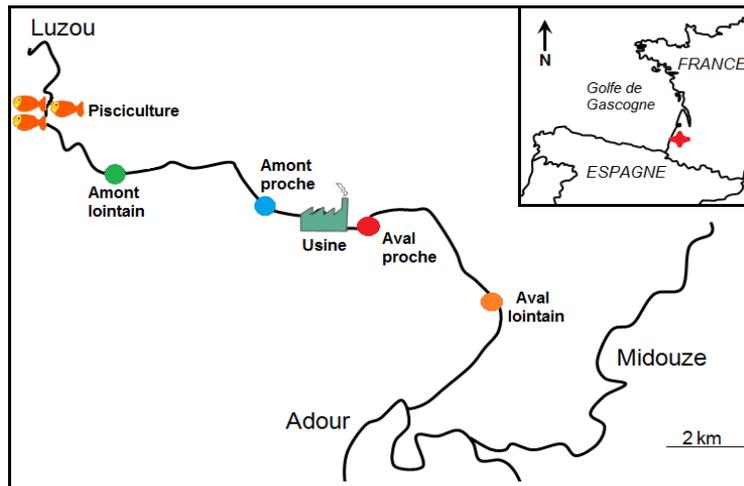


Figure 1 : Localisation des quatre stations sur le Luzou, de la pisciculture et de l'usine (Source carte : <http://adour-garonne.eaufrance.fr/>)

La station AmP est considérée comme la station de référence dans cette étude. En effet, les rejets issus de la pisciculture sont supposés s'être dissipés et donc n'impactant pas la station (Rosebery et al. 2010).

Les caractéristiques des quatre stations sont décrites en détail dans le tableau 1.

Tableau 1 : Caractéristiques des quatre stations. (¹ : Source : SIE Adour Garonne <http://adour-garonne.eaufrance.fr/> et Geoportail-IGN <http://www.geoportail.gouv.fr/accueil>, ² : Source : base de données IPR disponible sur le site de l'ONEMA (Rogers and Pont 2005))

	AmL	AmP	AvP	AvL
Lambert 93 X ¹	381632	385686	387414	389923
Lambert 93 Y ¹	6313519	6312556	6312572	6310416
Distance à la source ¹	11,18 km	16,05 km	18,38 km	22,70 km
Température moyenne en janvier ²	6,87°C	6,9°C	6,86°C	6,94°C
Température moyenne en juillet ²	21,22 °C	21,3°C	21,3°C	21,4°C
Altitude ¹	40m	30m	25m	17.5m
Pollution supposée	Trophique	-	Toxique forte	Toxique
Pente du cours d'eau ¹	2.5‰			
Surface du bassin versant drainé ¹	132km²			

Ces quatre stations ont fait l'objet de plusieurs campagnes d'échantillonnage (tableau 2).

Tableau 2: Dates des campagnes pour les différents compartiments biologiques et la physico-chimie.

	MIB	Diatomées	Macrophytes	Ichtyofaune	Physico-Chimie
C1- Automne	Sept. 2009	Sept. 2009	Sept. 2009	Sept. 2009	Sept. 2009
C2- Hiver	Nov. 2009	Nov. 2009	-	-	Nov. 2009
C3- Printemps	Avril 2010	Avril 2010	-	-	Avril 2010
C4 - Eté	Juillet 2010	Aout 2010	Juillet 2010	-	Aout 2010

Les résultats observés pour la station AmL ne seront pas détaillés dans ce rapport.

1.2 Acquisition des données biologiques :

1.2.1 La faune piscicole :

Les données sur la faune piscicole sont issues d'une seule campagne d'échantillonnage (tableau 2) réalisée par la Fédération des Landes pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques selon la norme NF EN 14011 (AFNOR 2003b). Une pêche électrique de deux passages, sans remise à l'eau des individus, a été réalisée. Les poissons capturés sont triés et stockés dans des bassines. Ils sont ensuite dénombrés, mesurés et pesés. Dans le cas où les individus sont nombreux, ceux-ci sont simplement dénombrés par lots puis pesés. Au total, dix taxons ont été échantillonnés. Les Lamproies de planer et les Anguilles ont été endormies à l'eugénol afin de faciliter les mesures. La biomasse ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de chaque taxon a été calculée à partir de la surface échantillonnée et du poids de chaque individu.

1.2.2 Les macrophytes :

Les données macrophytiques ont été récoltées au cours de deux campagnes d'échantillonnage par Irstea (tableau 2). La campagne 1 correspond à la fin de saison de végétation tandis que la campagne 4 correspond au début de la période de végétation. Les campagnes ont été réalisées conformément à la norme NF EN 14184 (AFNOR 2004b). Le recouvrement de chaque faciès (lotique ou lentique) est évalué en pourcentage ainsi que le recouvrement total de la station. Pour chaque faciès, toutes les espèces visibles à l'œil nu sont déterminées *in situ* puis leur surface de recouvrement est évaluée. Les espèces dont l'identification est difficile sur le terrain sont prélevées, conditionnées puis transportées au laboratoire pour la détermination. Au total 31 taxons sont identifiés

1.2.3 Les macroinvertébrés benthiques :

Les données MIB ont été obtenues au cours des quatre campagnes (tableau 2) par le bureau d'étude ECCEL Environnement. Les prélèvements ont été réalisés selon la norme XP T90-333 (AFNOR 2009). Douze microprélèvements ont été réalisés sur chaque station, huit dans les habitats dominants (superficie >5%) et quatre dans les habitats marginaux (superficie <5%). Le tri, la détermination et le dénombrement ont été réalisés selon la norme XP T90-388 (AFNOR 2010). Les données par relevé correspondent à la somme des 12 microprélèvements réalisés. Ces 12 relevés, regroupant 73 taxons, seront utilisés pour les analyses statistiques.

1.2.4 Les diatomées :

Les données diatomées ont été acquises au cours des quatre campagnes (tableau 2). Six substrats artificiels (lames de verre) sont immergés dans une cagette sur chaque station :

trois lames sont relevées après 15 jours d'exposition (t15) et trois lames après 30 jours (t30). En parallèle, trois prélèvements par station sur substrat naturel dur (sur galet si possible, sinon sur macrophytes) ont lieu à t30 selon la norme NF T 90-354 (AFNOR, 2007). Pour chacun des répliqués à t15 et t30, le poids sec, la matière sèche sans cendre, la concentration en chlorophylle *a* et la densité de diatomées (mortes et vivantes) sont mesurés en laboratoire. Afin de déterminer la composition taxonomique des communautés, les trois répliqués sur lames de verre sont mixés à t15 (LV15), t30 (LV30) et les prélèvements sur galets sont également analysés. Pour chaque lame, 400 individus minimum sont dénombrés et identifiés au niveau spécifique ou infra-spécifique. Deux tableaux Taxons×Relevés sont alors créés : un tableau brut comportant 234 taxons et un sous-tableau contenant les taxons ayant une abondance, toutes lames confondues, supérieure ou égale à 5 individus (soit 107 taxons).

1.2.5 Les données environnementales :

Tableau 3 : Liste des éléments physico-chimiques quantifiés avec leur abréviation et l'unité utilisée.

Éléments	Abréviation	Unité
Aluminium brut	Al	µg/L
Calcium	Ca	mg/L
Chlore	Cl	mg/L
Conductivité	Cond.	µs/cm
Demande biologique en O ₂	DBO5	mg(O ₂)/L
Fer brut	Fe	µg/L
Bicarbonate	HCO ₃	mg/L
Manganèse	Mn	µg/L
Matière en suspension	MES	mg/L
N kjeldahl	Nk	mg(N)/L
Ammonium	NH ₄	mg/L
Nickel	Ni	mg/L
Nitrite	NO ₂	mg/L
Nitrate	NO ₃	mg/L
Saturation en oxygène	O ₂ sat	%
pH	pH	-
Phosphate	PO ₄	mg/L
Phosphore total	Ptot	mg(P)/L
Sulfate	SO ₄	mg/L
Température	T	°C
Titre Alcalimétrique complet	TAC	°Fr
Zinc brut	Zn brut	mg/L
Zinc dissous	Zn dis.	mg/L

L'analyse physico-chimique des prélèvements d'eau, collectés simultanément aux campagnes diatomées à t30 (tableau 3), a été faite par l'IPL de Bordeaux en 2009 puis par le Laboratoire d'analyse des Landes à Mont de Marsan (LD40) en 2010. Les éléments qui ont été quantifiés sont détaillés dans le tableau 3. Les concentrations maximales théoriques en aniline dans le milieu ont été calculées en utilisant les données issues de l'auto-surveillance de l'usine pour l'année 2010 (51 dates de rejets dans le milieu naturel) et le QMNA5¹ :

$$\text{Concentration th. } (\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}) = \frac{\text{Flux } (\text{g} \cdot \text{j}^{-1})}{\text{QMNA5} (\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1})}$$

1.3 Outils d'analyses :

Les analyses statistiques ont été réalisées via le logiciel R (R Development Core Team, 2009).

1.3.1 Les données biologiques :

Dans cette première partie, les analyses ont pour but de caractériser les communautés et de tester différentes métriques afin de déterminer des indicateurs de toxicité basés sur les données biologiques.

¹ QMNA5 : débit mensuel minimal ayant la probabilité 1/5 de ne pas être dépassé une année donnée.

1.3.1.1 Caractérisation des communautés :

Les diatomées et les MIB présentant un nombre de réplicats suffisant, une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été réalisée sur ces deux compartiments, à partir des données d'abondance transformées au préalable en $\log(\text{abondance}+1)$. Dans le cas des diatomées, l'AFC porte sur le tableau de 107 espèces.

1.3.1.2 Les métriques taxonomiques et indicielles :

Diatomées : Dans un premier temps, les caractéristiques quantitatives sur les lames prélevées à t15 (LV15) et t30 (LV30) ont été mesurées : le poids sec, la matière sèche sans cendre (MSSC), la concentration en chlorophylle *a* le nombre de diatomées vivantes, le taux de croissance (pente du profil de cinétique de croissance) et le pourcentage de mortalité. La richesse spécifique (RS), l'indice de diversité de Shannon (H) et l'indice d'équitabilité de Pielou (J) ont été calculés pour les quatre stations. L'indice IBD (norme NF T30-354 (AFNOR 2007)) et l'indice IPS (indice de polluo-sensibilité) ont été calculés. Le pourcentage de formes tératogènes a été établi pour chaque campagne. Ces différentes métriques, calculées sur la base du tableau de 234 taxons, sont comparées entre stations par des tests de Kruskal-Wallis.

MIB : La richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et l'indice d'équitabilité de Pielou ont été calculés pour chacun des relevés. Par la suite, l'indice IBGN a été calculé selon la norme NF T90-350 (AFNOR 2004a). Les indices SPEARpesticides (Liess and Von Der Ohe 2005) et SPEARorganic (Beketov and Liess 2008) sont calculés par le biais de l'application en ligne (<http://www.systemecology.eu/spear/spear-calculator/>). Ces indices ont été comparés entre stations grâce à des tests de Kruskal-Wallis.

Macrophytes : Les tests et les analyses statistiques ne pourront pas être utilisés car le nombre de réplicats est trop faible (deux campagnes). La richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon ainsi que l'indice d'équitabilité de Pielou ont été étudiés à partir des recouvrements. Par la suite, l'indice IBMR a été calculé selon la norme NF T90-395 (AFNOR 2003a) pour chaque relevé puis comparés entre stations.

Ichtyofaune : Les données piscicoles ne présentent pas de réplicats de pêche (une seule campagne d'échantillonnage). Aucun test statistique n'a pu être réalisé afin de tester la significativité des résultats. Seules des observations sommaires pourront être réalisées. La richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et l'indice d'équitabilité de Pielou ont été

calculés à partir des abondances issues des deux pêches cumulées. L'indice IPR a pu être élaboré grâce au document disponible sur le site de l'ONEMA (Rogers and Pont 2005). Ce calcul repose uniquement sur les données issues de la première pêche. Ces différentes métriques taxonomiques et indicielles ainsi que la biomasse seront comparées entre stations.

1.3.1.3 Les métriques fonctionnelles :

Pour chaque taxon des quatre compartiments biologiques différents traits fonctionnels ont été répertoriés d'après une étude bibliographique approfondie réalisée en début de stage. Chaque trait présente au minimum deux modalités pour lesquelles chaque taxon possède une note d'affinité. Ceci permet d'obtenir un tableau Taxons×Traits pour chaque compartiment.

Ichtyofaune : Les traits des espèces piscicoles sont issus du livre de Keith and Allardi (2001) (tableau 8). L'affinité de chaque taxon pour les différentes modalités de trait est notée sur une échelle de 0 (« pas d'affinité ») à 1 (« forte affinité »).

Macrophytes : Deux types de traits sont utilisés pour analyser la communauté macrophytique. Tout d'abord les groupes floristiques (tableau 7) sont appliqués. En fonction de son appartenance, chaque taxon est caractérisé par une note de 0 (« pas d'appartenance ») ou de 1 (« appartenance »). Par la suite, les traits biologiques des phanérogames décrits par Willby et al. (2000) (tableau 6) sont utilisés. L'affinité de chaque taxon pour les différentes modalités de trait est notée sur une échelle de 0 (« pas d'affinité ») à 3 (« très forte affinité »).

MIB : Les taxons MIB présentent onze traits biologiques (tableau 4) et onze traits écologiques (tableau 5) développés par Tachet et al. (2010). L'affinité de chaque taxon pour les différentes modalités de trait est notée sur une échelle de 0 (« pas d'affinité ») à 5 (« très forte affinité »).

Diatomées : Les traits biologiques des diatomées (tableau 9) sont issus de la base de données Irstea (<https://hydrobio-dce.cemagref.fr/>), de Rimet and Bouchez (2012) et de Passy (2007). L'affinité de chaque taxon pour les différentes modalités de trait est notée sur une échelle de 0 (« pas d'affinité ») à 1 (« affinité »).

Méthode d'analyse : Les quatre compartiments sont analysés séparément. Les profils fonctionnels de chaque relevé sont calculés à partir des tableaux Taxons×Relevés et Taxons×Traits. Le tableau Taxons×Relevés est usuellement en abondance. Les macrophytes et l'ichtyofaune possèdent des tableaux respectivement en recouvrement et en biomasse.

Tableau 4 : Traits biologiques des MIB.

Traits	Modalités	Code
Taille maximale	≤ 0.25 cm	1
	> 0.25-0.5 cm	2
	> 0.5-1 cm	3
	> 1-2 cm	4
	> 2-4 cm	5
	> 4-8 cm	6
	> 8 cm	7
Cycle vital (durée)	≤ 1 an	8
	> 1 an	9
Nombre de générations par an	< 1	10
	1	11
	> 1	12
Stade aquatique	œuf	13
	larve	14
	nymph	15
	adulte	16
Technique de reproduction	ovoviviparité	17
	œufs isolés, libres	18
	œufs isolés, fixés	19
	pontes fixées	20
	pontes libres	21
	pontes dans la végétation	22
	pontes terrestres	23
	reproduction asexuée	24
Dispersion	aquatique passive	25
	aquatique active	26
	aérienne passive	27
	aérienne active	28
Forme de résistance	œufs, statoblastes	29
	cocons	30
	logette contre la dessiccation	31
	diapause ou dormance	32
	aucune	33
Respiration	tégument	34
	branchies	35
	plastron	36
	spiracle	37
	vésicule hydrostatique	38
	vol	39
Relation au substrat	nageur (surface)	40
	nageur (pleine eau)	41
	marcheur	42
	fouisseur (épibenthique)	43
	interstitiel (endobenthique)	44
	fixation temporaire	45
	fixation permanente	46
Nourriture	sédiments fins et microorganismes	47
	détritus (< 1mm)	48
	détritus végétaux (>= 1mm)	49
	microphytes	50
	macrophytes	51
	détritus animaux (>=1mm)	52
	microinvertébrés	53
macroinvertébrés	54	
Mode d'alimentation	vertébrés	55
	absorbeur	56
	mangeur de dépôts	57
	broyeur	58
	racler	59
	filtreur	60
	perceur	61
	prédateur	62
	parasite	63

Tableau 5 : Traits écologiques des MIB.

Traits	Modalités	Code
Distribution transversale	chenal	64
	rives, bras connectés	65
	étangs, bras déconnectés	66
	marais, fossés	67
	eaux temporaires	68
	lacs	69
	milieu souterrain	70
Distribution longitudinale	crénon	71
	épirithron	72
	métarithron	73
	hyporithron	74
	épipotamon	75
	métapotamon	76
	estuaire	77
Altitude	hors système fluvial	78
	plaine (<1000m)	79
	piémont (1000-2000m)	80
	alpin (>2000m)	81
Zone biogéographique	2 : Pyrénées	82
	4 : Alpes	83
	8 : Vosges, Jura, Massif Central	84
	13a : océanique	85
	13b : méditerranéen	86
Substrat	blocs/pierrres/cailloux/galets	87
	gravier	88
	sable	89
	limon	90
	macrophytes	91
	microphytes	92
	branches/racines	93
	détritus organiques/litière	94
	vase	95
	nul	96
Courant (preferendum)	lent (< 25 cm/s)	97
	moyen (25-50 cm/s)	98
	rapide (> 50 cm/s)	99
Statut trophique	oligotrophe	100
	mésotrophe	101
	eutrophe	102
Salinité (preferendum)	eau douce	103
	eau saumâtre	104
Température	psychrophile (< 15°C)	105
	thermophile (> 15°C)	106
	eurytherme	107
Valeur saprobiale	xénosaprobe	108
	oligosaprobe	109
	b-mésosaprobe	110
	a-mésosaprobe	111
	polysaprobe	112
	≤ 4	113
Sensibilité au faible pH	> 4-4.5	114
	> 4.5-5	115
	> 5-5.5	116
	> 5.5-6	117
	> 6	118

Tableau 6 : Traits biologiques des phanérogames.

Trait	Modalités	Code
Forme de croissance	Flottant - surface	1
	Flottant - submergé	2
	Ancré - feuilles flottantes	3
	Ancré - feuilles submergées	4
	Ancré - feuilles émergentes	5
	Ancré - feuilles hétérophiles	6
Architecture de la racine	Un point de croissance apical	7
	Un point de croissance basal	8
	Multiple points de croissance apicaux	9
Type de feuilles	Tubulaire	10
	Capillaire	11
	Entière	12
	Petite (<1cm²)	13
Surface des feuilles	Moyenne (1-20cm²)	14
	Grande (20-100cm²)	15
	Très grande (>100cm²)	16
	2	17
Index morphologique	3-5	18
	6-7	19
	8-9	20
	10	21
	Rhizome	24
Mode de reproduction	Fragmentation	25
	Bourgeons	26
	Turions	27
	Stolons	28
	Tubercules	29
	Graines	30
	<10	31
	10-100	32
	100-1000	33
	>1000	34
Forme pérenne	Annuelle	35
	Bi-annuelle	36
	Pérenne	37
Vecteurs des gamètes	Vent	40
	Eau	41
	Bulle d'air	42
	Insectes	43
	Auto	44
Flexibilité	Faible (<45°)	45
	Moyen (45-300°)	46
	Fort (>300°)	47
Texture des feuilles	Souple	48
	Rigide	49
	Cireuse	50
Période de production des organes reproducteurs	Non cireuse	51
	Précoce (Mars-Avril)	52
	Moyen (Juin - Juillet)	53
	Tardive (Aout - Septembre)	54
	Très tardive (après Septembre)	55
Taille des fruits	<1 mm	56
	1-3mm	57
	>3mm	58

Tableau 7 : Groupes floristiques macrophytiques.

Traits	Codes	Modalités
Groupe floristique	ALG	Algues
	BR	Bryophytes
	HET	Hétérotrophes
	PH	Phanérogames

Tableau 8 : Traits biologiques de la faune piscicole.

Traits	Modalités	
Régimes alimentaire	Invertivores	
	Omnivores	
	Autres (piscivores ou parasites)	
Substrat de ponte	Lithophile	
	Phytophile	
Position dans la colonne d'eau	Indifférencié (phyto-lithophile)	
	Pélagique	
Détails des métriques IPR	Benthique	
	Nombre total d'espèces	NTE
	Nombre d'espèces lithophiles	NEL
	Nombre d'espèces rhéophiles	NER
	Densité d'individus tolérants	DIT
	Densité d'individus omnivores	DIO
Densité d'individus invertivores	DII	
Densité totale d'individus	DTI	

Tableau 9 : Traits biologiques des diatomées.

Trait	Modalités	Code
Guildes de Passy	Low profile	L
	High profile	H
	Mobile	M
	Variable	V
Biovolume (µm³)	<99	1
	100-299	2
	300-599	3
	600-1499	4
	>1500	5
Forme de croissance	Adnate	A
	Pedunculate	P
	Colonial	C
Forme pionnière	Non-pioneer	NP
	Pioneer	P

Remarque : *Index morphologique* = (hauteur + extension latérale de la canopée).

Des classes de taille sont utilisées pour la hauteur et l'extension latérale de la canopée :

(1) <1cm ; (2) 1-10 cm ; (3) 10 à 40 cm ; (4) 40-100cm ; (5) <100cm.

Plus l'indice est fort, plus la plante occupe un grand espace (en hauteur ou en largeur).

Les tableaux Taxons×Traits subissent une transformation par codage flou. Pour calculer les profils fonctionnels de chaque relevé, la démarche présentée dans la figure 2 a été appliquée sur chaque trait. Nous obtenons alors la distribution en fréquence relative des sommes de notes d'affinités, pondérées par l'abondance (ou autre) des taxons présents dans le relevé.

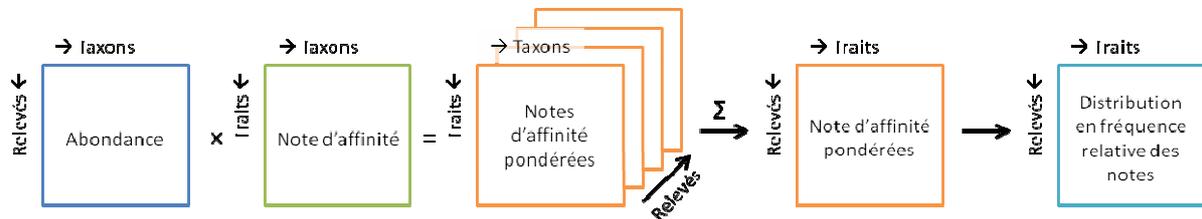


Figure 2 : Démarche permettant d'obtenir les distributions de fréquence relatives des notes pour chaque modalité.

A partir du tableau final Relevés×Traits, des tests de Kruskal-Wallis ont été appliqués afin de comparer la fréquence relative des modalités entre les quatre stations. Comme précédemment, les résultats concernant les macrophytes et la faune piscicole seront basés sur les observations. Dans le cas des diatomées, afin de pousser l'analyse plus loin, les fréquences relatives des modalités ont été comparées (test de Kruskal-Wallis) au sein de chaque trait pour les quatre stations sur les traits qui ne répondaient pas au test précédent.

1.1.1. Les données environnementales :

Dans cette seconde partie, les données environnementales vont être analysées afin de caractériser les stations d'un point de vue physico-chimique. Cela permettra de comparer les résultats physico-chimiques avec les résultats biologiques précédents.

Les données physico-chimiques comportent dans plusieurs relevés des valeurs de paramètres inférieures au seuil de détection, en particulier les paramètres Ni brut, NO₂ et PO₄ inférieurs au seuil de détection pour les stations amont et aval dans plus de la moitié des relevés (campagnes 3 et 4 notamment). Ces paramètres ne sont pas pris en compte par la suite car les variations entre les stations ne sont pas observables pour deux campagnes sur quatre. Pour les autres paramètres, les valeurs inférieures au seuil de détection sont remplacées par *Seuil de détection/2* (Helsel 1990). Afin d'intégrer l'aniline dans les paramètres environnementaux, une moyenne des concentrations maximales théoriques dans le milieu calculé sur l'année 2010 a été réalisée, soit 0,44µg/L. L'hypothèse que les sites amont (AmL et AmP) présentent une concentration en aniline nulle est posée. En effet, l'aniline est un composé utilisé dans les produits phytosanitaires, les matières colorantes, l'industrie du caoutchouc (cas de l'usine) et en tant qu'intermédiaire de polyéthyrane (INRS 2010). La pisciculture n'est donc pas usagère de ce composé. En supposant que la concentration

moyenne d'aniline utilisée par l'usine varie peu d'une année à l'autre, nous évaluons que les sites aval présentent une concentration moyenne d'aniline de $0,44\mu\text{g/L}$ pour les quatre saisons d'échantillonnage. Afin de mettre en évidence les spécificités environnementales des stations, une analyse en composante principale (ACP) est réalisée, après normalisation des données et suppression des variables identifiées comme redondantes (par tests de corrélations de Spearman deux à deux), et ayant la même signification écologique. La variable « aniline » n'est pas prise en compte dans la construction de l'ACP et est ajoutée en temps que variable supplémentaire *a posteriori* pour ne pas influencer artificiellement les axes.

2. Résultats :

Les résultats des tests de Kruskal-Wallis sont présentés sous forme de tableau. Les cases grisées correspondent aux valeurs significativement différentes de celles de la station de référence AmP. Lorsqu'un point est affiché en bout de ligne, la métrique est significativement différente entre AvP et AvL. « NE » signifie que les données sont non exploitables. Les codes des métriques sont donnés dans les tableaux 10 à 16.

2.1 Les données biologiques : Les métriques taxonomiques et indicielles :

2.1.1.1 Les métriques générales :

Tableau 10 : Métriques taxonomiques et indicielles générales pour l'ichtyofaune, les macrophytes et les MIB.

		AmL	AmP	AvP	AvL	p.value
Ichtyofaune	RS	6.00	6.00	1.00	8.00	-
	H	0.93	1.27	0.00	1.31	-
	J	0.52	0.70	NA	0.63	-
	Biomasse	91.00	57.50	0.00	12.00	• -
IPR		19.14	14.62	52.28	22.49	-
		Moyen	Bon	T.mauvais	Moyen	-
Macrophytes	RS	7 ± 2.83	10.5 ± 2.12	4 ± 1.41	15 ± 1.41	-
	H	1.25 ± 0.23	1.22 ± 0.07	0.03 ± 0.04	2.02 ± 0.03	-
	J	0.66 ± 0.02	0.52 ± 0.02	0.02 ± 0.02	0.75 ± 0.04	-
	IBMR	11.83 ± 0.52	13.29 ± 0.55	3.22 ± 3.49	10.93 ± 0.07	• -
IBMR		Moyen	Bon	T.mauvais	Moyen	-
MIB	RS	27.5 ± 6.61	30 ± 5.77	10 ± 3.37	18.5 ± 3.42	• 0.007
	H	1.48 ± 0.33	1.95 ± 0.43	0.56 ± 0.17	1.03 ± 0.45	0.014
	J	0.45 ± 0.09	0.57 ± 0.1	0.24 ± 0.05	0.35 ± 0.15	0.022
	IBGN	12 ± 2.94	12 ± 2.16	3.5 ± 1.28	8.5 ± 0.58	• 0.006
		Bon	Bon	T.mauvais	Mauvais	
SPEARp	42.01 ± 5.24	35.05 ± 2.77	27.37 ± 5.66	34.95 ± 4.55	0.03	
SPEARo	-0.4 ± 0.08	-0.54 ± 0.04	-0.68 ± 0.02	-0.62 ± 0.08	0.008	

La richesse spécifique met en évidence la perturbation toxique présente sur les stations aval par une chute drastique du nombre de taxons de MIB, de macrophytes et de poissons (seulement une espèce, le Vairon) sur la station AvP. Cette diminution perdure pour les MIB sur la station AvL mais en moindre mesure. Les indices de diversité et d'équitabilité mettent eux aussi en

évidence cette perturbation avec une chute des indices sur la station AvP pour l'ichtyofaune, les macrophytes et les MIB (perdure en AvL). Les indices biologiques (IPR, IBMR et IBGN) diagnostiquent une très forte dégradation de l'état du Luzou sur la station AvP. Ces trois compartiments classent la station AvP en « très mauvais état ». Ce déclassement est présent sur la station AvL en moindre mesure avec un classement « médiocre » à « mauvais » selon les indices. Les diatomées (résultats non présentés) ne possèdent aucune métrique indicatrice.

2.1.1.2 Les métriques spécifiques :

Tableau 11 : Métriques « spécifiques » :

		AmL	AmP	AvP	AvL	p.value
Ichtyofaune	Biomasse	91.00	57.50	0.00	12.00	-
MIB	SPEARp	42.01 ± 5.24	35.05 ± 2.77	27.37 ± 5.66	34.95 ± 4.55	0.03
	SPEARo	-0.4 ± 0.08	-0.54 ± 0.04	-0.68 ± 0.02	-0.62 ± 0.08	0.008
Diatomées-galet	TER%	0 ± 0	0.24 ± 0.34	1.65 ± 1.2	1 ± 1.41	0.05
	TER%	0 ± 0	0.13 ± 0.25	0.37 ± 0.14	0.19 ± 0.24	0.1
Diatomées LV30	Live	14497.01 ± 10220.08	8291.12 ± 10400.86	1851.2 ± 520.77	1468.92 ± 1292.43	0.03
	Live/Dead	5.36 ± 2.65	4.48 ± 2.75	3.88 ± 2.05	4.15 ± 2.66	0.9
	Poids.sec	0.47 ± 0.13	0.7 ± 0.99	0.45 ± 0.39	0.13 ± 0.06	0.07
	MSSC	0.19 ± 0.06	0.17 ± 0.18	0.13 ± 0.06	0.06 ± 0.02	0.06
	CHLa	0.17 ± 0.21	0.12 ± 0.2	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.02

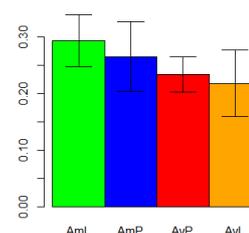


Figure 3 : Taux de croissance des diatomées.

La biomasse de poissons chute très fortement en AvP avec seulement deux individus, puis réaugmente en AvL mais reste très inférieure à celle de la station de référence.

L'indice SPEARorganic permet de différencier clairement les stations aval avec un indice inférieur à celui de AmP. En outre, il permet de caractériser la nature de la perturbation.

Sur galet, seules les stations aval présentent un pourcentage moyen de formes tératogènes supérieur ou égal à 1. Sur AvP, le taux de forme tératogène est significativement plus élevé que sur la station de référence. Sur LV30, la concentration en chlorophylle *a* ainsi que le nombre de cellules vivantes diminuent fortement sur les stations aval. L'écart type « nombre de cellules vivantes » très important de la station AmP explique que ces différences ne soient pas significatives. Le ratio $\frac{\text{Nombre de cellules vivantes}}{\text{Nombre de cellules mortes}}$ ne présentant pas de différence, il y a une diminution de la densité cellulaire sur les stations aval. Le taux de croissance (pvalue = 0,24) n'est pas significativement différent entre les stations malgré une baisse sur les stations AvL et AvP. Les résultats sur LV15 (non présentés) ne possèdent aucune métrique indicatrice.

2.1.2 Les métriques fonctionnelles :

2.1.2.1 Les diatomées :

Seuls les relevés « galet » présentent des variations de traits biologiques. Nous présentons donc uniquement ces résultats.

Seul le trait « espèces pionnières » apporte une réponse significative : on observe davantage d'espèces pionnières et moins d'espèces non-pionnières sur la station AvL, par rapport à la station de référence AmP. Cette tendance se dessine dès la station AvP mais n'est pas significative.

Tableau 12 : Métriques fonctionnelles « diatomées ».

	AmL	AmP	AvP	AvL	p.value
NP	96.33 ± 3.35	95.78 ± 4.31	75.66 ± 13.27	56.67 ± 29.22	0.04
P	3.67 ± 3.35	4.22 ± 4.31	24.34 ± 13.27	43.33 ± 29.22	0.04
A	2.1 ± 1.18	2.97 ± 1.29	1.24 ± 0.49	1.59 ± 1.52	0.31
P	20.19 ± 17.42	19.58 ± 9.08	28.16 ± 4.71	36.46 ± 11.77	0.21
C	39.59 ± 22.99	38.65 ± 17.73	28.75 ± 15.85	17.46 ± 18.87	0.17
NC	38.12 ± 12.83	38.8 ± 9.69	41.85 ± 12.49	44.49 ± 8.64	0.8
BV1	26.34 ± 15.22	30 ± 19.85	33.54 ± 11.4	53.19 ± 21.29	0.24
BV2	26.99 ± 21.4	25.44 ± 5.06	31.53 ± 9.61	23.12 ± 3.79	0.58
BV3	15.61 ± 5.46	15.31 ± 9.51	12.89 ± 5.45	6.79 ± 5.26	0.21
BV4	12.58 ± 7.06	17.85 ± 7.54	13.26 ± 5.7	11.17 ± 9.83	0.54
BV5	18.48 ± 9.71	11.4 ± 5.27	8.79 ± 6	5.73 ± 3.97	0.13
L	36.72 ± 13.47	42.46 ± 21.27	37.71 ± 11.55	65.79 ± 25.38	0.31
H	29.13 ± 19.92	21.17 ± 14.07	24.72 ± 14.72	16.33 ± 16.4	0.64
M	25.84 ± 14.85	24.56 ± 8.73	28.94 ± 9.52	11.96 ± 4.87	0.09
V	3.84 ± 3.84	3.98 ± 5.34	3.63 ± 1.75	1.82 ± 1.41	0.73

Les autres traits ne variant pas entre les stations, nous avons analysé de façon plus poussée ces traits afin de déterminer s'il existait une modification du profil des stations. Nous avons tracé les profils des stations et réalisé des tests de Kruskal-Wallis afin de détecter les différences entre les modalités pour une même station.

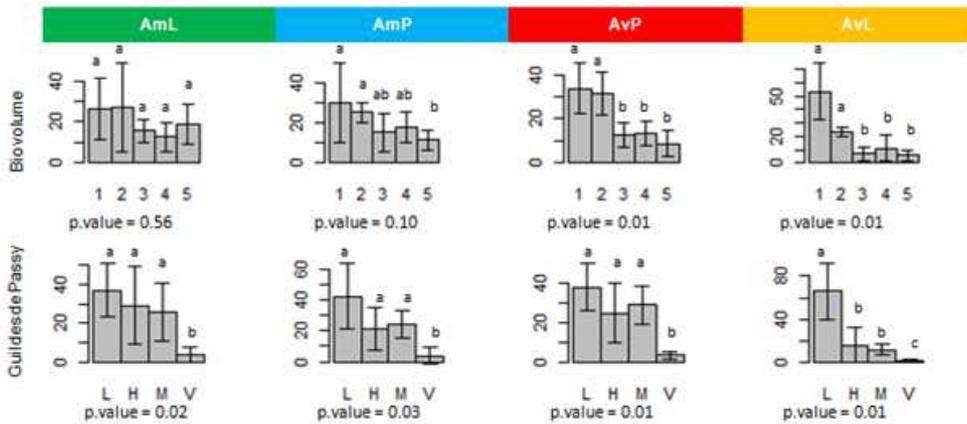


Figure 4 : Diagrammes-bâtons représentant les profils « Biovolume » et « Guildes de Passy » des stations pour les relevés prélevés sur galet. Les barres d'erreur correspondent aux écart-types. Pour les biovolumes, 1 correspond à BV1, 2 : BV2, 3 : BV3, 4 : BV4 et 5 : BV5. Pour les guildes de Passy : L : low-profile, H : high profile, M : mobile, V ; variable.

Sur les stations aval, il y a une diminution des espèces ayant des biovolumes moyens à grands (supérieurs à $300\mu\text{m}^3$) au profit des petits biovolumes (inférieurs à $300\mu\text{m}^3$). La station AvL présente une diminution des formes « high-profile » et « mobile » par rapport aux formes « low-profile ». Il y a alors un amincissement du biofilm. Enfin, il n'y a pas de schéma qui se dégage des profils de forme de croissance (non représenté).

2.1.2.2 Les macroinvertébrés benthiques :

Les stations aval présentent des taxons de grande taille maximale et ayant plus d'un cycle de reproduction par an. La station AvP présente en plus une augmentation de la durée du cycle de vie ainsi qu'une hausse des taxons réalisant le stade « adulte » en milieu aquatique. Les modes de reproduction, de respiration et de locomotion sont modifiés. Les stations aval présentent une hausse des taxons produisant des œufs isolés libres ou ayant une reproduction asexuée, une respiration tégumentaire et étant épibenthiques, endobenthiques ou fixés en permanence. Les taxons utilisant la dispersion active et sans forme de résistance sont en baisse, au profit de taxons capables de fabriquer des cocons. Seule la station AvP présente une augmentation de la dérive (dispersion aquatique passive). Les modes et les types d'alimentation sont différents. Les taxons absorbants et mangeurs de dépôts, se nourrissant de détritus et de sédiments fins/microorganismes, sont en augmentation sur les stations aval. Cela se fait au détriment des taxons broyeurs/racleurs et filtreurs qui se nourrissent de plantes (mortes ou vivantes), ainsi que des prédateurs se nourrissant de macroinvertébrés vivants ou d'animaux morts (sur AvP).

Les stations aval présentent une hausse des taxons souterrains et lacustres ainsi qu'une baisse des taxons de rives. On note également une hausse des taxons eutrophes et polysaprobies au détriment des taxons mésotrophes. De plus, sur la station AvP, les taxons α -mésosaprobies sont en augmentation et les taxons xénosaprobies et oligosaprobies sont en baisse. Les taxons inféodés aux plaines ainsi qu'aux zones crénon, épipotamon et métapotamon sont en hausse sur les stations aval.

Tableau 14 : Traits biologiques des MIB

	AmL	AmP	AvP	AvL	p.value
1	0.14 ± 0.09	0.1 ± 0.05	0.46 ± 0.06	0.35 ± 0.17	0.01
2	11.88 ± 1.48	22.41 ± 13.39	5.59 ± 1.78	8.34 ± 3.63	0.01
3	34.53 ± 7.73	25.86 ± 3.14	12.7 ± 3.93	21.34 ± 13.96	0.02
4	26.4 ± 5.69	27.51 ± 8.47	13.42 ± 1.47	16.58 ± 5.2	0.02
5	12.98 ± 4.83	13.74 ± 4.98	9.29 ± 0.26	9.95 ± 1.26	0.17
6	11.04 ± 9.89	8.15 ± 6.13	45.77 ± 5.58	33.98 ± 17.07	0.01
7	3.02 ± 2.79	2.24 ± 1.69	12.76 ± 1.55	9.47 ± 4.76	0.01
8	69.85 ± 12.39	61.84 ± 9.98	18.95 ± 9.6	37.52 ± 29.15	0.04
9	30.15 ± 12.39	38.16 ± 9.98	81.05 ± 9.6	62.48 ± 29.15	0.04
10	1.17 ± 1.25	1.31 ± 0.8	0.4 ± 0.21	1.44 ± 0.99	0.4
11	41.69 ± 4.11	50.29 ± 12.22	31.6 ± 2.3	36.65 ± 6.28	0.02
12	57.14 ± 5.07	48.4 ± 12.71	68 ± 2.42	61.91 ± 7.1	0.02
13	19.75 ± 2.75	27.05 ± 7.23	28.24 ± 2.91	26 ± 4.43	0.1
14	41.5 ± 1.77	39.06 ± 1.53	36.77 ± 1.39	40.66 ± 5.25	0.05
15	28.24 ± 4.72	19.5 ± 7.46	8.8 ± 4.73	13.46 ± 9.28	0.02
16	10.51 ± 4.45	14.4 ± 3.91	26.18 ± 3.15	19.87 ± 9.74	0.04
17	17.63 ± 10.55	17.59 ± 11.17	1.84 ± 0.93	3.03 ± 1.92	0.009
18	1.69 ± 1.14	2.2 ± 1.23	5.63 ± 0.72	4.65 ± 2.15	0.03
19	5.54 ± 5.08	4.82 ± 3.42	2.77 ± 0.34	3.55 ± 1.57	0.6
20	35.8 ± 7.44	51.35 ± 19.01	56.97 ± 3.75	52.65 ± 7.01	0.09
21	27.56 ± 5.24	15.3 ± 10.6	9.21 ± 4.95	13.2 ± 9.26	0.06
22	0.64 ± 1.11	0.45 ± 0.36	0 ± 0.01	0.21 ± 0.21	0.12
23	6.32 ± 0.99	4.72 ± 2.37	3.32 ± 1.52	7.68 ± 4.33	0.13
24	4.82 ± 4.43	3.56 ± 2.73	20.26 ± 2.47	15.03 ± 7.55	0.01
25	46.12 ± 8.4	46.23 ± 5.32	80.11 ± 6.02	67.06 ± 18.51	0.02
26	19.78 ± 4.19	21.28 ± 3.39	9.99 ± 1.1	13.24 ± 4.03	0.01
27	19.24 ± 3.27	12.96 ± 4.7	5.93 ± 3.12	10.03 ± 7.12	0.04
28	14.86 ± 2.66	19.53 ± 6.53	3.96 ± 1.86	9.67 ± 7.61	0.02
29	4.15 ± 2.73	3.56 ± 2.57	0.01 ± 0.02	4.23 ± 4.93	0.03
30	8.79 ± 8.04	6.53 ± 5.02	36.92 ± 4.5	27.34 ± 13.82	0.01
31	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0.09
32	9.32 ± 1.06	6.14 ± 2.01	2.3 ± 1.14	4.79 ± 3.02	0.01
33	77.74 ± 6.47	83.77 ± 5.91	60.78 ± 3.36	63.64 ± 7.1	0.009
34	66.41 ± 12.38	49.45 ± 12.09	90.58 ± 2.47	79.9 ± 12.31	0.01
35	32.3 ± 12.21	42.28 ± 9.52	9.01 ± 2.45	18.56 ± 12.4	0.01
36	0.12 ± 0.09	6.75 ± 6.77	0.1 ± 0.14	0.5 ± 0.32	0.009
37	1.17 ± 0.7	1.52 ± 0.97	0.3 ± 0.37	1.03 ± 1.2	0.1
38	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	1
39	0.12 ± 0.08	2.63 ± 2.62	0.04 ± 0.07	0.2 ± 0.12	0.01
40	0.18 ± 0.14	0.06 ± 0.03	0.01 ± 0.01	0.06 ± 0.09	0.1
41	18.62 ± 3.39	13.21 ± 6.51	8.57 ± 1.55	11.24 ± 5.76	0.1
42	33.33 ± 8.77	41.6 ± 8.07	7.52 ± 3.65	17.59 ± 13.13	0.01
43	13.3 ± 5.06	9.11 ± 4.94	26.09 ± 1.89	20.88 ± 6.98	0.01
44	23 ± 8.28	19.5 ± 6.97	51.59 ± 4.34	41.85 ± 13.85	0.01
45	11.39 ± 1.94	13.85 ± 11.44	6 ± 1.07	8.03 ± 3.02	0.09
46	0.05 ± 0.05	0.04 ± 0.03	0.17 ± 0.02	0.16 ± 0.03	0.01
47	5.3 ± 3.22	3.59 ± 2.26	15.66 ± 1.52	11.98 ± 5.07	0.01
48	30.87 ± 7.9	26.85 ± 4	52.4 ± 2.81	45.28 ± 10.39	0.01
49	8.72 ± 3.24	9.97 ± 1.38	1.09 ± 0.48	2.8 ± 2.66	0.01
50	24.49 ± 1.63	32.22 ± 8.85	23.28 ± 0.4	24.64 ± 2.43	0.08
51	7.32 ± 1.89	5.26 ± 1.89	1.42 ± 0.68	2.64 ± 2.12	0.01
52	3.42 ± 1.56	2.9 ± 1.53	0.37 ± 0.19	1.06 ± 1.24	0.03
53	9.6 ± 2.62	10.13 ± 5.33	2.08 ± 1.11	3.52 ± 2.48	0.01
54	10.27 ± 2.86	9.06 ± 2.61	3.7 ± 1.63	8.05 ± 5.04	0.07
55	0.02 ± 0.03	0.02 ± 0.04	0 ± 0	0.03 ± 0.03	0.06
56	3.5 ± 3.23	2.58 ± 1.96	14.78 ± 1.8	10.95 ± 5.53	0.01
57	27.45 ± 12.06	19.1 ± 9.57	64.99 ± 5.44	52.16 ± 16.83	0.01
58	19.88 ± 8.94	21.91 ± 6.67	2.23 ± 1.04	3.63 ± 2.12	0.008
59	20.15 ± 3.64	27.79 ± 11.74	8.61 ± 1.66	14.82 ± 9.42	0.03
60	9.45 ± 1.48	13.66 ± 15.9	2.22 ± 1.22	5.39 ± 3.98	0.04
61	0.62 ± 0.44	1.29 ± 0.89	1.35 ± 0.71	4.47 ± 2.95	0.05
62	15.36 ± 3.16	11.67 ± 4.08	4.62 ± 2.3	6.9 ± 4.9	0.03
63	3.59 ± 0.67	1.99 ± 1.4	1.2 ± 0.65	1.68 ± 1.19	0.07

Tableau 13 : Traits écologiques des MIB

	AmL	AmP	AvP	AvL	p.value
64	12.45 ± 3.48	25.78 ± 13.91	11.33 ± 1.1	13.81 ± 1.89	0.07
65	32.59 ± 0.8	35.64 ± 2.91	31.87 ± 0.16	32.54 ± 0.65	0.01
66	12.19 ± 0.54	8.46 ± 4.1	11.17 ± 0.44	10.85 ± 0.49	0.05
67	6.2 ± 0.89	3.89 ± 2.17	6.02 ± 0.29	5.59 ± 0.27	0.21
68	11.82 ± 1.13	7.87 ± 3.67	6.15 ± 1.23	7.53 ± 2.87	0.07
69	21.97 ± 1.24	16.29 ± 5.28	22.83 ± 0.32	21.76 ± 1.01	0.02
70	2.79 ± 2.09	2.07 ± 1.48	10.64 ± 1.3	7.92 ± 4	0.01
71	11.28 ± 0.3	10.64 ± 1.26	12.32 ± 0.23	12.1 ± 0.37	0.008
72	13.93 ± 0.7	16.62 ± 2.67	13.79 ± 0.12	14.44 ± 0.5	0.04
73	14.24 ± 0.56	17.34 ± 3.19	14.75 ± 0.22	15.19 ± 0.26	0.05
74	14.33 ± 0.26	17.6 ± 3.63	16.13 ± 0.39	16.21 ± 0.51	0.08
75	14.51 ± 0.57	13.95 ± 1.34	16.91 ± 0.4	15.86 ± 1.27	0.02
76	12.08 ± 1.2	9.71 ± 2.42	15.25 ± 0.52	13.76 ± 1.85	0.01
77	4.82 ± 1.49	3.84 ± 2.21	1.15 ± 0.49	1.61 ± 0.96	0.01
78	14.81 ± 1.13	10.31 ± 4.15	9.71 ± 1.35	10.81 ± 2.42	0.08
79	50.68 ± 4.51	54.64 ± 5.2	67.68 ± 3.27	61.11 ± 9.16	0.02
80	23.48 ± 3.77	25.87 ± 4.61	15 ± 0.89	18.08 ± 3.74	0.01
81	12.95 ± 1.84	10.23 ± 2.29	8.48 ± 1.27	11.1 ± 3.52	0.07
82	18.73 ± 1.32	18.69 ± 1.28	14.28 ± 0.67	15.63 ± 2.23	0.02
83	21.07 ± 0.5	20.7 ± 0.33	22.32 ± 0.31	21.77 ± 0.69	0.01
84	21.37 ± 1.07	21.36 ± 1	24.96 ± 0.58	24 ± 1.48	0.02
85	22.36 ± 1.85	22 ± 1.43	29.06 ± 1.08	27.04 ± 3.02	0.01
86	16.47 ± 1.89	17.25 ± 1.48	9.38 ± 1.31	11.56 ± 2.97	0.01
87	15.63 ± 1.46	16.27 ± 3.38	11.96 ± 0.41	13.61 ± 2	0.04
88	10.38 ± 1.71	12.88 ± 2.44	17.38 ± 1.29	15.14 ± 3.33	0.03
89	10.12 ± 1.23	11.03 ± 2.04	12.81 ± 0.24	11.96 ± 1.2	0.1
90	5.92 ± 1	6 ± 1.83	8.65 ± 0.29	7.58 ± 1.49	0.03
91	16.29 ± 1.38	16.22 ± 1.08	12.87 ± 0.54	14.91 ± 2.72	0.09
92	2.71 ± 0.48	2.62 ± 1.09	3.1 ± 0.14	2.61 ± 0.61	0.5
93	7.85 ± 1.84	8.53 ± 3.66	4.16 ± 0.26	5.32 ± 1.8	0.02
94	7.63 ± 0.84	5.82 ± 2	5.98 ± 0.08	5.95 ± 0.15	0.08
95	9.35 ± 2.41	5.92 ± 3.35	14.52 ± 0.43	12.6 ± 2.33	0.01
96	24.7 ± 1.91	16.62 ± 8.61	24.75 ± 0.67	22.73 ± 1.55	0.09
97	29.51 ± 1.14	31.16 ± 3.62	32.91 ± 0.55	32.47 ± 1.72	0.09
98	27.65 ± 2.12	33.93 ± 7.92	26.26 ± 0.38	27.57 ± 1.2	0.05
99	18.14 ± 1.51	18.3 ± 1.78	16.08 ± 0.26	17.22 ± 2.05	0.13
100	32.14 ± 2.95	37.28 ± 6.57	31.68 ± 0.75	32.73 ± 0.76	0.06
101	40.76 ± 2.07	42.33 ± 1.69	38.78 ± 0.25	38.66 ± 0.27	0.01
102	27.09 ± 3.91	20.39 ± 5.89	29.54 ± 0.55	28.61 ± 0.77	0.02
103	79.49 ± 2.09	85.41 ± 7.13	89.05 ± 1.75	87.01 ± 4.7	0.14
104	20.51 ± 2.09	14.59 ± 7.13	10.95 ± 1.75	12.99 ± 4.7	0.14
105	27.03 ± 1.59	21.34 ± 4.37	25.92 ± 0.48	23.81 ± 2.46	0.11
106	12.64 ± 2.56	10.53 ± 2.91	16.23 ± 0.17	14.71 ± 2.1	0.03
107	60.33 ± 3.84	68.12 ± 6.3	57.85 ± 0.51	61.48 ± 4.55	0.05
108	10.83 ± 2.68	9.25 ± 2.05	3.25 ± 1.08	5.42 ± 3.36	0.02
109	28.57 ± 1.72	27.68 ± 1.76	23.67 ± 0.83	25.4 ± 2.44	0.04
110	35.24 ± 1.61	40.95 ± 5.03	40.74 ± 0.98	40.51 ± 1.69	0.04
111	19.87 ± 1.92	18.47 ± 4.05	23.78 ± 0.73	21.45 ± 2.62	0.03
112	5.5 ± 1.53	3.64 ± 2.14	8.56 ± 0.25	7.22 ± 1.51	0.01
113	8.24 ± 0.84	5.55 ± 2.62	4.64 ± 0.69	5.38 ± 1.74	0.1
114	10.36 ± 0.86	8.46 ± 1.75	6.34 ± 0.83	7.08 ± 1.92	0.04
115	14.96 ± 1.51	13.86 ± 1.85	9.41 ± 0.9	10.27 ± 1.9	0.01
116	20.49 ± 0.72	19.84 ± 0.6	23.07 ± 0.59	21.52 ± 2.07	0.03
117	21.28 ± 0.78	22.26 ± 2.32	24.49 ± 0.59	23.93 ± 1.04	0.06
118	24.66 ± 1.73	30.04 ± 3.98	32.05 ± 1.29	31.82 ± 2.79	0.03

Les stations AvP et AvL possèdent respectivement 40 (64%) et 32 (51%) modalités biologiques différentes de la station de référence. Concernant les traits écologiques, les stations AvP et AvL présentent respectivement 29 (52%) et 20 (36%) modalités écologiques différentes de la station AmP. Les traits biologiques semblent plus pertinents dans le contexte de notre étude.

2.1.2.3 Les macrophytes :

Attention ! La station AvP ne peut pas être analysée concernant les traits fonctionnels « phanérogames » du fait de l'absence de ce groupe floristique.

Tableau 15 : Groupes floristiques et traits fonctionnels des phanérogames :

	AmL	AmP	AvP	AvL	
ALG	0.67 ± 0.95	3.63 ± 2.84	0.02 ± 0.03	50.84 ± 33.98	•
HET	0 ± 0	0 ± 0	99.58 ± 0.53	0 ± 0	
BR	28.59 ± 0.63	35 ± 5.67	0.36 ± 0.51	35.55 ± 27.43	
PH	70.73 ± 0.32	61.38 ± 2.83	0.03 ± 0.05	13.61 ± 6.54	•
3	33.29 ± 0	33.23 ± 0.06	NE	31.31 ± 2.41	
4	33.35 ± 0	33.47 ± 0.01	NE	34.34 ± 1.21	
5	4.57 ± 2.1	4.25 ± 3.27	NE	9.02 ± 5.42	
6	28.78 ± 2.1	29.05 ± 3.31	NE	25.32 ± 4.21	
7	0 ± 0	2.92 ± 2.19	NE	0 ± 0	
8	13.54 ± 6.31	12.26 ± 10.39	NE	14.98 ± 1.26	
9	86.46 ± 6.31	84.82 ± 8.21	NE	85.02 ± 1.26	
11	0 ± 0	0.52 ± 0.1	NE	0 ± 0	
12	100 ± 0	99.48 ± 0.1	NE	100 ± 0	
13	80.94 ± 8.29	78.01 ± 9.83	NE	64.86 ± 19.2	
14	6.46 ± 2.75	9.02 ± 2.27	NE	11.93 ± 6.7	
15	12.6 ± 5.54	12.76 ± 7.86	NE	20.01 ± 7.96	
16	0 ± 0	0.21 ± 0.3	NE	3.21 ± 4.53	
18	43.54 ± 2.08	44.91 ± 1.89	NE	34.28 ± 6.89	
19	48.84 ± 5.35	46.7 ± 3.12	NE	49.94 ± 13.26	
20	7.62 ± 3.28	7.93 ± 5.19	NE	15.53 ± 6.72	
21	0 ± 0	0.45 ± 0.18	NE	0.25 ± 0.35	
24	6.38 ± 2.76	7.4 ± 3.34	NE	9.39 ± 3.58	
25	40.44 ± 4.14	40.25 ± 5.89	NE	36.49 ± 4.78	
28	6.38 ± 2.76	5.67 ± 4.53	NE	10.05 ± 4.51	
30	46.81 ± 1.38	46.67 ± 1.98	NE	44.06 ± 3.31	
32	60.29 ± 3.07	60.85 ± 4.79	NE	54.36 ± 7.42	
33	39.71 ± 3.07	39.15 ± 4.79	NE	45.64 ± 7.42	
35	25.22 ± 5.4	29.49 ± 1.87	NE	34.74 ± 15.65	
36	0 ± 0	0.08 ± 0.11	NE	0.89 ± 1.26	
37	74.78 ± 5.4	70.43 ± 1.98	NE	64.38 ± 14.4	
40	43.56 ± 1.8	43.93 ± 2.65	NE	43.32 ± 0.28	
41	18.76 ± 0.6	18.39 ± 0.6	NE	16.69 ± 2.58	
43	0.08 ± 0	0.14 ± 0.2	NE	4.03 ± 4.82	
44	37.6 ± 1.2	37.54 ± 1.85	NE	35.96 ± 1.96	
45	0.12 ± 0.01	0.08 ± 0.11	NE	0 ± 0	
46	33.29 ± 0	32.81 ± 0.12	NE	37.33 ± 4.99	
47	66.59 ± 0.01	67.11 ± 0.01	NE	62.67 ± 4.99	
48	37.9 ± 0.9	37.49 ± 0.91	NE	37.09 ± 0.81	
49	2.62 ± 1.13	3.47 ± 0.92	NE	4.36 ± 2.04	
50	21.51 ± 0.68	21.54 ± 0.9	NE	21.46 ± 0.42	
51	37.97 ± 0.91	37.49 ± 0.91	NE	37.09 ± 0.81	
52	31.62 ± 0.85	31.34 ± 0.96	NE	28.45 ± 3.97	
53	36.7 ± 1.7	36.07 ± 2.94	NE	38.68 ± 2.41	
54	31.68 ± 0.85	31.57 ± 1.28	NE	32.87 ± 1.56	
55	0 ± 0	1.02 ± 0.7	NE	0 ± 0	
56	0.17 ± 0.01	0 ± 0	NE	0 ± 0	
57	86.29 ± 6.3	87.74 ± 10.39	NE	85.02 ± 1.26	
58	13.54 ± 6.31	12.26 ± 10.39	NE	14.98 ± 1.26	

Les proportions de recouvrement des différents groupes floristiques sont modifiées sur les stations aval. La station AvP présente plus de 99% d'hétérotrophes tandis qu'ils sont absents sur les trois autres stations. On note sur la station AvL a un taux d'algues très élevé par rapport à la station AmP. Sur ces deux stations, le taux de recouvrement des phanérogames est très faible.

Les taxons de la station AvL présentent préférentiellement un cycle de vie annuel et produisent un nombre d'organes reproducteurs élevé. Ils sont de « grande taille » (indice morphologique élevé) et ont de grandes feuilles émergentes. Le mode de reproduction par stolons ainsi que les vecteurs de gamètes « insectes » semblent favorisés tandis que la fragmentation et le vecteur « eau » sont moins utilisés. Les taxons présentent une flexibilité plus faible que sur la station de référence. Enfin, les traits d'architecture des racines, de type et de texture des feuilles, des périodes de production des organes reproducteurs, l'architecture de la racine et la taille des fruits ne semblent pas varier

2.1.2.4 Faune piscicole :

Attention ! La station AvP, ne présentant que deux individus d'une espèce, ne pourra pas être analysée par le biais des métriques fonctionnelles.

Tableau 16 : Détails des métriques IPR et métriques fonctionnelles piscicoles.

	AmL	AmP	AvP	AvL
NET	4.87	4.79	NE	4.52
NEL	2.23	2.11	NE	3.86
NTE	3.64	2.42	9.35	0.94
DIT	1.87	1.94	NE	1.06
DIO	0.56	0.45	NE	3.24
DII	2.54	0.94	NE	5.59
DTI	3.43	1.98	18.95	3.28
BM-Invertivore	8.79	55.65	NE	25.00
BM-Omnivore	91.21	44.35	NE	75.00
BM-Autres	0.00	0.00	NE	0.00
BM-Phytophile	0.00	0.00	NE	0.00
BM-Lithophile	91.21	44.35	NE	100.00
BM-Mixte	8.79	55.65	NE	0.00
BM-Benthique	68.13	74.78	NE	16.70
BM-Pélagique	31.87	25.22	NE	83.33
AB-Invertivore	9.15	21.29	NE	14.52
AB-Omnivore	90.85	78.71	NE	85.48
AB-Autres	0.00	0.00	NE	0.00
AB-Phytophile	0.00	0.00	NE	0.00
AB-Lithophile	90.85	78.71	NE	90.32
AB-Mixte	9.15	21.29	NE	9.68
AB-Benthique	22.86	43.78	NE	8.06
AB-Pélagique	77.14	56.22	NE	91.94

Les métriques IPR permettent de caractériser les causes du déclassement des stations. Le faible nombre d'espèces (une espèce) et la densité totale quasi-nulle entraîne le déclassement de la station AvP. L'augmentation des espèces omnivores au détriment des espèces invertivores entraîne le déclassement de la station AvL. Cette tendance est confirmée par le trait « guildes trophiques » (en termes d'abondance et de biomasse). De plus, les biomasses et l'abondance des espèces benthiques chutent fortement sur la station AvL au profit des espèces pélagiques.

2.1.3 Caractérisation des communautés biologiques MIB et diatomées :

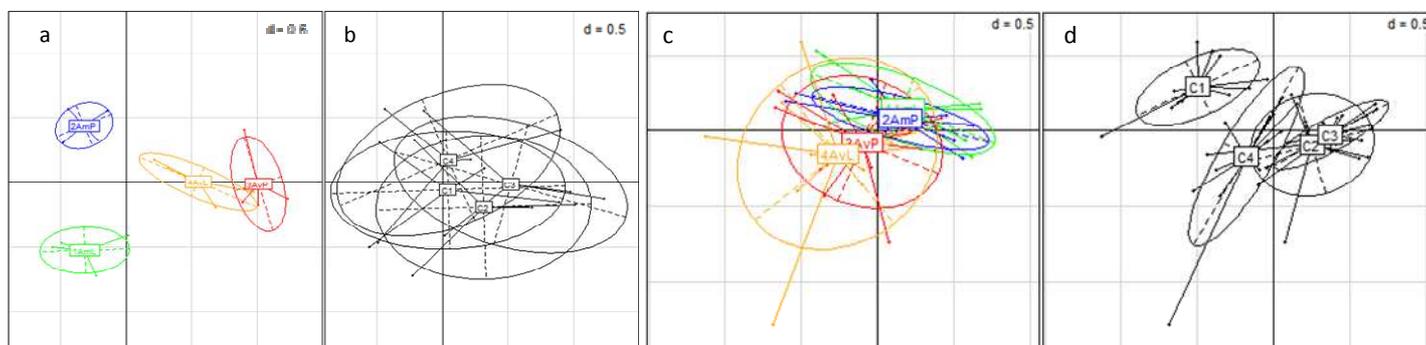


Figure 5 : AFC réalisée sur le tableau Taxons-Abondances : (a) et (b) sont issus de l'AFC sur les données MIB. (c) et (d) sont issus de l'AFC sur les données diatomées. Sur (a) et (c) les relevés sont projetés sur les axes 1 et 2 avec un regroupement par station. Sur (b) et (d) les relevés sont projetés sur les axes 1 et 2 avec un regroupement par campagne.

MIB : Seuls les deux premiers axes de l'AFC sont conservés. Ils permettent d'extraire 21,13% et 12,10% de l'inertie totale du tableau initial. Les relevés sont très bien discriminés par station, en revanche les campagnes ne discriminent pas les relevés (figure 5a, 5b). La différence de composition faunistique est donc plus forte entre les stations qu'entre les campagnes. L'axe 1 discrimine les stations selon un gradient de pollution toxique. En effet, plus les stations sont situées dans la partie positive de l'axe, plus elles sont soumises aux rejets industriels. Les stations amont sont situées dans la partie négative de l'axe 1 tandis que les stations aval sont dans la partie positive, AvP étant plus éloigné de l'origine et des stations amont que AvL. L'axe 2 peut laisser supposer un gradient d'enrichissement trophique.

Les communautés de MIB sont donc différentes entre les stations. La perturbation toxique est le premier facteur structurant la communauté.

Diatomées : Seuls les deux premiers axes de l'AFC sont conservés. Ils permettent respectivement d'extraire 11,1% et 6,45% de l'inertie totale du tableau initial (figure 5c, 5d). Les communautés ne se différencient que faiblement selon les stations. Cependant, les stations amont sont préférentiellement présentes dans la partie positive de l'axe 2 tandis que les stations aval sont dans la partie négative de l'axe 2. Les stations se discriminent peu sur l'axe 1. *A contrario*, les campagnes se différencient bien sur l'axe 1. En effet, on distingue un gradient allant de l'automne vers l'hiver sur l'axe 1. Les campagnes 1 et 4 se positionnent préférentiellement dans la partie négative de l'axe et les campagnes 2 et 3 dans la partie positive. La variabilité saisonnière est donc plus forte que la variabilité stationnelle. Il est cependant possible de distinguer un gradient de composition spécifique de l'amont vers l'aval.

2.2 Caractérisation des données environnementales par ACP :

Les paramètres TAC et HCO_3^- étant redondants (test de Spearman =1) et portant la même information (concentration en carbonates), HCO_3^- est supprimé des données utilisées.

Les trois premiers axes de l'ACP permettent respectivement d'extraire 42,85%, 25,97% et 11,84% de l'inertie totale du tableau initial. Seuls les deux premiers axes sont conservés.

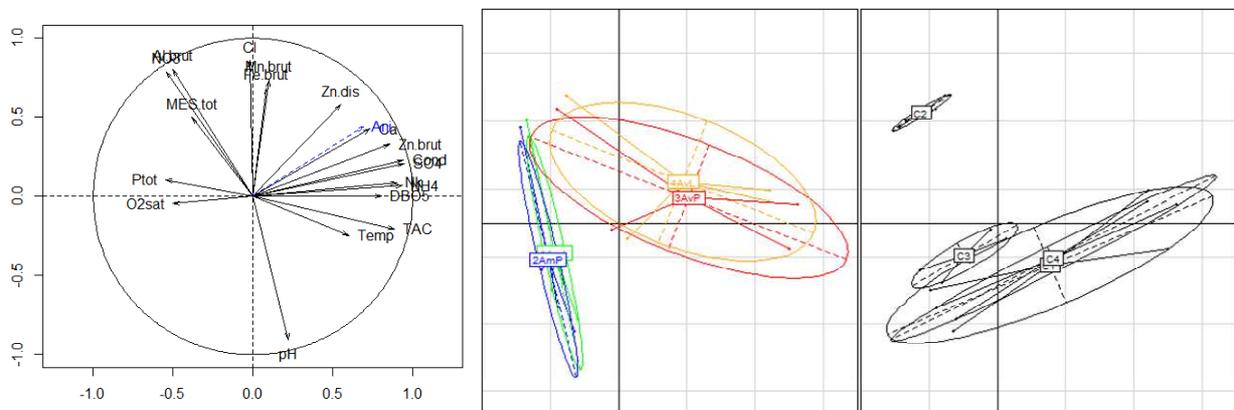


Figure 6 : Cercle de corrélation de l'ACP sur le plan 1-2. La variable supplémentaire « aniline » est représentée en bleu. ACP sur les données environnementales. Projection des relevés sur les axes 1 et 2 avec un regroupement par station et par campagne.

Il est cependant difficile de s'appuyer uniquement sur les paramètres physico-chimiques car les rejets de l'usine sont très nombreux, rejetés par pulses et peu de ces molécules sont recherchées ou quantifiables (seuil de détection trop élevé). De plus, les effets mélanges ne sont pas observables par le biais des analyses physico-chimiques. Nous allons donc nous appuyer sur les projections des relevés pour analyser l'ACP, puis par la suite nous présenterons les paramètres caractérisant les axes.

Les campagnes et les stations sont bien différenciées sur ce plan. Les stations amont sont présentes uniquement dans la partie négative de l'axe 1 tandis que les stations aval s'étendent dans la partie positive de l'axe 1. La campagne 2 est située dans la partie négative de l'axe 2 tandis que les campagnes 3, 4 et 1 sont présentes dans la partie négative (4 et 1 plus « négatives » que 3). De plus, seules les campagnes 1 et 4 s'étendent dans la partie positive de l'axe 1 (où sont présentes les stations aval). Elles possèdent une dispersion autour du centre de gravité plus grande que les campagnes 2 et 3, ce qui traduit une forte différence entre les stations durant cette période. L'axe 1 peut être interprété comme représentant la pollution toxique tandis que l'axe 2 traduit principalement un gradient saisonnier.

Tableau 17 :
Qualité de représentation des variables environnementales (estimateur \cos^2) sur les axes 1 et 2 de l'ACP. Les variables surlignées en bleu ($\cos^2 \geq 0.50$) sont bien représentées sur les axes associés.

	Axe 1	Axe 2
Al	-0.25	0.64
Ca	0.54	0.18
Cl	0	0.74
Cond	0.89	0.05
DBO5	0.65	0
Februt	0.01	0.47
Mn.brut	0.01	0.54
MES.tot	-0.15	0.25
Nk	0.81	0.01
NH4	0.87	0
NO3	-0.29	0.62
O2sat	-0.25	0
pH	0.05	-0.82
Ptot	-0.3	0.01
SO4	0.9	0.04
Temp	0.36	-0.06
TAC	0.78	-0.04
Znbrut	0.74	0.11
Zndis	0.3	0.34

L'analyse du cercle de corrélations et du tableau 17 montre que l'axe 1 est positivement expliqué par les concentrations en Ca, Nk, NH₄, SO₄ et Zn.brut ainsi que par la conductivité, la DBO5 et le TAC. L'axe 2 est positivement expliqué par les concentrations en Al, Cl, Mn et NO₃⁻ et négativement expliqué par le pH. L'aniline, représentée *a posteriori* en tant que variable supplémentaire, possède un \cos^2 de 0,48 sur l'axe 1 et de 0,19 sur l'axe 2. Elle a donc une représentation forte sur l'axe 1.

En mettant en relation la projection des stations sur le plan 1-2 et le cercle de corrélations, nous pouvons observer que les stations aval se différencient des stations amont par de plus forte concentration en Ca, Nk, NH₄, SO₄ et Zn.brut ainsi que par une conductivité, une DBO5 et un TAC plus élevé. La campagne 2 se différencie notamment des autres par un pH plus faible et des concentrations en Al, Cl et Mn plus fortes ce qui traduit un apport plus important du fond géochimique (ruissellement) ainsi qu'un apport fort en NO₃. La température est elle aussi moins élevée (variable non significative). Enfin, les concentrations en contaminants sont plus faibles. Les campagnes 4 et 1 sont caractérisées par des concentrations en contaminants plus élevées, un pH plus basique et une diminution des apports du fond géochimique et de NO₃. La campagne 3 est intermédiaire entre ces deux cas.

Les relevés physico-chimiques permettent de discriminer les stations amont des stations aval. Cependant, les stations amont et aval ne sont pas différenciées entre elles.

3. Discussion :

3.1 Importance de l'utilisation de la biologie pour évaluer l'état du Luzou :

L'analyse par ACP des données environnementales met en évidence une ségrégation des stations amont et des stations aval, cependant sans différenciation entre les stations AvP et AvL. Les différents indicateurs biologiques testés précédemment démontrent pourtant des différences entre ces stations. Les analyses physico-chimiques ne permettent donc pas de détecter les substances ou les différences mineures de concentrations qui se répercutent sur les communautés biologiques et qui semblent essentielles à la différenciation des stations aval. Ceci est dû à la complexité des effluents de l'usine. En effet, les effluents de l'usine sont multi-pressions (métaux, composés aromatiques, azote et bien d'autres), de composition variable durant l'année (roulement de plusieurs « ateliers » de l'usine) et rejetés par pulses. De plus, des effets cocktails peuvent apparaître : les contaminants pris un à un ne sont pas problématiques, mais leur addition peut générer des conséquences sur la biocénose. Il semble donc improbable que des analyses physico-chimiques, même les plus exhaustives possibles, puissent permettre de caractériser l'éventail de polluants présents. La caractérisation de l'état du Luzou par les compartiments biologiques prend alors tout son sens.

L'ACP montre une grande dispersion autour des centres de gravité pour les campagnes 1 et 4. Cela atteste d'une forte variabilité entre les stations amont et les stations aval durant ces périodes. L'impact de l'usine sur le cours d'eau est donc plus perceptible, par les données physico-chimiques, durant l'été et l'automne (périodes annuelles d'étiage). Durant cette période, les effluents sont moins dilués que pendant l'hiver et le printemps (débit élevé). Les concentrations de polluants sont alors plus fortes. La date de la campagne d'échantillonnage aura un impact fort pour la détermination de la qualité de l'eau par analyse physico-chimique. Les compartiments biologiques ont eux des cycles de vie qui couvrent plusieurs saisons dans une année, sauf les diatomées qui ont un temps de génération rapide. Les taxons à durée de vie « longue » seront donc intégrateurs de la qualité globale de la station sur l'année (macrophytes, MIB), voire sur le plus long terme (poissons). L'échantillonnage de la faune piscicole durant la campagne 4 et des macrophytes durant les campagnes 1 et 4 uniquement n'est pas problématique car cela correspond aux dates où les différences entre stations sont les plus fortes. Les diatomées, quant à elles, sont plus soumises aux variations saisonnières (Barbour et al. 1999). La date des campagnes d'échantillonnage peut donc se révéler importante pour caractériser au mieux l'état écologique de la masse d'eau dans le cas de ce compartiment biologique et doit rester la même dans le cadre d'études pluriannuelles.

3.2 Les indicateurs biologiques :

La biocénose échantillonnée dans les zones non perturbées est caractéristique des Landes. En effet, le Vairon (*Phoxinus phoxinus*), le Goujon (*Gobia gobia*), la Loche franche (*Barbatula barbatula*), la Lamproie de planer (*Lampetra planeri*) ainsi que l'Anguille (*Anguilla anguilla*) sont présents sur le cours d'eau. Cependant, le Brochet (*Esox lucius*) est absent, très sensible à la modification des berges. Les MIB sont représentés par une trentaine de taxons dominés par les *Chironomidae* et les *Gammaridae*). La flore présente est caractéristique des peuplements landais. Le biofilm est dominé par des taxons acidobiontes à neutrophiles tels que les genres *Eunotia*, *Brachysira* ainsi que les taxons *Karayevia oblongella*, *Tabellaria flocculosa* et *Peronia fibula*. La communauté macrophytique présente des phanérogames se développant dans les eaux oligotrophes et acides : *Myriophyllum alterniflorum* et *Potamogeton polygonifolium*.

3.2.1 Les métriques taxonomiques et indicielles :

3.2.1.1 Les métriques taxonomiques et indicielles générales :

Les métriques taxonomiques sont utilisées universellement pour évaluer l'état écologique des masses d'eau et leur baisse caractérise les milieux perturbés (Hooper et al. 2005). Excepté les diatomées, tous les compartiments biologiques présentent une baisse de ces métriques sur la station AvP. Seuls les MIB détectent un impact toxique sur la station AvL, ils semblent donc plus sensibles que les autres compartiments biologiques.

Les poissons ont la réponse la plus forte avec une chute drastique des métriques en AvP due à la disparition quasi-totale de la population. Ces résultats concordent avec la littérature. En effet, la faune piscicole fournit, de par ses capacités migratoires, une réponse plus forte que les autres compartiments face à une dégradation moyenne à forte de la qualité de l'eau (Marzin et al. 2012). Tant que les conditions environnementales sont favorables, les poissons sont présents sur la station : les métriques ne perçoivent pas les perturbations potentielles. Lorsque les conditions ne sont plus favorables, les poissons fuient la zone concernée et les métriques chutent très fortement. En accord avec la littérature, la richesse spécifique des macrophytes (Camargo et al. 2011) et des MIB (Barbour et al. 1999) chute avec la présence de la pollution toxique. A cela s'ajoute une chute des deux autres indices taxonomiques. Les résultats des diatomées sont en opposition avec la littérature. En effet, dans le cas de pollution toxique, la richesse spécifique et la diversité sont en général négativement corrélées à la perturbation (Lavoie et al. 2012, Morin et al. 2012).

Les métriques indicielles utilisées sont construites initialement pour évaluer l'état trophique des cours d'eau. Cependant, excepté l'IBD et l'IPS (indices diatomiques), les indices biologiques expriment une baisse de la qualité des stations aval avec des réponses similaires. L'IPR indique une dégradation très forte de la qualité du milieu traduite par la disparition des populations. Les chutes drastiques de l'IBMR et l'IBGN, sur la station AvP, sont dues à la présence de taxons « eutrophes » tels que *Sphaerotilus* sp. (plus de 99% du recouvrement) ou les Oligochètes et les *Chironomidae*. Ces indices indiquent une pollution moins importante sur la station AvL, ce qui traduit une dégradation chimique moindre. Les indices IPS et IBD ne sont pas pertinents dans l'évaluation du Luzou. Le taux très élevé d'*A. minutissimum* dans les communautés aval explique ces résultats. Cette diatomée est considérée comme indicatrice de bonne qualité dans le calcul de l'IBD (oligotrophe) et de l'IPS (β -mésosaprobe), mais elle peut signaler pollution toxique.

3.2.1.2 Les métriques taxonomiques et indicielles « spécifiques » :

La chute de la *biomasse piscicole* sur les stations aval (environ 45kg/ha) met en évidence une perturbation forte. La population des espèces présentes diminue fortement.

L'indice *SPEARorganic* étant négativement corrélé avec la présence de toxiques (pesticides, surfactants, composés pétrochimiques) (Beketov and Liess 2008), sa chute sur les stations aval met en évidence la présence d'une perturbation toxique sur les stations aval.

La concentration en chlorophylle *a* et la densité traduisent la pollution toxique en chutant fortement sur les stations aval. Les résultats sont en accord avec la littérature car lorsque la concentration en toxique augmente, la biomasse, la chlorophylle *a* et la densité cellulaire décroissent (Morin et al. 2012). En milieu marin, Wang et al. (2005) ont mis en évidence qu'un dérivé de l'aniline engendrait une inhibition de l'adhésion de *A. longipes*. Nous pouvons supposer que la très faible densité soit mise en relation avec la présence d'aniline dans les rejets industriels. La *tératogénie* permet de détecter des perturbations, notamment toxiques, en engendrant une modification du frustule (Falasco et al. 2009, Morin et al. 2012). A partir de 1% de formes tératogènes, le taux est considéré comme anormal et traduisant un impact toxique sur les communautés. Seules les stations aval issues des prélèvements sur galet présentent au moins 1% de formes tératogènes, avec une proportion plus forte pour AvP (maximum de 3% sur la campagne 4). Ces résultats, en accord avec la littérature, mettent en évidence une pollution toxique forte directement en aval de l'usine qui perdure en AvL.

3.2.2 Les métriques fonctionnelles :

3.2.2.1 La faune piscicole :

Les traits permettent de détecter la persistance de la perturbation toxique en AvL. En effet, le déclassement de la station AvL par métriques IPR est du à la faible densité des taxons invertivores et à la forte densité de taxons omnivores, comme le confirme le trait « Guildes trophiques » (en terme de biomasse et d'abondance). De plus, la biomasse des guildes de position dans la colonne d'eau est modifiée avec une très forte baisse des taxons benthiques, pouvant laisser supposer une dégradation de la qualité des sédiments.

3.2.2.2 Les macrophytes :

Peu d'études portent sur les réponses des communautés macrophytiques (réponses structurelles et fonctionnelles) face à une perturbation toxique. Les macrophytes présentent des réponses précoces dans la détection de modification de la qualité de l'eau mais sont de mauvais indicateurs de la qualité globale. En effet, la réponse des macrophytes à différentes pressions peuvent être antagonistes (Cellamare et al. 2012, Marzin et al. 2012).

La forte dominance des taxons hétérotrophes sur la station AvP indique une très forte pollution. L'espèce dominante, *Sphaerotilus* sp., est un indicateur fort de pollution trophique. Il semble donc que seuls les taxons hétérotrophes survivent au détriment des autres groupes. La station AvL est caractérisée par la présence forte d'algues. Gonzalo and Camargo (2013) ont mis en évidence que, à la suite d'une pollution industrielle (augmentation de la turbidité et rejets de fluoride), *A. nodiflorum* (phanérogame) et *P. riparioides* (bryophyte) disparaissaient des communautés. De même, une augmentation du recouvrement par les algues et les mousses avait été observée. Nos résultats vont dans le même sens que ceux obtenus par Gonzalo and Camargo (2013). La disparition ou forte baisse des phanérogames sur les stations aval semble être un indicateur de la pollution toxique.

Les taxons présents en AvL sont principalement des taxons annuels produisant un nombre d'organes reproducteurs important. Ces traits sont caractéristiques des stratégies des taxons recolonisant rapidement un site à la suite d'une perturbation. La « grande taille » et les grandes feuilles émergentes sont caractéristiques des taxons adaptés à la « recherche » de lumière, il est donc possible que l'ombrage soit plus important sur cette station. De même, il est possible que cette caractéristique soit une stratégie de compensation du stress toxique par un métabolisme plus élevé. La modification de la flexibilité est imputable à la modification de régime hydrologique, le courant étant moins fort que sur les stations amont.

Les traits biologiques discriminant la station AvL des stations amont présentent de nombreuses réponses aux conditions hydro-morphologiques. Cependant, deux traits biologiques mettent en évidence la présence de taxons « recolonisateurs rapides ».

3.2.2.3 Les macroinvertébrés benthiques :

Les métriques fonctionnelles constituent une méthode d'analyse complémentaire aux méthodes classiques en permettant de caractériser la nature de la perturbation mais pas leur intensité (Archambault 2003). Elles présentent des nombreuses variations entre les stations amont et aval, notamment les traits biologiques.

Les modalités les plus discriminantes pour les communautés subissant une perturbation toxique sont une augmentation des stades adultes et œufs, des formes de résistance cocons, de la respiration tégumentaire, des formes épibenthiques et endobenthiques, des mangeurs de particules fines (sédiments fins/microorganismes, détritiques), des absorbeurs et mangeurs de dépôts ainsi que des pontes fixées (Archambault 2003). Les résultats obtenus sont donc en accord avec la littérature (excepté pour la technique de reproduction). Ceci permet donc de caractériser le type de pollution comme étant toxique. La dispersion aquatique passive (i.e. dérive) est une méthode importante de dissémination et de recolonisation des rivières par les MIB qui augmente avec les perturbations chimiques (Townsend and Hildrew 1976) L'augmentation de la taille des organismes, du nombre de reproductions, de la durée des cycles de vie est aussi observée sur les stations aval. Ces modalités, s'exprimant dans les cours d'eau perturbés (trophie, rectification des berges, barrage et toxique) (Archambault 2003) traduisent une perturbation sans en indiquer la nature.

Les traits « sensibilité à un faible pH », « saprobie », « niveau trophique » sont plus spécifiquement liés aux impacts toxiques (Archambault et al. 2009). En accord avec cela, les statuts trophique et saprobique présentent une augmentation des taxons caractéristiques de milieux perturbés (eutrophe, polysaprobe) sur les stations aval. La sensibilité aux faibles pH ne présente aucune variation. Les cours d'eau landais étant acides, les taxons présents sur les sites de référence ne sont déjà adaptés à l'acidité. L'augmentation de taxons inféodés aux zones aval des cours d'eau (plaine, épipotamon et métapotamon) sur les stations aval peut s'expliquer par le fait que la dégradation peut s'accompagner de dégradations physiques du milieu (colmatage des espaces interstitiels) entraînant l'apparition d'une communauté théoriquement caractéristique de sites plus aval (Archambault 2003).

3.2.2.4 Les diatomées :

Les espèces pionnières sont caractérisées par une capacité de recolonisation rapide, probablement favorisées par leur petite taille qui diminue leur exposition aux toxiques (Khoshmanesh et al. 1997). Elles sont majoritaires dans les biofilms à la suite des perturbations. Les stations aval prélevées sur substrat naturel (notamment AvL) affichent une augmentation des formes pionnières. *A. minutissimum*, présente jusqu'à 61% sur la station AvL-galet, est considérée comme une espèce pionnière recolonisant massivement les biofilms juste après une perturbation toxique (Morin et al. 2008, Berthon et al. 2011). La présence de cette diatomée pionnière est indicatrice des perturbations toxiques.

Les biovolumes sont également indicateurs de perturbations toxiques. En effet, la hausse des taxons de petits biovolumes est caractéristique de sites subissant une perturbation métallique (Morin et al. 2007). En accord avec la littérature, les stations aval présentent une diminution des grands biovolumes en faveur des petits.

Les guildes de Passy permettent de caractériser les perturbations trophiques ainsi que le gradient amont - aval des cours d'eau. La présence des taxons high-profile et mobiles augmentent avec la trophie et la stabilité hydrologique du milieu tandis que les taxons low-profile diminuent. Des facteurs biotiques (broutage et compétition inter-espèces) entrent aussi en jeu dans l'abondance relative de ces guildes (Passy 2007). Morin et al. (2008) ont mis en évidence que des pollutions métalliques pouvait entraîner un amincissement du biofilm par la perte des taxons high-profile et mobile. Les Landes étant un milieu très pauvre en nutriments, toutes les stations présentent des profils avec une majorité de low-profile. Cependant, le biofilm de la station AvL-galet est amincie avec plus de 60% des taxons low-profile (*A. minutissimum* en majorité). La perturbation toxique entraîne un amincissement du biofilm.

3.3 Complémentarité des indicateurs :

L'approche intégrée met en évidence une modification du fonctionnement de l'écosystème. La chute des producteurs primaires (densité du biofilm et de la présence de macrophytes) sur les stations aval apparaît en concordance avec une chute des taxons MIB se nourrissant de macrophytes, microphytes et débris végétaux chutent. De même, la faune piscicole persistante sur la station AvL (AvP n'étant pas analysable) présente une chute des taxons invertivores, lié à la baisse de MIB sur les stations aval. Les macrophytes sont aussi fortement impliqués dans la structure des habitats. La disparition de la faune piscicole peut aussi être liée à la forte homogénéité de cette communauté en AvP.

Les indicateurs des quatre compartiments biologiques convergent dans leurs réponses et mettent en évidence la présence d'une pollution sur les stations aval. Ils permettent de caractériser la présence, la nature et/ou l'intensité de la perturbation. Les indicateurs taxonomiques macrophytiques et piscicoles illustrent la présence d'une perturbation de forte intensité uniquement sur la station AvP. Les MIB permettent eux de détecter cette perturbation sur les deux stations aval. Les métriques indicielles (excepté pour les diatomées) mettent en évidence la présence d'une perturbation en caractérisant son intensité, la station AvP ayant dans les trois cas une qualité inférieure à AvL. Seuls les traits fonctionnels ainsi que les indicateurs « spécifiques » permettent de mettre en évidence la nature de la perturbation. Les MIB font l'objet d'une étude approfondie dans la littérature. Certains traits ainsi que l'indice SPEARorganic permettent d'identifier clairement la perturbation comme toxique, d'autres apparaissant dans tout type de perturbation identifient la présence d'une perturbation. Les diatomées (traits fonctionnels, formes tératogènes et indicateurs quantitatifs) mettent en évidence la présence d'une perturbation toxique sur les stations aval. Seuls les relevés réalisés sur galet et les LV30, plus hétérogènes en termes de maturité que les LV15, présentent des réponses permettant de caractériser la perturbation par ces métriques. Les relevés sur galet semblent les plus pertinents pour les traits fonctionnels et le taux de formes tératogènes. De façon surprenante, les traits biologiques s'expriment peu sur la station AvP. Il est possible que la dérive de diatomées issues des stations amont masque la modification de la communauté. De même, les formes pionnières peuvent présenter une réinstallation rapide entraînant un épaissement du biofilm. Couplé à une baisse de la pression de broutage par les MIB et les poissons, le maintien des taxons high-profile et mobile est alors favorisé. La biomasse piscicole ainsi que les guildes trophiques indique la présence d'une perturbation, sans identifier l'intensité ou la nature de celle-ci. Seule la baisse des taxons benthiques laisse présager la présence d'une perturbation toxique. Les groupes floristiques macrophytiques permettent de caractériser à la fois la nature de la perturbation et son intensité. Seuls deux indicateurs fonctionnels mettent en évidence la présence d'une perturbation sur la station AvL. La station AmL ne présentant pas les mêmes caractéristiques, il est possible qu'ils indiquent la nature toxique de la perturbation.

Enfin, il est intéressant de noter qu'il n'y a pas de schéma unique de variation des traits biologiques. Les différents compartiments peuvent présenter des variations antagonistes pour un trait donné : la taille des MIB augmente avec la perturbation toxique tandis que celle des diatomées diminue.

Conclusion :

L'approche multi-compartiments a permis de caractériser l'état global du Luzou et l'impact écosystémique des effluents industriels. Les résultats obtenus ont complété l'étude préliminaire de Rosebery et al. (2010) et ont confirmé l'impact fort des effluents sur les quatre compartiments biologiques traduisant une très forte perturbation sur les stations en aval de l'usine.

Cette étude a confirmé que, contrairement aux analyses physico-chimiques, l'utilisation de la biologie permet une évaluation intégrée de l'état du Luzou et permet de s'affranchir des limites des analyses physico-chimiques liées à la complexité des rejets. Les échantillonnages biologiques ainsi que les analyses physico-chimiques sont préférentiellement à réaliser durant l'été et l'automne. Ces saisons sont apparues comme les plus propices pour caractériser l'état de la masse d'eau par analyse physico-chimique et par prélèvement de diatomées notamment. Les indicateurs mis en évidence permettent de caractériser la présence, l'intensité et/ou la nature de la perturbation toxique présente sur les stations aval. Généralement, les indicateurs taxonomiques et indiciels renseignent sur l'intensité de la perturbation tandis que les indicateurs fonctionnels et « spécifiques » renseignent sur la nature toxique de la perturbation.

Dans le cadre de la DCE, l'usine va mettre en place des aménagements pour un meilleur traitement de ses effluents. Il est donc important de suivre ces différents compartiments afin d'évaluer au mieux les mesures de restauration du milieu. D'après Jones et Schmitz (2009), les écosystèmes aquatiques nécessitent environ une dizaine d'années pour retrouver un état écologique sain à la suite d'une perturbation. La réapparition de population piscicole sur la station AvP serait le premier indicateur d'une amélioration de l'état de l'eau, les poissons constituant le premier compartiment à exprimer les effets bénéfiques de mesures de restauration. Les autres compartiments vont permettre de détecter des stades de restauration plus avancés (Marzin et al. 2012). La probable contamination des sédiments (indicateurs piscicoles) entrainera cependant une persistance de la contamination toxique par le relargage pendant de longues années des polluants à des concentrations moindres.

Bibliographie :

- AFNOR. 2003a. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR). Norme NF T90-395. Page 28.
- AFNOR. 2003b. Qualité de l'eau - Échantillonnage des poissons à l'électricité. Norme NF EN 14011.20.
- AFNOR. 2004a. Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique globale normalisé (IBGN). Norme NF T90-350. Page 16.
- AFNOR. 2004b. Qualité de l'eau - Guide pour l'étude des macrophytes aquatiques dans les cours d'eau. Norme NF EN 14184.16.
- AFNOR. 2007. Qualité de l'Eau - Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD). Norme NF T90-354. Page 63.
- AFNOR. 2009. Qualité de l'eau - Prélèvement des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes . Norme XP T90-333.22.
- AFNOR. 2010. Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macroinvertébrés de cours d'eau. Norme XP T90-388.21.
- Archambault, V. 2003. Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations : la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes. Doctorat en sciences de la vie. PhD thesis - Univ. Metz.
- Archambault, V., P. Usseglio-Polatera, J. Garric, J.-G. Wasson, and M. Babut. 2009. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* **55**:1430-1446.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, and S. J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C edition.
- Beketov, M. A. and M. Liess. 2008. An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: Independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum. *Environ Pollut* **156**:980-987.
- Berthon, V., A. Bouchez, and F. Rimet. 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* **673**:259-271.
- Camargo, J. A., C. Gonzalo, and Á. Alonso. 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators* **11**:911-917.
- Cellamare, M., S. Morin, M. Coste, and J. Haury. 2012. Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environ Monit Assess* **184**:4685-4708.
- Falasco, E., F. Bona, G. Badino, L. Hoffmann, and L. Ector. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia* **623**:1-35.

- Gonzalo, C. and J. A. Camargo. 2013. The impact of an industrial effluent on the water quality, submersed macrophytes and benthic macroinvertebrates in a dammed river of Central Spain. *Chemosphere*.
- Helsel, D. R. 1990. Less than obvious - statistical treatment of data below the detection limit. *Environmental Science & Technology* **24**:1766-1774.
- Hering, D., R. K. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz, and P. F. M. Verdonschot. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* **51**:1757-1785.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin iii, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- INRS. 2010. Fiche toxicologique FT 19 - Aniline.
- Johnson, R. K., D. Hering, M. T. Furse, and P. F. M. Verdonschot. 2006. Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia* **566**:139-152.
- Jones, H. P. and O. J. Schmitz. 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE* **4**.
- Keith, P. and J. Allardi. 2001. Atlas des poissons d'eau douce de France. Patrimoines Naturels, Paris.
- Khoshmanesh, A., F. Lawson, and I. G. Prince. 1997. Cell surface area as a major parameter in the uptake of cadmium by unicellular green microalgae. *Chemical Engineering Journal* **65**:13-19.
- Lavoie, I., M. Lavoie, and C. Fortin. 2012. A mine of information: benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Sci Total Environ* **425**:231-241.
- Liess, M. and P. C. Von Der Ohe. 2005. ANALYZING EFFECTS OF PESTICIDES ON INVERTEBRATE COMMUNITIES IN STREAMS. *Environmental Toxicology and Chemistry* **24**:954-965.
- Marzin, A., V. Archambault, J. Belliard, C. Chauvin, F. Delmas, and D. Pont. 2012. Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological Indicators* **23**:56-65.
- Mondy, C. P., B. Villeneuve, V. Archambault, and P. Usseglio-Polatera. 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators* **18**:452-467.
- Morin, S., A. Cordonier, I. Lavoie, A. Arini, S. Blanco, T. T. Duong, E. Tornés, B. Bonet, N. Corcoll, L. Faggiano, M. Laviale, F. Pérès, E. Becares, M. Coste, A. Feurtet-Mazel, C. Fortin, H. Guasch, and S. Sabater. 2012. Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments. *19*:117-146.
- Morin, S., T. T. Duong, A. Dabrin, A. Coynel, O. Herlory, M. Baudrimont, F. Delmas, G. Durrieu, J. Schafer, P. Winterton, G. Blanc, and M. Coste. 2008. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environ Pollut* **151**:532-542.

- Morin, S., M. Vivas-Nogues, T. T. Duong, A. Boudou, M. Coste, and F. Delmas. 2007. Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (Riou-Mort, France). *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* **168**:179-187.
- Passy, S. I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* **86**:171-178.
- Rimet, F. and A. Bouchez. 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:01.
- Rogers, C. and D. Pont. 2005. Création de base de données thermiques devant servir au calcul de l'Indice Poisson normalisé. . Université de Lyon I CSP.:36
- Rosebery, Morin S. , Chauvin C., Leibig H., Hupin C., Renard V., Bertrin V., Bonnet M., Boudigues M., Jan G., and Rebillard J.P. 2010. Bilan hydrobiologique du Luzou.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud, and P. Usseglio-Polatera. 2010. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions, Paris.
- Townsend, C. R. and A. G. Hildrew. 1976. Field Experiments on the Drifting, Colonization and Continuous Redistribution of Stream Benthos. *Journal of Animal Ecology* **45**:759-772.
- Wang, Y.-K., R. J. Stevenson, and L. Metzmeier. 2005. Development and evaluation of a diatom-based Index of Biotic Integrity for the Interior Plateau Ecoregion, USA. *Journal of the North American Benthological Society* **24**:990-1008.
- Willby, N. J., V. J. Abernethy, and B. O. L. Demars. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology* **43**:43-74.

Annexes :

Annexe 1 : Les résultats « diatomées » non présentés dans le rapport :

Tableau : Valeurs moyennes des différentes modalités des traits biologiques des diatomées pour les quatre stations d'échantillonnage avec la p.value des tests de Kruskal-Wallis. (pour les 3 support d'échantillonnage)

	AmL	AmP	AvP	AvL	p.value	
GALET	NP	96.33 ± 3.35	95.78 ± 4.31	75.66 ± 13.27	56.67 ± 29.22	0.04
	P	3.67 ± 3.35	4.22 ± 4.31	24.34 ± 13.27	43.33 ± 29.22	0.04
	A	2.1 ± 1.18	2.97 ± 1.29	1.24 ± 0.49	1.59 ± 1.52	0.31
	P	20.19 ± 17.42	19.58 ± 9.08	28.16 ± 4.71	36.46 ± 11.77	0.21
	C	39.59 ± 22.99	38.65 ± 17.73	28.75 ± 15.85	17.46 ± 18.87	0.17
	NC	38.12 ± 12.83	38.8 ± 9.69	41.85 ± 12.49	44.49 ± 8.64	0.8
	1	26.34 ± 15.22	30 ± 19.85	33.54 ± 11.4	53.19 ± 21.29	0.24
	2	26.99 ± 21.4	25.44 ± 5.06	31.53 ± 9.61	23.12 ± 3.79	0.58
	3	15.61 ± 5.46	15.31 ± 9.51	12.89 ± 5.45	6.79 ± 5.26	0.21
	4	12.58 ± 7.06	17.85 ± 7.54	13.26 ± 5.7	11.17 ± 9.83	0.54
	5	18.48 ± 9.71	11.4 ± 5.27	8.79 ± 6	5.73 ± 3.97	0.13
	L	36.72 ± 13.47	42.46 ± 21.27	37.71 ± 11.55	65.79 ± 25.38	0.31
	H	29.13 ± 19.92	21.17 ± 14.07	24.72 ± 14.72	16.33 ± 16.4	0.64
	M	25.84 ± 14.85	24.56 ± 8.73	28.94 ± 9.52	11.96 ± 4.87	0.09
	V	3.84 ± 3.84	3.98 ± 5.34	3.63 ± 1.75	1.82 ± 1.41	0.73
	LV30	NP	98.23 ± 0.81	97.92 ± 2.59	92.94 ± 6.55	90.19 ± 13.58
P		1.77 ± 0.81	2.08 ± 2.59	7.06 ± 6.55	9.81 ± 13.58	0.14
A		3.34 ± 3.71	3.36 ± 2	3.77 ± 1.97	2.81 ± 1.54	0.77
P		22.22 ± 11.55	15.95 ± 10.15	20.15 ± 9.08	18.75 ± 8.16	0.84
C		32.24 ± 24.22	46.09 ± 21.86	44.63 ± 16.44	35.63 ± 21.39	0.7
NC		42.2 ± 17.25	34.6 ± 14.6	31.46 ± 8.68	42.81 ± 14.93	0.54
1		18.56 ± 5.97	26.98 ± 15.17	23.96 ± 4.47	22.92 ± 10.21	0.62
2		28.68 ± 11.55	24.99 ± 9.13	25.97 ± 3.33	31.79 ± 17.19	1
3		20.31 ± 6.57	18.69 ± 5.35	15.95 ± 3.08	14.79 ± 3.26	0.49
4		16.81 ± 11.14	17.01 ± 6.22	20.04 ± 4.84	17.31 ± 7.11	0.65
5		15.62 ± 12.26	12.33 ± 4.2	14.08 ± 1.79	13.2 ± 5.09	0.97
L		36.01 ± 14.71	35.08 ± 14.64	34.8 ± 7.39	31.97 ± 12.85	0.86
H		25.17 ± 22.27	30.57 ± 18.84	38.9 ± 10.87	28.95 ± 17.18	0.43
M		28.79 ± 17.39	21.91 ± 12.33	15.28 ± 4.55	30.28 ± 13.84	0.45
V		4.38 ± 3.66	3.64 ± 3.29	3.13 ± 2.52	2.05 ± 1.48	0.73
LV15		NP	92.46 ± 10.06	91.74 ± 11.74	92.09 ± 7.82	80.8 ± 24.64
	P	7.54 ± 10.06	8.26 ± 11.74	7.91 ± 7.82	19.2 ± 24.64	0.99
	A	3.34 ± 1.1	3.57 ± 2.32	2.96 ± 1.73	2.35 ± 1.96	0.86
	P	18.69 ± 8.04	20.33 ± 9.53	20.54 ± 7.31	20.91 ± 14.17	0.93
	C	35.36 ± 27.88	40.17 ± 21.35	39.66 ± 16.74	19.6 ± 14.68	0.4
	NC	42.6 ± 21.14	35.93 ± 13.41	36.83 ± 10.88	57.15 ± 20.56	0.33
	1	21.66 ± 8.73	23.99 ± 9.55	21.69 ± 7.1	27.39 ± 21.94	0.98
	2	17.65 ± 4.94	25.35 ± 9.28	27.09 ± 5.14	13.2 ± 6.89	0.04
	3	22.67 ± 10.39	15.53 ± 4.34	13.89 ± 3.68	36.45 ± 33.16	0.38
	4	24.74 ± 6.02	23.32 ± 3.35	24.52 ± 5.88	15.25 ± 8.95	0.17
	5	13.28 ± 6.46	11.81 ± 6.43	12.82 ± 2.55	7.71 ± 5.22	0.38
	L	25.56 ± 7.76	34.38 ± 11.26	29.46 ± 9.31	32.32 ± 22.83	0.6
	H	30.2 ± 22.87	30.98 ± 13.85	34.59 ± 11.76	18.46 ± 13.25	0.36
	M	31.83 ± 18.18	19.93 ± 7.78	21.17 ± 7.98	42.67 ± 28.49	0.38
	V	4.91 ± 5.36	3.9 ± 1.3	3.6 ± 0.84	2.23 ± 2.11	0.59

Tableau : Valeurs moyennes des différentes métriques taxonomiques et indicelles des diatomées pour les quatre stations d'échantillonnage avec la p.value des tests de Kruskal-Wallis. (pour les 3 support d'échantillonnage)

	AmL	AmP	AvP	AvL	p.value	
GALET	RS	35.5 ± 9.57	40.25 ± 4.92	44 ± 8.87	33.75 ± 13.99	0.47
	H	2.55 ± 0.62	2.73 ± 0.42	2.88 ± 0.5	2.36 ± 0.86	0.7
	J	0.71 ± 0.12	0.74 ± 0.09	0.76 ± 0.09	0.67 ± 0.17	0.86
	TER%	0 ± 0	0.24 ± 0.34	1.65 ± 1.2	1 ± 1.41	0.05
	IPS	17.73 ± 1.9	17.4 ± 1.47	16.85 ± 1.36	17.45 ± 1.07	0.92
	IBD	19.85 ± 0.3	19.95 ± 0.1	18.68 ± 1.65	19.38 ± 0.43	0.26
LV30	RS	37 ± 1.63	36 ± 7.39	46.25 ± 8.02	49.5 ± 6.61	0.01
	H	2.62 ± 0.18	2.72 ± 0.46	3.06 ± 0.2	2.98 ± 0.28	0.11
	J	0.73 ± 0.04	0.76 ± 0.09	0.8 ± 0.03	0.77 ± 0.07	0.23
	TER%	0 ± 0	0.13 ± 0.25	0.37 ± 0.14	0.19 ± 0.24	0.1
	IPS	17.68 ± 2.11	17.85 ± 2.02	17.88 ± 0.85	15.73 ± 3.6	0.67
	IBD	19.7 ± 0.6	19.93 ± 0.15	20 ± 0	18.95 ± 2.1	0.75
LV15	RS	42.5 ± 7.59	42 ± 7.53	48 ± 7.87	45.25 ± 11	0.8
	H	2.91 ± 0.12	2.9 ± 0.27	3.06 ± 0.17	2.38 ± 1.01	0.8
	J	0.78 ± 0.05	0.78 ± 0.07	0.79 ± 0.05	0.62 ± 0.23	0.59
	TER%	0 ± 0	0 ± 0	0.06 ± 0.13	0.37 ± 0.6	0.24
	IPS	17.63 ± 1.55	18.5 ± 0.9	17.8 ± 1.05	15.23 ± 2.55	0.15
	IBD	19.1 ± 1.23	19.73 ± 0.55	19.7 ± 0.6	18.18 ± 2.25	0.42

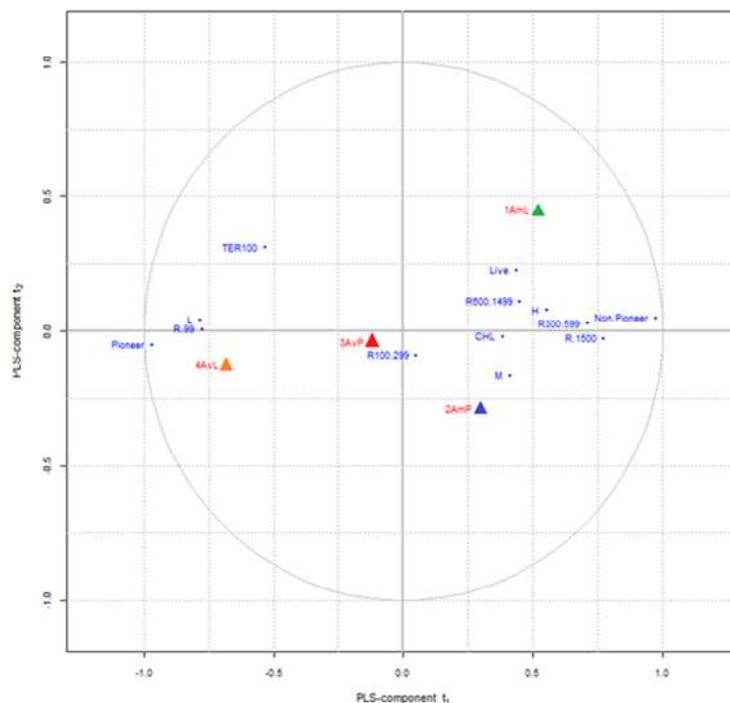
Tableau : Valeurs moyennes des différentes métriques quantitatives des diatomées pour les quatre stations d'échantillonnage avec la p.value des tests de Kruskal-Wallis. (pour LV15 et LV30)

	AmL	AmP	AvP	AvL	p.value	
LV30	Live	14497.01 ± 10220.08	8291.12 ± 10400.86	1851.2 ± 520.77	1468.92 ± 1292.43	0.03
	Live/Dead	5.36 ± 2.65	4.48 ± 2.75	3.88 ± 2.05	4.15 ± 2.66	0.9
	Poids.sec	0.47 ± 0.13	0.7 ± 0.99	0.45 ± 0.39	0.13 ± 0.06	0.07
	MSSC	0.19 ± 0.06	0.17 ± 0.18	0.13 ± 0.06	0.06 ± 0.02	0.06
	CHLa	0.17 ± 0.21	0.12 ± 0.2	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.02
LV15	Live	5444.32 ± 3169.3	1884.68 ± 1654.37	1697.5 ± 1537.38	1350.24 ± 864.51	0.12
	Live/Dead	4.7 ± 0.82	6.27 ± 2.66	3.4 ± 1.26	4.43 ± 1.44	0.27
	Poids.sec	0.38 ± 0.31	0.12 ± 0.14	0.19 ± 0.05	0.1 ± 0.02	0.25
	MSSC	0.15 ± 0.11	0.04 ± 0.04	0.09 ± 0.03	0.04 ± 0.02	0.1
	CHLa	0.04 ± 0.02	0.04 ± 0.06	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.08

Annexe 2 : Détermination de la pertinence des indicateurs : exemple des diatomées :

Afin de mettre en évidence les indicateurs les plus pertinents pour chaque compartiment, des PLS-DA (Partial Least Squares Discriminant Analysis) ont été appliquées. Cette analyse, qui est adaptée à un grand nombre de variables (colonnes) pour un faible nombre d'objets (lignes), va permettre de discriminer au mieux les stations entre elles. Nous n'avons pas pu réaliser cette analyse sur les données de l'ichtyofaune du fait de l'absence de réplicats. Pour chaque compartiment, un tableau Relevés×Indicateurs est créé. Ils contiennent les indicateurs identifiés précédemment comme permettant de mettre en évidence la perturbation toxique sur les stations aval. Les données sont centrées-réduites au préalable et les relevés sont regroupés par station. Afin de déterminer quels sont les indicateurs qui ont la plus grande importance dans la construction de l'analyse, la valeur VIP (Variable Importance in the Projection) est calculée pour chaque indicateur. Pour observer en même temps la position de l'indicateur sur la dimension étudiée, la valeur VIP a été pondérée par le signe de la variable sur la dimension considérée.

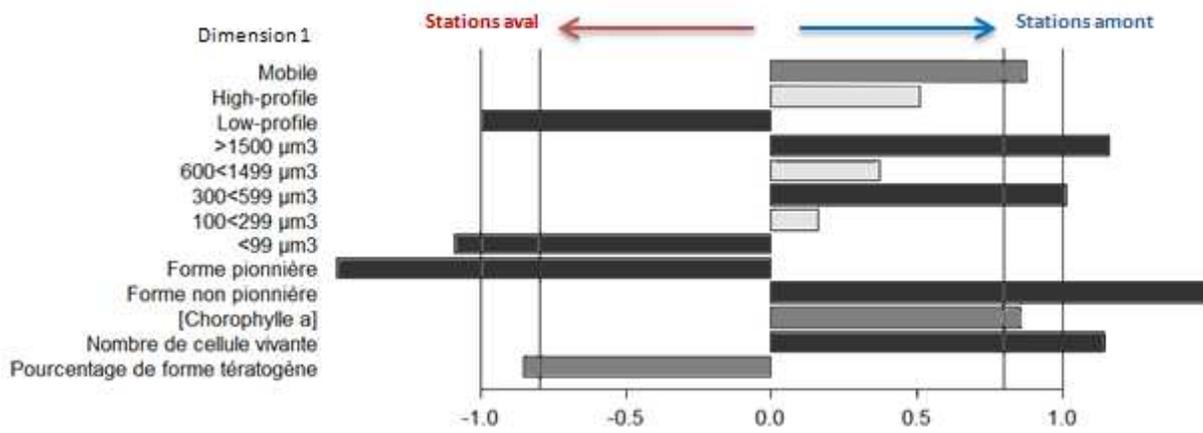
Nous présentons ici un exemple des résultats obtenus en nous appuyant sur les diatomées. Les différents indicateurs diatomées permettent de discriminer les stations sur le plan 1-2. Les résultats sont présentées sur les figures suivantes.



Cercle de corrélation de l'analyse PLS-DA sur les indicateurs Diatomées. Les stations sont représentées selon le code couleur par des triangles. Tous les indicateurs sont présentés sur le cercle en bleu.

Les stations aval se situent dans la partie négative de l'axe 1 (AvL plus négatif que AvP) et les stations amont dans la partie positive. Ce premier axe semble donc traduire la pollution toxique. L'axe 2 semble exprimer le gradient de pollution trophique avec la station de référence AmP dans la partie négative de l'axe. Les stations aval sont elles proches de la station AmP tandis que la station AmL est située dans la partie positive de l'axe. Sur cet axe, les stations aval ne sont pas différenciées de la station de référence.

Nous allons donc nous intéresser plus particulièrement à la dimension 1 qui traduit le gradient amont-aval de toxicité.



Diagrammes-bâton représentant pour chaque indicateur diatomées sa note VIP sur la dimension 1 pondérée de son signe. Les indicateurs ayant une $|VIP| > 1$ sont principaux pour la construction de l'axe (gris foncé), $0.8 < |VIP| < 1$: indicateur important (gris), $|VIP| > 0.8$: indicateur sans impact sur la construction de l'axe (gris clair).

Les stations aval sont principalement discriminées des stations amont par les formes pionnières, les petits biovolumes ainsi que les taxons low-profile. Le pourcentage de formes tétratogènes discrimine aussi ces stations mais en proportion moindre ($0.8 < VIP < 1$). Les stations amont sont elles discriminées des stations aval par les taxons à grands biovolume, les formes non-pionnières ainsi que le nombre de cellules vivantes. La concentration en chlorophylle *a* ainsi que les taxons mobiles participent aussi à cette discrimination mais en proportion moindre.

Les indicateurs diatomées discriminent donc les stations amont des stations aval. Les trois indicateurs fonctionnels présentent des modalités fortement impliqués dans la discrimination des stations amont et aval. Dans les métriques « quantitatives », seule la densité (nombre de cellule vivante) est pertinente pour mettre en évidence la perturbation. La station AvP est proche de l'origine de l'axe, elle est donc moins bien discriminée des stations amont que la station AvL.

Annexe 3 : Résumé sur les indices SPEAR pesticide et organic :

Les critères :

- ❖ Indice de sensibilité S_i calculé pour chaque taxons i :

$$S_i = \log \left(\frac{LC50_{Daphnies}}{LC50_i} \right)$$

* LC=Lethal Concentration

$S_i < 0$	$S_i = 0$	$S_i > 0$
Taxon plus sensible	Même sensibilité que les Daphnies	Taxon moins sensible

- ❖ Les traits de vie : Traits responsables de la récupération post-contamination.

① Le temps de génération	Les taxons ayant un temps de génération $\geq 0,5$ /an sont considérés comme sensible car ayant un temps de génération long.
② La capacité de migration	Les taxons ayant une faible capacité de migration sont considérés comme sensibles car ils ont un faible potentiel de recolonisation.
③ La présence de stades aquatiques sensible durant la période d'exposition	Taxons ayant des adultes qui « émergent » (passent en aérien) avant le mois de Mai sont considérés comme non sensible car non exposés aux pesticides.

Ces critères vont permettre de classer les taxons comme SPEAR (SPÉcies At Risk) ou SPEnotAR (SPÉcies Not At Risk).

Les indices SPEAR:

- ❖ L'indice $SPEAR_{pesticide}^2$ va prendre en compte l'indice S_i ainsi que les traits de vie des espèces :

Chacun des critères (le S_i et les 3 traits de vie) auront une notation pour chaque taxon :

1 → taxon SPEAR pour le critère

0 → taxon SPEnotAR pour le critère

Si un taxon est classé comme SPEAR dans les 4 critères alors ce sera un SPEAR. Si un des quatre critères est SPEnotAR alors le taxon sera SPEnotAR.

Ex :

	Temps de génération	Migration SPEAR	Exposed SPEAR	SensitivitySPEAR	Classification
Taxon A	0	1	1	0	0
Taxon B	1	1	1	1	1
Taxon C	0	1	1	1	0

Il est construit pour les pollutions phytosanitaires issues de l'agriculture rejetés par pulse (période de culture).

- ❖ L'indice $SPEAR_{organic}^3$ regarde juste S_i .

Cet indice est construit pour analyser les pollutions issus de rejets toxiques (molécules organiques synthétiques : pesticides, composés pétrochimiques, et surfactants synthétiques). Contrairement aux pesticides agricoles, les polluants sont relargués par apports continus.

² Liess and Von der Ohe, 2005

³ Beketov and Liess, 2008

Annexe 4 : Poster colloque SEFA 2013:

UNE APPROCHE MULTI-COMPARTIMENTS (MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES (MIB), DIATOMÉES, MACROPHYTES ET FAUNE PISCICOLE) AFIN D'ÉVALUER L'IMPACT DE REJETS INDUSTRIELS SUR UN COURS D'EAU : LORSQUE LA BIOLOGIE NOUS RENSEIGNE PLUS QUE LA PHYSICO-CHEMIE.

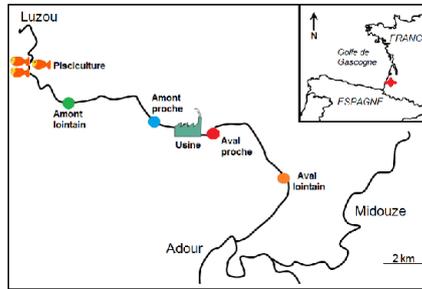
Petite rivière Landaise très impactée par un site industriel : pollution toxique très diverse (micropolluants organiques, métaux...) .
Contexte Landais peu biogène : substrat sableux, pH acide et pauvre en nutriments.

Les données et informations disponibles :

- 4 compartiments biologiques + physico-chimie
- 4 stations d'échantillonnage / 4 campagnes maximum

	Automne 2009	Hiver 2009	Printemps 2010	Été 2010
Physico-chimie	✓	✓	✓	✓
MIB	✓	✓	✓	✓
Diatomées	✓	✓	✓	✓
Ichtyofaune*	✓			
Macrophytes*	✓			✓

* Nombre de réplicats trop faible pour tests statistiques.

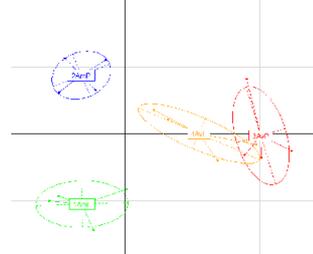


→ Type de perturbation connue sur les stations :

AmL	Trophique faible
AmP	Aucune : référence
AvP	Toxique forte
AvL	Toxique

① Comparaison données biologiques et données environnementales

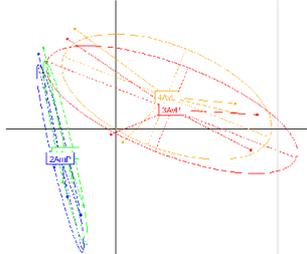
→ AFC sur les abondances des taxons de MIB



Discrimination des 4 stations

Axe 1 : Gradient de pollution toxique ?
Axe 2 : Gradient de pollution trophique ?

→ ACP sur les données environnementales



Pas de différenciation au sein des stations amont et des stations aval.

Problème :

Les paramètres physico-chimiques disponibles ne donnent pas une vision globale du milieu.

↳ Suspicion d'autres rejets toxiques non analysés.

La physico-chimie ne permet pas de différencier les stations amont et les stations aval, à l'inverse des communautés biologiques

② Identification de différents indicateurs de toxicité

MIB	Diatomées	Ichtyofaune	Macrophytes
Les différentes métriques testées :			
IBGN, SPEARorg et SPEARpest Traits fonctionnels Ex : Indice SPEARorganic	Richesse spécifique / Indice de diversité de Shannon / Indice d'équité de Pielou IBD et IPS Térotogénie et Traits fonctionnels Ex : Abondance relative des formes pionnières et non pionnières	IPR Traits fonctionnels Ex : Richesse spécifique	IBMR Traits fonctionnels phanérogames (AvP non analysée : phanérogames absents) Ex : Taux de recouvrement par groupe floristique.

Conclusions

- Intégration de tous les paramètres du milieu par les maillons biologiques (≠ physico-chimie).
- Indicateurs des 4 compartiments biologiques discriminant les stations amont des stations aval :

MIB	Richesse spécifique, les indices de Shannon et de Pielou, les indices SPEARorg et IBGN Taille / Caractéristiques du cycle de vie* / Caractéristiques reproductives / Forme de résistance / Mode de respiration / Relation au substrat / Alimentation. Statut trophique et saprobiale / Distribution / Substrat / Température
Diatomées	Térotogénie / Forme pionnière* / Guildes de Passy* / Biovolume / [Chlorophylle a] / Nombre de cellules vivantes Indice de Shannon* et de Pielou* / Indice IBMR* et Cotes spécifiques*
Macrophytes	Groupe floristique Surface (feuilles)* / Caractéristiques reproductives* / Pérennité* / Index morphologiques*
Ichtyofaune	Richesse spécifique*, indices de Shannon* et de Pielou* Métriques IPR*: Nombre total d'espèces*, Densité d'invertébrés*, Densité totale*, Densité d'omnivores Guildes trophiques, guildes de reproduction et guildes de position dans la colonne d'eau.

* Discrimine uniquement la station AvP / * Discrimine uniquement la station AvL
M. Lainé (1), J. Rosebery (1), C. Chauvin (1), H. Liebig (2), V. Renard (3), V. Bertrin (1), J.P. Rebillard (4), S. Morin (1)
(1) Irstea Bordeaux – UR REBX, 50 avenue de Verdun 33612 CESTAS cedex
(2) ECCEL Environnement – Cabinet LIEBIG, Le Ramel 31590 VERFEIL
(3) Fédération des Landes pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, 102 Allées Marines 40400 TARTAS
(4) Agence de l'Eau Adour-Garonne, 90 rue du Férétra 31078 TOULOUSE cedex

Remarques et perspectives

Problème du nombre de réplicats !
↳ Analyses multicompartiments possibles uniquement sur MIB et Diatomées

→ Mise en relation des traits et des paramètres environnementaux. (Analyse RLQ).
→ Quels indicateurs expliquent quelles conditions du milieu ? (Analyse PLS).

Colloque SEFA - Thionville
3 et 4 Juillet 2013



Résumé

Master 2 STEE, parcours Biodiversité et Suivis Environnementaux

Stage du 04 février au 31 juillet 2013

LAINÉ Manon

Une approche **multi-compartiments**

(macroinvertébrés benthiques, diatomées, macrophytes et faune piscicole)

afin d'évaluer l'impact de **rejets industriels** sur un cours d'eau landais :
mise en évidence d'**indicateurs de toxicité**.

A la suite de l'état des lieux de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne en 2006, le Luzou est apparu comme risquant de ne pas atteindre le bon état écologique en 2015. En effet, ce cours d'eau landais subit plusieurs perturbations dont une pollution toxique forte due à des rejets industriels entraînant de lourdes conséquences sur les communautés biologiques. Ce stage a pour but de caractériser les pressions majoritaires s'exerçant sur le Luzou et d'évaluer l'impact de la pollution toxique sur quatre compartiments biologiques, par le biais de différentes métriques.

Cette étude a confirmé l'importance de la biologie dans l'évaluation des masses d'eau face à la physico-chimie en permettant une analyse intégrée de la pollution toxique. Chaque compartiment biologique peut être analysé via différents indicateurs de la pollution. Il apparaît généralement que les indicateurs taxonomiques (basés sur l'abondance des taxons) et indiciels (basés sur la présence de taxons bio-indicateurs) permettent de mettre en évidence la présence d'une perturbation et d'établir l'intensité de celle-ci. Les indicateurs fonctionnels (basés sur les traits biologiques ou écologiques des taxons) permettent eux de caractériser la nature de la perturbation.

L'utilisation combinée des quatre compartiments biologiques permet de mettre en évidence une modification de la chaîne trophique traduisant un changement dans le fonctionnement de l'écosystème. De même, les quatre compartiments biologiques présentant des réponses à des stades différents de perturbation et de restauration, l'approche multi-compartiments apporte une meilleure évaluation de l'état de santé du milieu.

Maitres de stages :

ROSEBERY Juliette juliette.rosebery@irstea.fr

MORIN Soizic soizic.morin@irstea.fr

Structure d'accueil :

Irstea - Unité REBX

50 Avenue de Verdun 33612 Cestas

