



UNIVERSITÉ  
DE LORRAINE



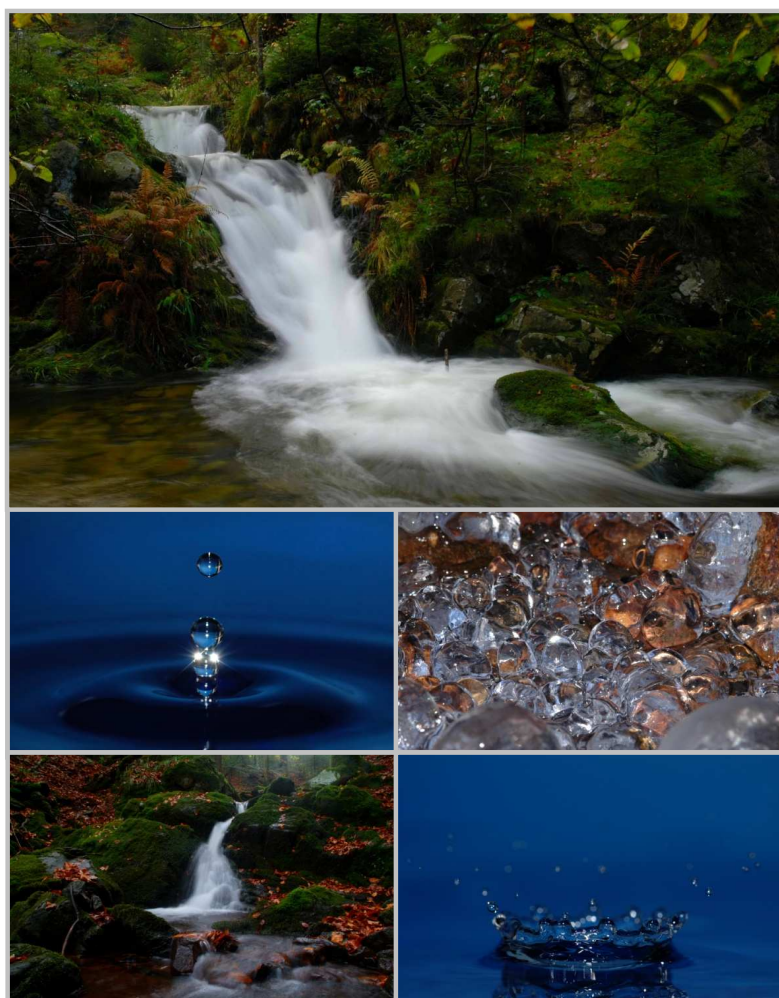
Zone  
Atelier

LTER FRANCE BASSIN DE LA MOSELLE



## Observatoire de l'acidification dans les Vosges

Rapport 2012 – 2013



Laboratoire interdisciplinaire des Environnements continentaux UMR 7360  
CNRS- Université de Lorraine

## Contenu

|  |        |
|--|--------|
| <b>I. Introduction</b> .....   | - 7 -  |
| <b>II. L'observatoire de l'acidification dans les Vosges.</b> .....  | - 10 - |
| II.1. Origine de l'observatoire de l'acidification .....   | - 10 - |
| II.2. L'observatoire de l'acidification sur la période 2012-2013 .....   | - 11 - |
| <b>III. Action 1 : Evolution de la qualité physico-chimique des cours d'eau</b> .....  | - 12 - |
| III.1. Les cours d'eau sous surveillance .....   | - 12 - |
| III.2. Paramètres physico-chimiques mesurés.....   | - 13 - |
| III.3. Analyses de tendances .....   | - 14 - |
| III.4. Résultats.....  | - 14 - |
| III.4.1. pH.....   | - 14 - |
| III.4.2. Alcalinité (ANC).....   | - 17 - |
| III.4.3. Conductivité.....   | - 19 - |
| III.4.4. Calcium .....   | - 22 - |
| III.4.5. Magnésium.....  | - 24 - |
| III.4.6. Sulfates.....   | - 26 - |
| III.4.7. Nitrates .....  | - 28 - |
| III.4.8. Aluminium.....  | - 30 - |
| III.4.9. Autres éléments physico-chimiques : Cl, Na et K.....  | - 33 - |
| III.5. Synthèse de l'action 1 .....  | - 35 - |
| <b>IV. Action 2 : Evaluation de la toxicité des eaux</b> .....   | - 36 - |
| IV.1. Introduction .....   | - 36 - |
| IV.2. Protocole d'étude .....  | - 37 - |
| IV.3. Résultats .....  | - 38 - |
| IV.3.1. Physico-chimie des cours d'eau durant l'exposition.....  | - 38 - |
| IV.3.2. Mortalité.....   | - 38 - |
| IV.3.3. Chlorémie et Natrémie.....   | - 38 - |
| <b>V. Action 3 : Evaluer l'effet des amendements sur la qualité des litières de hêtre et leur dégradabilité dans les cours d'eau</b> ..... | - 41 - |

|   |        |
|---|--------|
| V.1. La décomposition des litières, un processus majeur ..... | - 41 - |
| V.2. Objectif de cette action. ....                           | - 43 - |
| V.3. Matériels et méthodes.....                               | - 43 - |
| V.3.1. Sélection des litières .....                           | - 43 - |
| V.3.2. Caractérisation des litières .....                     | - 44 - |
| V.3.3. Etude in situ de la décomposition .....                | - 45 - |
| V.4. Résultats .....  | - 48 - |
| V.4.1. Caractérisation des feuilles .....                     | - 48 - |
| V.4.2. Décomposition des litières.....                        | - 50 - |
| <b>VI. Synthèse et perspectives</b> .....                     | - 52 - |

## Contributions

Responsable : François GUEROLD Laboratoire interdisciplinaire des Environnements continentaux UMR 7360 CNRS- Université de Lorraine

Action 1 : François GUEROLD<sup>(1)</sup>, Philippe WAGNER<sup>(1)</sup>, Philippe ROUSSELLE<sup>(1)</sup>, Benoit POLLIER<sup>(2)</sup>, Arnaud LEGOUT<sup>(2)</sup>

Action 2 : François GUEROLD<sup>(1)</sup>, Laure GIAMBERINI<sup>(1)</sup>, Vincent FELTEN<sup>(1)</sup>, Philippe WAGNER<sup>(1)</sup>, Philippe ROUSSELLE<sup>(1)</sup>,

Action 3 : François GUEROLD<sup>(1)</sup>, Michael DANGER<sup>(1)</sup> WAGNER<sup>(1)</sup>, Philippe ROUSSELLE<sup>(1)</sup>, Joey ALLEN<sup>(1)</sup>

(1) Laboratoire interdisciplinaire des Environnements continentaux UMR 7360 CNRS- Université de Lorraine

(2) Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers UR 1138 Centre INRA de Nancy-Champenoux

## Résumé

Le présent travail s'inscrit dans la continuité des études portant sur l'acidification des eaux de surface et soutenues par le Conseil Général des Vosges et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse. Ces études permettent notamment d'acquérir sur le long terme des données relatives à la qualité des eaux de surface et à leur évolution dans un contexte de diminution des dépôts atmosphériques acides.

La présente convention qui couvre les années 2012 et 2013 s'articule autour de 3 actions :

- Action 1 : Acquérir des données relatives à la qualité physico-chimique d'un ensemble de cours d'eau afin de dégager et préciser leur tendance en termes d'acidification et de déminéralisation
- Action 2 : Evaluer la toxicité des eaux par la mesure simple d'un biomarqueur de toxicité développé au laboratoire. Il s'agit d'exposer *in situ* une espèce sensible à l'acidité (*Gammarus fossarum*) et de mesurer les concentrations en Na et Cl dans son hémolymphe à l'issue de l'exposition
- Action 3 : Evaluer l'effet des amendements sur la qualité des litières de hêtre et leur dégradabilité dans les cours d'eau

L'acquisition mensuelle de données physico-chimiques sans interruption depuis 2008 sur un ensemble de 16 cours permet de montrer les tendances suivantes :

- Les cours d'eau acidifiés présentent des signes de restauration en terme d'acidité, le pH et l'alcalinité de certains d'entre eux tendant à augmenter. Toutefois, bien qu'étant statistiquement significative, cette amélioration demeure faible
- Les cours d'eau continuent à subir des stressés acides périodiques

- La déminéralisation des eaux de surface se confirme. Conséquence de la baisse des dépôts atmosphériques, les eaux de surface s'appauvrissent significativement en calcium et en magnésium. Dans certains cours d'eau, les concentrations en Ca et Mg, deux éléments biologiquement importants, atteignent des valeurs critiques
- Pour la première fois, nous assistons également à une oligotrophisation des eaux de surface, c'est-à-dire une diminution significative et marquée des concentrations en azote
- Les eaux acides et déminéralisées demeurent toxiques pour la macrofaune aquatique

Par ailleurs, les épandages d'amendements calco-magnésiens pratiqués pour restaurer la qualité des sols, se traduisent par une amélioration de la qualité des litières en terme de Ca et Mg. Cependant, ce changement de qualité des litières ne se traduit pas une décomposition plus rapide dans les eaux de surface

## I. Introduction

Depuis le XIX<sup>ième</sup> siècle et la première révolution industrielle, l'économie des pays occidentaux de l'hémisphère nord a connu un essor rapide conjugué à un accroissement marqué de la démographie. Parallèlement à l'amélioration des conditions de vie dans ces pays, l'expansion des activités humaines a engendré des bouleversements aussi rapides que profonds de son environnement. Parmi ceux-ci, les plus importants mais également les plus influents à l'échelle mondiale s'inscrivent désormais dans le cadre des grands changements globaux tel que le réchauffement de la planète ou l'érosion de la biodiversité.

L'acidification des écosystèmes terrestres et aquatiques, surtout reconnue depuis les années 1970, fait partie des perturbations anthropiques générées par la pollution atmosphérique résultant du développement industriel et de la combustion des énergies fossiles qui lui est associée. Reconnue comme étant un problème environnemental majeur par la communauté scientifique, l'acidification a surtout marqué les esprits en raison de l'altération de la qualité de l'eau dans des secteurs pourtant situés en dehors des zones d'activités (absence d'activités agricoles, industrielles et urbaines), mais également de l'érosion drastique de la biodiversité dans les écosystèmes aquatiques affectés.

En particulier la diminution voire l'éradication des populations de salmonidés (saumon, truite) dans de nombreux écosystèmes aquatiques a retenu l'attention des pouvoirs politiques, notamment dans les pays scandinaves et en Amérique du nord.

Compte tenu des multiples effets délétères et des répercussions économiques, les gouvernements des principaux pays européens concernés mettent en place en 1979 sous l'égide de la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies (UNECE), la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance (*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*) ou CLTAP à Genève. Cette convention constitue donc à l'époque le premier instrument légal de lutte contre les problèmes de pollution atmosphérique à un niveau international. Signée par 34 pays et par la communauté européenne lors de sa création en 1979 (51 pays désormais), elle entre ensuite en vigueur en 1983 et prévoit alors pour les états signataires, un processus pour la négociation de mesures de réduction de certains polluants atmosphériques dans le cadre de protocoles ayant force exécutoire. Suivent alors une succession de 8 protocoles, dont 5 concernent les émissions à effets acidifiants :

- ▶ **1984 : Protocoles de Genève** sur le financement à long terme du programme coopératif pour la surveillance et l'évaluation de la transmission à longue portée des polluants de l'air en Europe (EMEP)
- ▶ **1985 : Protocole de Helsinki** sur la réduction des émissions de Soufre ou leur flux transfrontalier d'au moins 30 %.
- ▶ **1988 : Protocoles de Sofia** concernant le contrôle des émissions des oxydes d'azote ou de leur flux transfrontalier.

- ▶ **1994 : Protocoles d'Oslo** sur la réduction supplémentaire des émissions de Soufre
- ▶ **1999 : Protocole de Göteborg** concernant la diminution de l'acidification, l'eutrophisation et l'Ozone troposphérique.

Pour répondre aux attentes de la Convention et afin d'apprécier la pertinence des protocoles adoptés, un réseau européen de surveillance de sites naturels (figure 1) a été mis en place en Europe. Ce réseau doit permettre de suivre l'évolution de l'acidification dans le temps.

Bien que la France<sup>1</sup> ait ratifié la convention, aucun suivi de la qualité physico-chimique et biologique n'a été mis en place, ce qui explique l'absence de stations françaises dans le réseau européen.

Suite à la mise en place de ces différents protocoles, les émissions ont effectivement diminuées globalement. Ainsi l'Union Européenne a fortement diminué ses émissions de SO<sub>2</sub> de plus de 80% par rapport à 1990 et ses émissions de NO<sub>x</sub> de près de 50%.

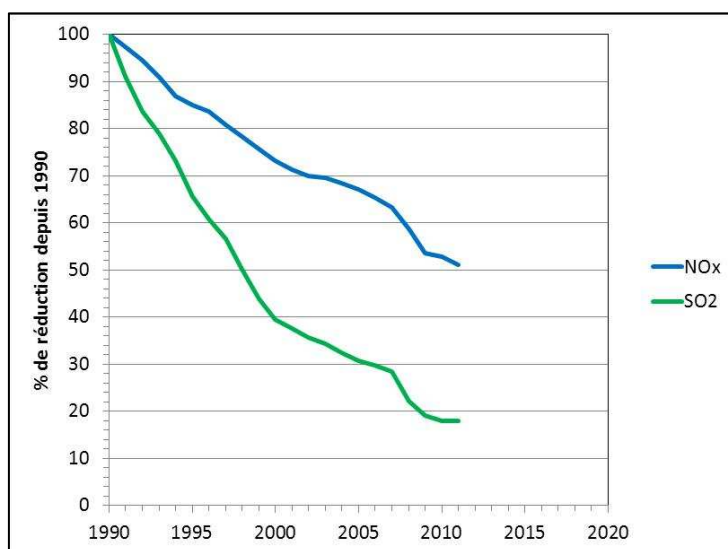


Figure 1 : Réduction des émissions de NO<sub>x</sub> et SO<sub>2</sub> de l'Union Européenne depuis 1990

<sup>1</sup> **Note** : Au titre de l'article 7 de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance, les pays s'engagent à mener "des activités de recherche, notamment sur les écosystèmes aquatiques en vue d'établir sur un fondement scientifique la détermination de relations dose/effet aux fins de la protection de l'environnement". Par ailleurs au titre de l'article 9, "les Parties soulignent la nécessité de mettre en oeuvre le "Programme concerté de surveillance et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe" notamment "en mettant l'accent sur la nécessité d'assurer la surveillance continue des composés chimiques dans des milieux tels que l'eau et de mettre en oeuvre un programme de surveillance analogue pour enregistrer les effets sur la santé et l'environnement"



Compte tenu des efforts collectifs réalisés dans les pays occidentaux, la question du retour spontané des eaux courantes à un état chimique proche de celui qu'ils connaissaient avant l'ère industrielle se pose donc actuellement dans de nombreux pays. En théorie, une telle restauration spontanée devrait être possible en ce qui concerne les cours d'eau les moins acidifiés, qui sont aussi ceux drainant des bassins versants présentant encore une certaine réserve en minéraux altérables (l'altération consommant l'acidité). Il est toutefois possible que l'amélioration attendue soit différée, les sols devant tout d'abord se purger des sulfates qu'ils ont stockés pendant près d'un siècle avant que leur pH et leur pouvoir tampon ne puisse remonter. Une restauration spontanée est par contre beaucoup moins vraisemblable dans les cours d'eau les plus acides, du moins dans un délai raisonnable, car ils drainent des sols et des substratum géologiques bien moins riches en minéraux altérables.

Toute restauration spontanée reste à apprécier par des études de terrain précises portant sur des chroniques suffisamment longues, la réponse des écosystèmes aux changements de pollution étant souvent lente, non linéaire et spatialement hétérogène. De telles études ont montré de réelles disparités régionales. Une augmentation du pouvoir tampon (ANC) en rapport avec la diminution des concentrations en sulfates a été rapportée dans environ la moitié des cas en Europe, alors qu'elle reste rare dans le nord-est du continent nord-américain. Dans les cas où l'ANC ne change pas, la diminution des sulfates est accompagnée d'une diminution des cations basiques, si bien que l'on n'observe qu'une diminution de la minéralisation des eaux dans son ensemble (Stoddard *et al.*, 1999 ; Evans *et al.*, 2001 ; Evans & Monteith, 2001 ; Skjelkvåle *et al.*, 2001 ; Watmough *et al.*, 2005). Une augmentation du pH et une diminution des concentrations en Al n'ont été constatées que plus rarement en Europe (34 % et 25 % des cas, respectivement).

De fortes divergences régionales concernant la restauration de l'ANC et du pH sont évidentes, avec une évolution favorable fréquente (mais pas générale) en République Tchèque et en Slovaquie, moyenne en Scandinavie et au Royaume-Uni et faible ou nulle en Allemagne, y compris en Forêt-Noire, massif jumeau des Vosges, où les sols sont épais et ont fixé de plus fortes quantités de sulfates (Alewell *et al.*, 2001 ; Prechtel *et al.*, 2001 ; Fölster & Wilander, 2002 ; Davies *et al.*, 2005 ; Majer *et al.*, 2005). Dans de nombreux cas, par exemple en Scandinavie, en Europe centrale, au Royaume-Uni et en Amérique, on observe une augmentation des concentrations en carbone organique en solution dans les cours d'eau, qui semble devoir être attribué aussi bien à la diminution de la pollution acide qu'au réchauffement actuel du climat et qui supprime l'augmentation de pH attendue du fait de la diminution des sulfates (Evans *et al.*, 2001, 2005 ; Evans & Monteith, 2001 ; Skjelkvåle *et al.*, 2001 ; Eimers & Dillon, 2002 ; Dillon *et al.*, 2003a). Enfin, même lorsque les paramètres chimiques moyens tendent à s'améliorer, les cas de recolonisation biologique durable restent rares, tant en ce qui concerne les populations piscicoles que les communautés d'invertébrées benthiques, du fait de la lenteur des phénomènes de restauration chimique et de recolonisation [quelques dizaines d'années à un siècle (Snucins, 2003 ; Clair *et al.*, 2004) mais aussi de la persistance d'épisodes acides survenant lors des crues (Alewell *et al.*, 2001 ; Harriman *et al.*, 2001 ; Hesthagen *et al.*, 2001 ; Nyberg *et al.*, 2001 ; Raddum *et al.*, 2001 ; Tammi *et al.*, 2004 ; Tipping *et al.*, 2002 ; Kowalik & Ormerod, 2006).

## II. L'observatoire de l'acidification dans les Vosges.

### II.1. Origine de l'observatoire de l'acidification

Le massif vosgien représente une région française très sensible à l'acidification et de très nombreux travaux se sont attachés à étudier l'amplitude de l'acidification des sols et des sols de surface ainsi que les effets sur la biodiversité. Il est apparu évident que l'acidification des sols et des eaux de surface menace les services écologiques que procurent ces écosystèmes en particulier la production de bois et la production d'une ressource en eau de qualité.

En particulier, l'étude réalisée par Guérol et al., (1997) à l'initiative du Conseil Général des Vosges et de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, a démontré que l'acidification des eaux courantes ne constitue pas une altération mineure du réseau hydrographique dans l'est du département. Par la suite les données acquises par Dangles (2000), puis Felten (2003), Tixier (2004), Angeli (2006), Baudoin (2007) dans le cadre de leurs travaux de doctorat, semblent montrer que certains cours d'eau sont désormais soumis à un autre processus inquiétant à savoir une déminéralisation inquiétante des eaux.

Cette déminéralisation s'explique notamment par la baisse marquée des concentrations en sulfates résultant de la diminution des dépôts atmosphériques, conjuguée à celle de certains éléments biologiquement importants tels que le magnésium et le calcium.

Compte tenu de cette situation critique et des incertitudes concernant l'évolution future des cours d'eau et donc des bassins versants, le Conseil Général des Vosges et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse ont décidé de financer la mise en place et la réalisation d'un observatoire de l'acidification des eaux dans le département.

Cet observatoire de l'acidification qui constitue une première en France, doit permettre à terme, compte tenu de la forte diminution des dépôts atmosphériques, de préciser l'évolution des caractéristiques physico-chimiques de cours d'eau et d'apprécier les effets de ces caractéristiques sur le fonctionnement des ruisseaux

Plus précisément, l'observatoire doit permettre d'apporter des réponses aux questions suivantes :

- les cours d'eau sont-ils en train de se restaurer d'un point de vue chimique ?
- et le cas échéant, observe-t-on une baisse de la toxicité des eaux ?
- l'acidification des eaux est-elle encore d'actualité ?
- la déminéralisation des eaux se confirme-t-elle ?

Ainsi, depuis 1995-96, date d'un état des lieux initial de l'acidification dans les Vosges, différentes conventions (3) entre d'une part le Conseil Général des Vosges et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et d'autre part l'université de Metz (désormais Université de Lorraine), ont permis d'assurer une acquisition importante de données depuis 13 années : 2002-2005 ; 2008-2010 ; 2012-2013. Par ailleurs, ces conventions s'inscrivent dans le cadre de la Zone Atelier Moselle labellisée par le CNRS et plus précisément dans la thématique Eaux Forestières de la ZAM.

## II.2. L'observatoire de l'acidification sur la période 2012-2013

La présente convention fait suite à la précédente qui concernait les années 2008,2009, 2010. Elle se décline en 3 actions complémentaires:

- Action 1 : Acquérir des données relatives à la qualité physico-chimique d'un ensemble de cours d'eau afin de dégager et préciser leur tendance en termes d'acidification et de déminéralisation
- Action 2 : Evaluer la toxicité des eaux par la mesure simple d'un biomarqueur de toxicité développé au laboratoire. Il s'agit d'exposer *in situ* une espèce sensible à l'acidité (*Gammarus fossarum*) et de mesurer les concentrations en Na et Cl dans son hémolymphe à l'issue de l'exposition
- Action 3 : Evaluer l'effet des amendements sur la qualité des litières de hêtre et leur dégradabilité dans les cours d'eau

*Note : L'année 2011 n'ayant pas été couverte par une convention et afin de ne pas avoir de rupture, nous avons poursuivi sur fonds propres l'acquisition de données physico-chimiques. Les résultats acquis en 2011 sont intégrés dans le présent rapport.*

### **III. Action 1 : Evolution de la qualité physico-chimique des cours d'eau**

#### **III.1. Les cours d'eau sous surveillance**

Les 16 cours d'eau ont fait l'objet de prélèvements mensuels. Ce choix a été effectué en fonction de différents critères :

- existence de données antérieures
- différents contextes géologiques (grès et granites)
- gradient d'acidité
- répartition géographique

La figure 2 donne une carte du département des Vosges situant l'ensemble des cours d'eau. Les noms des cours d'eau, leur localisation (coordonnées), les communes concernées et le type de roche sont précisés dans le tableau 1.

Tableau 1. Localisation précise des 16 cours d'eau étudiés sur la période 2008-2010

| Cours d'eau              | LATITUDE              | LONGITUDE | commun          |
|--------------------------|-----------------------|-----------|-----------------|
|                          | Degrés décimaux WGS84 |           |                 |
| <b>Grès</b>              |                       |           |                 |
| Ruisseau de La Maix      | 48,4837589            | 7,0900030 | Vexaincourt     |
| Courbe Ligne             | 48,4398133            | 7,0651858 | Moussey         |
| Ruisseau des Ravines     | 48,4245066            | 6,9513609 | Moyenmoutier    |
| Ruisseau de Repafosse    | 48,4217759            | 6,9526758 | Moyenmoutier    |
| La Gravelle              | 48,2708067            | 6,8211698 | Les Rouges Eaux |
| Basse de Malfosse        | 48,4129952            | 6,9278716 | Moyenmoutier    |
| <b>Granite</b>           |                       |           |                 |
| Ruisseau du Pleinot      | 47,9118101            | 6,5526085 | Val d'Ajol      |
| Ruisseau de Cellet       | 48,0565545            | 6,7839572 | Le Tholly       |
| Ruisseau des Bas Rupt    | 48,0381575            | 6,8816049 | Gérardmer       |
| Ruisseau des Moyen- Rupt | 48,0399003            | 6,8819567 | Gérardmer       |
| Ruisseau des Haut-Rupt   | 48,0447401            | 6,8935909 | Gérardmer       |
| Ruisseau de la Hutte     | 47,9112708            | 6,9057099 | Bussang         |
| Goutte des Grands Clos   | 47,9808231            | 6,8787247 | Cornimont       |
| Rouge Rupt               | 47,9744565            | 6,8884051 | Cornimont       |
| Ruisseau du Ventron      | 47,9501356            | 6,9065704 | Ventron         |
| Goutte du Bihet          | 47,9811775            | 6,8756862 | Cornimont       |

### III.2. Paramètres physico-chimiques mesurés

D'un point de vue caractérisation physico-chimique, chaque cours d'eau a été échantillonné<sup>2</sup> selon un pas de temps mensuel permettant d'intégrer des situations hydrologiques variées (étiage, hautes eaux, fonte des neiges,...).

Les paramètres suivants ont été analysés :

- anions majeurs:  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$
- cations majeurs:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$
- pH, conductivité, ANC<sup>3</sup>,
- aluminium total

<sup>2</sup> Pour chaque campagne de prélèvement, deux agents de l'ONF ont participé activement à la collecte des eaux d'une part sur le secteur du Donon (Sylvain Leblond) et sur le secteur de Cornimont (Bruno Vaxelaire)

<sup>3</sup> ANC : Acid Neutralizing Capacity ou capacité à neutraliser les acides (titration de Gran)

Les cations majeurs et l'aluminium total ont été dosés par Spectrophotométrie d'absorption atomique et les anions par chromatographie ionique. La mesure du pH, très délicate pour ce type d'eau, a été effectuée au laboratoire en poste fixe avec agitation et après stabilisation de la valeur. Enfin, l'ANC est mesurée par titration de Gran.

### III.3. Analyses de tendances

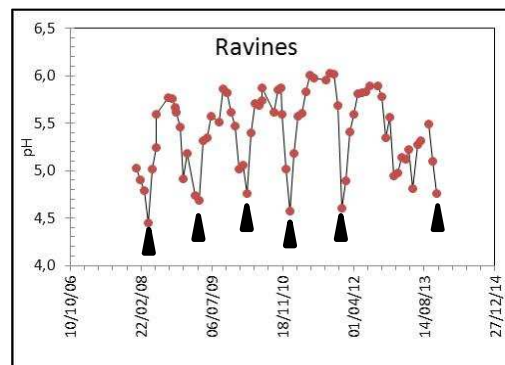
Les analyses statistiques de tendance ont été réalisées à l'aide du test de Mann-Kendall en corrigeant les variations saisonnières à l'aide du logiciel XL-stat (2013). Les tendances sont considérées comme significatives pour  $p \leq 0.05$ . Bien que les figures présentées dans les résultats reprennent les résultats obtenus entre 2002 et 2005, les analyses de tendances ne concernent que les années 2008 à 2013, les données ayant été acquises mensuellement et sans interruption sur cette période.

### III.4. Résultats

#### III.4.1. pH

Sur les 16 cours d'eau (figure 4), 7 montrent une tendance significative à l'augmentation du pH. Il s'agit de Courbeligne, Cellet, Grand-Clos, Hutte, Ventron, Bihet et Pleinot. Parmi ceux-ci, seul le Courbeligne draine un substratum gréseux. Ces tendances positives sont intéressantes puisqu'elles semblent indiquer pour la première des signes de rétablissement vis-à-vis du processus d'acidification. Les augmentations significatives de pH demeurent toutefois très faibles et méritent d'être confirmées dans le futur. Quel que soit le cours d'eau, on observe des variations temporelles de pH dont les amplitudes peuvent être importantes. C'est notamment le cas dans les ruisseaux de Répafosse, Ravines, Rouge-Rupt, Ventron, Malfosse et La Maix où les valeurs de pH qui peuvent être très faibles traduisent la persistance de stress acides répétés (figure 3).

Figure 3 : Variations du pH dans le ruisseau de ravines. Les stress acides sont indiqués par les triangles noirs.



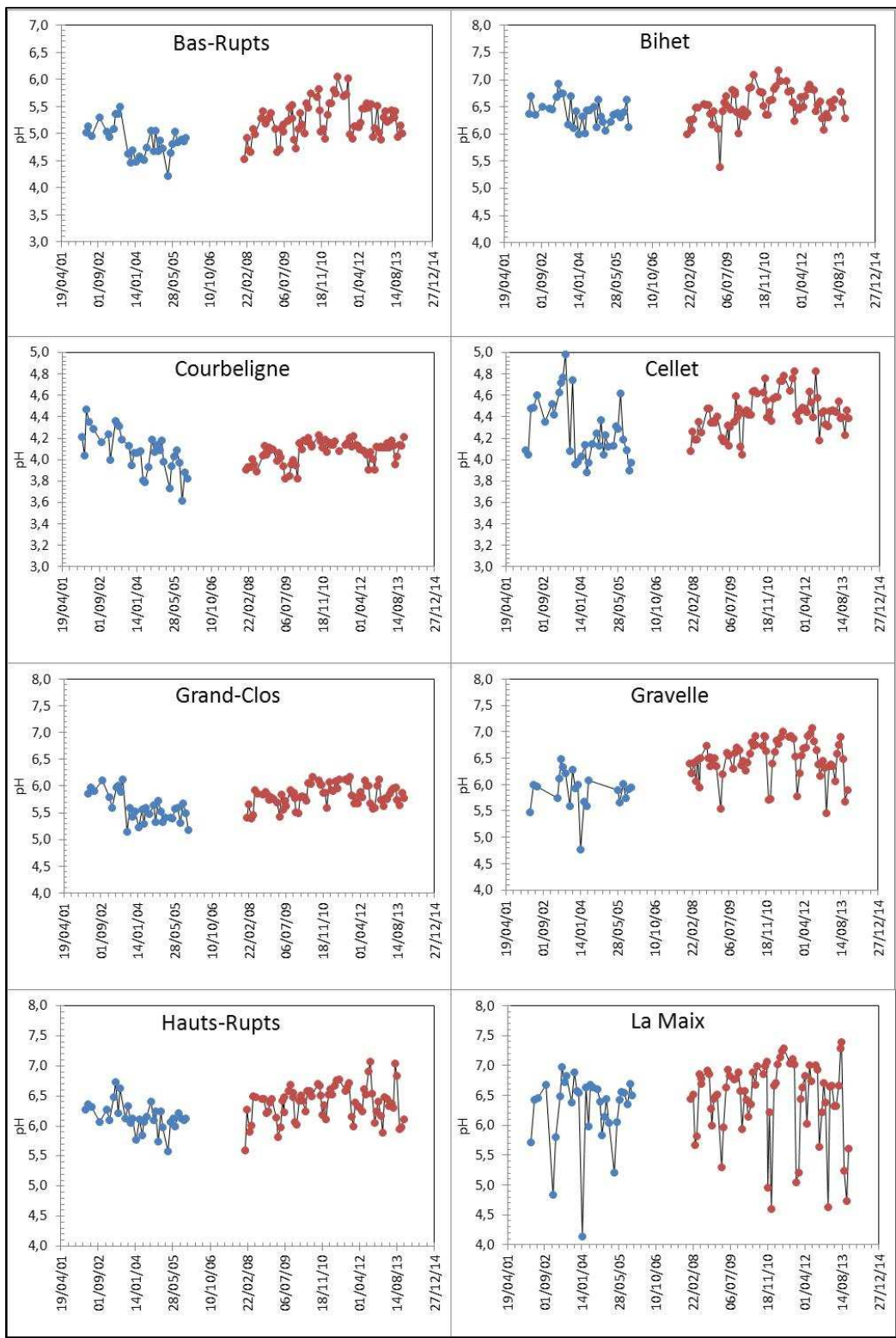


Figure 4 : Evolution mensuelle du pH dans les 16 cours d'eau de l'observatoire

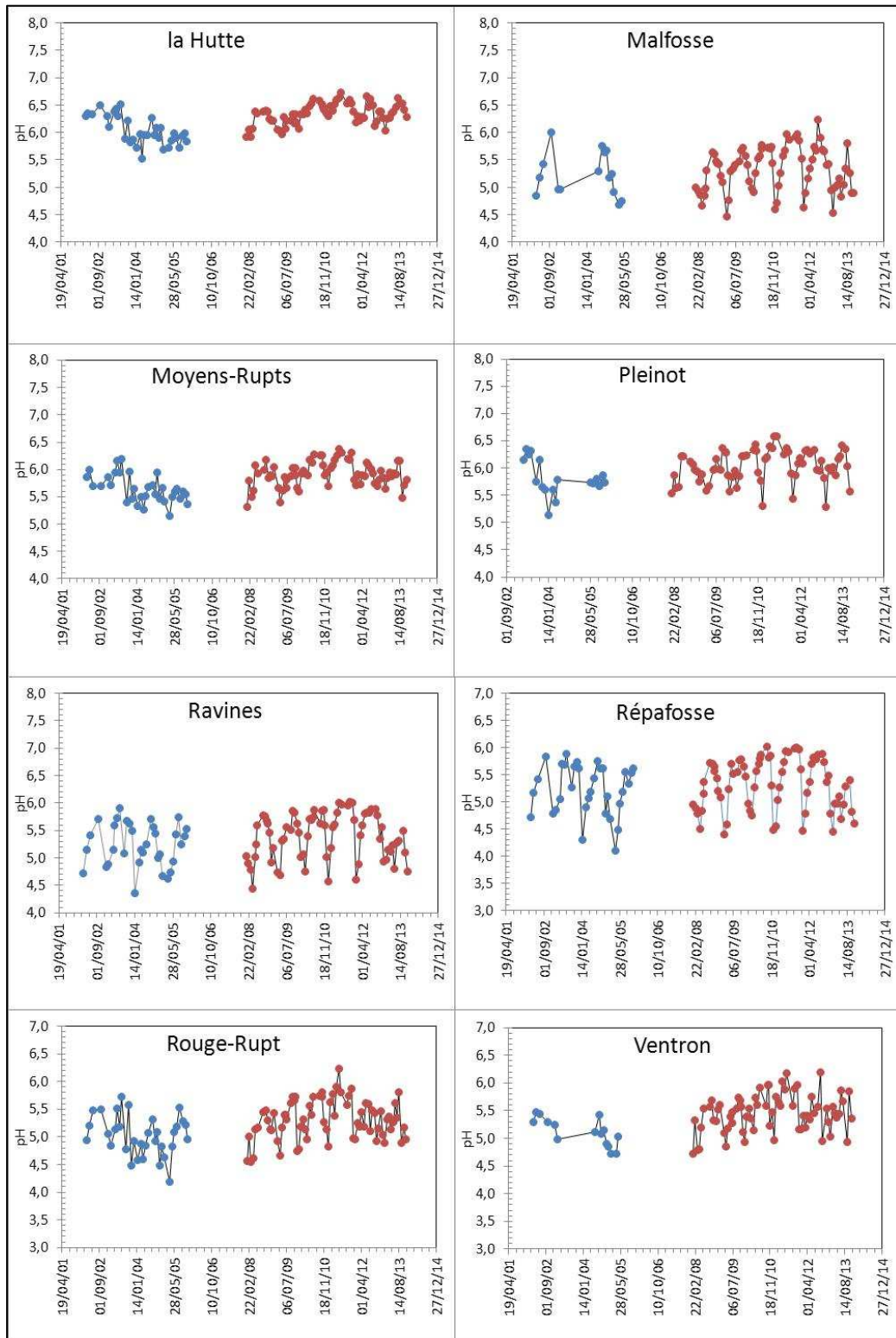


Figure 4 suite



### III.4.2. Alcalinité (ANC)

L'alcalinité ou capacité à neutraliser les acides (ANC = acid neutralizing capacity) représente la pouvoir tampon de l'eau. Il s'agit en quelque sorte de la capacité de l'eau à « encaisser » des stress acides.

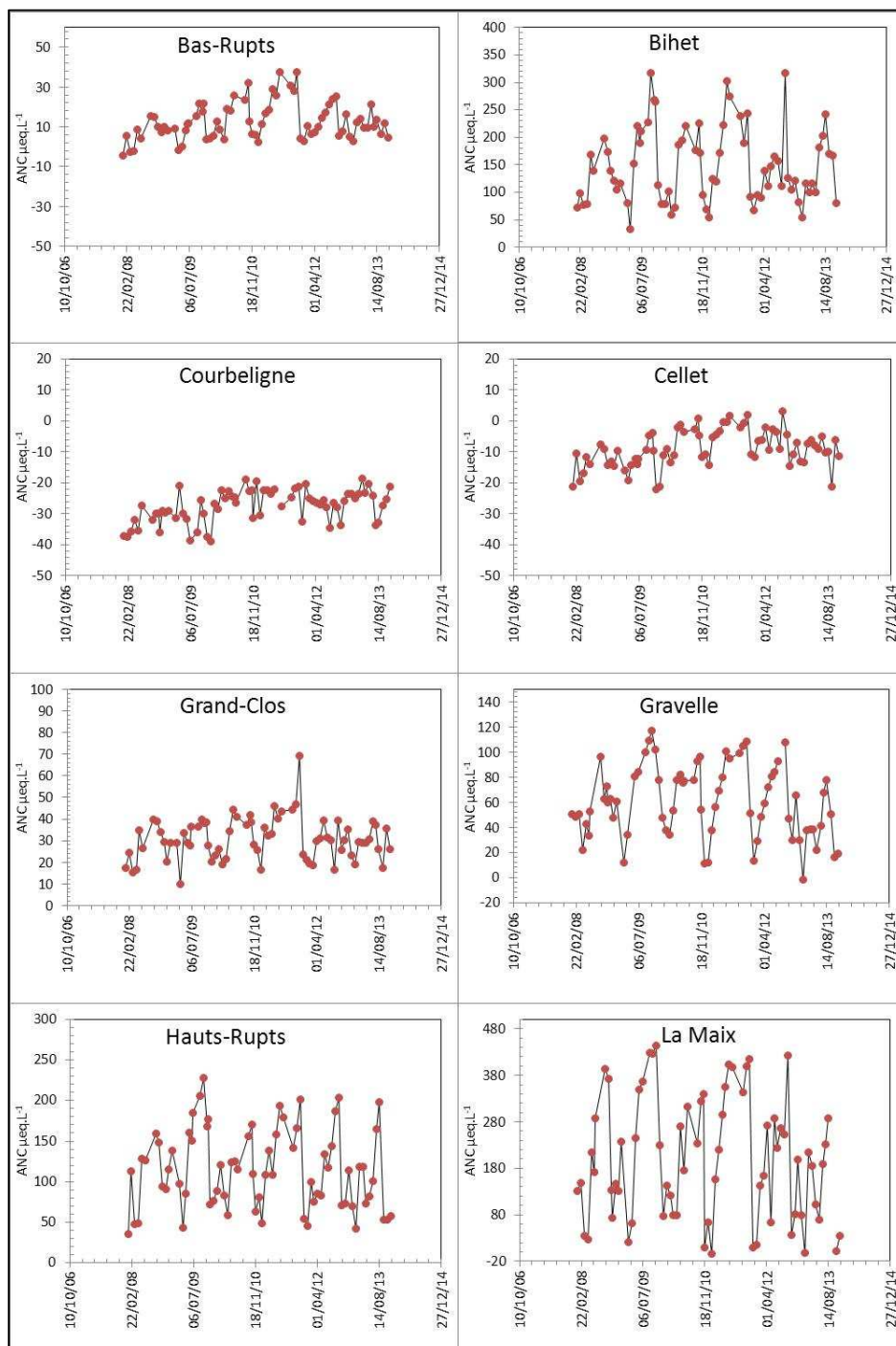


Figure 5 : Evolution mensuelle de l'ANC dans les 16 cours d'eau de l'observatoire

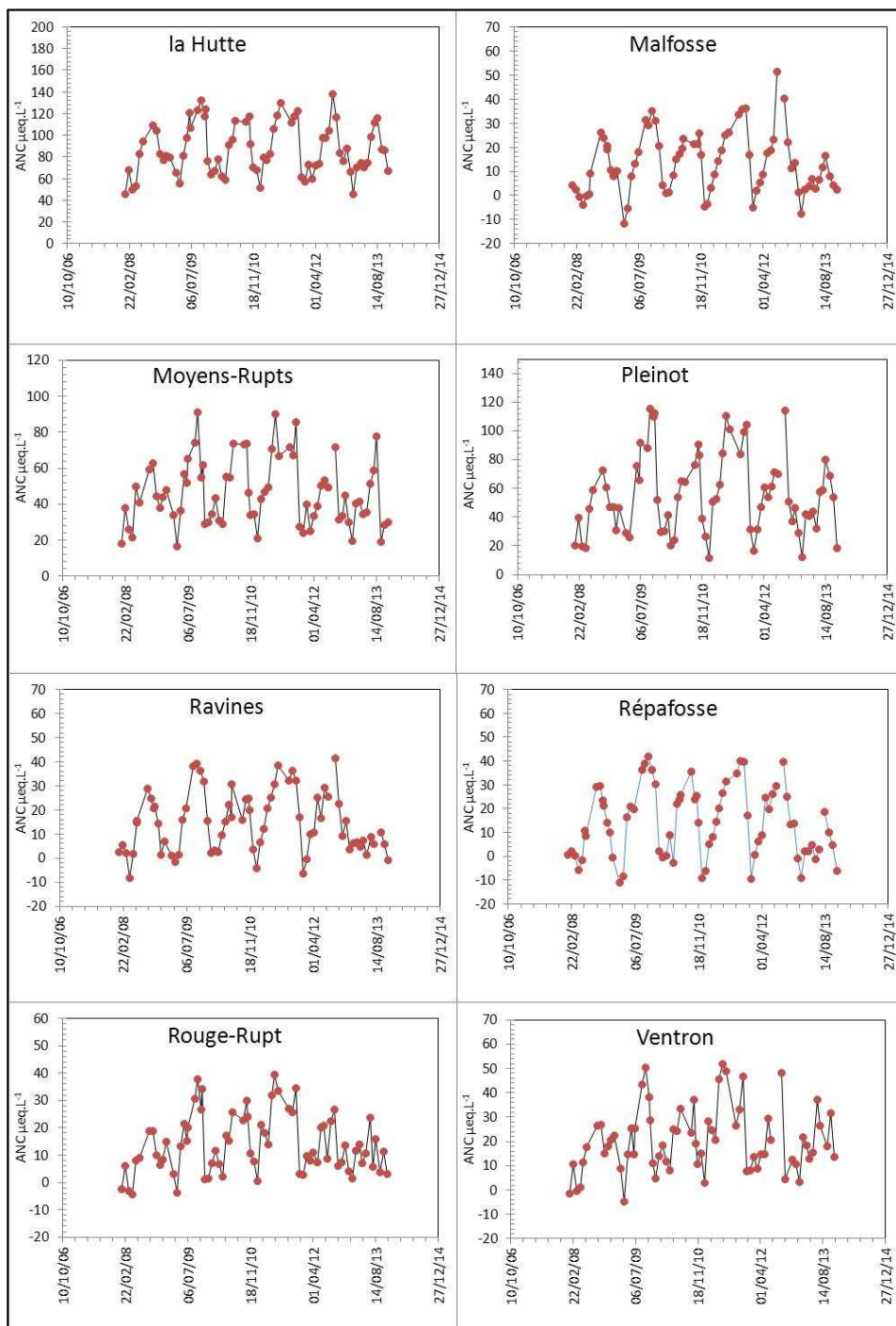


Figure 5 suite

L'évolution temporelle de l'ANC est présentée par la figure 5. Seuls 2 cours d'eau sur les 16 montrent une tendance significative, c'est-à-dire une augmentation. Il s'agit des cours d'eau Courbeligne et Celllet qui sont les ruisseaux les plus acides de

l'observatoire. Toutefois malgré cette amélioration sensible, l'ANC demeure négative dans ces cours d'eau.

A l'exception de ces deux ruisseaux, tous les autres montrent logiquement des variations temporelles importantes de l'ANC. Dans tous les ruisseaux sur grès (La Maix, Ravines, Gravelle, Malfosse et Répafosse) ainsi que dans le Rouge-Rupt et le Ventron, l'amplitude de ces variations est particulièrement importante et l'ANC peut alors atteindre des valeurs négatives lors de certains épisodes, ce qui souligne leur sensibilité à l'acidification. A l'instar du pH, la poursuite de l'acquisition de données permettra de confirmer et/ou de révéler des tendances significatives dans un futur proche.

### III.4.3. Conductivité

La conductivité est un paramètre qui renseigne sur la minéralisation de l'eau. Il dépend donc directement des différentes concentrations en ions dans l'eau et en particulier des ions calcium, magnésium et sulfates. Dans une certaine mesure, elle apporte indirectement des informations sur la qualité des sols et la géologie des bassins versants. Ainsi par exemple une conductivité faible de l'eau traduit l'existence de sols très pauvres dans le bassin versant qui alimente le cours d'eau et renseigne donc sur une situation inquiétante.

Si l'on considère la figure 6 qui montre l'évolution temporelle de la conductivité dans les ruisseaux, on remarque une diminution régulière de la minéralisation dans la plupart des ruisseaux. En fait, entre 2008 et 2013 ce qui représente pourtant une période courte, la déminéralisation est statistiquement significative dans 7 cours d'eau sur les 16. : Courbeligne, Malfosse, Moyen-Rupt, Bas-Rupt, Cellet, Rouge-Rupt et Grand-Clos.

Si l'on prend en compte les données acquise entre 2002 et 2005, cette déminéralisation devient même spectaculaire, par exemple dans le ruisseau de Courbeligne sur grès, puisque ce dernier est passé d'une conductivité moyenne de 42.5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2002 à une conductivité moyenne de 27.5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2013 soit une diminution de 15  $\mu\text{S}$  c'est-à-dire une diminution de 35%. Le même constat apparaît pour le Cellet sur granite qui passe de 22  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2002 à 14  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en 2013 soit une diminution de 36%.

Ainsi, nous avons désormais confirmation de la déminéralisation de certains cours d'eau sur la période considérée. L'analyse des paramètres qui contribuent à la minéralisation nous permettra de préciser l'origine de cette déminéralisation.

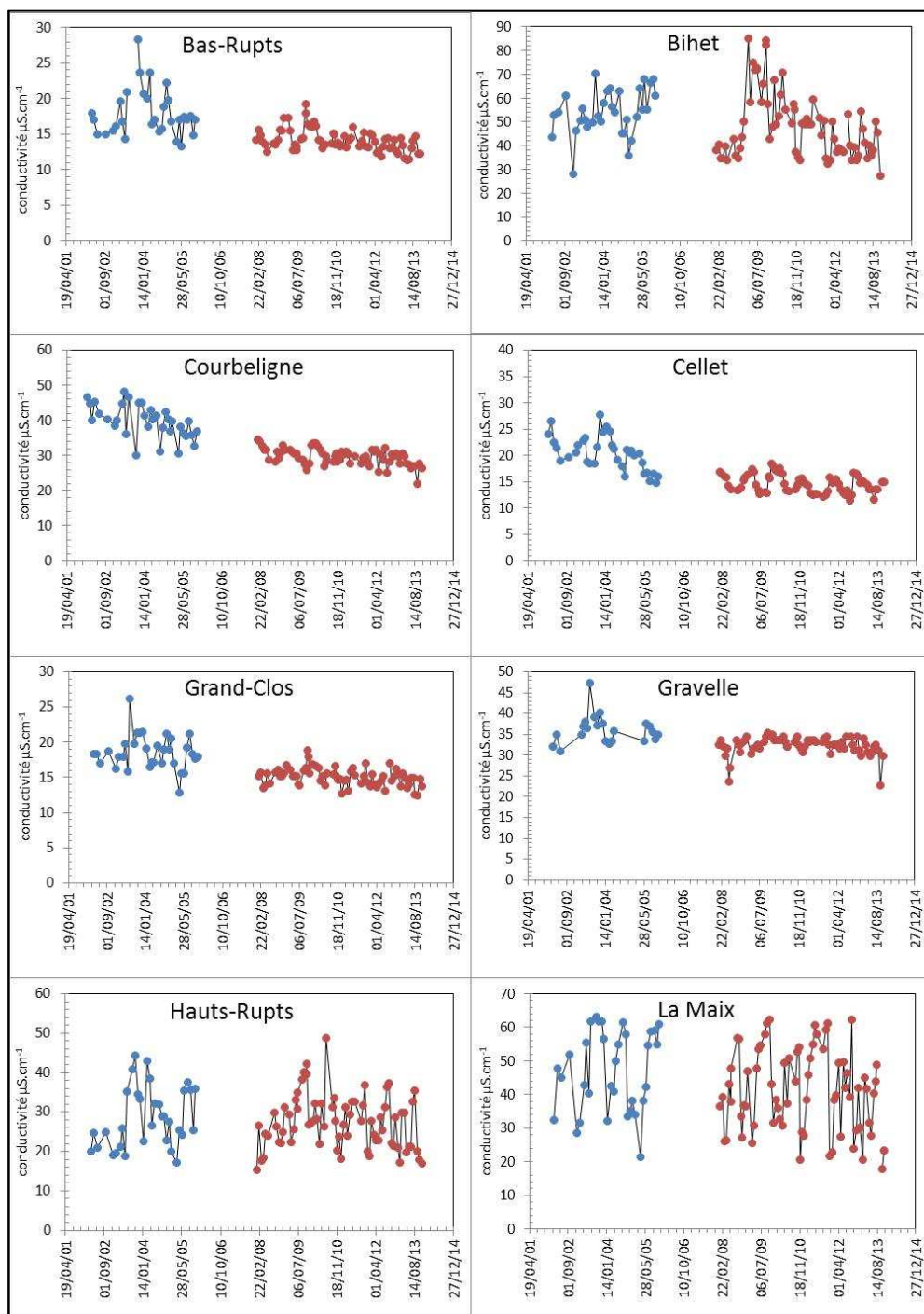


Figure 6 : Evolution mensuelle de la conductivité dans les 16 cours d'eau de l'observatoire

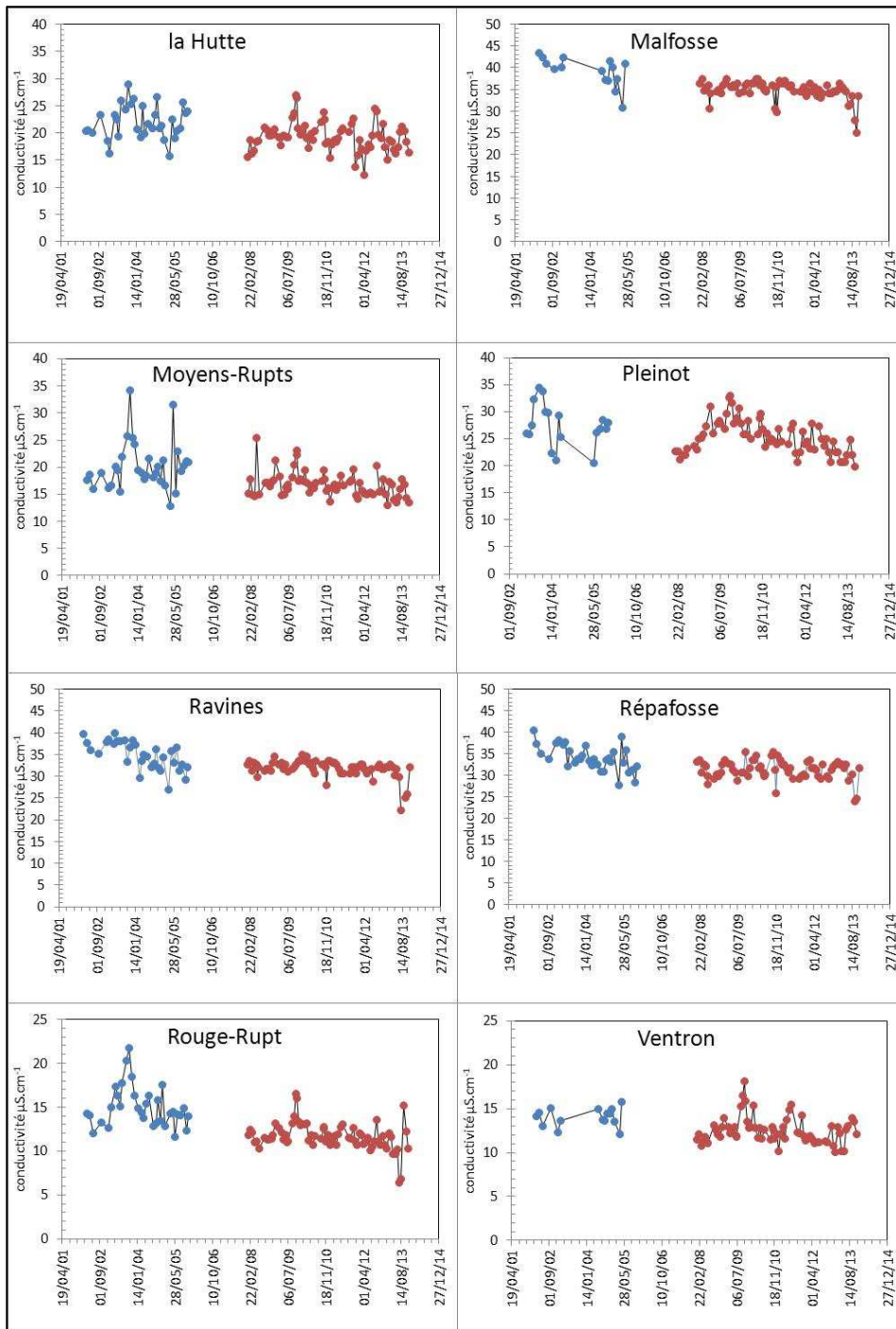


Figure 6 suite



### III.4.4. Calcium

La figure 7 illustre l'évaluation temporelle des concentrations en Ca dans les 16 cours d'eau. Les analyses de tendances montrent une diminution significative du Ca dans 13 d'entre eux. Seuls, les ruisseaux de Ventron, La Maix et Hauts-Rupts ne montrent pas de tendance significative.

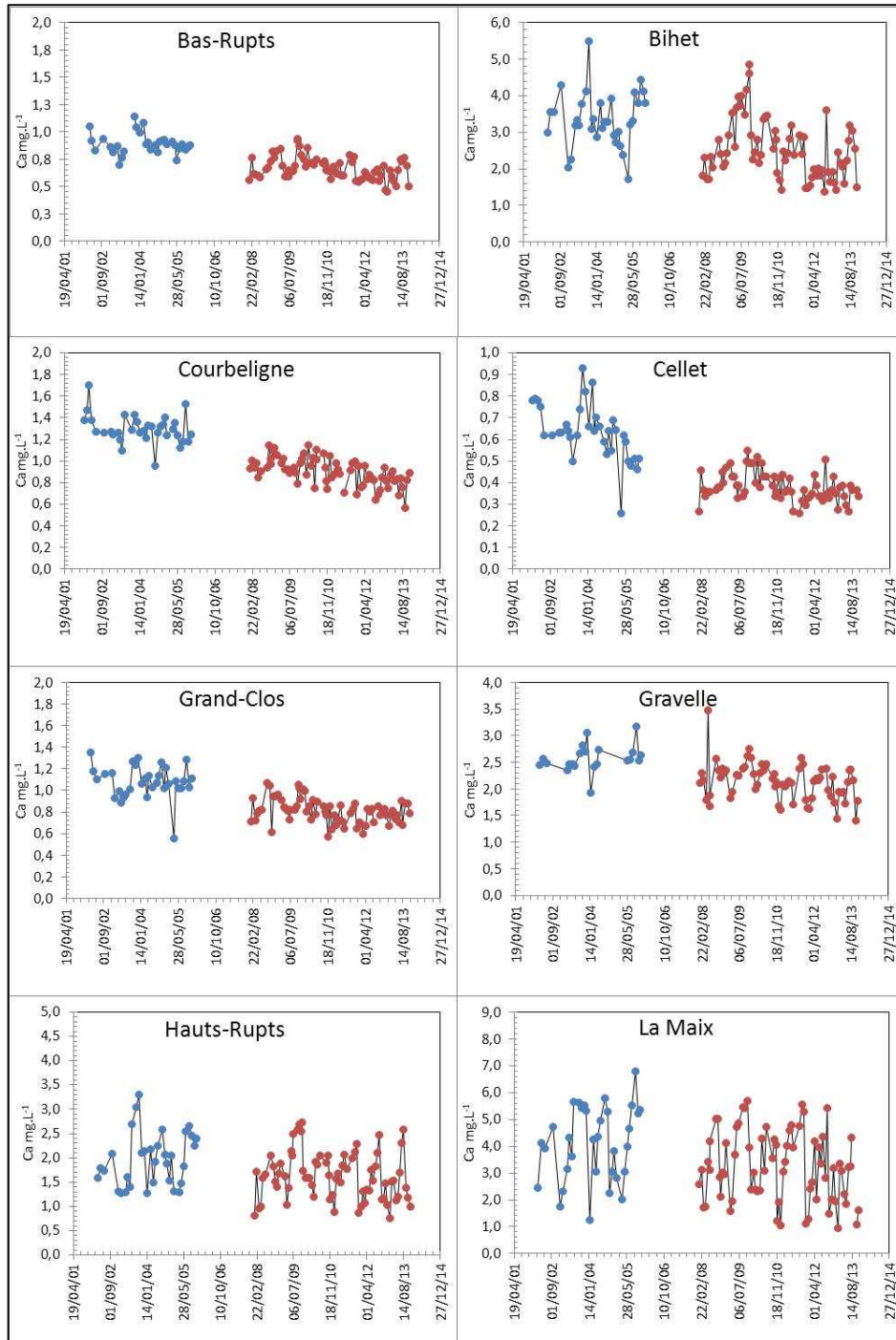


Figure 7 : Evolution mensuelle des concentrations en calcium dans les 16 cours d'eau de l'observatoire

Il est intéressant, mais inquiétant, de constater que cette baisse de Ca concerne aussi bien des ruisseaux acides tels que le Cellet et le Courbeligne que des ruisseaux non acidifiés comme le Bihet ou la Hutte. On notera que les concentrations en calcium atteignent désormais dans certains écosystèmes des valeurs extrêmement faibles. Ainsi dans le Cellet, la concentration moyenne sur l'année 2013 est de 0.34 mg/L !

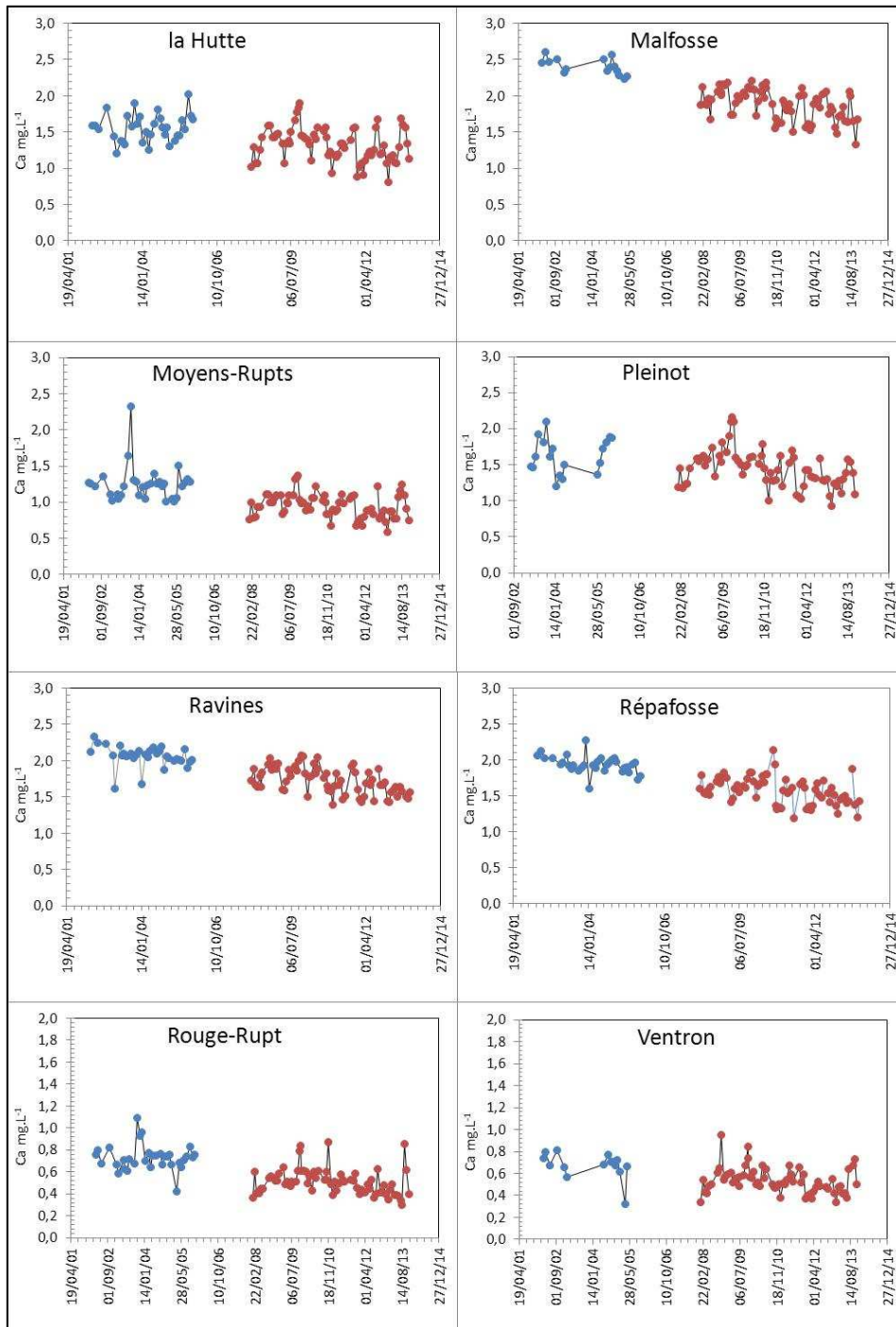


Figure 7 suite

On notera que les concentrations en calcium atteignent désormais dans certains écosystèmes des valeurs extrêmement faibles. Ainsi dans le Cellet, la concentration moyenne sur l'année 2013 est de 0.34 mg/L !

### III.4.5. Magnésium

L'évolution temporelle des concentrations en magnésium est présentée dans la figure 8.

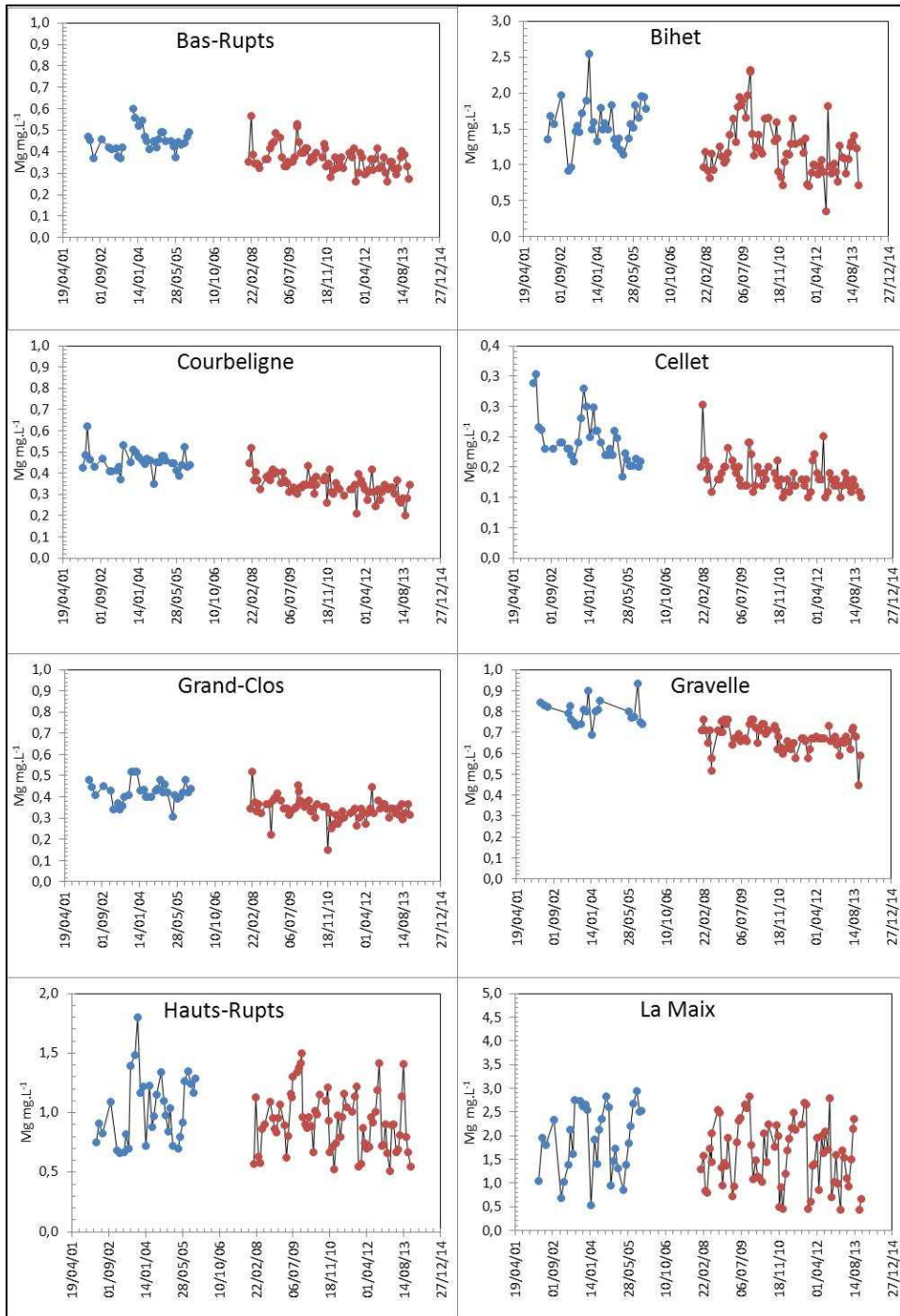


Figure 8 : Evolution mensuelle des concentrations en magnésium dans les 16 cours d'eau de l'observatoire



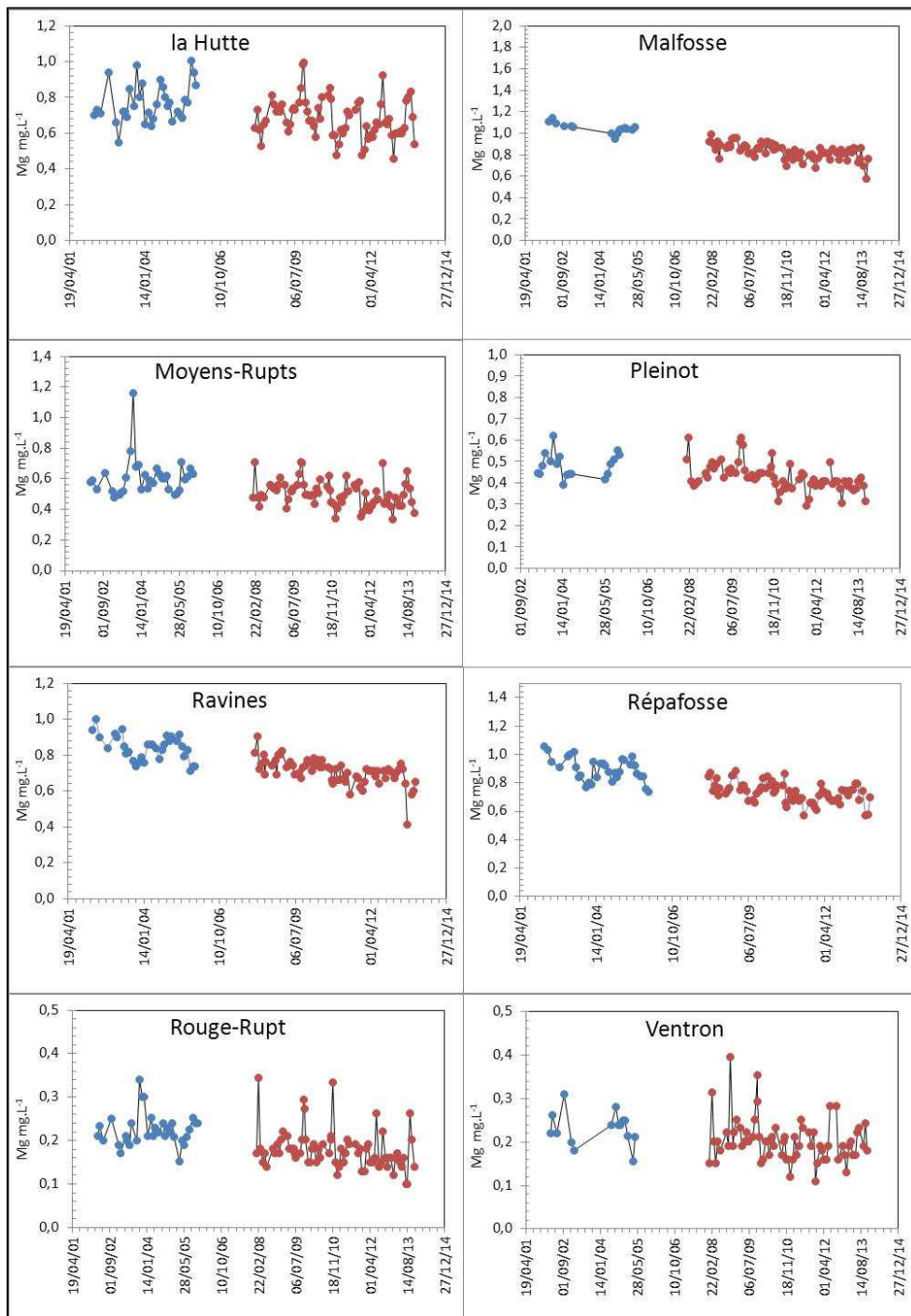


Figure 8 suite

A l'instar du calcium, les analyses de tendances montrent une diminution significative du Mg dans 13 cours. Seuls, les ruisseaux de Ventron, La Maix et Hauts-Rupts ne montrent pas de tendance statistiquement significative pour l'instant.

Là encore les concentrations en magnésium peuvent atteindre des valeurs extrêmement faibles. C'est par exemple le cas dans le Cellet où les concentrations atteignent parfois des valeurs  $\leq 0.1$  mg/L.

### III.4.6. Sulfates

Dans le massif vosgien, les sulfates sont essentiellement d'origine atmosphérique. A ce titre, ils constituent de bons traceurs de dépôts atmosphériques et leur présence dans les eaux de surface témoigne du climat de pollution passé.

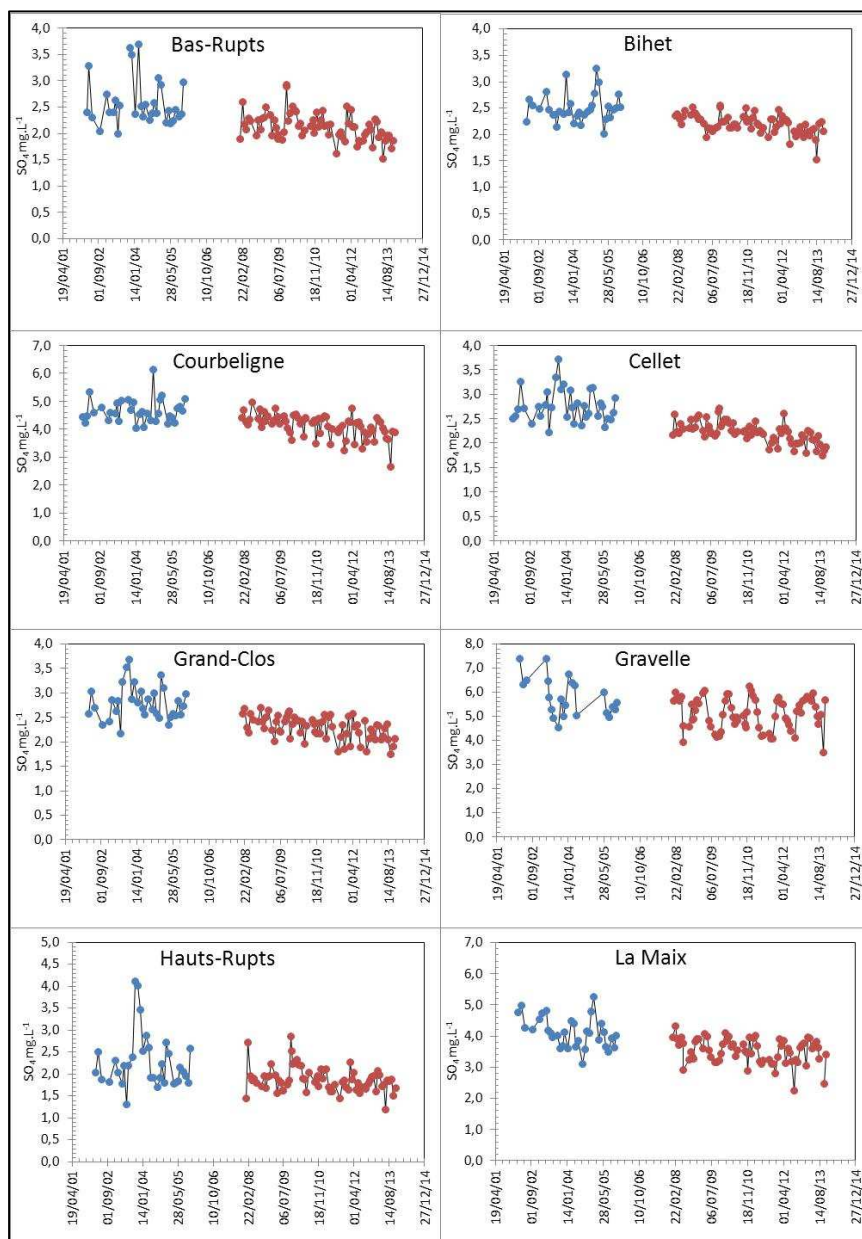


Figure 9 : Evolution mensuelle des concentrations en sulfates dans les 16 cours d'eau de l'observatoire

A l'exception des ruisseaux de Gravelle, Pleinot et Hauts-Rupts, nous observons une diminution significative des concentrations en sulfates dans les eaux (figure 9).

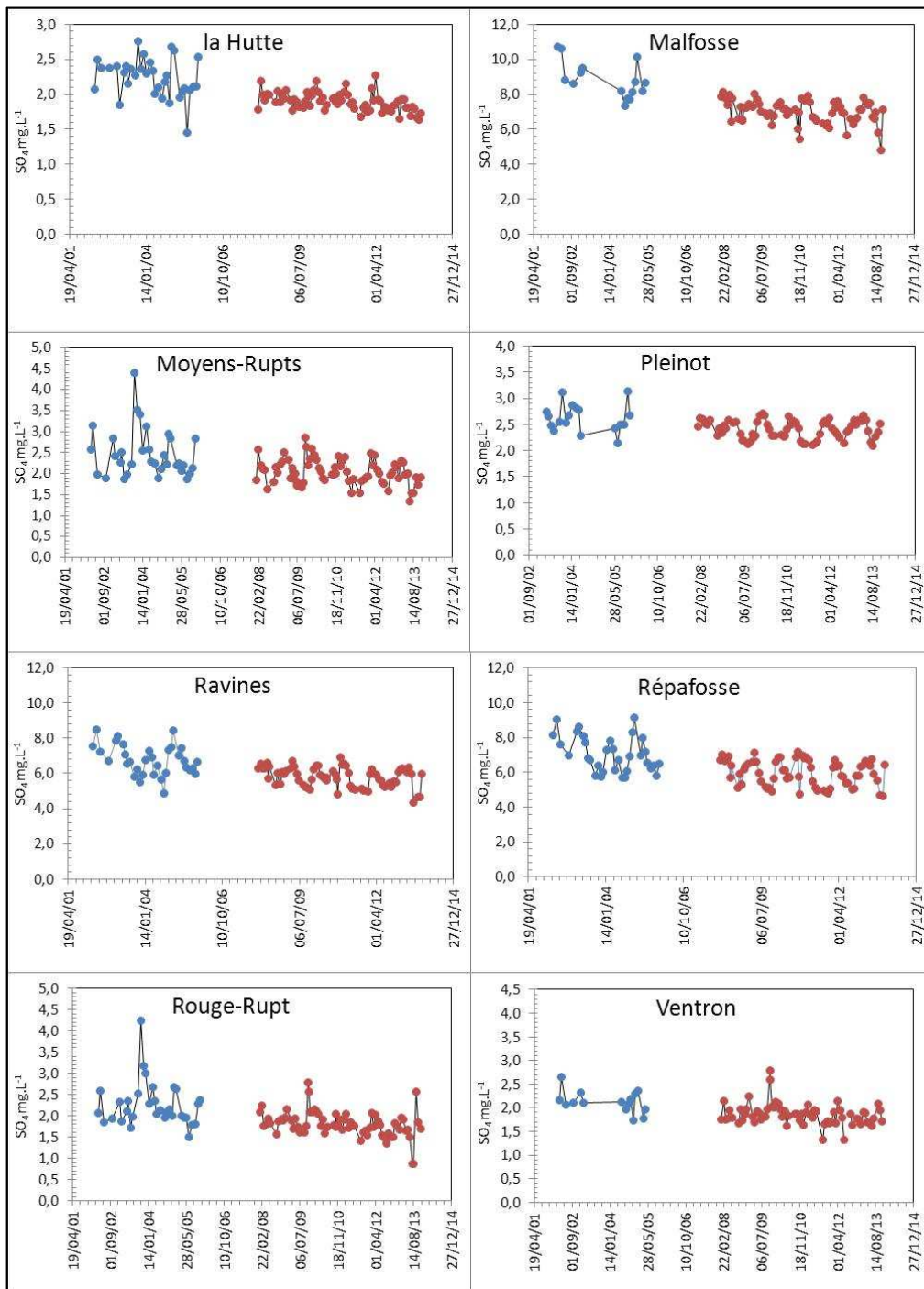


Figure 9 suite

Les concentrations en sulfates dans les eaux sont nettement plus élevées dans les cours d'eau drainant des grès que dans les cours d'eau granitiques, ce qui tend à démontrer que la quantité de sulfates présente dans les sols des bassins versants gréseux demeure encore relativement élevée.

Cependant les concentrations n'étant négligeables dans aucun des cours d'eau, il semble probable que la perte de sulfates perdue dans le futur entraînant avec elle une poursuite de la déminéralisation des eaux.

#### III.4.7. Nitrates

Comme les sulfates, les nitrates proviennent en partie d'origine atmosphérique. Leur présence en concentrations significatives dans des cours d'eau situés en amont d'activités anthropiques génératrices d'azote témoigne en grande partie de leur apport via les dépôts azotés au cours des décennies passées.

La figure 10 montre l'évolution temporelle des concentrations en nitrates dans les cours d'eau. Il apparaît clairement que les nitrates fluctuent fortement au cours du temps, ce qui s'explique par l'alternance de phases d'activité biologique (faibles concentrations) durant le printemps et l'été, et de phases de fort ralentissement de l'activité biologique en période automnale et hivernale (concentrations plus élevées).

En dépit des variations saisonnières importantes, il apparaît que la concentration en nitrates diminue significativement dans un certain nombre de cours d'eau. Ainsi, seuls 5 cours d'eau ne montrent pas (encore ?) de tendances significatives (Grand-Clos, Bihet, Hauts-Rupts, La Hutte et Moyens-Rupts).

Comme pour les sulfates, cette décroissance est certainement à mettre en relation avec la diminution des dépôts atmosphériques (cf § introduction) d'une part mais peut-être également avec une activité biologique plus importante ou prolongée dans le temps dans un contexte de réchauffement climatique. On notera avec attention les concentrations très faibles qui sont désormais observées dans certains ruisseaux tels que le Rouge-Rupt, le Ventron, le cellet ou encore les Moyens-Rupts, concentrations qui inférieures à 0.1mg/L ! De telles concentrations traduisent un état d' «hyper-oligotrophie».

L'azote est un nutriment particulièrement important pour le développement de la vie. Une limitation de cet élément peut avoir des conséquences importantes pour la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Ainsi, dans l'hypothèse qui consisterait à considérer une timide restauration chimique des écosystèmes acidifiés, c'est à dire une diminution de l'aluminium et une augmentation du pH et de l'alcalinité, il est fort probable que la conjugaison des carences en Ca et Mg avec une limitation N hypothèquera durablement le retour d'une diversité biologique originelle dans les ruisseaux étudiés.

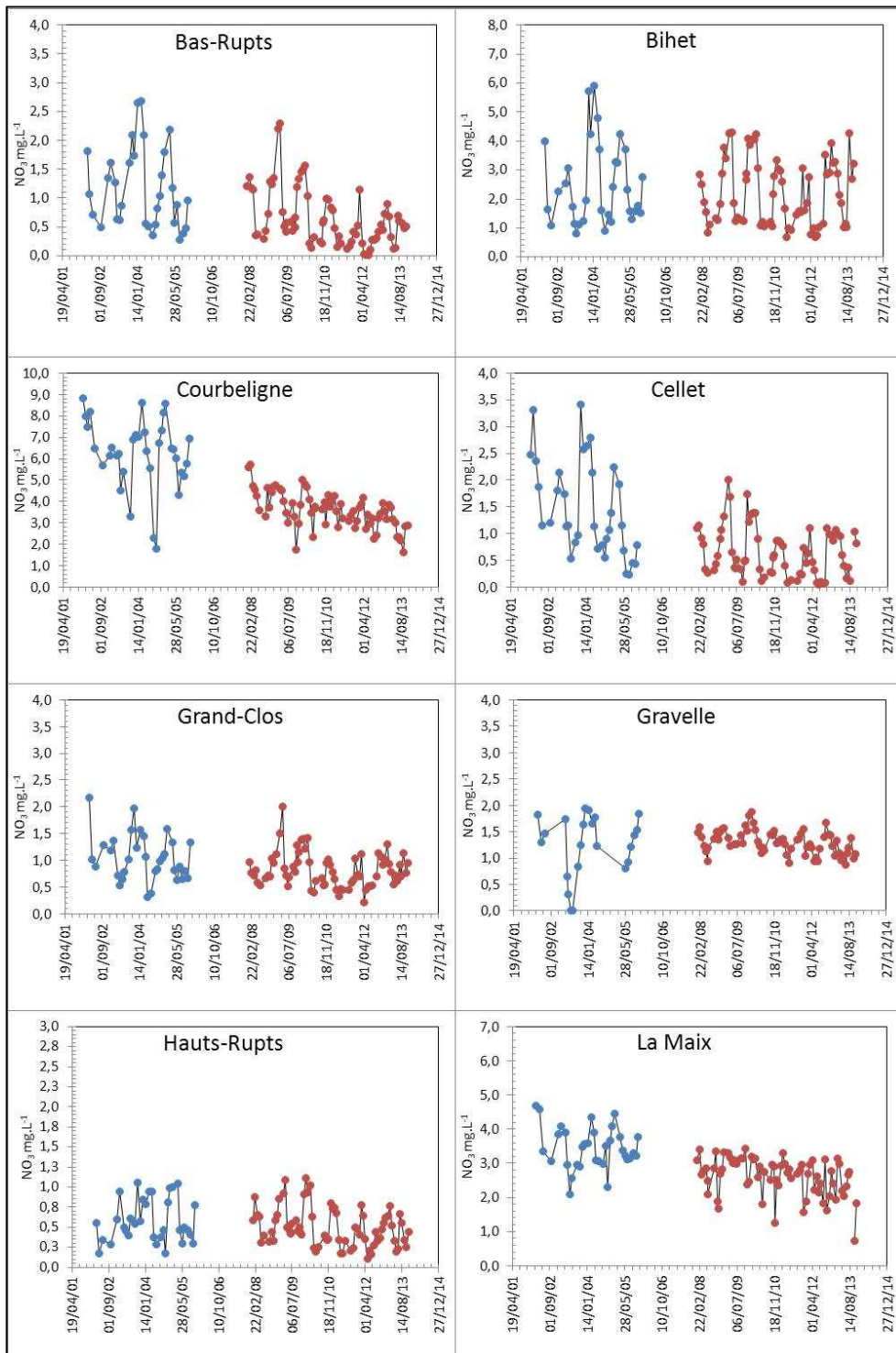


Figure 10 : Evolution mensuelle des concentrations en nitrates dans les 16 cours d'eau de l'observatoire



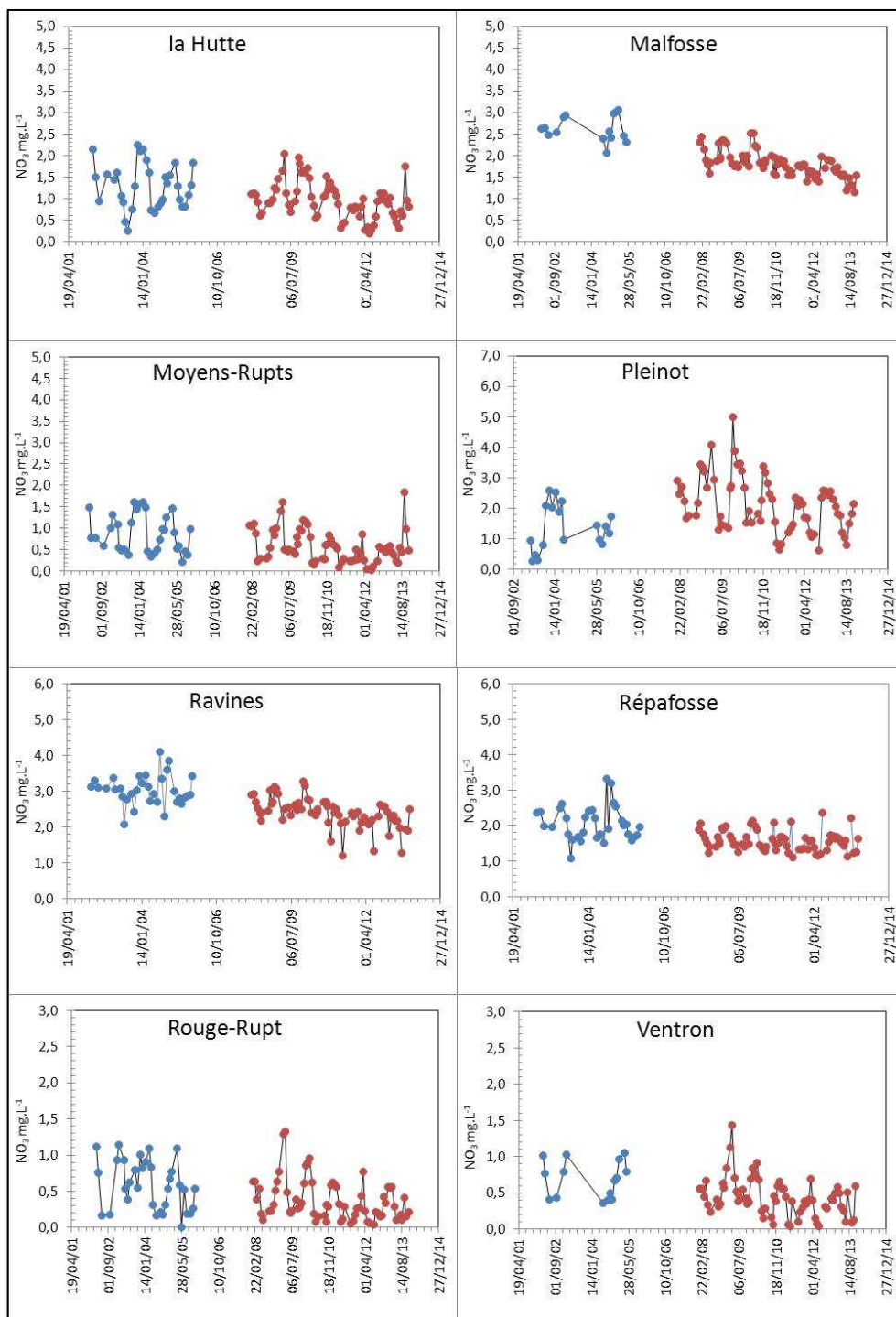


Figure 10 suite

### III.4.8. Aluminium

L'aluminium est le principal métal mobilisé par l'acidification des sols. Il s'agit d'un élément potentiellement toxique pour un grand nombre d'espèces aquatiques et en

particulier pour la truite fario (*Salmo trutta fario*). L'évolution temporelle des concentrations en aluminium dans les cours d'eau est présentée par la figure 11.

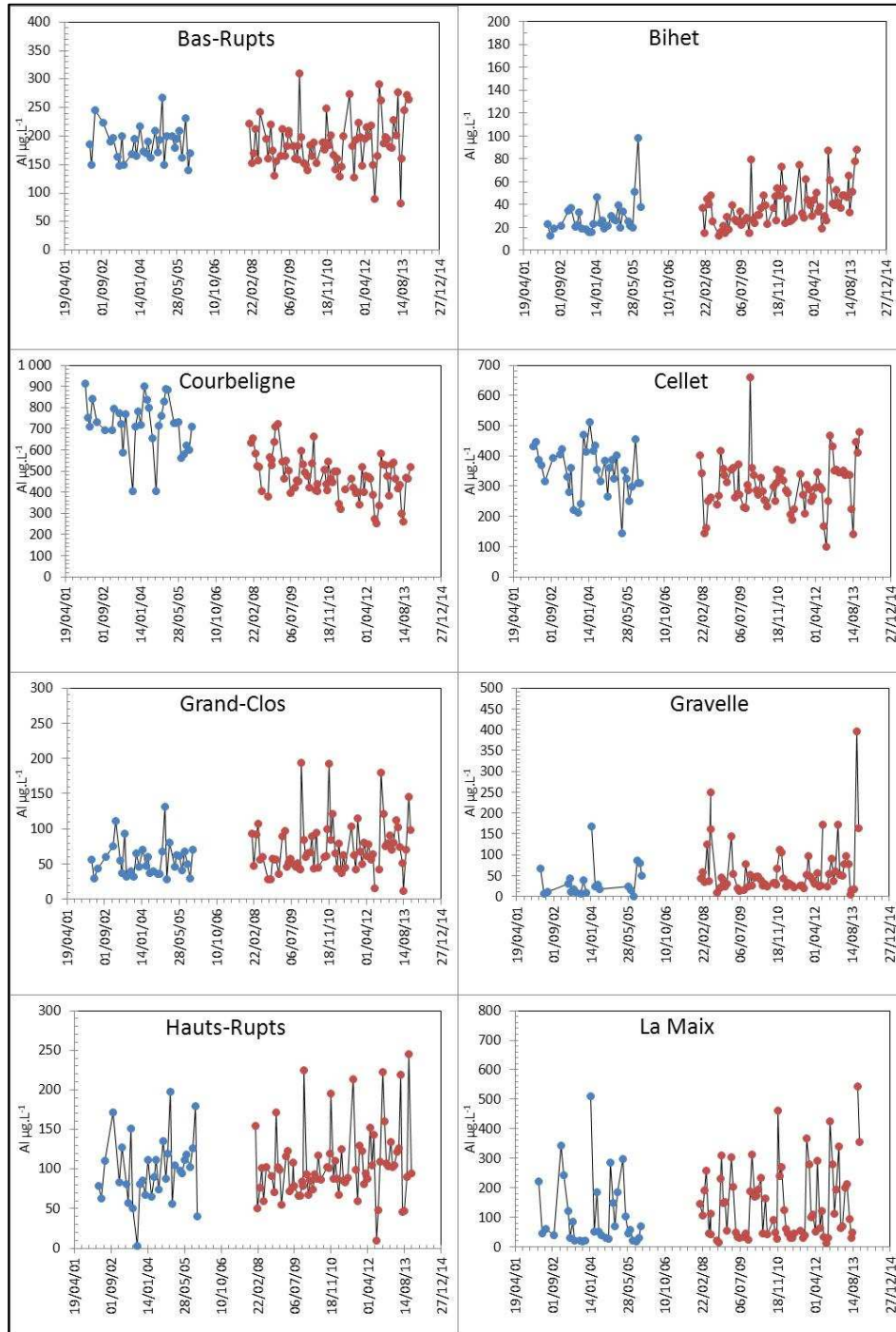


Figure 11 : Evolution mensuelle des concentrations en aluminium dans les 16 cours d'eau de l'observatoire

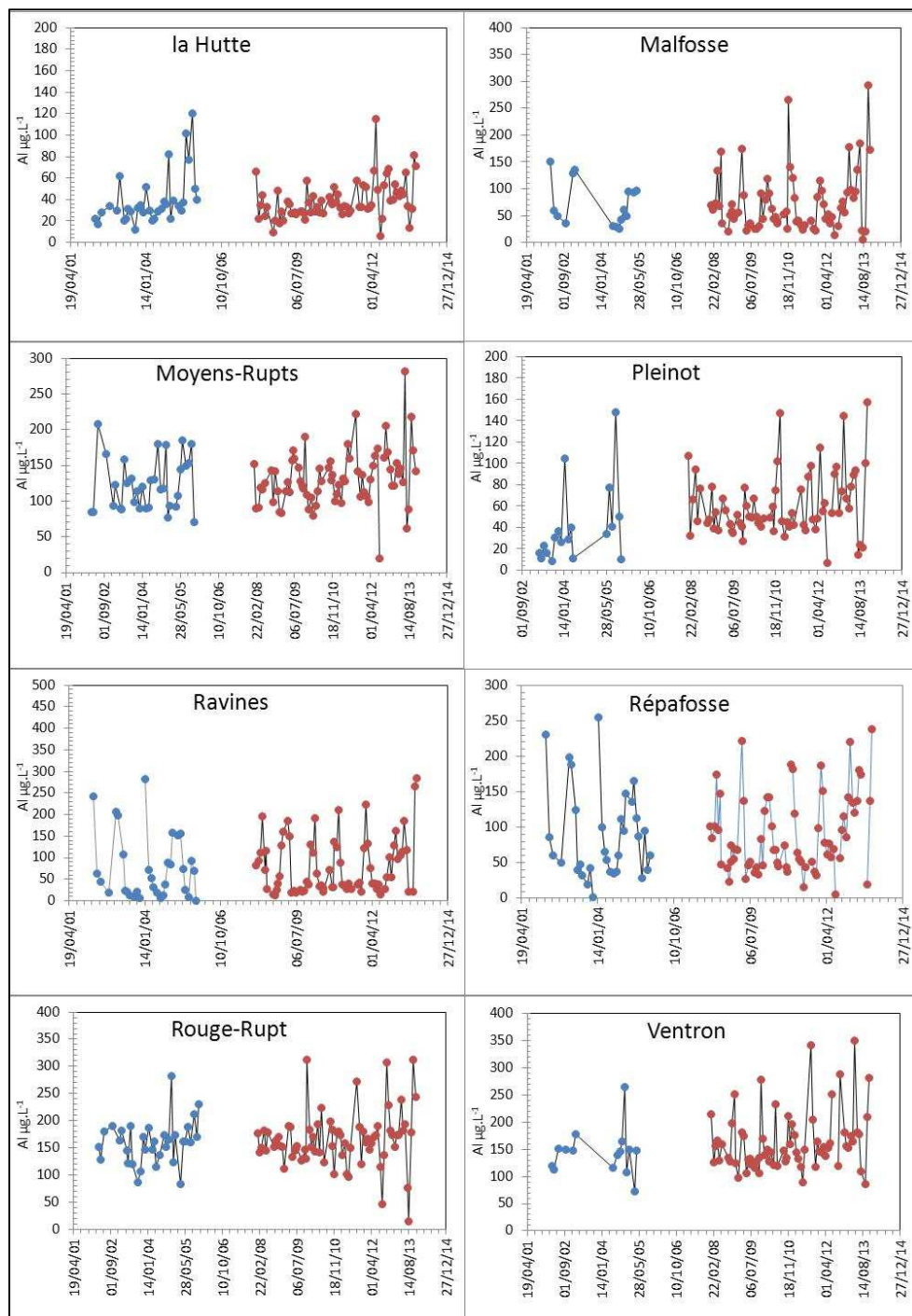


Figure 11 suite

Si l'on considère la figure 11, nous remarquons que seul le ruisseau de Courbeligne, montre une décroissance marquée des concentrations en aluminium. Cependant dans ce ruisseau, les valeurs des concentrations demeurent à un niveau élevé (400 à 500 µg/L).



Dans les autres cours d'eau, les concentrations montrent des variations importantes dans le temps qui traduisent l'existence de pics d'aluminium. Il est classiquement admis, que la valeur de 200µg/L en aluminium total représente un seuil de toxicité pour un grand nombre d'organismes aquatiques. Cette valeur seuil est encore fréquemment atteinte périodiquement dans un grand nombre de ruisseaux ce qui peut se traduire par des situations de toxicité aiguë. Ces pics d'aluminium résultent d'épisodes de baisse du pH comme l'illustre la figure 12.

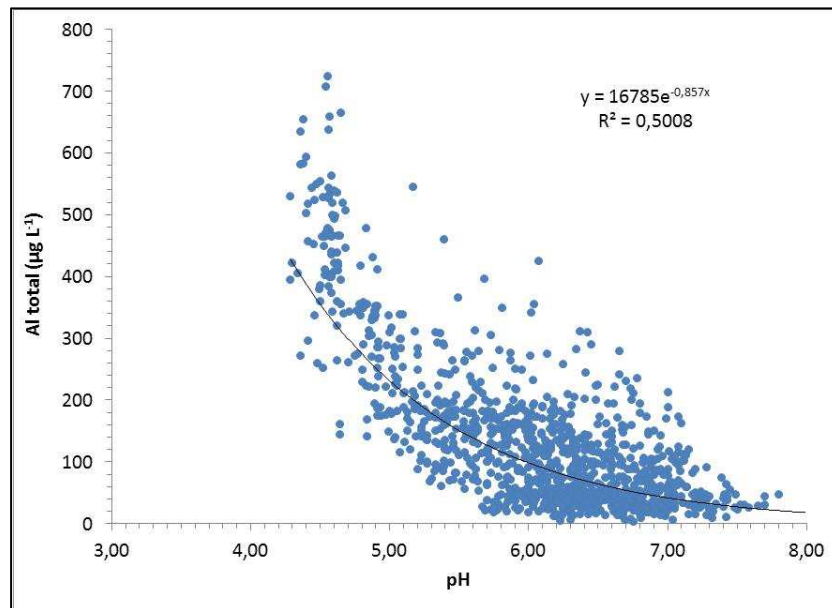


Figure 12 : relation entre concentration en aluminium et pH de l'eau.

#### III.4.9. Autres éléments physico-chimiques : Cl, Na et K

L'analyse des autres paramètres (chlorures, sodium, potassium) n'apporte pas d'informations supplémentaires. Pour autant, la mesure de ces paramètres est nécessaire puisqu'elle permet de vérifier la cohérence et la justesse des autres analyses notamment en terme de balance ionique.

Deux faits intéressants méritent toutefois d'être soulignés. D'une part, les concentrations en chlorures qui peuvent être importantes périodiquement dans le ruisseau du Bihet (figure 13) et d'autre part les diminutions significatives en Cl et Na dans le ruisseau de Courbeligne, du Cellet et des Bas-Rupts.

Les pics de concentrations (>12 mg/L) observés dans le Bihet notamment de fin 2008 à fin 2009, résultent de l'épandage de fondants routiers (sel de déneigement). Les concentrations ont fortement diminuées au cours des dernières certainement en réponse à des changements de pratiques.

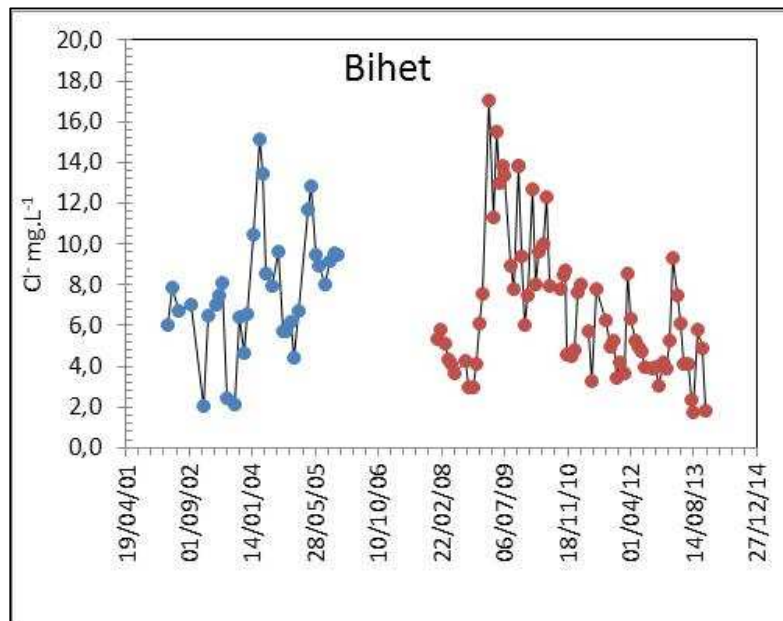


Figure 13 : Evolution temporelle des concentrations en Cl dans le Bihet

La baisse régulière et significative des chlorures dans les 3 cours d'eau (figure 14) est surprenante et en l'état de nos connaissances difficilement interprétable et ce d'autant plus que ces tendances n'existent pas en ce qui concerne le sodium, élément habituellement conjugué aux chlorures. Une attention particulière, mériterait d'être portée à cet élément dans le futur.

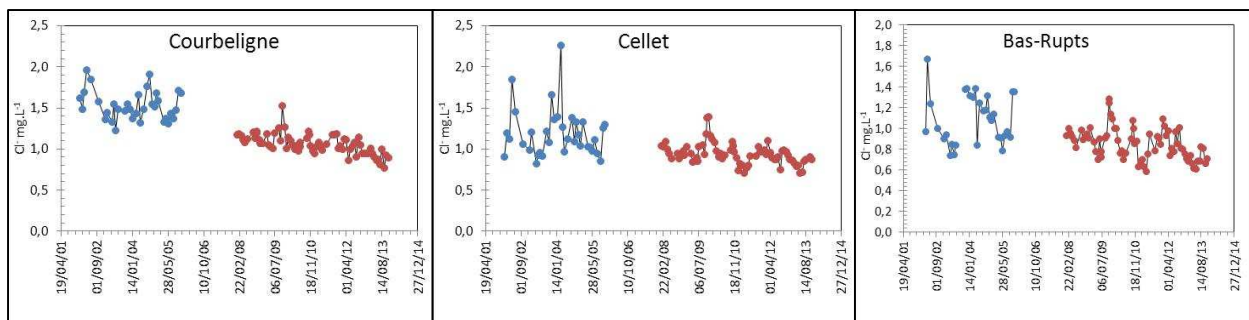


Figure 14 : Evolution temporelle des concentrations en Cl dans les ruisseaux de Courbeligne, Cellet et Bas-Rupts

### III.5. Synthèse de l'action 1

L'acquisition de données mensuelles sur la durée et sans interruption permet désormais de réaliser des analyses de tendances. Plusieurs faits nouveaux se dégagent ainsi :

- ▶ les cours d'eau ne s'acidifient plus et certains d'entre eux ont même amorcé une **amélioration des paramètres d'acidification** à savoir pH et alcalinité. Cette restauration est cependant de faible amplitude et les cours d'eau demeurent acides ou subissent des stressés périodiques d'acidité qui s'accompagnent d'une augmentation des concentrations en aluminium.
- ▶ en réponse à la diminution des dépôts atmosphériques acides, une **déminéralisation significative** des eaux d'une majorité de ruisseaux est désormais évidente, ce qui représente une nouvelle altération inquiétante. Cette déminéralisation se traduit par une diminution marquée d'éléments minéraux biologiquement importants tels que le calcium et le magnésium. Les concentrations de ces deux éléments atteignent dans certains cours d'eau des valeurs très critiques.
- ▶ une diminution marquée et significative des concentrations en nitrates est également observée. L'azote est un nutriment essentiel au développement de la biodiversité et par conséquent au fonctionnement écologique des cours. Les cours d'eau affectés subissent donc également un processus **hyper-oligotrophisation**, c'est-à-dire un appauvrissement marqué en éléments nutritifs. Ce phénomène a déjà été observé dans des lacs scandinaves au début des années 90 (Olsson & Pettersson, 1993).

## IV. Action 2 : Evaluation de la toxicité des eaux

### IV.1. Introduction

Les eaux acidifiées sont toxiques pour de nombreux organismes aquatiques et notamment pour certaines espèces d'invertébrés acido-sensibles. Si les communautés d'invertébrés répondent bien à l'acidification des eaux de surface, elles représentent toutefois de piètres indicateurs d'amélioration de la qualité des eaux dans le cas d'une restauration spontanée des écosystèmes.

En effet, les cours d'eau étant acidifiés depuis leur source, il n'existe pas de possibilités de recolonisation par dérive à partir de l'amont, comme cela est classiquement le cas pour des pollutions ponctuelles dans le temps et dans l'espace. Par ailleurs, les possibilités de recolonisation par l'aval ou à partir d'autres cours d'eau sont très faibles, de nombreuses espèces d'invertébrés ayant des capacités de dispersion latérale faibles. De plus, l'existence de réservoirs d'espèces à partir desquels une recolonisation par dispersion serait possible, sont souvent absents ou très éloignés (autres types de pollution à l'aval, changement de typologie) des zones à recoloniser. De fait, en cas de restauration spontanée de la qualité physico-chimique, la recolonisation par les invertébrés sera très longue (certainement plusieurs décennies).

Afin d'évaluer la toxicité des eaux, il est possible d'avoir recours à d'autres méthodes d'évaluation biologiques, en particulier grâce à l'utilisation de variables biologiques que l'on appelle des biomarqueurs. Dans le cas de l'évaluation de l'état d'acidification et de son évolution, il a été démontré qu'il est possible d'utiliser de telles variables. En effet, la toxicité des eaux acides induit des dysfonctionnements physiologiques qui peuvent entraîner la disparition d'organismes. Le dysfonctionnement le mieux connu concerne la perte d'ions extracellulaires, c'est-à-dire la diminution des concentrations en ions dans l'hémolymphe (= le sang chez les invertébrés). Ce dysfonctionnement qui concerne la fonction de régulation ionique, peuvent être aisément révélés en effectuant des prises d'hémolymphe et en mesurant les concentrations en sodium (= natrémie) et en chlorures (= chlorémie) chez des organismes préalablement exposés dans les cours d'eau. La mesure de ces paramètres hémolympatiques (=sanguins) permet donc d'évaluer l'état de santé des organismes et de révéler la toxicité des eaux. Des travaux

antérieurs (Felten et Guérol, 2004 ; 2006 ; Felten et al., 2006<sup>4</sup>) réalisés dans les Vosges, ont montré qu'il existait une relation étroite entre le niveau d'acidification, la natrémie et la chlorémie ; la réponse étant fonction de l'intensité de l'acidification.

## IV.2. Protocole d'étude

Une campagne d'exposition a été réalisée en juin 2013 dans les 13 cours d'eau, 7 ruisseaux drainant des granites et 6 des grès. L'organisme exposé est l'espèce acido-sensible *Gammarus fossarum*, un petit crustacé (Gammare) largement représenté tout au long de l'année dans les ruisseaux vosgiens non acidifiés. L'espèce a été prélevée dans deux cours d'eau non acide de référence (le ruisseau de La Maix<sup>3</sup> pour les grès, l'Ognon pour les granite) puis transférée et exposée dans les 13 ruisseaux à l'aide de dispositifs prévus à cet effet (fig 15).

Pour chaque cours d'eau et après 48h d'exposition, la mortalité a été évaluée et des échantillons d'hémolymphe ont été prélevés sur 5 individus, puis dilués, centrifugés et les concentrations en sodium (Na<sup>+</sup>) et chlorures (Cl<sup>-</sup>) mesurées par dosage.

Figure 15 : de gauche à droite : *Gammarus fossarum* : organisme exposé, dispositif d'exposition, prélèvement *in situ* d'hémolymphe.



<sup>4</sup> FELTEN V., GUÉROLD F., 2006. Short-term physiological responses to a severe acid stress in three macroinvertebrate species: A comparative study. *Chemosphere*, 63 (9): 1427-1435.

FELTEN V., BAUDOIN J.-M., GUÉROLD F., 2006. Physiological recovery from episodic acid stress does not mean population recovery of *Gammarus fossarum*. *Chemosphere*, 65 (6): 988-998.

FELTEN V., GUÉROLD F. 2004. Hemolymph [Na<sup>+</sup>] and [Cl<sup>-</sup>] loss in *Gammarus fossarum* exposed *in situ* to a wide range of acidic streams. *Disease of Aquatic Organisms*. 61 : 113-121

## IV.3. Résultats

### IV.3.1. Physico-chimie des cours d'eau durant l'exposition

Durant l'exposition des organismes, les cours ne présentaient pas de stress physico-chimique particulier (période d'étiage) et la qualité de l'eau était plutôt optimum pour leur statut (tableau 2). Ainsi aucun cours d'eau sur granite ne présentait un pH <5.0 et seul le Cellet affichait une concentration en aluminium total > 300 µg/L. En ce qui concerne les grès, seuls le ruisseau de Courbeligne et la Basse des escaliers présentaient des valeurs de pH <5.0 et des concentrations en Al total > 300µg/L.

Tableau 2 : Caractéristique physico-chimiques des cours d'eau durant l'exposition des organismes

| Station              | pH   | Cond(25) | ANC   | Cl    | NO3  | SO4   | Ca    | Mg    | Na    | K     | Al   |
|----------------------|------|----------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
|                      | labo | µS/cm    | µeq/L | mg /l | mg/l | mg /l | mg /l | mg /l | mg /l | mg /l | µg/L |
| la Maix 3            | 7,6  | 73,5     | 456   | 1,45  | 2,54 | 5,02  | 6,53  | 2,78  | 0,88  | 1,52  | 37   |
| La Maix              | 7,1  | 43,0     | 190   | 1,40  | 2,37 | 4,03  | 3,21  | 1,47  | 0,74  | 1,24  | 95   |
| Ravines              | 5,7  | 32,0     | 9     | 1,50  | 2,03 | 6,48  | 1,63  | 0,63  | 1,02  | 1,24  | 119  |
| Répafosse            | 5,4  | 31,0     | 3     | 1,58  | 1,22 | 6,39  | 1,42  | 0,67  | 1,04  | 1,12  | 175  |
| Basse des Escaliers. | 4,7  | 22,0     | -17   | 0,87  | 1,01 | 3,81  | 0,80  | 0,27  | 0,48  | 0,43  | 490  |
| courbe ligne         | 4,6  | 28,5     | -24   | 0,91  | 2,39 | 4,12  | 0,68  | 0,27  | 0,54  | 0,71  | 436  |
| Oignon               | 7,5  | 72,5     | 360   | 6,35  | 1,10 | 2,53  | 7,43  | 0,88  | 4,55  | 0,29  | 32   |
| Haut-Rupts           | 6,7  | 23,0     | 101   | 1,17  | 0,36 | 1,05  | 1,68  | 0,80  | 1,34  | 0,35  | 219  |
| Grands-Clos          | 6,4  | 16,5     | 39    | 0,74  | 0,73 | 2,29  | 0,70  | 0,31  | 1,17  | 0,19  | 74   |
| Moyens-Rupts         | 6,3  | 16,0     | 51    | 0,66  | 0,32 | 1,22  | 1,07  | 0,49  | 1,06  | 0,16  | 282  |
| Rouge-Rupt           | 6    | 11,5     | 24    | 0,68  | 0,06 | 1,41  | 0,38  | 0,16  | 1,15  | 0,08  | 194  |
| Bas-Rupts            | 5,9  | 12,8     | 21    | 0,74  | 0,27 | 1,42  | 0,65  | 0,32  | 0,88  | 0,13  | 277  |
| Cellet               | 5    | 13,0     | -5    | 0,77  | 0,30 | 1,77  | 0,27  | 0,11  | 0,85  | 0,18  | 338  |

### IV.3.2. Mortalité

La figure 16 montre le % de survie des organismes exposés dans les différents cours d'eau. Dans les cours d'eau drainant des granites, seul le plus acide (le Cellet) montre une mortalité plus importante et significative par rapport au cours d'eau témoin (le Rognon). Par contre, dans les ruisseaux sur grès la mortalité est significativement plus élevée dans Ravines, la Basse des escaliers et dans le ruisseau de Courbeligne comparé au témoin (La Maix3). Dans le ruisseau de Courbeligne, la mortalité atteint 100%, ce qui démontre la forte toxicité des eaux de ce ruisseau.

### IV.3.3. Chlorémie et Natrémie

Les valeurs de chlorémie et natrémie dans l'hémolymphe des gammarés exposés durant 48h sont présentées dans la figure 17.

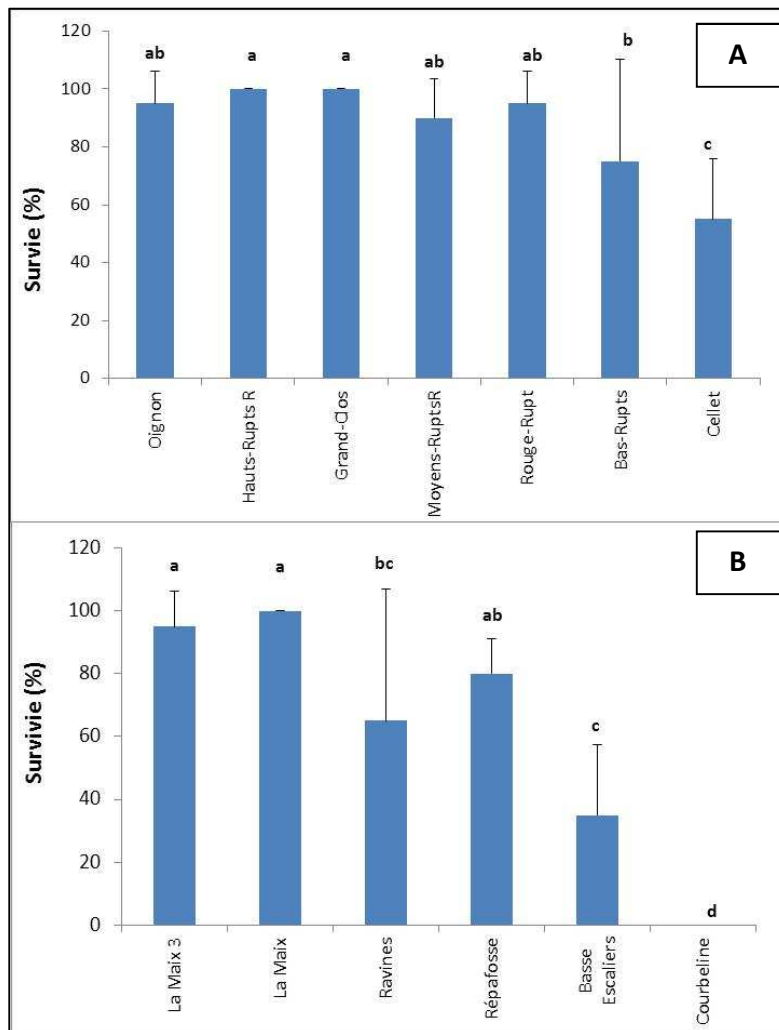


Figure 16 : Pourcentage de survie de *Gammarus fossarum* après 48h d'exposition dans les cours d'eau drainant A) du granite B) du grès

En ce qui concerne les cours d'eau sur granite, une toxicité significative par rapport au cours d'eau témoin (Oignon) s'exprime dans le ruisseau du Cellet, par une baisse marquée des concentrations en chlorures et en sodium de l'hémolymphe des organismes exposés.

Par contre dans les ruisseaux drainant des grès, on observe une toxicité significative dans la Basse des Escaliers et dans Ravines en plus de la mortalité totale relevée dans le ruisseau de Courbeligne. Notons que le ruisseau de la Basse des Escaliers draine un bassin versant qui a été amendé en 2003, mais dont les effets de l'amendement ne se sont pas encore manifestés.

Une exposition prolongée c'est-à-dire une exposition à moyen terme aurait certainement permis de mieux discriminer les cours d'eau en amplifiant la réponse des

organismes dans le temps. Par ailleurs, il très probable que l'exposition d'organismes durant une période de stress acide aurait été plus sévère en terme de réponse physiologique.

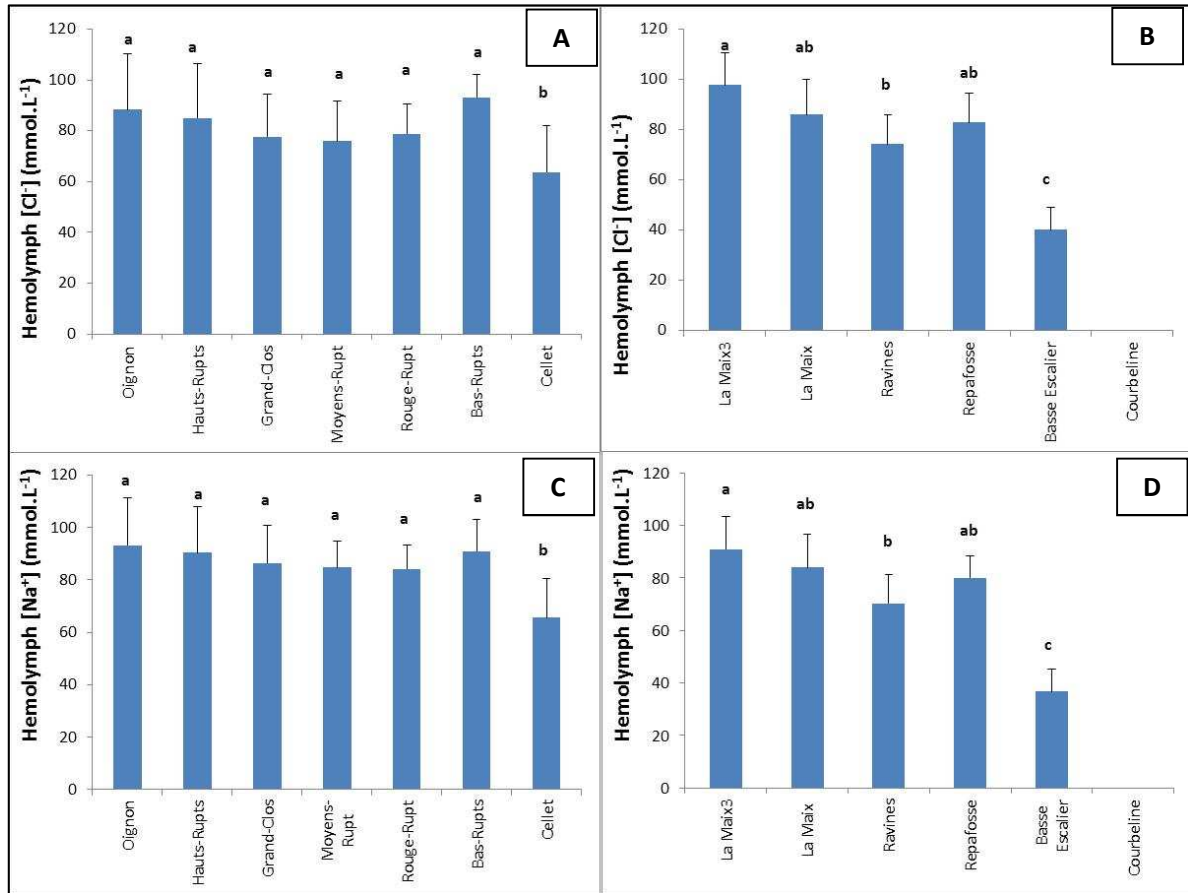


Figure 17 :Chlorémie (A & B) et Natrémie (B & C) après 48h d'exposition dans les cours d'eau sur granite (A & C) et sur grès (B & D). Des lettres différentes indiquent des différences significatives (ANOVA,  $p < 0.05$ )



## V. Action 3 : Evaluer l'effet des amendements sur la qualité des litières de hêtre et leur dégradabilité dans les cours d'eau

### V.1. La décomposition des litières, un processus majeur

La décomposition de la matière organique allochtone (litières) est un processus majeur dans les écosystèmes aquatiques forestiers de tête de bassin versant (Fisher et Likens 1972, Minshall 1966). En effet, dans ces systèmes, la production primaire est faible en raison de la faible intensité lumineuse (milieu forestier) et d'une eau très pauvre en nutriments (notamment azote (N) et phosphore (P)). La matière organique allochtone c'est-à-dire la matière organique particulaire provenant de la végétation rivulaire, représente donc la principale source d'énergie pour le système. L'apport allochtone s'effectue en grande partie au travers des entrées de litière de feuilles.

Cette dépendance vis-à-vis de la matière allochtone implique un écosystème dominé par les organismes décomposeurs et les organismes détritivores capables de consommer cette ressource (Vannote et al., 1980). Ces organismes se répartissent en deux grands groupes, les décomposeurs, au premier rang desquels interviennent les champignons appartenant au groupe des hyphomycètes aquatiques, et les invertébrés déchetiers qui en consommant les feuilles les fragmentent.

Les invertébrés déchetiers sont représentés dans les ruisseaux forestiers par des gammarus (*Gammarus fossarum* par exemple), des trichoptères, des plécoptères et des diptères.

Les hyphomycètes aquatiques sont les formes aquatiques des ascomycètes et basidiomycètes (Bärlocher 2009). Les spores présentes dans l'eau colonisent rapidement la litière dès son entrée dans le milieu aquatique. Ils sont impliqués dans la dégradation de la litière de deux façons différentes.

D'une part, les hyphomycètes consomment directement la litière, dont ils dégradent les composés grâce à des enzymes extracellulaires. Ils contribuent à la perte de masse de la litière en utilisant la matière organique absorbée pour la croissance, la production de spores, la production d'enzymes extracellulaires (carbone organique dissous) et la respiration (Krauss et al. 2011, Gessner et Chauvet 1994).

D'autre part, les hyphomycètes aquatiques présents sur la litière augmentent considérablement son appétence pour les invertébrés déchetiers. En effet, ils sont capables d'utiliser des sources de nutriments autres que la litière, la feuille ainsi conditionnée par ces micro-organismes est alors enrichie en nutriments. De plus, ce conditionnement rend également la matière organique plus facilement assimilable (Graça et al. 1993).

La cinétique de décomposition des litières dépend principalement de l'essence des feuilles. Les essences peuvent être classifiées par leur vitesse de décomposition

(Bärlocher, 2005, Petersen et Cummins 1974). Bien que beaucoup d'études se soient intéressées aux différences de décomposition entre espèces, celles portées sur la variabilité intraspécifique sont plus rares (Lecerf et Chauvet 2008).

De nombreux facteurs internes à la feuille peuvent expliquer les différences de décomposition : la composition en éléments minéraux surtout N et P (Enriquez et al., 1993), l'épaisseur, la déchirabilité, la composition en composés structuraux (lignine et cellulose) (Graça et Zimmer, 2005). Par exemple, Hladyz et al. (2009) qui ont mesuré la décomposition sur un grand nombre d'espèces différentes, montrent que les facteurs expliquant le mieux la décomposition sont les ratios lignine/N, lignine/P et C/N. De la même façon, Lecerf et Chauvet (2008) ont montré que pour une même espèce (aulne) mais collectée le long d'un gradient latitudinal et donc d'origine différente, le phosphore et la lignine représentent les principaux prédictors de la décomposition.

Dans les écosystèmes aquatiques, l'acidification entraîne une perte de diversité et d'abondance des macro-invertébrés benthiques, ainsi que des remplacements d'espèces sensibles à l'acidité (Guérol et al., 2000, Tixier, 2004). L'augmentation de la concentration en aluminium dans l'eau provoquée par l'acidification, a pour conséquence une diminution de la diversité des hyphomycètes aquatiques (Baudoin et al. 2007) et un ralentissement de la décomposition (Dangles et al. 2004, Cornut et al. 2012 ; Clivot et al. 2013). A titre d'illustration, la figure 18 montre l'effet de l'acidification sur la décomposition de litières.



*Figure 18 : Litières d'aulne après 83j d'immersion dans un cours d'eau non acide à gauche et acidifié à droite*

## V.2. Objectif de cette action.

Pour lutter contre les problèmes d'acidification des sols et des eaux de surface et en particulier pour rétablir l'état de santé des peuplements forestiers, des amendements calco-magnésiens ont été réalisés à grande échelle depuis 2003.

De nombreuses études ont cherché à déterminer si les amendements avaient un impact direct, c'est à dire au travers d'une modification de la chimie de l'eau des ruisseaux, sur la décomposition de la matière organique, et ce, en utilisant la même litière dans différents ruisseaux amendés ou non (Baudoin, 2007 ; Merrix et al. 2006).

Les impacts que peuvent avoir les amendements sur la décomposition de la litière par l'intermédiaire de modification de la qualité chimique ou physique des feuilles sénescentes sont inconnus. L'hypothèse que nous formulons est que l'amendement entraîne une augmentation de la teneur en éléments minéraux dans les feuilles mortes. Cette amélioration de la qualité en nutriments est donc susceptible de permettre une décomposition plus rapide de la litière.

Dans cette étude, les litières que nous avons utilisé proviennent de différents sites, amendés ou non. Tous ces types de litière ont été incubés dans le même ruisseau, le ruisseau de la Maix. L'objectif de cette étude est de déterminer si les amendements peuvent avoir un impact indirect sur le fonctionnement de l'écosystème aquatique via une modification de la qualité de la litière et une augmentation de la vitesse de décomposition.

## V.3. Matériels et méthodes.

### V.3.1. Sélection des litières

Pour cette étude, des feuilles de hêtre (*Fagus sylvatica*) ont été utilisées. Le hêtre a été choisi car c'est l'espèce dominante sur les sites amendés des Vosges. De plus, cette espèce a été beaucoup étudiée, les données sur la composition de sa litière et les valeurs de vitesse de décomposition sont nombreuses dans la littérature. Les feuilles utilisées sont des feuilles ayant été récoltées à l'automne 2012. Pour cela, les feuilles sont collectées grâce à un filet placé dans le sous-bois afin de récupérer les feuilles tombant naturellement lors de l'abscision. De cette façon, les feuilles n'entrent pas en contact avec le sol et le processus de décomposition ne commence pas avant le début de l'expérience. Au laboratoire, la litière ainsi récoltée a été séchée à l'air et triée afin d'éliminer les feuilles déjà détériorées.

Les litières utilisées proviennent de dix sites différents dans les Vosges et en Moselle. Cinq de ces dix sites sont des sites acides ayant reçu un amendement calco-magnésien entre 1991 et 2011, trois sont des sites acides non amendés, deux sont des sites calcaires de Moselle, ils ne peuvent pas être comparés aux sites calcaires mais

permettent d'étendre le gradient de qualité. Les informations sur les sites d'origine sont présentées dans le tableau 3. Cette diversité a pour but d'obtenir un gradient de composition en éléments chimiques (Ca, Mg mais aussi N et P) dans les feuilles mortes.

Tableau 3 : Localisation des sites où ont été récoltées les litières

| Nom du site                                   | substrat | Amendement     |
|---|----------|----------------|
| Bassin versant des Echarges (88)              | granite  | Non amendé     |
| Bassin versant du Longfoigneux (88)           | granite  | Amendé en 2003 |
| Bassin versant de Gentil Sapin (88)           | grès     | Non amendé     |
| Bassin versant de la Basse des escaliers (88) | grès     | Amendé en 2003 |
| Forêt de Humont 1 (88)                        | grès     | Amendé en 2008 |
| Forêt de Humont 2 (88)                        | grès     | Amendé en 1991 |
| Forêt de Humont 3 (88)                        | grès     | Non amendé     |
| Forêt de Xertigny (88)                        | grès     | Amendé en 2011 |
| Forêt Marieulles (57)                         | calcaire | Non amendé     |
| Forêt Vezon (57)                              | calcaire | Non amendé     |

### V.3.2. Caractérisation des litières

Pour chaque site d'origine de la litière, afin de caractériser les feuilles, les concentrations en Ca, Mg, Al, C, N, P, lignine et cellulose ont été déterminées ainsi que la LMA (leaf mass area, masse surfacique) et la pénétrabilité.

*Eléments minéraux*: Les analyses pour les concentrations en calcium, magnésium et aluminium dans les feuilles ont été réalisées par le SARM (Nancy). Le taux de carbone et d'azote est déterminé avec un analyseur élémentaire CHN (NA 2100 Protein, ThermoQuest CE Instruments, Milano, Italy). Le phosphore est déterminé après l'oxydation au persulfate de sodium en condition alcaline puis par dosage colorimétrique au molybdate d'ammonium (AFNOR, 1990).

*Lignine et cellulose* ont été approximées par gravimétrie (Gessner, 2005). Cette méthode consiste en une succession d'attaques visant à éliminer les composés de la feuille par étapes. Durant l'analyse, les échantillons sont maintenus dans des creusets poreux, de cette façon, les fibres sont maintenues dans le creuset alors que les autres

composés passent à travers la porosité et sont éliminés. L'analyse comporte les étapes suivantes :

1) Attaque à l'acide et au détergent (20mL de Cetyltriméthylammonium bromide à 20 g.L<sup>-1</sup> dans de l'acide sulfurique à 0,5 M et 0,4mL de Decahydronaphtalène), cette étape permet d'éliminer tous les composés non fibreux (oligosaccharides, polyphénols).

2) Attaque à l'acide fort concentré (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> à 72%), cette étape a pour but d'éliminer la cellulose et de ne laisser dans les creusets que la lignine.

3) Combustion complète de la matière organique par passage au four à moufle (chauffage à 500°C pendant 6 heures), afin de déterminer la masse de matière minérale restant dans l'échantillon.

Après chacune de ces étapes, l'échantillon est séché puis pesé, permettant de déterminer la masse de fibres au détergent et à l'acide (FDA), la cellulose au détergent et à l'acide (CDA) et la lignine au détergent et à l'acide (LDA).

*La Leaf Mass Area* (LMA ou masse surfacique) : pour chaque origine de feuille, 4 lots de 10 feuilles prises au hasard sont séchées à l'étuve puis pesées. Les feuilles sont ensuite ré-humidifiées pour les assouplir et les aplatir sans les briser sous une plaque en verre. Chaque lot de feuilles ainsi mis à plat est photographié. La surface totale du lot de 10 feuilles est déterminée à partir de l'image en utilisant le logiciel ImageJ. La LMA est le rapport entre la masse et la surface mesurée :

$$LMA = \frac{Masse_{feuille}}{Surface_{feuille}}$$

*La pénétrabilité* est mesurée comme décrit dans Graça et Zimmer (Graça et Zimmer, 2005) par la méthode du pénétromètre. La méthode consiste à appliquer un poinçon sur la feuille en évitant les nervures primaires et secondaires. On augmente progressivement la pression sur le poinçon en ajoutant de l'eau dans un récipient reposant dessus. La valeur mesurée est la masse totale (poinçon + récipient + eau), convertie en une force nécessaire pour que le poinçon traverse la feuille. Deux mesures sont réalisées par feuille, trois lorsque les deux premières mesures ont une différence supérieure à ½. Dix feuilles ont été utilisées pour les sites « Echarges » et « Gentil Sapin », cinq pour les autres sites.

### V.3.3. Etude in situ de la décomposition

#### *Site de l'étude*

L'étude est située dans les Vosges, sur le ruisseau « La Maix » à 4900 m de la source, à une altitude de 400 m. Ce site a déjà été utilisé pour d'autres études (Baudoin 2007), ses caractéristiques sont donc bien connues. Il s'agit d'un cours d'eau d'ordre 2 drainant un bassin versant constitué de grès vosgien. Des analyses chimiques de l'eau sont réalisées lors de la mise en place du dispositif expérimental et à chaque date de prélèvement (tableau 4).

La température de l'eau est mesurée tout au long de l'expérience grâce à des enregistreurs automatiques. La végétation au niveau du site est constituée principalement de *Abies alba* et *Fagus sylvatica*, la fin de la portion du cours d'eau utilisée est bordée de prairie.

Tableau 4 : Caractéristiques chimiques de l'eau prélevée au niveau du site de l'étude. Toutes ses caractéristiques ont été mesurées au laboratoire (y compris pH et conductivité déterminé à 25°C)

|                             | moyenne | écart-type |
|-----------------------------|---------|------------|
| <b>pH</b>                   | 7.55    | 0.12       |
| <b>Conductivité</b> (µS/cm) | 79.2    | 6.2        |
| <b>ANC</b> (µeq/L)          | 497.8   | 60.1       |
| <b>Cl</b> (mg/L)            | 1.52    | 0.11       |
| <b>NO3</b> (mg/L)           | 2.44    | 0.16       |
| <b>SO4</b> (mg/L)           | 5.52    | 0.43       |
| <b>Ca</b> (mg/L)            | 6.34    | 0.80       |
| <b>Mg</b> (mg/L)            | 3.37    | 0.29       |
| <b>Na</b> (mg/L)            | 0.95    | 0.05       |
| <b>K</b> (mg/L)             | 1.38    | 0.08       |
| <b>Al</b> (µg/L)            | 55.5    | 26.9       |

### Dispositif expérimental

Le design expérimental est schématisé dans le tableau 5. Des lots de 3,5 g ( $\pm$  0,005g) de litière séchée à l'air ont été utilisés pour remplir chacun des 400 sacs à litière confectionnés. Les deux types de sacs utilisés se différencient par la taille de l'espace entre les mailles. Les sacs « grosses mailles » (GM) ont un vide de maille de 5mm, ce qui permet aux macroinvertébrés d'accéder à la litière. Les sacs « fines mailles » ont un espace entre les mailles de 0,5 mm afin d'exclure les invertébrés décheteteurs sans perturber la colonisation par les hyphomycètes aquatiques (figure 19).

Tableau 5 : design expérimental utilisé pour l'étude in situ de la décomposition

| 10 origines                     | x | 2 types de mailles   | x 20 blocs (chaines)                          |                 |
|---------------------------------|---|--|---|-----------------|
|                                 |   |  | ( 5 dates                                     | x 4 réplicats ) |
| Origines listées dans tableau 1 |   | Grosses mailles (200 sacs au total) et Fines mailles (200 sacs au total) | Prélèvements de 4 chaines à chaque date : t = |                 |
|                                 |   |  | 21 j  |                 |
|                                 |   |  | 44 j  |                 |
|                                 |   |  | 70 j  |                 |
|                                 |   |  | 99 j  |                 |
| 128 j                           |   |  |   |                 |



Les sacs ont été mis en place le 11/02/2013 et prélevés à cinq dates, pour une durée totale de 128 jours d'immersion dans la rivière. Les sacs sont fixés au fond du cours d'eau à l'aide de chaînes. Sur chaque chaîne sont positionnés un sac GM et un FM pour chaque origine, soit 20 sacs par chaîne. A chaque date, quatre chaînes sont relevées, ce qui fait quatre répétitions pour chaque type de maille. Au total, 400 sacs ont été utilisés, 200 GM et 200 FM.



Figure 19 : sacs à litière fines mailles (FM, à gauche) et grosses mailles (GM, à droite)

A chaque date de prélèvement, 4 chaînes choisies aléatoirement le long du site utilisé sont prélevées. Chaque sac GM est récupéré individuellement, en prenant garde à conserver tous les macro-invertébrés avec le sac à litière. Les sacs GM et FM sont conservés au frais dans l'eau du ruisseau jusqu'au moment où ils seront traités. Le traitement est réalisé le plus rapidement possible après le prélèvement afin d'éviter une dégradation des échantillons après leur prélèvement.

Les sacs à litière sont ouverts au laboratoire. Les feuilles restantes dans les sacs sont nettoyées dans l'eau du ruisseau pour éliminer la matière organique particulaire et le sable déposé sur les feuilles.

#### *Mesure de la perte de masse*

Une fois nettoyées, les litières sont séchées à l'étuve à 65°C jusqu'à masse constante puis pesée à 0,1mg près. La masse sèche sans cendre (ash free dry mass – AFDM) est déterminée en passant au four à moufle un échantillon de la litière après séchage et broyage grossier. Le four à moufle permet une combustion complète de la matière organique, il est alors possible de calculer le pourcentage de cendres dans l'échantillon et l'AFDM. Cette mesure a l'avantage de limiter la variabilité due au sable resté fixé sur les feuilles. Pour la litière ayant été contenue dans les FM, la masse sèche des disques prélevé est estimée à partir de celle de deux lots de disques ayant été lyophilisés sur les quatres.

Le taux de décomposition  $k$  est calculé en ajustant un modèle exponentiel  $M_t = M_0 e^{-kt}$  sur les valeurs de perte de masse (Bärlocher, 2005).

## V.4. Résultats

### V.4.1. Caractérisation des feuilles

La teneur en calcium et magnésium est plus élevée sur les sites amendés que sur leurs témoins (tableau 6). Les plus fortes concentrations de ces deux éléments sont logiquement observées dans les feuilles provenant des sites calcaires (Vezon et Marieulles) suivis de près par le site amendé sur substrat granitique Longfoigneux. Pour le Mg, aucune différence significative n'a été observée entre ce site et les sites calcaires, par contre, le Ca y est significativement inférieur, mais supérieur à tous les autres sites. Le site de la forêt de Humont amendé en 1991 est plus riche en Ca que celui amendé en 2008. Le site amendé en 2011 (Xertigny) est parmi les plus faibles concentrations.

Aucun effet significatif de l'amendement sur la teneur en phosphore n'est observé entre les sites acides ( $P=0,32$ ). Une interaction très significative ( $P = 9.10^{-5}$ , les sites calcaires exclus) entre le facteur amendement et la zone d'origine des feuilles montre l'effet important de la zone d'origine sur l'effet de l'amendement. Les deux sites calcaires fournissent des feuilles beaucoup plus riches en phosphore. Les feuilles provenant du site Vezon sont plus de cinq fois plus riches en P que la moyenne des sites sur roche acide et deux fois plus riche que l'autre site calcaire. Le rapport des éléments C : P, ne permet pas plus de différencier les sites amendés ou non ( $P = 0,31$ ).

La teneur en carbone de la litière provenant de sites amendés est significativement inférieure ( $P = 0,04$ ) à celle des témoins acides non amendés (probablement du fait de l'augmentation du Ca). Les différences de teneur en azote (supérieure pour les sites non amendés) et du ratio C : N (inférieur pour ces mêmes sites) sont presque significatives ( $P = 0,06$  pour ces deux variables).

Ni la nature du substrat ni l'amendement n'a d'effet significatif sur la pénétrabilité, aucune origine ne se différencie des autres. La LMA est inférieure dans deux sites (Longfoigneux et Gentil sapin) mais aucun effet de l'amendement n'est détectable.

Le taux de lignine est affecté par la zone géographique d'origine de la litière ( $P = 7.10^{-5}$ ) mais pas par l'amendement. Le taux de cellulose est identique entre les différentes origines, on ne trouve pas d'effet ni de l'amendement ni de la zone d'origine.

Tableau 6 : Caractérisation des litières. Concentration en éléments minéraux et carbone, résistance à la pénétration, masse surfacique(LMA) et concentration en lignine et en cellulose pour la litière provenant des différents sites. Les rapports C/N et C/P sont exprimés en ratio molaires. Les erreurs standards sont indiquées entre parenthèse. Une même lettrine indique une absence de différence significative ( $\alpha=0,05$ ).

| Origine                    | Amendement  | Mg (%)                         | Ca (%)                        | P (%)                          | C (%)                        | N (%)                          | C/P                          | C/N                          | Résistance (N)              | LMA (g.m <sup>-2</sup> )    | Cellulose (%)                | Lignine (%)                   |
|----------------------------|-------------|--------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Echarges (granite)         | Non amendé  | 0.045 <sup>c</sup><br>(0.004)  | 0.463 <sup>de</sup><br>(0.02) | 0.04 <sup>cd</sup><br>(0.001)  | 50 <sup>ab</sup><br>(0.45)   | 0.88 <sup>ab</sup><br>(0.021)  | 3226 <sup>ab</sup><br>(92)   | 66.4 <sup>ab</sup><br>(1.57) | 2.68 <sup>a</sup><br>(0.21) | 63.3 <sup>a</sup><br>(2.5)  | 26.7 <sup>a</sup><br>(0.4)   | 30.6 <sup>b</sup><br>(0.007)  |
| Long Foigneux (granite)    | Amendé 2003 | 0.134 <sup>a</sup><br>(0.01)   | 1.12 <sup>b</sup><br>(0.03)   | 0.061 <sup>c</sup><br>(0.006)  | 47.1 <sup>cd</sup><br>(0.29) | 0.823 <sup>b</sup><br>(0.007)  | 3865 <sup>a</sup><br>(80)    | 66.8 <sup>ab</sup><br>(0.95) | 1.75 <sup>a</sup><br>(0.07) | 36.1 <sup>c</sup><br>(1.3)  | 30.3 <sup>a</sup><br>(0.005) | 29.7 <sup>b</sup><br>(0.015)  |
| Gentil Sapin (grès)        | Non amendé  | 0.042 <sup>c</sup><br>(0.002)  | 0.53 <sup>d</sup><br>(0.05)   | 0.033 <sup>d</sup><br>(0.001)  | 49.2 <sup>b</sup><br>(0.13)  | 0.887 <sup>ab</sup><br>(0.043) | 2759 <sup>abc</sup><br>(196) | 65 <sup>ab</sup><br>(3.06)   | 2.35 <sup>a</sup><br>(0.34) | 40.7 <sup>bc</sup><br>(1.3) | 28.9 <sup>a</sup><br>(0.021) | 30.2 <sup>b</sup><br>(0.003)  |
| Basse des escaliers (grès) | Amendé 2003 | 0.063 <sup>bc</sup><br>(0.004) | 0.63 <sup>cd</sup><br>(0.03)  | 0.047 <sup>cd</sup><br>(0.004) | 50 <sup>ab</sup><br>(0.16)   | 0.99 <sup>a</sup><br>(0.049)   | 2054 <sup>c</sup><br>(240)   | 59.2 <sup>b</sup><br>(2.74)  | 3.16 <sup>a</sup><br>(0.54) | 53.5 <sup>ab</sup><br>(2)   | 29.4 <sup>a</sup><br>(0.007) | 35.6 <sup>ab</sup><br>(0.013) |
| Humont (grès)              | Amendé 2008 | 0.059 <sup>bc</sup><br>(0.005) | 0.383 <sup>ef</sup><br>(0.05) | 0.035 <sup>d</sup><br>(0.001)  | 50.4 <sup>a</sup><br>(0.25)  | 0.78 <sup>b</sup><br>(0.036)   | 3764 <sup>a</sup><br>(108)   | 75.7 <sup>a</sup><br>(3.4)   | 2.59 <sup>a</sup><br>(0.47) | 59.4 <sup>a</sup><br>(2.6)  | 28.7 <sup>a</sup><br>(0.022) | 36.9 <sup>a</sup><br>(0.006)  |
| Humont (grès)              | Amendé 1991 | 0.083 <sup>b</sup><br>(0.014)  | 0.797 <sup>c</sup><br>(0.05)  | 0.041 <sup>cd</sup><br>(0.005) | 49.8 <sup>ab</sup><br>(0.1)  | 0.81 <sup>b</sup><br>(0.01)    | 3187 <sup>ab</sup><br>(377)  | 71.7 <sup>a</sup><br>(0.92)  | 2.59 <sup>a</sup><br>(0.55) | 59.3 <sup>a</sup><br>(3.8)  | 30.6 <sup>a</sup><br>(0.008) | 35.0 <sup>ab</sup><br>(0.017) |
| Humont (grès)              | Non amendé  | 0.054 <sup>bc</sup><br>(0.003) | 0.23 <sup>e</sup><br>(0.01)   | 0.057 <sup>c</sup><br>(0.004)  | 50.1 <sup>ab</sup><br>(0.21) | 0.893 <sup>ab</sup><br>(0.012) | 2290 <sup>bc</sup><br>(157)  | 65.5 <sup>ab</sup><br>(1.04) | 2.31 <sup>a</sup><br>(0.36) | 61.2 <sup>a</sup><br>(2)    | 29.8 <sup>a</sup><br>(0.004) | 37.4 <sup>a</sup><br>(0.012)  |
| Xertigny (grès)            | Amendé 2011 | 0.048 <sup>c</sup><br>(0.004)  | 0.29 <sup>fg</sup><br>(0.01)  | 0.034 <sup>d</sup><br>(0.001)  | 49.3 <sup>ab</sup><br>(0.32) | 0.817 <sup>b</sup><br>(0.023)  | 3738 <sup>a</sup><br>(45)    | 70.5 <sup>a</sup><br>(1.55)  | 2.81 <sup>a</sup><br>(0.32) | 55.2 <sup>a</sup><br>(5.7)  | 26.5 <sup>a</sup><br>(0.021) | 31.2 <sup>ab</sup><br>(0.009) |
| Marieulles (calcaire)      | Non amendé  | 0.131 <sup>a</sup><br>(0.011)  | 1.837 <sup>a</sup><br>(0.12)  | 0.12 <sup>b</sup><br>(0.015)   | 47.7 <sup>c</sup><br>(0.04)  | 0.78 <sup>b</sup><br>(0.029)   | 1043 <sup>d</sup><br>(132)   | 71.5 <sup>a</sup><br>(2.59)  | 1.7 <sup>a</sup><br>(0.29)  | 62 <sup>a</sup><br>(2.3)    | 24.8 <sup>a</sup><br>(0.004) | 21.9 <sup>c</sup><br>(0.01)   |
| Vezeon (calcaire)          | Non amendé  | 0.149 <sup>a</sup><br>(0.016)  | 1.753 <sup>a</sup><br>(0.05)  | 0.247 <sup>a</sup><br>(0.021)  | 46.3 <sup>d</sup><br>(0.12)  | 0.923 <sup>ab</sup><br>(0.032) | 493 <sup>e</sup><br>(46)     | 58.7 <sup>b</sup><br>(2.16)  | 1.82 <sup>a</sup><br>(0.41) | 58.9 <sup>a</sup><br>(3.3)  | 18.3 <sup>a</sup><br>(0.059) | 29.3 <sup>b</sup><br>(0.025)  |

#### V.4.2. Décomposition des litières

Les taux exponentiels de décomposition des litières dans les sachets grosse maille et fine maille sont présentés par la figure 20.

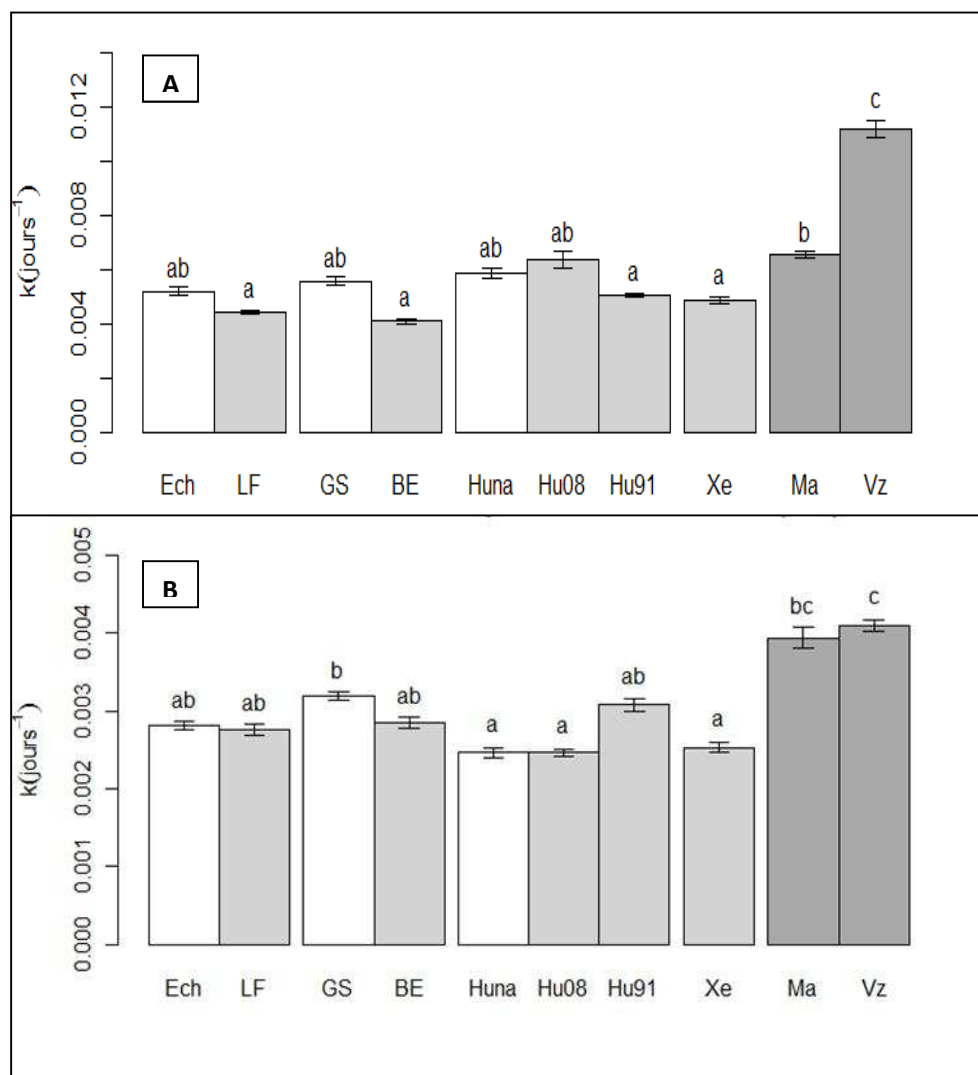


Figure 20 : Taux de décomposition ( $k$ ) des litières dans les sac grosses mailles (a) et fines mailles (b) calculés selon le modèle exponentiel en fonction de l'origine des litière (Ech = Echarges, LF = Longfoigneux, GS = Gentil sapin, BE = Base des escaliers, Hna = Humont 3, Hu08 = Humont 1, Hu91 = Humont 2, Xe = Xertigny, Ma = Marieulles, Vz = Vezon, les caractéristiques des sites sont dans le tableau 1). En blanc : sites non amendés, en gris sombre : sites calcaires. Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance à 95% ( $IC_{95}$ ). Des lettres différentes indiquent une différence significative ( $\alpha=0,05$ ). Les comparaisons multiples sont réalisées avec une ANCOVA suivie de comparaisons de pentes deux à deux (test post hoc de Tukey).

Les litières issues de sites calcaires se décomposent plus rapidement quel que soit le type de maille. La différence entre le site « Vezon » et les sites acides est toujours significative, par contre ces résultats sont plus contrastés pour l'autre site calcaire dont la cinétique de décomposition n'est pas toujours différente de certains sites acides.

La vitesse de décomposition des feuilles issues des sites amendés est légèrement plus faible que celle des sites non amendés, mais cette différence n'est significative ni en FM ( $P = 0,24$ ) ni en GM ( $P = 0,06$ ) toutefois, dans ce dernier cas les valeurs sont proches du seuil choisi de la significativité ( $\alpha = 0,05$ ).

Il apparaît donc clairement qu'une amélioration de la qualité des litières en Ca et Mg n'améliore pas la décomposition des feuilles.

## VI. Synthèse et perspectives

Les émissions dans l'atmosphère de polluants acides et par voie de conséquence, leurs dépôts sur les écosystèmes terrestres ont très fortement diminué au niveau européen depuis plusieurs décennies. Jusqu'à présent, il n'existait aucun signe tendant à montrer une restauration des cours d'eau vosgiens acidifiés. Pour la première fois, nous montrons qu'il existe des tendances significatives à l'augmentation du pH et de l'alcalinité.

Cette amélioration demeure pour l'instant de faible amplitude et les cours d'eau continuent à subir périodiquement des stressés acides qui s'accompagnent d'une augmentation des concentrations en aluminium. Dans ces conditions, les cours d'eau concernés présentent toujours des conditions de toxicité pour des organismes aquatiques.

La déminéralisation sur laquelle nous avons déjà attiré l'attention est désormais manifeste. Elle se traduit par des diminutions marquées des concentrations en calcium et en magnésium dans l'eau, deux éléments biologiquement importants. Les carences dans ces éléments atteignent dans certains cours d'eau des valeurs très critiques.

Il est important de considérer que ces diminutions n'affectent pas que les cours d'eau acidifiés et qu'à terme elles peuvent avoir des effets délétères sur des cours d'eau que l'on peut considérer en bonne santé. La déminéralisation représente donc une nouvelle menace dont nous ne savons pas encore comment elle va évoluer dans le futur. Il apparaît donc important et nécessaire de poursuivre l'acquisition de données sur le long terme afin de comprendre si ces tendances qui traduisent une altération de la qualité de la ressource en eau, persistent.

Dans ce contexte déjà très incertain, une autre inquiétude est en train d'apparaître, à savoir l'oligotrophisation des cours d'eau. En effet, une diminution marquée et significative des concentrations en azote ( $\text{NO}_3^-$ ) est désormais évidente dans certains ruisseaux. L'azote un élément nutritif qui dont dépend la production des écosystèmes. En excès, l'azote peut induire des processus d'eutrophisation qui se traduisent par des développements importants de producteurs primaires (macrophytes et algues unicellulaires par exemple). A l'inverse, l'azote peut être un facteur limitant quand les concentrations atteignent des valeurs très faibles, ce qui semble devenir le cas dans certains cours d'eau. L'évolution de ce processus doit être surveillée dans le futur.

Le recours aux amendements calco-magnésiens représente une solution pour restaurer les carences en Ca et Mg dans les sols et éviter un dépérissement des forêts. Depuis 2003, des surfaces toujours plus importantes ont été amendées avec succès. Les litières produites par arbres dans les secteurs amendés sont plus riches en ces deux éléments minéraux que les litières issues de sites acidifiés. Pour autant, l'amélioration de la qualité des litières ne se traduit pas par une meilleure dégradation des feuilles dans les eaux de surface, hypothèse que nous avons émis.

## Références bibliographiques

- ALEWELL C. 2001. Predicting reversibility of acidification: the European sulphur story. *Water, Air and Soil Pollution*- 130: 1271-1276.
- ANGELI N. 2006. Evolution de la composition chimique des ruisseaux vosgiens : Analyse rétrospective et effet d'un amendement calco-magnésien. Thèse de l'université Henri Poincaré-Nancy. 459p
- BÄRLOCHER F. 2005. Leaf Mass Loss Estimated by Litter Bag Technique ». In : Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (éd.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*: Springer Netherlands : 37-42
- BÄRLOCHER F. 2009. Reproduction and dispersal in aquatic hyphomycetes ». *Mycoscience* 50 : 3-8.
- BAUDOIN JM. 2007. Biodiversité et fonctionnement de cours d'eau forestiers de tête de bassin : effet de l'acidification anthropique et d'une restauration. Thèse de l'Université Paul Verlaine-Metz. 259p
- BAUDOIN J.-M., GUÉROLD F., FELTEN V., CHAUVET E., WAGNER P., ROUSSELLE P., 2008. Elevated aluminium concentration in acidified headwater streams lowers aquatic hyphomycete diversity and impairs leaf-litter breakdown. *Microbial Ecology*, 56 (2): 260-269
- CLAIR T.A., DENNIS I.F., AMIRO P.G. & COSBY B.J., 2004. Past and future chemistry changes in acidified Nova Scotian Atlantic salmon (*Salmo salar*) rivers : A dynamic modelling approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 (10) : 1965-1975
- CLIVOT H., DANGER M., PAGNOUT C., WAGNER P., ROUSSELLE P., POUPIN P., GUÉROLD F. 2013. Impaired Leaf Litter Processing in Acidified Streams ». *Microb. Ecol.* 65 : 1-11
- CORNUT J., CLIVOT H., CHAUVET E., ELGER A., PAGNOUT C., GUÉROLD F., 2012. Effect of acidification on leaf litter decomposition in benthic and hyporheic zones of woodland streams. *Water Research* 46 (19): 6430-6444
- DANGLES O. 2000. Approche du fonctionnement de ruisseaux forestiers soumis à des processus d'acidification : décomposition des litières, rôles des macroinvertébrés benthiques et application vers une gestion conservatoire, Thèse de doctorat de l'Université de Metz, Mention: Sciences de la Vie, spécialité Hydrobiologie. p.198.
- DANGLES O. & GUÉROLD F. 2001. Influence of shredders in mediating breakdown rates of beech leaves in circumneutral and acidic forest streams. *Archiv für Hydrobiologie*- 151(4): 649-666.
- DANGLES O., GESSNER M., GUÉROLD F., CHAUVET E., 2004. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 41 (2): 365-378
- DAVIES J.J.L., JENKINS A., MONTEITH D.T., EVANS C.D. & COOPER D.M., 2005. Trends in surface water chemistry of acidified UK freshwaters, 1988-2002. *Environmental Pollution*, 137 (1) : 27-39
- DILLON P.J., SKJELKVALE B.L., SOMERS K.M. & TORSETH K., 2003a. Coherent responses of sulphate concentration in Norwegian lakes : Relationships with sulphur deposition and climate indices. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7 (4) : 596-608.
- EIMERS M.C. & DILLON P.J., 2002. Climate effects on sulphate flux from forested catchments in south-central Ontario. *Biogeochemistry*, 61 (3) : 337-355
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 2004. United States & Canada Air Quality Agreement (AQA). Progress report 2004, 46 pp. <<http://www.epa.gov/airmarkets>>
- EVANS C.D. & MONTEITH D.T., 2001. Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988-2000 : Evidence for recent recovery at a national scale. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5 (3) : 351-366.
- EVANS C.D., CULLEN J.M., ALEWELL C., KOPÁČEK J., MARCHETTO A., MOLDAN F., PRECHTEL A., ROGORA M., VESELY J. AND WRIGHT R.F., 2001. Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5 (3) : 283-297.
- EVANS C.D., MONTEITH D.T. & COOPER D.M., 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon : observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 137 : 55-71.
- FELTEN V. 1999. Utilisation de paramètres hémolymphatiques chez différentes espèces de macroinvertébrés aquatiques comme marqueur physiologiques : Application à l'acidification des eaux de surface. Rapport DEA Toxicologie de l'Environnement, Université de Metz. p. 36
- FELTEN V. & GUÉROLD F. 2001. Hyperventilation and loss of hemolymph Na<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum* exposed to acid stress : a preliminary study. *Diseases of Aquatic Organisms*- 45: 77-80.



- FELTEN V. 2003. Effets de l'acidification des ruisseaux vosgiens sur la biologie, l'écologie et l'écophysiologie de *Gammarus fossarum* Koch, 1835 (Crustacea Amphipoda) : approche intégrée à différents niveaux d'organisation. Thèse de doctorat de l'Université de Metz, Mention: Sciences de la Vie, discipline : physiologie et biologie des organismes, populations, interactions. p. 339.
- FISHER S. G., LIKENS G. E. 1972. Stream Ecosystem: Organic Energy Budget ». *BioScience*. 22: 33-35
- FISHER S.G. & LIKENS G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*- 43: 421-439.
- FÖLSTER J. & WILANDER A. 2002. Recovery from acidification in Swedish forest streams. *Environmental Pollution*- 117: 379-389.
- GESSNER M. O. 2005.« Proximate Lignin and Cellulose ». In : Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (éd.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide* : Springer Netherlands, 2005. p. 115-120.
- GESSNER M. O., CHAUVET E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology*. 75: 1807–1817.
- GRAÇA M. A. S., ZIMMER M. 2005. Leaf Toughness. In : Graça MAS, Bärlocher F, Gessner MO (éd.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide* : Springer Netherlands, 2005. p. 121-125
- GRAÇA M. A. S., MALTBY L., CALOW P. 1993. Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* I: feeding strategies. *Oecologia* 93:139-144
- GUEROLD F., BOUDOT J.P., MERLET D., ROUILLER J., VEIN D., JACQUEMIN G. 1997. Evaluation de l'état d'acidification des cours d'eau du département des Vosges. Conseil Général des Vosges. Rapport d'étude. Convention N° 14/95 C. p. 63
- HARRIMAN R., WATT A.W., CHRISTIE A.E.G., COLLEN P., MOORE D.W., McCARTNEY A.G., TAYLOR E.M., WATSON J. 2001. Interpretation of trends in acidic deposition and surface water chemistry in Scotland during the past three decades. *Hydrology and Earth System Sciences*- 5(3): 407-420.
- HLADYZ S., GESSNER M. O., GILLER P. S., POZO J., WOODWARD G. 2009. Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshwat. Biol.* 54:957-970
- HESTHAGEN T., SERALDRUD I.H., BERGER H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in norwegian lakes due to acidification. *Ambio*- 28(2): 112-117
- KOWALIK R.A. & ORMEROD S.J ., 2006. Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 51 : 180-191
- KRAUSS G.-J., SOLÉ M., KRAUSS G., SCHLOSSER D., WESENBERG D., BÄRLOCHER F. 2011. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential ». *FEMS Microbiol. Rev.* 35: 620–651.
- LECERF A., CHAUVET E. 2008. Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Basic Appl. Ecol.* 9:598-605
- MAJER V., KRAM P. & SHANLEY J.B., 2005. Rapid regional recovery from sulfate and nitrate pollution in streams of the western Czech Republic - comparison to other recovering areas. *Environmental Pollution*, 135 (1) : 17-28.
- MERRIX F. L., LEWIS B. R., ORMEROD S. J. 2006. The effects of low pH and palliative liming on beech litter decomposition in acid-sensitive streams. *Hydrobiologia*. 571: 373-381.
- MINSHALL G. W. 1967. Role of Allochthonous Detritus in the Trophic Structure of a Woodland Springbrook Community ». *Ecology* 48: 139
- MOLDAN F., WRIGHT R.F., LÖFGREN S., FORSIUS M., RUOHO-AIROLA T. & SKJELKVÅLE B.L., 2001. Long-term changes in acidification and recovery at nine calibrated catchments in Norway, Sweden and Finland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5 (3) : 339-349.
- MONTEITH D.T., EVANS C.D. & PATRICK S., 2001. MONITORING ACID WATERS IN THE UK : 1988-1998 trends. *Water, Air and Soil Pollution*, 130 (1-4) Part 3 : 1307-1312
- MOHAN M. & KUMAR S. 1998. Review of acid rain potential in India: Future threats and remedial measures. *Current Science*- 75(6): 579-592.
- NYBERG K., VUORENMAA J., RASK M., MANNIO J. & RAITANIEMI J., 2001. Patterns in water quality and fish status of some acidified lads in southern Finland during a decade: Recovery proceeding. *Water, Air and Soil Pollution*, 130 (1-4) Part 3 : 1373-1378
- OLSSON H., PETTERSSON A. 1993.Oligotrophication of Acidified Lakes: A Review of Hypotheses. *Ambio* 22 : 312-317

- PETERSEN R. C., CUMMINS K. W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwat. Biol.* 4:343–368
- PRECHTEL A., ALEWELL C., ARMBRUSTER M., BITTERSOHL J., CULLEN J.M., EVANS C.D., HELLIWELL R., KOPÁČEK J., MARCHETTO A., MATZNER E., MEESENBURG H., MOLDAN F., MORITZ K., VESELÝ J. & WRIGHT R.F., 2001. Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5 (3) : 311-325.
- RADDUM G.G, FJELLHEIM A., SKJELKVÅLE B.L. 2001. Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway. *Water, Air, and Soil Pollution- 130*: 87-98.
- SNUCINS E., GUNN J., KELLER B., DIXIT S., HINDAR A., HENRIKSEN A. 2001. Effects of regional reductions in sulphur deposition on the chemical and biological recovery of lakes within Killarney Park, Ontario, Canada. *Environ. Monitoring and Assessment- 67*: 179-194.
- STODDARD J.L., JEFFRIES D.S., LUKEWILLE A., CLAIR T.A., DILLON P.J., DRISCOLL C.T., FORSIUS M., JOHANNESSEN M., KAHL J.S., KELLOGG J.H., KEMP A., MANNIO J., MONTEITH D.T., MURDOCH P.S., PATRICK S., REBSDORF A., SKJELKVALE B.L., STANTON M.P., TRAAEN T., VAN DAM H., WEBSTER K.E., WIETING J., WILANDER A. 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature- 401*: 575-578.
- TAMMI J., RASK M., VUORENMAA J., LAPPALAINEN A. & VESALA S., 2004. Population responses of perch (*Perca uviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) to recovery from acidification in small Finnish lakes. *Hydrobiologia*, 528 (1-3) : 107-122
- TIXIER G. 2004. L'acidification anthropique des eaux de surface : effets sur les communautés de macro invertébrés benthiques : autoécologie et réponses d'espèces caractéristiques des ruisseaux de tête de bassin des Vosges. Thèse de doctorat de l'Université Paul Verlaine-Metz, mention: Sciences de la Vie, spécialité Hydrobiologie. 353p
- VANNOTE R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K. W., SEDELL J. R., CUSHING C. E. 1980. The River Continuum Concept ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137
- WATMOUGH S.A., AHERNE J. & DILLON P.J., 2005. Effect of declining lake base cation concentration on freshwater critical load calculations. *Environmental Science and Technology*, 39 (9) : 3255-3260