Déterminants spatio-temporels de la qualité des cours d'eau dans un contexte de déprise et de changement des activités : rôle possible des facteurs du passé

David Gocel-Chalte

▶ **To cite this version:**

David Gocel-Chalte. Déterminants spatio-temporels de la qualité des cours d'eau dans un contexte de déprise et de changement des activités : rôle possible des facteurs du passé. Sciences de l'environnement. Université de Lorraine, 2020. Français. NNT : 2020LORR0094 . tel-02970022

HAL Id: tel-02970022
https://hal.univ-lorraine.fr/tel-02970022

Submitted on 17 Oct 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.

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux (LIEC)
UMR 7360 CNRS Université de Lorraine
Campus Bridoux, rue du Général Delestraint Metz

Ecole Doctorale Sciences et Ingénierie des Ressources Naturelles (SiReNa n°607)
Campus ARTEM – Mines Nancy
2, rue Léonard de Vinci Nancy

Thèse

Présentée et soutenue publiquement le 17 Juillet 2020

pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE l'UNIVERSITE DE LORRAINE

Mention : Écotoxicologie, Biodiversité, Écosystèmes

par **David GOCEL-CHALTÉ**

Déterminants spatio-temporels de la qualité des cours d'eau dans un contexte de déprise et de changement des activités : rôle possible des facteurs du passé

Sous la direction de François GUÉROLD et Vincent ROBIN

Composition du jury de soutenance

M. François GUÉROLD Professeur, Université de Lorraine - (LIEC)	Directeur
M. Vincent ROBIN Maître de conférences, Université de Lorraine - (LIEC)	Co-directeur
M. Eric CHAUVET Directeur de recherche, Université Paul Sabatier - (EcoLab)	Rapporteur
Mme Brigitte TALON Maître de conférences, Université d'Aix Marseille - (IMBE)	Rapporteur
M. Etienne DAMBRINE Directeur de recherche, Université de Savoie Mont-Blanc - (CARRTEL), INRAE	Examinateur
Mme Marie-Claude BAL Maître de conférences, Université de Limoges – département de géographie	Examinateur
Mme Elisabeth Maria GROSS Professeur, Université de Lorraine - (LIEC)	Examinateur

« Nous n'héritons pas de la terre de nos parents,

nous l'empruntons à nos enfants.»

Proverbe Africain

Remerciements

Je tiens à remercier très chaleureusement mes directeurs de thèse, François Guérold et Vincent Robin, pour l'opportunité qu'ils m'ont offert de pouvoir travailler sur ce sujet de thèse passionnant et pour la dynamique qu'ils ont su mettre en place tout au long de ce doctorat, me permettant de travailler en autonomie dans un cadre constamment stimulant. Merci pour la liberté qu'ils m'ont accordée, d'explorer des horizons variés, faisant de ce doctorat la plus enrichissante expérience de ma vie. Merci aussi d'avoir fait en sorte que la bonne humeur ai toujours été au rendez-vous.

Une pensée toute particulière à Philippe Wagner, avec qui je ne compte plus les journées passées à explorer chaque colline, ruisseau, buisson, pâturage, étang, chemin/sentier/piste de gibier, château, ruine, charbonnière, trou de blaireau, nid de frelon, fontaine, auberge des Vosges du Nord. Profites bien de cette retraite méritée, avec des souvenirs et des histoires à raconter pour longtemps.

Toute ma gratitude va aux personnes qui ont directement participé aux diverses expérimentations. Merci à Thomas Feiss et à Hannes Knapp, pour m'avoir accompagné dans l'univers merveilleux du charbon. Merci à Jonathan Bouquerel pour son expertise sur le ramassage et l'identification des petites bêtes aquatiques, et pour ses talents de footballeur et d'imitateur. Merci à Jérémy Jabiol d'avoir mis à notre disposition son expérience. Tu as su nous montrer à quel point les classiques de la chanson française pouvaient rester dans la tête, des minutes, des heures, des jours durant. Merci à Philippe Roussel et à Maximilien Beuret pour les nombreuses analyses (et pour l'observation de l'univers).

Merci également à Pascale Bauda et à Simon Devin, qui ont participé à l'encadrement de mon stage de DESU, un premier projet qui était précurseur du doctorat et qui m'a permis d'intégrer le LIEC. Votre intérêt, vos questionnements et vos conseils tout au long de la thèse furent également très stimulants.

Je souhaite également grandement remercier le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord qui nous a permis d'explorer ces paysages en totale liberté. Merci à Loïc Duchamps pour l'intérêt et la curiosité contagieuse dont il a fait preuve ainsi que pour son savoir sur l'histoire de cette région. Merci à Alban Cairault, qui le premier m'a fait voyager dans ce monde sableux et vallonné et qui, dans le cadre du comité de thèse, m'a transmis avec passion et pédagogie

une partie de ses connaissances et de son expérience. Un grand merci aux autres membres du comité de thèse :

Laurence Mansuy-huault, associée à Anne Poszwa et à Pascale Ruffaldi, qui nous ont aidé à comprendre la structure du sol des charbonnières ; Xavier Rochel dont le travail unique fut essentiel à notre approche de l'histoire de ces forêts ; et Pascale Ruffaldi, qui avec le concours d'Emiliy Gouriveau, nous ont également permis de découvrir l'histoire de ces paysages. Nos réunions annuelles, toujours bienveillantes, ont à chaque fois accru nos perspectives et nos réflexions, tout en veillant au bon déroulement de ce projet.

Merci beaucoup à tous les membres du LIEC rencontrés, pour leur coopération et leur aide au Laboratoire, pour les voyages Metz-Nancy, les compétitions sportives et les repas bon enfant : Sandrine Pain-Devin, Delphine Aran, Bénédicte Sohm, Florence Manoury-Danger, Elisabeth Gross, Elise Billoir, Michael Danger, Vincent Felten, Martin Laviale, Jean-François Poinsaint, Etienne Morhain, Clément Bojic, Philippe Usseglio-Polatéra, Davide Vignati et Eric Battaglia. Merci à Maryline Georgen et à Romuald Charpentier pour nous avoir facilité la vie au niveau administratif. Merci à Baba Camara pour avoir fait une place dans son bureau à un petit stagiaire fraichement arrivé.

Une pensée pour tous ceux qui sont devenus plus que des collègues, quel que soit leur bureau : Olive, Gogo, Momo, mes colocs de bureaux, Nanou pour toutes les activités extra-doctorat, Crecre, Albin (patate), Vincent, Quentin mon chéri, Flayouze (pour le covoiturage et pour avoir pris le relais de Nanou), Marc, Emilie, Andreina, Manu, Nico, Ximin, Claudia, Myriam, et ceux que j'oublie.

Enfin un grand merci à ma moitié, pour m'avoir supporté sur la fin et m'avoir aidé pour l'orthographe, ainsi qu'à toute ma famille et à mes amis de longue date, qui auront longtemps attendu l'aboutissement de ce travail.

A mon grand-père …

Résumé

Au cours de l'holocène, les activités humaines ont continuellement affecté le fonctionnement des écosystèmes naturels et ont aujourd'hui un impact à l'échelle globale. La situation actuelle est notamment préoccupante pour l'état des écosystèmes d'eau douce, mais les activités locales historiques peuvent également toujours avoir un impact sur ces écosystèmes et sont très rarement pris en compte dans la gestion des cours d'eau. Les ruisseaux de têtes de bassin versant, dont le fonctionnement est basé sur les apports de matière organique terrestre, sont particulièrement sensibles aux usages des territoires adjacents et sont donc susceptibles d'être actuellement affectés par des stress d'origine historique. Il semble donc pertinent d'identifier de tels effets des activités passées sur les milieux dulçaquicoles et d'en comprendre les mécanismes (persistance des perturbations dans le paysage, résistance/résilience des milieux naturels).

Durant ce doctorat, nous avons mené une étude prospective *in situ* pour tenter de déterminer si les héritages d'éventuelles activités historiques dans des paysages de tête de bassin versant peuvent influencer la qualité écologique actuelle des ruisseaux locaux. Pour cela, nous avons associé une approche d'écologie historique des paysages (anthracologie, étude de cartes anciennes, …) et une étude des paramètres biotiques et abiotiques des ruisseaux. Respectivement, le premier aspect avait pour but d'étudier l'histoire des écosystèmes forestiers au cours des derniers siècles et de référencer des aménagements anthropiques anciens (zones déboisées, sites de production de charbon, habitations, étangs) dans ces milieux. Le second aspect consistait à déterminer l'état écologique des ruisseaux par une approche multiparamétrique.

Les résultats de cette approche menée sur des bassins versant forestiers du massif des Vosges du Nord ont révélé que ces ruisseaux, sur un territoire à la naturalité importante, présentent dans leur ensemble une bonne qualité

écologique. Si la présence d'étangs d'âges variables impacte les communautés d'invertébrés benthiques, les écarts au bon état écologique sont très probablement d'origines contemporaines, comme des rejets urbains ou des pluies acides. Néanmoins, l'exploitation de la forêt pour la production de charbon de bois jusqu'au début du XXème siècle a engendré l'existence de milliers de sites de charbonnières qui semblent influencer la disponibilité du phosphore dans l'environnement. De plus, la dynamique forestière semble avoir été conditionnée par la gestion sylvicole, avec par exemple une composition floristique actuelle plus riche en résineux que par le passé (avant le charbonnage). Ces aspects nous amènent à penser que les activités anthropiques ont en partie influencé la composition des apports en matière organique vers les ruisseaux.

Nous pouvons conclure que la construction d'étangs et le charbonnage historique réalisés dans ces forêts influent sur les caractéristiques des ruisseaux en parallèles des stress actuels. Ainsi, ce doctorat ouvre des pistes fortes de recherche à propos des flux de nutriments dans les compartiments aquatiques et terrestres, sous influence des charbonnières, pour mieux comprendre l'impact réel de cette pratique au cours du temps.

Mots-clefs : tête de bassins-versant – forêts – ruisseaux – fonctionnement des écosystèmes – activités historiques – charbonnage – étangs – décomposition des litières – macroinvertébrés – nutriments

Abstract

Human activities have been continuously affecting natural ecosystems functioning during the Holocene and it actually have an impact at a global scale. There is particular concern over the integrity of freshwater ecosystems, however local past activities can also still impact these ecosystems and are rarely considered for the management of streams. The headwater streams especially, whose functioning is based on terrestrial organic matter inputs, are sensitive to human uses of neighboring lands, and so may be actually affected by stresses of historical origin. It seems pertinent to identify such effects of past activities on freshwater ecosystems and to understand the mechanisms involved in these processes.

During this thesis project we conducted a prospective *in situ* study, to determine the influence of the legacy of potential historical activities on the current ecological quality of headwater catchment streams. We combined an approach of historical ecology of landscapes (anthracology, study of old maps, …) with a study of biotic and abiotic parameters of streams. The first approach aimed to study the woodland composition of last centuries and to georeference old human uses (deforested areas, charcoal production sites, homes, ponds, …). The second aimed to determine the integrity of stream by multiparametric analyses.

The results of this study, realized on forested catchments of northern Vosges mountains, revealed that the streams which are situated in a low-impacted landscape, globally have a good ecological quality. Some ponds with different ages have an impact on the composition of aquatic macroinvertebrates communities and deviation to good ecological state, maybe due to urban pollutions or acidic rainfalls. Nevertheless the exploitation of forest for the production of wood charcoal until the

beginning of XXth century lead to the creation of thousands of charcoal production sites (CPS) that affect the availability of phosphorus both in environment. Moreover, woodland dynamic seems to have been conditioned by the sylviculture, leading to a higher proportion of coniferous species today than in the past (before the beginning of charcoal production). These aspects lead us to believe that human activities have been influencing organic matter inputs into streams.

We can conclude that the historical building of ponds and the charcoal production in these woodlands have an influence on actual characteristics of streams, in parallel to modern stresses. Thus, this project open strong lines of research about the nutrients fluxes in aquatic and terrestrial ecosystems under the influence of charcoal production sites. This could help us to better understand the impact of this activity across history.

Keywords: headwater catchments – woodlands – streams – ecosystems functioning – historical activities – charcoal making – ponds – leaf litter breakdown – macroinvertebrates – nutrients

TABLE DES MATIERES

Liste des figures 12

Liste des tableaux 17

Chapitre 1 : Etat de l'art, hypothèses et site d'étude 19

1- Etat de l'art et contexte de recherche 20

1.1- Activité humaine au cours de l'histoire : influence sur les écosystèmes actuels 20

1.1.1- Exploitation anthropique des milieux : le cas des écosystèmes forestiers en Europe 21

1.1.2- Usage anthropique des paysages 23

1.1.3- Pollutions et modification de la physico-chimie des sols et des eaux 26

1.2- Les écosystèmes de têtes de Bassins Versant 27

1.2.1- Fonctionnement écologique des ruisseaux 27

a) Un réseau trophique basé sur la décomposition de la matière organique allochtone 28

b) Organismes décomposeurs et biodiversité aquatique 30

1.2.2- Des paysages en contexte forestier 32

a) Liens hydrologiques et fonctionnels entre végétation terrestre et écosystème aquatique 32

b) Les forêts européennes en climat continental 35

c) Biodiversité végétale potentielle 36

1.2.3- Impact de l'héritage des activités passées sur les écosystèmes : des mécanismes complexes 39

2- Objectifs 41

2.1- Questionnement scientifique 41

2.2- Aspects méthodologiques 42

3- Site d'étude : Le bassin versant de la Zinsel du Nord 47

3.1- Localisation du secteur d'étude 47

3.3- Géologie 52

3.4- Occupation des sols 55

3.5- Historique des activités humaines 58

3.5.1- Du paléolithique à la fin de l'antiquité 58

3.5.2- Le moyen-âge et les modifications de l'hydrologie 59

Chapitre 2 : caractérisaton de l'état écologique des cours d'eau 63

1- Introduction 64

1.1- Les têtes de bassin versant 64

1.2- Objectifs de l'étude 66

2- Matériels et méthodes 67

2.1- Caractéristiques physico-chimiques des ruisseaux 67

2.1.1- Température de l'eau 67

2.1.2- Acidité, alcalinité, conductivité et concentrations en ions de l'eau 68

2.1.3- Concentrations en métaux des sédiments 69

2.1.4- Communautés de macroinvertébrés 69

2.1.5- Décomposition de la litière 70

2.2- Analyses des données 71

3- Résultats 73

3.1- Estimation de l'âge des étangs 73

3.2- Caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments 75

3.2.1- Caractéristiques du compartiment aquatique 75

3.2.2- Concentrations en métaux dans les sédiments 79

3.2.3- Température de l'eau 80

3.2.4- ***Communautés d'invertébrés benthiques*** 81

3.2.5- Décomposition des litières 85

4- Discussion 89

5- Conclusions et perspectives 96

Chapitre 3 : étude anthracologique des sites de charbonnage et caracteristation du passé de l'ecosystème forestier 99

1- Introduction 100

1.1- Avantages et limites de diverses approches en écologie historique 102

1.2- Les archives dans les Vosges du Nord et la vallée de la Zinsel du Nord 104

2- Publication 112

Abstract 112

Introduction 113

Data and methods 115

Results 121

Discussion 134

Conclusion 140

Chapitre 4 : L'activité passee de production de charbon peut-elle influencer la qualité des cours d'eau: recherche d'un lien potentiel 143

1- Introduction 144

3- Matériel et méthodes 149

3.1- Dénombrement des CPS basée sur les données LiDAR 149

3.1.1- Acquisition des données LiDAR 149

3.1.2- Identification et géoréférencement des CPS 150

3.2- Influence des CPS sur la stœchiométrie des litières 154

3.3- Traitements statistiques des données 156

4- Résultats 157

4.1- Identification des CPS des 8 bassins versants sur la carte LiDAR 157

4.2- Influence de la topographie sur la distribution des CPS 161

4.3- Influence des CPS sur la stœchiométrie des litières et la chimie de l'eau 163

5- Discussion 167

Chapitre 5 : Discussion et perspéctives du travail de thèse 176

1- Variabilité de la qualité des écosystèmes aquatiques 177

2- Les étangs en tant qu'éléments de perturbation 177

3- Impact des sites de production de charbon 183

4- L'histoire de la végétation locale 186

4.1- CPS et végétation des zones rivulaire 186

4.2- Evolution du couvert forestier 188

5- Conclusions 190

Bibliographie 192

Annexes 220

Annexes 1. Analyses sur les écosystèmes aquatiques: ichtyofaune, et température de l'eau 221

Annexes 2. Etude cartographique de l'évolution de la surface forestière 224

Annexes 3. Photographies des stations d'étude amont (droite) et aval (gauche) des huit ruisseaux étudiés 226

Annexes 4. Photographies de sites de production de charbon. 228

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Déforestation des paysages exploitables en fonction du temps dans l'ensemble de l'Europe. Ligne bleue : modèle de déforestation généré d'après les données de McEvedy & Jones (1978). Ligne rouge : modèle réalisé à partir d'un scénario de « changement de technologies ». Surface grise : représente la déforestation à partir d'un intervalle de populations forestières disponibles pour période étudiée (figure issue de Kaplan et al. 2009) 23

Figure 2 : Photographie aérienne de 1938 géoréférencée grâce au logiciel QGIS (A) et photographie aérienne géoréférencée lors de la prise de vue en 2012 (B), chacune montrant l'Ouest de l'agglomération de Bitche (57 ; source IGN). Les quatre points rouges correspondent aux points d'ancrage pour le géoréférencement de la photographie A et marquent approximativement les mêmes lieux sur les deux photographies. On remarque l'étendue forestière plus importante sur l'image récente (zones vert foncées) que sur l'image ancienne (zones gris foncé)..... 25

Figure 3 : Etapes de la décomposition des litières, sous l'action des micro-organismes et des macro-invertébrés au cours desquelles les litières sont intégrées au cycle du carbone et au transfert d'énergie dans les réseaux trophiques aquatiques. Adapté d'après Chauvet et Guérold 2015 30

Figure 4 : Représentation schématique des processus de migration de l'eau de pluie vers le cours d'eau, à travers les différents compartiments de la biosphère et du sol forestier au sein d'un bassin versant (d'après Amatya et al. 2016). 34

Figure 5 : Schéma de l'occupation des aires géographiques d'Europe centrale par les alliances et suballiances des forêts décidus, en fonction de l'acidité et de l'humidité (d'après Heinz 1988) 37

Figure 6 : Exemples de stations d'étude de ruisseaux affluents de la Zinsel du Nord à différentes saisons (source : Philippe Wagner, David Gocel-Chalté)..... 44

Figure 7. Exemples de sites de charbonnières dans une hêtraie au Nord de Mouterhouse (57 ; A, B), sol d'une charbonnière creusé par un animal laissant voir les morceaux de charbon enfouis (C), carottage sur un mètre de profondeur du sol d'une charbonnière révélant un premier horizon charbonneux (noir) et un horizon de gré sableux (rose-orange; D ; source : Philippe Wagner, David Gocel-Chalté)..... 45

Figure 8 : Photographies d'une coupe transversale de charbon de bois de chêne observée à la loupe binoculaire (x10 ; A) et d'une coupe radiale de charbon de bois de bouleau observée au microscope optique (x200 ; B) 46

Figure 9 : Bassin versant de la Zinsel du nord (noir) et sous bassins versants (rouge) de huit de ses affluents au sein du massif des Vosges du Nord : le Bildmuehlebach (BIL), le Krappenthalbach (KRA), le Klein Shaerbach (KLE), le Weissbach (WEI), Bitscherbach (BIT), le Lindelbach (LIN), le Rehbach (REH) et l'Aspenthalbach (ASP)..... 50

Figure 10 : Diagramme ombro-thermique du village de Mouterhouse des températures mensuelles moyennes et des précipitations mensuelles cumulées (moyenne et écart-type de la période 2009 - 2019) 51

Figure 11 : carte géologique de du bassin versant de la Zinsel du Nord. (donnée : BRGM, carte géologique au 1/50 000 ème) 54

Figure 12: Occupation du sol des 8 bassins versants étudiés selon la base de données CORINE Landcover 06 56

Figure 13 : Exemple d'illustration cartographique : ici à l'extrême amont du bassin de la ZDN au niveau de la confluence entre le Krappenthalbach (KRA), le Bildmuhele (BIL), et le Klein Shaer (KLE), marqués par les flèches bleues, avec la Zinsel du Nord. A) sur la carte de Cassini, B) la carte d'état-major et C) la carte IGN 2015 (source : IGN). Les étangs identifiés sur les cartes pour ces trois cours d'eau sont entourés en rouge 58

Figure 14 : Limites de l'amont du bassin de la ZDN sur la carte de Cassini (XVIIIème siècle). Sont notamment visibles divers lieux de transformation des métaux, autour du village de Mouterhouse (Moutherhauſen) nommés Fonderie, Forge, Petit Marteau et Fourneau. Des étangs sont également visibles sur la Zinsel du Nord et sur certains affluents 60

Figure 15 : Analyse en composante principale (ACP) de sept variables de physico-chimie. Les vecteurs de chaque variable sont représentés en noir (a). Chaque point sur le plan correspond à une mesure : Stations aval (bleue) et amont (rouge) (b). 78

Figure 16 : NMDS réalisée sur les abondances d'invertébrés échantillonnés en Novembre 2017 (gauche) et en Avril 2018 (droite). Les points correspondent aux stations amont (+) et aval (-) pour les 8 ruisseaux échantillonnés. Ceux-ci sont représentés de différentes couleurs selon la présence (rouge), l'absence (bleu) ou l'effacement récent d'étangs (noir) entre les stations amont et aval 83

Figure 17: Densité spatiale (a) et diversité taxonomique (b) des invertébrés benthiques en fonction de la concentration en Aluminium de l'eau. Chaque point correspond a une mesure ponctuelle à chacune des deux dates (Avril et Novembre) sur les 16 stations (n = 32). Les stations amont sont en rouge et les stations aval en bleu. Le LIN amont en automne n'ayant pas de valeurs pour la densité et la diversité en invertébré, il n'est pas représenté 84

Figure 18 : Paramètres de décomposition de litière en fonction de la température, de la concentration en aluminium et de la densité en déchiqueteurs mesurée en hiver. L'équation de la droite de régression linéaire et la valeur du coefficient de corrélation de Spearman (ρ, p_{value}) sont indiqués sur chaque figure. Seules les régressions dont la p_{value} est proche ou inférieure à 0,05 sont affichées. 88

Figure 19 : Photographie du village de Mouterhouse, incluant la forge en 1938; source:http://www.bitscherland.fr/CantondeBitche/Mouterhouse/Images/Anciennes/forge-5.jpg 106

Figure 20 : (A) Iconographie de la construction de charbonnières en meules à diverses étapes (Duhamel du Monceau 1761), (B) ouverture d'une meule contemporaine, le charbon est progressivement extrait du sable et étalé en cercles concentriques, (C) Succession pédologique prélevée sur un site de production de charbon, grâce à une tarière. La partie noire correspond à l'horizon riche en charbon. (D) Vue d'ensemble du sol d'un site de production de charbon, creusé dans sa périphérie, révélant en surface l'horizon riche en charbon, la

partie sous-jacente de couleur brune étant la base de la plateforme formé de grès (source : David Gocel-Chalté) 108

Figure 21 : Photographies de sites de production de charbon (CPS) dans la forêt de Mouterhouse. (A) CPS situé dans une zone de pente. (B) CPS situé dans une zone moins inclinée..... 110

Figure 22 : (A) Etapes de l'aménagement d'une charbonnière (d'après Paradis-Grenouillet 2012), (B) Photographie d'un site de production de charbon (CPS) dans la forêt de Mouterhouse situé dans une zone de pente. (C) Schéma d'un CPS caractéristique dans une zone de pente : 1. Accumulation de sol en bas de pente 2. Horizon de charbon 3. Niveau du sol à l'origine 4. Sol creusé en haut de pente (Ludemann, 1996)..... 147

Figure 23 : Représentation en ombrage de l'ensemble du LiDAR réalisé en 2019 qui couvre les huit BV étudiés (rouge) et la majorité du bassin de la Zinsel du Nord (noir) 148

Figure 24 : MNT de la partie amont du BV du Lindelthal représentant la pente (A) et la topographie ombrage (éclairage à 315° d'azimuth et 45° d'inclinaison verticale) du paysage (B). Certains CPS sont indiqués par une flèche afin d'illustrer les cas d'identification en zone de pente (vert à rouge) et en zone plane (bleu). 153

Figure 25 : Schéma de la disposition des hêtres échantillonnés, pour la mesure de la stœchiométrie de feuilles d'arbre, en fonction de la distance à un ancien site de charbonnage 155

Figure 26 : MNT ombrage de la zone d'étude (BIL, KRA, KLE, WEI, BIT, LIN ; a), (REH et ASP ; b), et position des CPS (jaune), identifiés sur cette carte. 160

Figure 27 : Densité spatiale des CPS identifiées sur le LiDAR au sein des Huit BV étudiés, en fonction de 11 classes d'altitude (A), 9 classes de pente (B), et 17 classes de distance au cours d'eau le plus proche (C) 163

Figure 28 : Moyennes des concentrations en Phosphore et rapport Carbone/Phosphore mesurée dans les feuilles pour les cinq classes de distance entre l'arbre et le centre du CPS. Les classes ayant un repère en commun (a, b, c, d) ne sont pas significativement différentes d'après le test de comparaison de moyenne de Student..... 165

Figure 29 : Concentration moyenne en PO_4 des stations ($mg.L^{-1}$) en fonction de la densité spatiale en CPS dans le sous BV amont de ces stations (ha^{-1}). Les barres d'erreur sont calculées à partir des écart-types de ces moyennes. Une droite de régression linéaire est également indiquée. En rouge sont représentées les stations situées à l'aval d'étangs..... 166

Figure 30 : Exemple d'une zone dont la représentation par LiDAR montre des artefacts. On remarque des surfaces lisses de plusieurs m² au centre de la zone triangulaire formée par les pistes forestières. Ces objets n'existent pas *in situ* 168

Figure 31 : Exemple de CPS érodé par un cours d'eau, dans la partie amont du Klein Shaer. Les tirets délimitent : le périmètre de la plateforme (noir), la limite de la partie érodée par le cours d'eau (rouge), le bord du ruisseau en eau au moment de la photographie (blanc) 173

Figure 32 Nombre d'espèces uniques de 7 groupes taxonomiques de 358 stations de 4 types d'écosystèmes aquatiques, échantillonnées entre 1980 et 2006 dans le canton de Genève (Suisse) (d'après Angélibert et al. 2006) 180

Figure 33 : Densités des espèces piscicoles échantillonnées lors des pêches électriques réalisées en 2018 222

Figure 34 : Evolution de la température (°C) mesurée toutes les 30 minutes du 24 Janvier 2019 au 15 Avril 2019 pour six des ruisseaux étudiés. La température de la station amont est tracée en rouge et celle de la station aval en bleu. L'espace entre deux pics correspond à une durée de 24 heures. 223

Figure 35. En vert, étendue forestière reconstituée à partir des cartes d'Etat-major (A), des photos de 1938 (B), et actuelles d'après la base de données *BDforetV2* (source : Office National des Forêts, C). Les limites de 6 des BV étudiés sont représentées en rouge 225

Figures de la publication intégrée

Fig. 1 Location of the four study sites. Background: shaded-relief map based on the RGE ALTI57® digital terrain model. Black lines show the limits of the prospected area (data: ©PNRVN). WEI: Weissbachthal, BIT: Bitscherthal, REH: Rehbachthal, ASP: Aspenthal. Black dots represent the position of old industrial sites in the 18th century according to the historical Cassini map (1755; Vallauri et al. 2012). 1: smelter, 2: smithy, 3: hammer, 4: furnace 115

Fig. 2 Detailed maps of the four studied catchments with the position of the 120 sampled CPS (red), and the 113 identified CPS (yellow). The blue line represent streams and triangles are altitude points. Map realized with IGN RGE ALTI® 5M raster data (IGN 2016) 124

Fig. 3 Spatial density of CPS at each class of altitude (A), distance from the stream (B), slope inclination (C) and slope exposure (D), for the four studied catchment areas. Altitude is divided in classes of 20 m amplitude, distance from the stream is divided in classes of 50 m, slope inclination is divided in classes of 4°, and exposure is classified according to the 8 cardinal directions in azimuthal degree. The area (ha) of each class is indicated at the right of each bar 127

Fig. 4 Principal Component Analysis (PCA) of the proportion of the seven most represented taxa in the CPS charcoal assemblages. Each point corresponds to a single CPS. Clusters represent the four catchments where CPS were found. Each point and cluster color is related to a single catchment as follows, black: Bitscherthal (BIT), blue: Weissbachthal (WEI), red: Rehbachthal (REH) and green: Aspenthal (ASP). The length of the vector corresponding to the taxa proportion are multiplied by four in order to be more visible on the plan. The importance of variables in the projection (VIP) of each taxon for the two dimensions are given in the associated table on the lower right corner of the figure 131

Fig. 5 Redundancy Analysis (RDA) of the correlation between the proportion of the seven most represented taxa (Red vectors) in the CPS and four explanatory variables: altitude (AL), distance from closest stream (SD), slope inclination (SI) and topographical wetness index (TWI) at the CPS position (Black vectors) 132

Fig. 6 Proportion of the seven most represented taxa in the CPS, according to eight azimuthal exposure classes. The total number of charcoal pieces per class is indicated on the top of each class bar 133

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques générales des 8 cours d'eau 48

Tableau 2 : Présence des étangs identifiés sur six cartes d'archives et étangs présents actuellement sur les bassins versants étudiés. Sur ces archives, aucun étang n'a été créé sur L'Aspenthalbach et le Klein Shaer 74

Tableau 3: Valeurs moyennes, minimales, et maximales des mesures physico-chimiques (n=4) faites sur les 16 stations. Les unités utilisées sont indiquées sous chaque paramètre. 77

Tableau 4 : Teneur en Phosphore et en métaux des sédiments des 16 stations. Les unités utilisées sont indiquées sous chaque paramètre. 79

Tableau 5 : Moyenne, minimum, maximum et écart type de la température de l'eau entre le 24 Janvier 2019 au 15 Avril 2019 sur les 16 stations 80

Tableau 6 : Densité des individus (dens.; ind.m^{-2}), densité des individus appartenant au type des déchiqueteurs (déch.; ind.m^{-2}), richesse taxonomique (taxa; n) et note IBGN sur chaque station pour les échantillonnages d'Avril et de Juin. A la droite de chaque paramètre est indiqué le rapport amont/aval des valeurs de ce paramètre (av/am). 82

Tableau 7 : Taux de décomposition des litières d'aulne. k_{FM} : taux de décomposition microbienne ; k_{GM} : taux de décomposition totale ; k_{FM} *am*/k_{FM} *av* : rapport des taux de décomposition microbienne entre l'amont et l'aval ; k_{GM} *am* / k_{GM} *av*: rapport des taux de décomposition totale entre l'amont et l'aval ; k_{GM}/k_{FM} : ratio entre taux de décomposition totale et microbienne 86

Tableau 8 : Paramètres d'importance, estimés grâce à une régression par les moindres carrés, de l'effet de six variables sur les paramètres de décomposition des litières. Les variables qui affectent significativement les taux de décomposition *k* (VIP> 1) sont indiquées en gras 87

Tableau 9 : Nombre et densité spatiale (en nombre par km²) des CPS géoréférencées sur la carte LiDAR, pour chacun de huit bassins versants 161

Tableau 10 : Matrice des coefficients de corrélation rho (Spearman) entre les variables de stœchiométrie des feuilles mesurés, et la distance de l'arbre échantillonné par rapport au centre du CPS le plus proche. Les corrélations significatives sont indiquées en gras 164

Tableaux de la publication intégrée

Table 1 Radiocarbon dates of charcoal samples from 20 analyzed CPS from the four studied catchment area. Ages, calibrated with Oxcal v4.3 online software (Bronk Ramsey 2013) on the IntCal13 atmospheric curve, are given in conventional radiocarbon age before present (conv. BP), calibrated age before present (cal. BP) and calibrated year of the current era (cal. BCE/CE) 122

Table 2 Number of charcoal pieces of each taxon identified in the sampled charcoal production sites sorted by code number, from Aspenthal (ASP), Bitscherthal (BIT), Rehbachthal (REH) and Weissbachthal (WEI) 125

Table 3 Pearson correlation coefficient (r) of area and thickness of CPS with each other and with geographical parameters: altitude, stream distance and slope inclination. Significant correlations estimated by analysis of variance ($p < 0.05$) are quoted with a star 128

Table 4 Number of charcoal samples per diameter class (including unmeasurable; NA) for the 14 identified species. The table labels indicate: Total number (N total) and corresponding proportion (%), number of CPS where the taxon was identified (N CPS), and mean diameter (mD) of charcoal pieces of 14 identified taxa in the 121 sampled CPS..... 129

CHAPITRE 1 : ETAT DE L'ART, HYPOTHESES ET SITE D'ETUDE

1- Etat de l'art et contexte de recherche

1.1- Activité humaine au cours de l'histoire : influence sur les écosystèmes actuels

L'homme a, depuis son apparition sur terre, interagit avec son environnement en le modifiant et en l'exploitant, sur des périodes de temps variables. Bien qu'aujourd'hui l'homme et son environnement soient considérés comme évoluant de façon conjointe dans la notion de socio écosystème, l'action de l'homme a toujours été considérée comme une source de perturbation et de stress pour les écosystèmes (Chenorkian and Robert 2014), dans le sens où elle influence leur dynamique naturelle intrinsèque. Les changements globaux imputables aux activités humaines conduisent la communauté scientifique à qualifier l'époque géologique actuelle de l'histoire de la terre, d'anthropocène, c'est-à-dire littéralement , « l'âge de l'homme » succédant ainsi à l'holocène et qui est caractérisé notamment par une crise majeure d'extinction de la biodiversité (Steffen et al. 2011). A une échelle plus restreinte, les activités humaines ont, depuis la préhistoire, entrainé des changements dans les paysages, certaines d'entre elles étant toujours présentes aujourd'hui et affectant les processus écosystémiques au cours du temps.

Diminuer les impacts anthropiques est apparu comme un enjeu majeur dans le but de préserver et de restaurer la naturalité et la qualité des écosystèmes. Si l'impact des activités humaines actuelles sur les processus naturels est depuis longtemps étudié dans le cadre de la préservation de l'environnement, le rôle de l'héritage de perturbations passées n'est que rarement et pas suffisamment considéré. Pourtant la persistance au cours du temps des structures artificielles (bâtiments, terrasses, barrages, etc…), des sources de pollutions (extraction

minière, site de stockage de métaux, de fertilisants) peuvent localement conditionner les caractéristiques d'un milieu sur une longue période de temps. Si l'on considère le cas de l'Europe, un continent en climat tempéré majoritairement forestier, les déplacements de population au cours de l'histoire, les chutes démographiques (période, guerres, épidémies), les développements socio-économiques (révolution du néolithique, révolutions industrielles) s'accompagnent de changements dans la végétation, d'aménagement des territoires, et dans le cas de périodes de crise, d'abandon de ces même espaces (Messerli et al. 2000).

1.1.1- Exploitation anthropique des milieux : le cas des écosystèmes forestiers en Europe

La gestion forestière est variable en intensité et en nature de par le monde selon les besoins, les cultures et la densité des populations, allant des usages traditionnels peu impactant, à l'agroforesterie mécanisée. En Europe, la majorité des forêts est aujourd'hui gérée afin d'en exploiter les ressources à long terme, mais leur étendue actuelle ne représente qu'une faible proportion de leur aire d'origine (Nielsen et al. 2012). Depuis le néolithique, les forêts sont le lieu d'un sylvo-agro-pastoralisme dynamique et le déboisement systématique s'est intensifié du XVIIIème au XXème siècle avec l'essor des activités de sidérurgie et de l'agriculture mécanisées (Figure 1; Mather et al. 1999; Kalis et al. 2003; Kaplan et al. 2009; Berglund 2011). La déprise agricole contemporaine est caractérisée par une diminution des usages anthropiques et une reforestation du paysage, en particulier dans les zones de faible population. L'ensemble des espaces boisés sont des forêts secondaires dont la régénération est contrôlée par l'homme par favorisation et localement, introduction d'essences conduisant à la création d'un socio-écosystème (Cornu 2003; Häyrinen et al. 2015). Les forêts primaires et les forêts anciennes sont peu présentes en Europe centrale. En 2018,

une méta-analyse réalisée par Sabatini et al. en 2018, évaluant la localisation et l'étendue des forêts primaires de l'ensemble de l'Europe, estime qu'elles couvrent 1,4 Mha (0,01% de la superficie de l'Europe) et que 46% d'entre elles sont strictement protégées.

Si la sylviculture conditionne la dynamique forestière, elle induit aussi indirectement des modifications dans le fonctionnement hydrologique des bassins versants. La suppression du couvert forestier augmente le ruissellement des eaux de surface par les phénomènes décrits précédemment (diminution du captage de l'eau par les arbres, et par l'horizon organique du sol, diminution de la perméabilité du sol). Il est notamment connu que les déboisements et le développement de l'agriculture ont engendré des phénomènes d'érosion et/ou de dénudation intenses (Montgomery 2007; Dotterweich 2013; Larsen et al. 2016). Dans des régions vallonnées, cette érosion est accrue par l'inclinaison des pentes qui facilite l'écoulement de l'eau en surface et le transport de sédiments dans le lit des cours d'eau de tête de BV. Ces éléments se retrouvent ensuite en majorité en aval dans les cours d'eau de catégorie supérieure et dans les plaines alluviales (Hoffmann et al. 2007), mais en cas de présence d'étangs ou de pentes plus faibles, leur accumulation en tête de bassin peut entrainer la disparition d'habitats benthiques et l'homogénéisation d'écosystèmes naturellement diversifiés. La sylviculture impacte également de façon directe l'écologie des ruisseaux lorsque ces pratiques affectent la composition et la densité de la ripisylve, cette végétation régulant la température, la morphologie et de la chimie des ruisseaux (González Del Tánago et al. 2012; Mineau et al. 2012; Seixas et al. 2018).

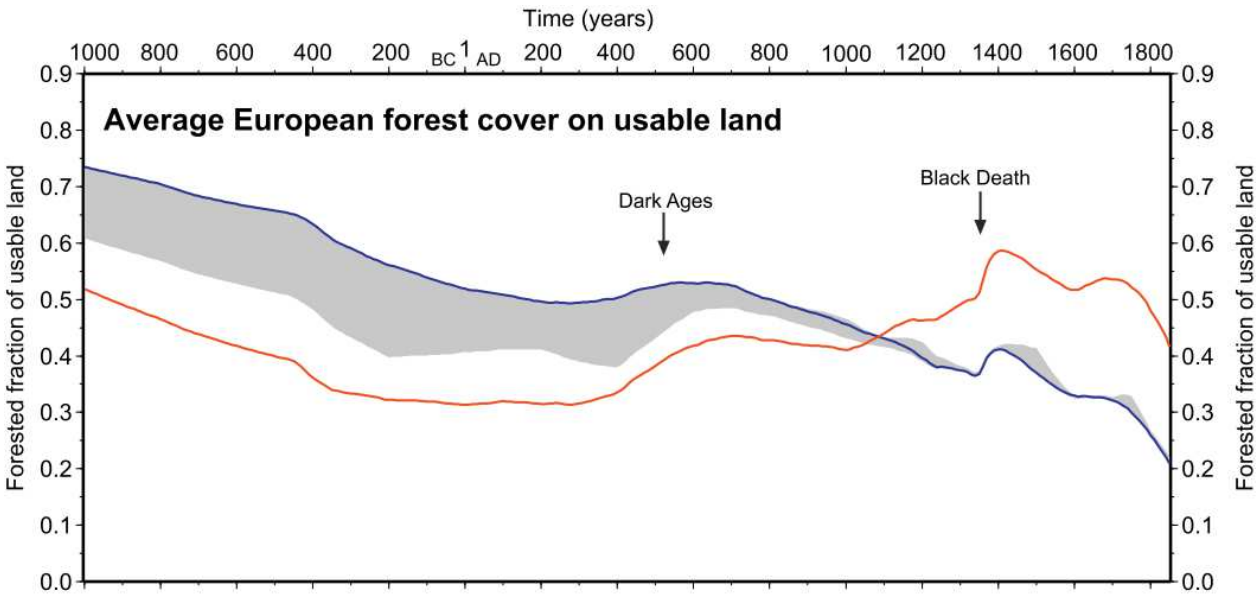


Figure 1. Déforestation des paysages exploitables en fonction du temps dans l'ensemble de l'Europe. Ligne bleue : modèle de déforestation généré d'après les données de McEvedy & Jones (1978). Ligne rouge : modèle réalisé à partir d'un scénario de « changement de technologies ». Surface grise : représente la déforestation à partir d'un intervalle de populations forestières disponibles pour période étudiée (figure issue de Kaplan et al. 2009)

1.1.2- Usage anthropique des paysages

L'artificialisation des sols et l'extension des aires agricoles constituent les principales pressions, en termes d'ampleur, sur les écosystèmes naturels à l'échelle mondiale (Wu and Hobbs 2002; Chen 2007; Béchet et al. 2017). Elle est due à l'expansion urbaine et à l'industrialisation et conduit dans les cas extrêmes à une perte des processus écosystémiques des paysages (Courtney and Clements 1998; Al-Jeznawi et al. 2019). En France, une étude nationale sur l'artificialisation du sol basée sur le foncier entre 2009 et 2017 (https://artificialisation.biodiversitetousvivants.fr/), fait état d'environ 30 000 ha/an d'espaces naturels, agricoles ou forestiers, transformés en zones destinées à l'habitat ou à l'activité économique. Dans les zones agricoles, le sol a conservé la fonction de support à la croissance des végétaux, mais il est fortement modifié par la mécanisation, la monoculture et les traitements phytosanitaires qui se sont

développés au XXème siècles (Montgomery 2007; Steiner et al. 2007; Nielsen and Dahllöf 2007; Zaimes et al. 2008). L'agriculture a été et reste l'usage le plus répandu des sols, un phénomène consécutif d'une déforestation importante du territoire au cours de l'histoire (ayant atteint son maximum à la révolution industrielle). Aujourd'hui on peut observer une dynamique inverse avec une déprise agricole qui entraine une augmentation du niveau de naturalité, particulièrement dans les zones de forte pente qui limitent l'aménagement d'espaces urbains ou agricoles (Dupré 2005; Cramer et al. 2008). En France ces espaces en déprise sont progressivement recolonisés par la forêt (Figure 2, Annexe 2).

A B

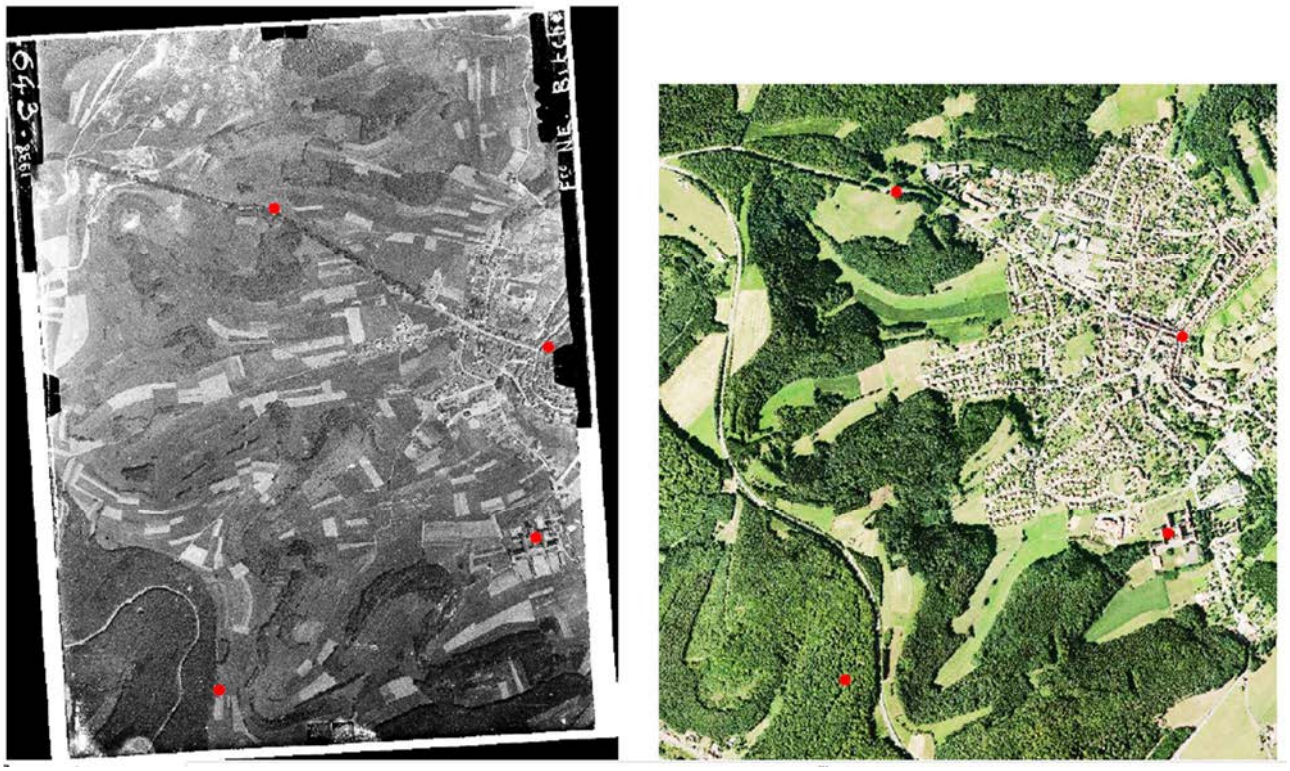


Figure 2 : Photographie aérienne de 1938 géoréférencée grâce au logiciel QGIS (A) et photographie aérienne géoréférencée lors de la prise de vue en 2012 (B), chacune montrant l'Ouest de l'agglomération de Bitche (57 ; source IGN). Les quatre points rouges correspondent aux points d'ancrage pour le géoréférencement de la photographie A et marquent approximativement les mêmes lieux sur les deux photographies. On remarque l'étendue forestière plus importante sur l'image récente (zones vert foncées) que sur l'image ancienne (zones gris foncé).

Outre la transformation directe des écosystèmes terrestres, les usages du territoire impactent également les écosystèmes aquatiques par la modification des régimes hydriques, la canalisation et la construction de seuils ou de barrages. De nombreuses modifications hydromorphologiques sur les ruisseaux ont permis d'exploiter la ressource en eau et de fournir divers services aux populations humaines. Des retenues d'eau furent construites à différentes fins telles que la pisciculture, le flottage du bois ou comme lieux récréatifs. L'influence de ces étangs sur la biodiversité d'un territoire est encore discutée. Ces retenues peuvent

être des réservoirs pour des espèces inféodées aux milieux lentiques mais leur présence sur le linéaire d'une rivière en affecte les caractéristiques à l'aval. Les maxima de température d'un cours d'eau sont fortement augmentés dans le cas d'étangs avec un système d'écoulement par les eaux de surface (Touchart and Bartout 2010; Ignatius and Rasmussen 2016; Maheu et al. 2016). Cette augmentation de température a également pour conséquence une diminution de la concentration en oxygène dissous. Les matériaux transportés par le ruisseau sédimentent dans l'étang au lieu d'être transportés en aval et la diminution de la vitesse du courant peut atténuer son pouvoir érosif. Ainsi les têtes de BV qui comportent des étangs perdent en partie leur rôle de production sédimentaire avec des conséquences multiples sur le réseau aval (Verstraeten and Poesen 2001, 2002; Banas et al. 2008). Enfin, si l'ouvrage est un obstacle pour le transport des éléments organiques et inorganiques vers l'aval, il est également un obstacle à la migration des espèces animales aquatiques. Les déplacements de la faune, notamment de l'ichtyofaune sur le linéaire des têtes de BV est interrompu, même par des obstacles de moins d'un mètre de hauteur (Ovidio and Philippart 2002; Alexandre and Almeida 2010).

1.1.3- Pollutions et modification de la physico-chimie des sols et des eaux

Les pollutions sont définies comme l'introduction dans les écosystèmes, de produits chimiques, physiques ou biologiques, d'origine humaine, qui perturbent leur fonctionnement naturel (Jacobsson and Trotz 1986). Les activités agricoles et industrielles sont à l'heure actuelle responsables d'importantes pollutions que ce soit par le rejet d'eutrophisants, de métaux lourds, ou de composés organiques à toxicité élevée (hydrocarbures, biocides, etc …). Les pollutions peuvent être de natures et d'intensités très différentes, allant de phénomènes ponctuels d'eutrophisation pouvant s'estomper rapidement, à des rejets chroniques

d'éléments toxiques. Une étude menée par Dupouey et al. en 2002 a montré que d'anciennes activités datant de l'époque romaine ont conduit à des concentrations en phosphore élevées dans le sol de forêts de Lorraine qui sont toujours identifiables aujourd'hui. Les pollutions aux métaux lourds peuvent également persister dans l'environnement en restant stockées dans le substrat et en s'accumulant dans les organismes des différents niveaux trophiques (Kiffney and Clements 1994; Clements et al. 2012; Sasmaz et al. 2019). Les premières pollutions aux métaux lourds historiques attribuables à l'homme étaient liées aux activités minières et on en trouve aujourd'hui des traces dans les glaces anciennes, en Europe et au-delà du cercle polaire (Hong et al. 1996; Nriagu 1996; Monna et al. 2004; Mariet et al. 2016). Dans les têtes de BV de certaines zones montagneuses comme les hautes Vosges, l'extraction minière de métaux (par exemple le cuivre, ou l'argent) a été localement la principale activité polluante depuis le paléolithique (Forel et al. 2010; Mariet et al. 2016). La persistance des polluants dans l'environnement est donc un élément historique pouvant affecter la qualité des écosystèmes aquatiques actuels. Les zones de tête de BV sont souvent vallonnées et sont moins exposées à ce type de perturbations car elles accueillent peu d'activités humaines. Cependant, même quand les écosystèmes sont situés loin des lieux d'émissions de polluants, ces derniers peuvent être affectés par des dépôts de polluants atmosphériques, l'acidification des eaux de surface étant une bonne illustration de ces phénomènes (Ferreira and Guérold 2017; McConnell et al. 2018).

1.2- Les écosystèmes de têtes de Bassins Versant

1.2.1- Fonctionnement écologique des ruisseaux

Les cours d'eau de tête de bassin versant drainent les parties apicales du réseau hydrographique et sont généralement situés dans un environnement

forestier. Ce sont des milieux oligotrophes dans lesquels le développement des producteurs primaires est fortement limité par le manque de luminosité qui parvient au compartiment aquatique, le rayonnement étant capté par la végétation forestière (Fisher and Likens 1973; Rosemond and Wallace 1995; Cummins et al. 2008). La matière organique (MO), qui est la base du réseau trophique aquatique, provient donc principalement de sources allochtones (écosystème terrestre) (Vinet and Zhedanov 2011). Les têtes de bassins versant, situées dans des zones de montagne jusqu'à des zones de plaines vallonnées sont peu touchées par des perturbations d'origine anthropique. Ces milieux sont particulièrement utiles pour étudier les processus écosystémiques des milieux aquatiques bien qu'ils subissent tout de même l'impact des changements globaux (dépôts atmosphériques, changements climatiques). De par leurs caractéristiques, ils sont particulièrement sensibles aux perturbations et leur état conditionne la qualité du réseau hydrographique à l'aval (Meyer et al. 2007). Le suivi de leur intégrité et de leur qualité écologique est donc crucial dans le cadre de politique de restauration de la qualité des cours d'eau (Directive cadre sur l'eau, 2000).

a) Un réseau trophique basé sur la décomposition de la matière organique allochtone

Les végétaux terrestres autour des cours d'eau produisent une quantité importante de biomasse et une partie de cette biomasse intègre le sol (sous forme de bois mort, de feuilles mortes, de pollen ou de fruits). Au sol, l'action des bactéries, champignons et invertébrés terrestres permet la dégradation de cette litière, créant des composés organiques et des nutriments solubles qui peuvent se retrouver dans les cours d'eau par lessivage. Les composés organiques rejoignent alors le stock de carbone organique dissous (DOC) (Figure 3 ; Cawley et al., 2014). Une part importante de la biomasse végétale produite par la ripisylve intègre également directement les cours d'eau, notamment lors de la chute des

feuilles. Avec une très faible production primaire, ces apports allochtones représentent alors l'essentiel de l'énergie qui permet le fonctionnement écologique du ruisseau. Ces apports sont alors incorporés dans les réseaux trophiques aquatiques. Une partie des DOC provient également de la mise en solution des composés encore présents dans les litières qui intègrent les cours d'eau (Mulholland 1997; Meyer et al. 1998).

Dans le ruisseau, les apports allochtones sont principalement composés de matière organique particulaire grossière (CPOM : coarse particulate organic matter). Ils sont colonisés par des champignons aquatiques qui fragmentent alors les composés organiques complexes (lignine, cellulose,…) grâce à leur activité exoenzymatique, ce qui se traduit par une perte de masse de la MO. On parle alors de décomposition microbienne. Simultanément, par leur activité et leur biomasse, les champignons rendent les feuilles d'avantage consommables (augmentation de la palatabilité) par les niveaux trophiques supérieurs notamment les macro-invertébrés déchiqueteurs (Bird and Kaushik 1981; Crenshaw et al. 2002; Bunte et al. 2016).

La dégradation assurée par les invertébrés déchiqueteurs et les microorganismes entraine une perte de masse progressive du matériel végétale d'origine (Petersen and Cummins 1974; Dangles et al. 2001) qui est en partie consommée et convertie en matière organique fine (FPOM : fine particulate organic matter ; taille comprise entre 0,45µm et 1mm). Ces FPOM peuvent également provenir d'une agrégation de matières organiques colloïdales ou être directement apportées par ruissellement à partir des écosystèmes terrestres (Ward and Aumen 1986). Ces particules organiques sont ensuite consommées par d'autre groupes trophiques que sont les invertébrés filtreurs (comme les bivalves ou les simuliidae), les collecteurs et les racleurs (Robinson and Minshall 1990; Callisto and Graça 2013; Bundschuh and McKie 2016).

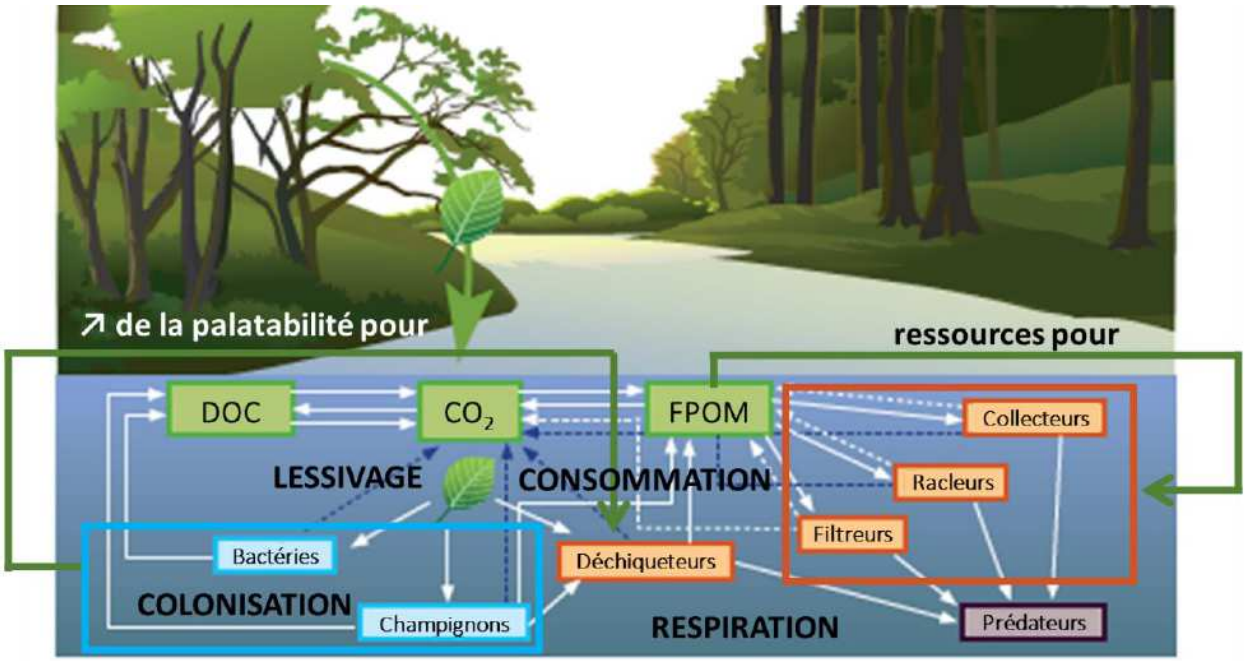


Figure 3 : Etapes de la décomposition des litières, sous l'action des micro-organismes et des macro-invertébrés au cours desquelles les litières sont intégrées au cycle du carbone et au transfert d'énergie dans les réseaux trophiques aquatiques. Adapté d'après Chauvet et Guérold 2015

Les eaux souterraines et les eaux de pluie entrainent le transport de nutriments vers les ruisseaux, notamment le phosphore et l'azote. La concentration en éléments soluble le long du linéaire dépend du mouvement de l'eau (vitesse d'écoulement) et de l'apport en élément à l'amont. Ainsi les parties amont sont globalement moins concentrées en nutriments et les sources ponctuelles de nutriments le long de ce linéaire accroissent leurs concentrations vers l'aval. Les apports en nutriments et la température sont les principaux facteurs abiotique influant fortement sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Dodds and Smith 2016).

b) Organismes décomposeurs et biodiversité aquatique

Les organismes hétérotrophes à la base du réseau trophique aquatique que sont les bactéries et les champignons se développent majoritairement grâce à la consommation du carbone organique dissous en provenance des compartiments atmosphériques et terrestres (Williams et al. 2010; Fasching et al. 2019) et des sources de CPOM que sont les détritus issus des écosystèmes terrestres(Figure 3). Dans les têtes de BV l'activité microbienne est en partie limitée par des apports en N et P généralement faibles dans ces écosystèmes oligotrophes (Danger et al. 2012; Graça et al. 2015). Dans certaines zones lentiques, ces organismes sont ensuite consommés par les protozoaires puis par des organismes planctoniques tels que les daphnies ou les rotifères (Lecointre et al. 2016).

Cette dégradation partielle par les bactéries et les champignons permet aux macroinvertébrés benthiques déchiqueteurs de consommer plus facilement les détritus organiques. Les groupes faunistiques des trichoptères, des plécoptères, certains diptères et majoritairement les crustacés amphipodes (gammaridés) assurent cette fonction de dégradation. Leurs fèces et pseudofèces alimentent le pool de FPOM. Quand elles sont en suspension dans la colonne d'eau, ces particules sont consommées par les invertébrés filtreurs. Les collecteurs actifs consomment les particules déposées et les racleurs se nourrissent du périphyton et du biofilm pouvant se développer sur le substrat ainsi que les FPOM qui s'y déposent. Les taxa considérés comme collecteurs actifs appartiennent à des groupes variés (éphéméroptères, trichoptères, plécoptères quelques diptères, lépidoptères et coléoptères). Les odonates et les mégaloptères ainsi que certains coléoptères, diptères, nématodes, plécoptères ou trichoptères, font partie des invertébrés prédateurs (Bundschuh and McKie 2016).

Enfin l'ichtyofaune des ruisseaux de première catégorie est dominée par des espèces rhéophiles (qui présentent une affinité pour le courant) et oxyphiles (qui ont besoin d'une importante concentration en oxygène dissous dans l'eau).

Ces espèces sont essentiellement des prédateurs qui se nourrissent des macroinvertébrés et de poissons plus petits. Les têtes de bassins versant en milieu montagneux qui présentent une forte pente et un courant fort sont peuplées par la truite fario (*Salmo trutta*), le vairon (*Phoxinus phoxinus*), la loche franche (*Barbatula barbatula*), le chabot (*Cottus gobio*).

1.2.2- Des paysages en contexte forestier

a) Liens hydrologiques et fonctionnels entre végétation terrestre et écosystème aquatique

Le couvert forestier modifie les flux hydriques au sein d'un bassin versant et la quantité d'eau météorique apportée au cours d'eau par l'intermédiaire de divers processus. Cette influence est étudiée depuis plusieurs décennies par des travaux dits sur « bassins versant appariés » (paired-catchment) qui consistent à comparer deux à deux les régimes hydriques de bassins versant similaires mais ayant des couverts forestiers de densités différentes (Bosch, J.M. and Hewlett 1982; Watson et al. 2001). Divers processus expliquent de quelle façon le couvert forestier modifie l'hydrologie d'un bassin versant:

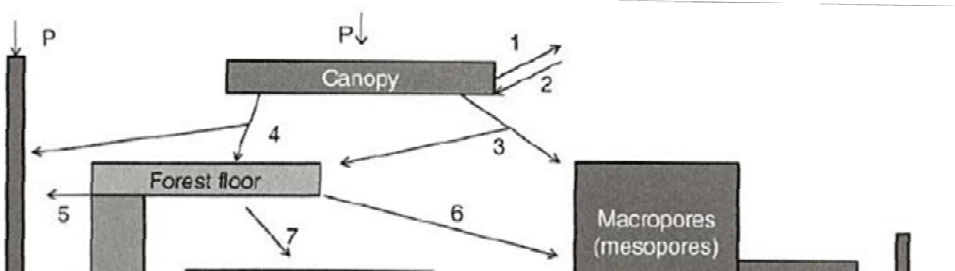
- Dans un premier temps, la canopée intercepte les précipitations en captant l'eau de pluie au niveau des feuilles et des branches. Une partie de l'eau ainsi captée va soit continuer sa migration vers le sol, en ruisselant sur l'arbre, soit s'évaporer (Bruijnzeel et al. 1987). Une fois au sol, l'eau peut emprunter diverses voies jusqu'au cours d'eau, chacune étant fortement dépendante de la présence d'un couvert forestier (Figure 4):

- une partie de l'eau va s'infiltrer dans le sol, laissant une autre partie ruisseler en surface jusqu'au cours d'eau, entrainant litières, minéraux grossiers et composés solubles. L'eau dans le sol va soit être captée par la matrice du sol, soit migrer à travers le réseau de fins conduits créés par le réseau racinaire.

- Si la matrice du sol arrive à saturation, l'eau va également être transférée directement depuis celle-ci vers le cours d'eau.

- Une partie de l'eau enfin ira alimenter le réseau d'eau souterraine et les nappes phréatiques.

Cette dynamique dépend de l'intensité des précipitations et de l'état du couvert forestier qui influencent chacun de ces processus. L'apport de litière et la formation d'horizons organiques, plus poreux et ayant une plus haute conductivité que les sols minéraux (Torres et al., 1998), augmentent le captage de l'eau dans les premiers centimètres du sol et la concentration en MO des eaux de surface et de saturation (Figure 4). Le réseau racinaire conditionne quant à lui fortement la perméabilité du sol et les flux d'eau souterrains par la création de petits canaux.



Légende

1.évaporation
2. condensation
3. ruissellement sur le tronc
4. précipitation au sol

Figure 4 : Représentation schématique des processus de migration de l'eau de pluie vers le cours d'eau, à travers les différents compartiments de la biosphère et du sol forestier au sein d'un bassin versant (d'après Amatya et al. 2016).

En plus d'influencer le cheminement de l'eau, le couvert forestier en capte une partie grâce à son réseau de racines. Le captage de l'eau nécessaire au métabolisme des arbres crée une perte de rendement hydrique au sein du bassin versant en raison du phénomène d'évapotranspiration qui rejette une partie de l'eau absorbée dans l'atmosphère (Zhang et al. 2001). Les échanges avec la canopée et les processus édaphiques varient fortement selon les espèces ligneuses considérées, ce qui rend indispensable d'étudier l'influence de la composition d'une forêt en même temps que sa densité. Le débit d'un cours d'eau est par conséquent très différent selon la nature et la densité de la végétation sur ses versants.

Outre ces aspects hydrologiques, la quantité et la qualité de la matière organique et des nutriments qui sont apportés aux écosystèmes aquatiques (en

termes de composition stœchiométrique) varient avec la composition taxonomique de cette végétation. Les proportions en C, N et P principalement sont déterminantes pour le fonctionnement biologique des écosystèmes (Benson et al. 2013; Gallay et al. 2018). Les assemblages d'espèces sont donc un facteur conditionnant les éléments nutritifs apportés au ruisseau (Lindeman 1942; Bernadet et al. 2010; Leite-Rossi et al. 2016).

b) Les forêts européennes en climat continental

Les milieux forestiers occupent 40% du continent européen et différents biomes peuvent être identifiés en fonction des contraintes climatiques (Walter 1979; Wolf-Crowther et al. 2011). Le domaine bioclimatique de l'Europe centrale s'étend entre la mer du Nord et la mer adriatique, de la France jusqu'aux limites orientales de la Pologne de la Slovaquie et de la Hongrie. Cette aire biogéographique est caractérisée par un climat tempéré continental, avec des influences océaniques dans la partie nord bordée par la mer du Nord. Les précipitations sont variables selon la localisation, allant de 500-700mm par an en plaine à 800-1500 mm par an sur les reliefs. Elles ont la particularité d'être abondantes toute l'année, les saisons étant moins marquées avec l'influence océanique, des températures maximales dépassant rarement les 30°C et des minimales ne descendant que rarement en dessous de -20°C (excepté dans les zones alpines), avec un hiver marqué. Ce climat étant favorable au développement des arbres (Heinz 1988), en l'absence d'actions humaines, l'ensemble de l'Europe centrale serait aujourd'hui occupée par des écosystèmes forestiers. Seuls les marais salants et les dunes venteuses dans les zones côtières, les tourbières, les zones rocheuses abruptes et les reliefs s'élevant au-delà de la limite climatique de développement des arbres (l'étage alpin, soit environ 2 200m), seraient dépourvus de forêts (Heinz 1988). Cependant l'usage des sols par les populations humaines a grandement réduit leurs superficies, et ce depuis le néolithique, au point que

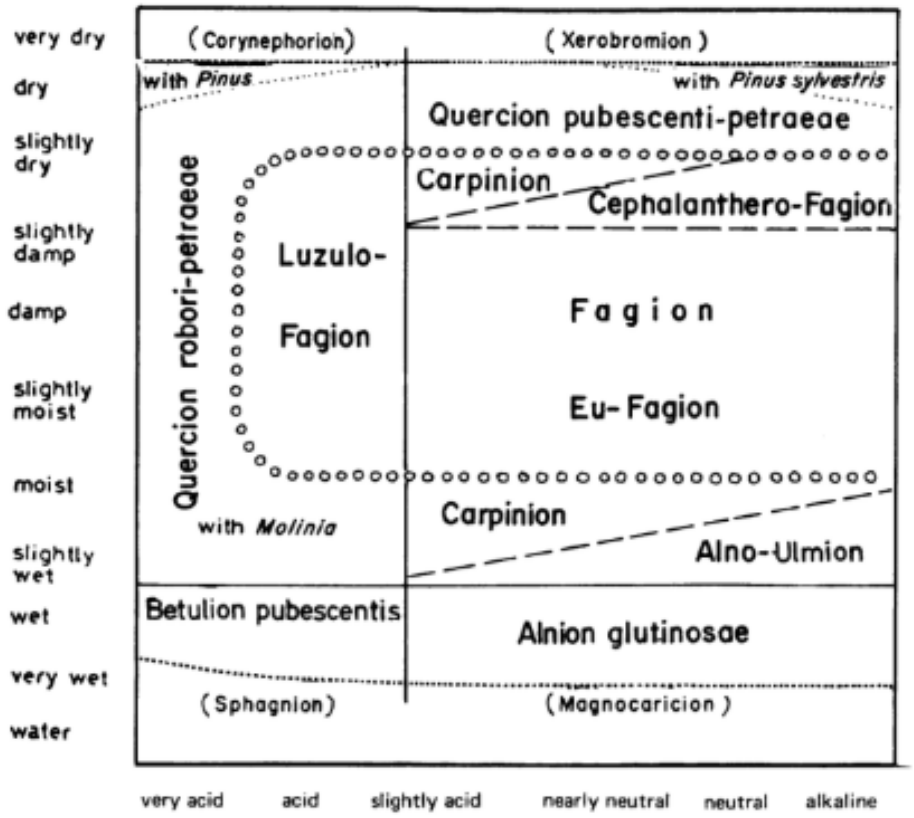
moins de 50% de ce territoire est aujourd'hui couvert par des forêts (Wolf-Crowther et al. 2011). Dans ces paysages fortement anthropisés, les têtes de bassins-versant (BV), généralement des zones montagneuses ou collinéennes avec de fortes pentes qui empêchent l'aménagement urbain ou agricole, peuvent présenter des superficies boisées importantes (excepté pour des altitudes supérieures à l'étage alpin) (Walter 1979; Amatya et al. 2016).

c) Biodiversité végétale potentielle

En l'absence de gestion sylvicole (influence anthropique), la composition floristique à un endroit et à un moment donné dépend du climat et des caractéristiques du sol. L'Europe centrale correspond à une aire biogéographique majoritairement composée de forêts de feuillus caducifoliée, caractérisée par différentes unités floristiques. Du point de vue de la végétation potentielle, l'unité la plus répandue en Europe centrale est la hêtraie (*Fagetalia ;* Figure 5; Heinz 1988; Falinski and Mortier 1996). Il s'agit de forêts dominées à maturité par le hêtre (*Fagus sylvatica*), naturellement capable de croitre à l'ombre et d'atteindre une grande taille (>40m), il est favorisé par les précipitations importantes. Il est associé à diverses essences appartenant à des groupes variés comme le chêne (*Quercus*), l'érable (*Acer*), le charme (*Carpinus*) ou le frêne (*Fraxinus*). La chênaie (*Quercion*) est naturellement la seconde unité la plus importante. Elle couvre une grande partie des plaines continentales mais cette distribution peut être due en partie à la gestion sylvicole qui a favorisé le chêne depuis le Moyen-Age. La hêtraie est d'avantage présente en milieu plus océanique et à des altitudes supérieures. Si la distribution des essences à l'échelle continentale est dépendante des paramètres climatiques (pluviométrie et température), à l'échelle d'un peuplement local en revanche la composition des communautés végétales est influencée principalement par les paramètres physico-chimiques du sol (humidité,

acidité, disponibilité en nutriment) et la luminosité (dépendante notamment de l'orientation du versant).

Figure 5 : Schéma de l'occupation des aires géographiques d'Europe



centrale par les alliances et suballiances des forêts décidus, en fonction de l'acidité et de l'humidité (d'après Heinz 1988)

Au sein de la hêtraie (*Fagion ; Fagetalia*) citée précédemment et qui couvre une grande partie des régions vallonées de l'Europe centrale, différentes sous-unités floristiques peuvent être identifiées. La sous-unité Luzulo-Fagion (Luzulo-Fagetum) occupe les sols de type moder (acides) notamment rencontrés dans les Vosges du Nord et est caractérisée par diverses espèces végétales qui dominent les différentes strate forestières (Heinz 1988; Schnitzler-Lenoble 2002; Barthélémy and Caraglio 2007): le hêtre (*Fagus sylvatica*) constitue l'essence dominante de la strate arborescente, le chêne pouvant localement être co-dominant. (Wolf-Crowther et al. 2011). L'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) et les saules (*Salix sp.)* sont généralement dominants dans les zones riveraines des

ruisseaux, et les sols hydromorphes. D'autres essences comme le bouleau (*Betula pendula*) et le frêne (*Fraxinus excelsior*) peuvent également se développer dans les ouvertures du couvert forestier (Heinz 1988; Mansion and Rameau 1989). Les espèces arbustives, qui se développent également dans les espaces ouverts, le sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*), le murier (*Rubus fruticosus*) ou le framboisier (*Rubus idaeus*). Les espèces pionnières, comme les bouleaux, ou se développant dans des conditions hygromorphes comme l'aulne, ont une croissance rapide au début de leur développement et forment des bosquets dans les zones ouvertes. Le hêtre a la capacité de se développer à l'ombre du couvert arborescent, les juvéniles peuvent donc former une strate arbustive sous les arbres adultes et croitre jusqu'à devenir dominant. La Luzule blanchâtre (*Luzula luzuloides*) est l'herbacée dominante dans des conditions de sol acide. Selon l'orientation du versant et la nature de la roche mère, sont également présentes d'autre espèces courantes sur les sols acides comme la myrtille (*Vaccinium myrtillus*), le polytric commun (*Polytrichum commune*) ou la callune (*Calluna vulgaris*). Les sols hydromorphes peuvent conduire au développement de tourbières formées par l'accumulation des sphaignes (*Sphagnum sp*.) servant ensuite de support au développement d'autre espèces végétales. La forêt ne se développe que dans les zones où les conditions climatiques et édaphiques sont propices aux arbres. Les assemblages d'essences à différentes échelles spatiales sont décrits par les travaux dits d'architecture forestière dans les années 90, qui établissent habituellement une hiérarchie à trois niveaux (Oldeman 1990; Schnitzler and Closset 2003; Barthélémy and Caraglio 2007). L'éco-unité correspond à une échelle locale (environ un ha) et est définie par les différentes espèces végétales qui peuvent se développer en fonction de leur écologie et des conditions abiotiques et biotique de l'habitat. L'écomosaïque correspond à un assemblage d'éco-unités, dépendant principalement des conditions micro-climatiques du paysage. Enfin l'écocomplexe est constitué par un ensemble d'écomosaïques d'une même région biogéographique.

L'évolution temporelle d'une éco-unité est conditionnée par sa composition floristique et des traits d'histoire de vie des espèces (vitesse de croissance, taille maximale, capacité de régénération). En partant d'un milieu ouvert en conditions favorables au développement des arbres, suite à un événement climatique (inondation, incendie naturel, tempête) anthropique (coupe à blanc, incendie volontaire) ou biologique (maladie, prolifération de ravageurs ou d'herbivores) une sylvigénèse va se mettre en place (dite secondaire lorsqu'elle se déroule sur un sol développé et non sur la roche mère). Une écomosaïque peut alors se mettre en place, se composant d'unité à différentes phase sylvigénétiques, faisant d'une forêt naturelle un environnement à l'équilibre dynamique dont la composition dépend de la fréquence des perturbations et de leur intensité (Heinz 1988; Schnitzler-Lenoble 2002). Les forêts d'Europe étant dans leur ensemble exploitées par les populations humaines depuis plusieurs millénaires, ces dynamiques sont influencées par des suppressions, prélèvement, sélections et implantation d'arbres sur l'ensemble du territoire forestier (Messerli et al. 2000; Kalis et al. 2003).

1.2.3- Impact de l'héritage des activités passées sur les écosystèmes : des mécanismes complexes

L'influence de perturbations anthropiques passées sur l'état actuel des écosystèmes aquatiques constitue un domaine transdisciplinaire encore peu documenté et dont les mécanismes sont mal connus. En Europe, depuis la fin du XIXème siècle, les forêts augmentent en superficie, parfois sur des sols dont la chimie a été drastiquement et durablement altérée par l'agriculture, l'élevage, la production de charbon, l'exploitation de minerai avec des concentrations en phosphore, nitrate, métaux ou matière organique anormalement élevées selon le type d'activité (Compton and Boone 2010; Lang et al. 2017). La dynamique forestière actuelle peut donc être influencée par les conditions édaphiques locales

(Dupouey et al. 2002; Cramer et al. 2008; Gómez-Luna et al. 2009). De plus la gestion forestière modifie généralement la sylvigenèse naturelle en favorisant certaines essences. La conséquence pour les ruisseaux est que les apports en litière peuvent s'en retrouver modifiés en terme de qualité et de quantité (Melillo et al. 1984; Ferreira et al. 2016) En 2011, Yamashita et al. ont montré un impact de l'histoire du bassin versant et notamment des activités de foresterie, sur la matière organique dissoute mesurée dans le cours d'eau associés. La composition des communautés biologiques aquatiques est également déterminantes dans l'efficacité de la décomposition de la litière (Bärlocher 2005; Scott et al. 2013).

En ce qui concerne l'influence directe des usages passés sur l'état des masses d'eau actuelles, la littérature est peu abondante. Des travaux récents de Martin et al. (2017) se sont basés sur la modélisation spatio-temporelle des flux d'eau souterraines et de surface au sein d'un bassin versant exploité. La migration de l'eau depuis la surface jusqu'au cours d'eau, à travers le compartiment souterrain, est ici un mécanisme pouvant expliquer des effets à long terme de l'usage d'un BV, sur son bilan hydrique et son fonctionnement hydrologique.

Des études paléolimnologiques sur les sédiments des plans d'eau peuvent permettre de reconstruire l'évolution temporelle à long terme de la qualité de l'eau, par l'analyse des quantités de diatomées ou des concentrations en phosphore dans les accumulations sédimentaires. Associées à des analyses palynologiques, elles peuvent révéler une influence des activités anthropiques sur cette qualité de l'eau, cependant ces travaux ne s'appliquent qu'à des paysages autour de grandes retenues d'eau. De nombreux travaux de ce type ont notamment été réalisés sur des lacs nord-américains (Dapples et al. 2002; Hyatt et al. 2011; Hawryshyn et al. 2012). Ces lacunes bibliographiques illustrent l'intérêt de la démarche mise en place durant ce doctorat. D'autres recherches étudient la résilience des écosystèmes aquatiques, autrement dit leur capacité à retrouver ou

non un état de référence suite à une perturbation, expliquant que certains paramètres que nous pouvons mesurer actuellement dans les cours d'eau, comme la diversité biologique, soient l'héritage d'une perturbation passée (Hermy and Verheyen 2007; Iwata et al. 2010).

Dans le Nord Est de la France comme dans une grande partie de l'Europe, les bassins versant ont tous pu être le théâtre de certaines activités anthropiques passées : la technique du charbonnage a été fortement utilisée dans les forêts afin de transformer le bois frais en charbon, une source d'énergie à fort pouvoir calorifique et facile à transporter (Nelle 2003). Cette activité a atteint son apogée à la fin du XVIIIème siècle avant que les énergies fossiles ne soit largement utilisées (Ludemann 2010) et a laissé dans le paysage des sites (nommés plateformes de charbonnage, sites de production de charbon, ou charbonnières, ce dernier terme désignant précisément les meules formées par le bois) riches en charbons résiduels. Les ruisseaux ont été également modifiés par la création d'étangs au fil de l'eau. Ceux-ci avaient pour but d'alimenter les populations en poissons et de permettre de transporter du bois par flottage (Buridant 2006). Ces deux types d'aménagement des paysages sont susceptibles de modifier à long terme les écosystèmes naturels.

2- Objectifs

2.1- Questionnement scientifique

Dans un contexte de changements globaux, connaitre l'évolution des systèmes qui subissent des pressions anthropiques, est aujourd'hui une priorité en vue de leur suivi, de leur conservation, ou de leur restauration (Steffen et al. 2011; Mondy et al. 2012). Nous faisons l'hypothèse que des perturbations ou des stress historiques localisés dans différentes têtes de BV peuvent être à l'origine de

changements pérennes dans les caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques de ces ruisseaux à l'heure actuelle. Plus particulièrement nous postulons que le fonctionnement actuel des cours d'eau de tête de bassin versant, est sous influence des facteurs anthropiques historiques suivants:

- Un changement potentiel de la composition du couvert forestier (sous influence de la sylviculture), qui peut entrainer une modification des apports en litière vers le ruisseau.

- La présence d'anciens sites de charbonnage dont le sol a été durablement modifié et qui peuvent influencer directement ou indirectement les flux de nutriments vers le compartiment aquatique.

- La construction de nombreux étangs au fil de l'eau, qui peuvent potentiellement modifier les caractéristiques écologiques d'un cours d'eau.

2.2- Aspects méthodologiques

Afin d'explorer ces hypothèses nous avons caractérisé l'état actuel des milieux aquatiques de plusieurs têtes de BV, et avons recherché l'existence éventuelle d'éléments anthropiques historiques à l'intérieur de chaque BV. Le parc naturel régional des Vosges du Nord (PNRVN), partenaire de l'Université de Lorraine dans l'Observatoire Homme-milieux du pays de Bitche (Labex DRIIHM, CNRS), mène depuis 2016 un observatoire de la qualité des cours d'eau des Vosges du Nord. Dans le but de comparer des systèmes semblables les uns des autres, les BV choisis sont localisés dans un périmètre restreint afin de présenter des

caractéristiques météorologiques, géologiques et topographiques similaires. Ce travail revêt un aspect prospectif, dans le sens ou l'état écologique des cours d'eau n'était pas connu et que l'histoire et les aménagements individuels de chaque BV n'ont pas été décrits au préalable.

Dans le second chapitre de ce mémoire de thèse, nous décrivons la méthodologie et les résultats d'une étude menée afin de caractériser l'état écologique de huit affluents de la rivière Zinsel du Nord (Figure 6). Pour chaque BV, deux stations situées en amont et en aval du cours d'eau nous ont permis d'en mesurer les paramètres physico-chimiques (température, pH, concentration en éléments chimiques), biotiques (IBGN, I2M2) et fonctionnels (dégradation de la matière organique). Un projet parallèle à ce doctorat mené par le PNRVN a également eu pour but de caractériser l'hydromorphologie de ces ruisseaux (profondeur, largeur de plein bord, mosaïque d'habitats, débit). L'intérêt de ces approches réside dans l'évaluation d'un ensemble de paramètres, chacun pouvant être révélateur de stress anthropiques variés.

Figure 6 : Exemples de stations d'étude de ruisseaux affluents de la Zinsel du Nord à différentes saisons (source : Philippe Wagner, David Gocel-Chalté)

Le troisième chapitre est composé d'une publication sur une étude d'écologie historique réalisée dans ces BV. La prospection et l'analyse des archives anthracologiques que constituent les plateformes de charbonnage anciennes nous ont permis de caractériser le passé récent des forêts de quatre sous-BV de la Zinsel du Nord (Figure 7). Des charbonnières identifiées et référencées *in situ* ont été mesurées et des fragments de charbon ont été prélevés de façon systématique.

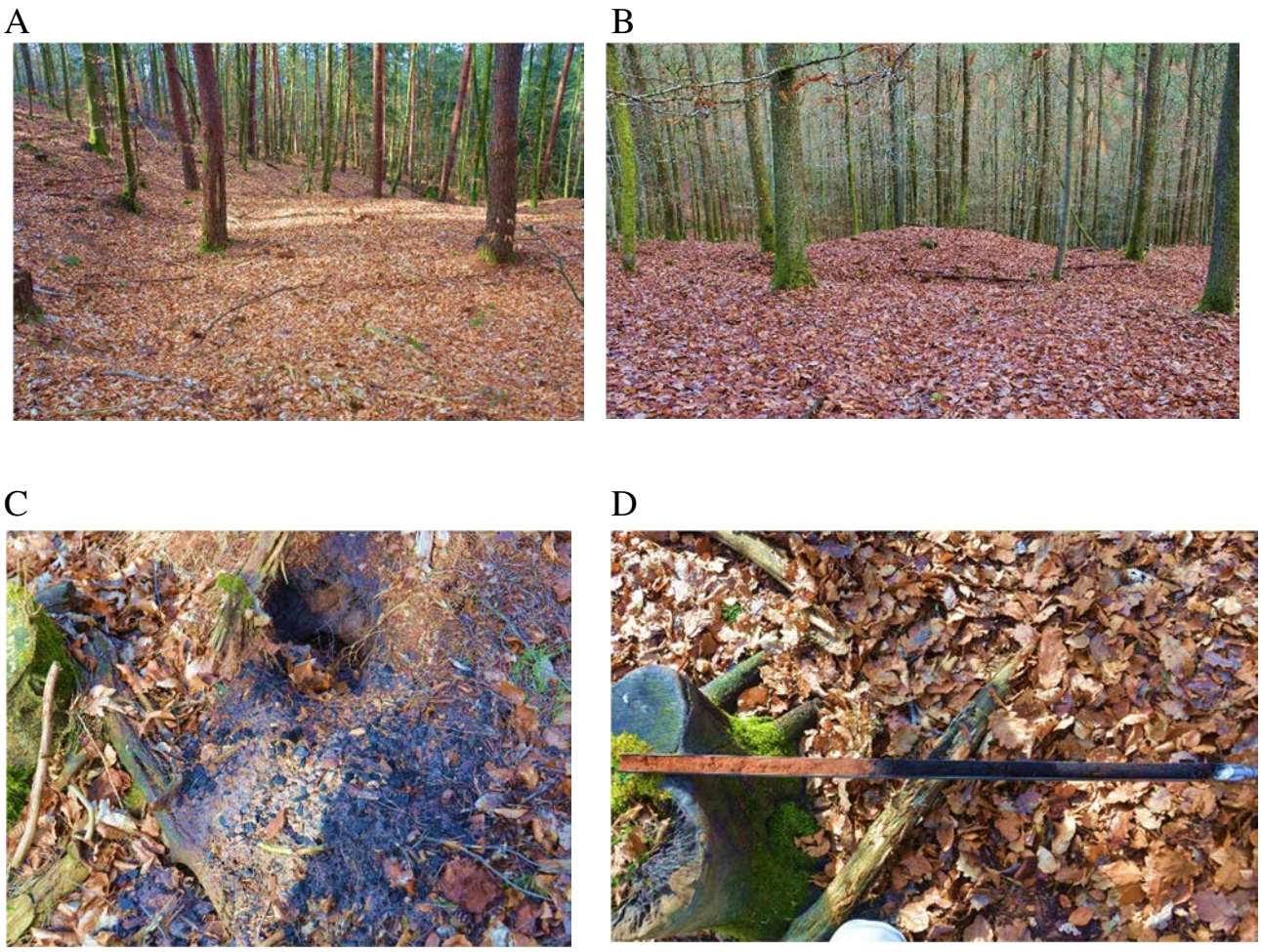


Figure 7. Exemples de sites de charbonnières dans une hêtraie au Nord de Mouterhouse (57 ; A, B), sol d'une charbonnière creusé par un animal laissant voir les morceaux de charbon enfouis (C), carottage sur un mètre de profondeur du sol d'une charbonnière, révélant un horizon de gré et un horizon charbonneux plus foncé en surface (D); (source : Philippe Wagner, David Gocel-Chalté).

Les identifications taxonomiques et la mesure des cernes de croissance permettent d'obtenir pour chaque charbonnière un spectre taxonomique et une estimation de la fréquence des classes de diamètre des troncs prélevés (

Figure 8). La date approximative d'exploitation de la charbonnière fut également déterminée par datation radiocarbone.

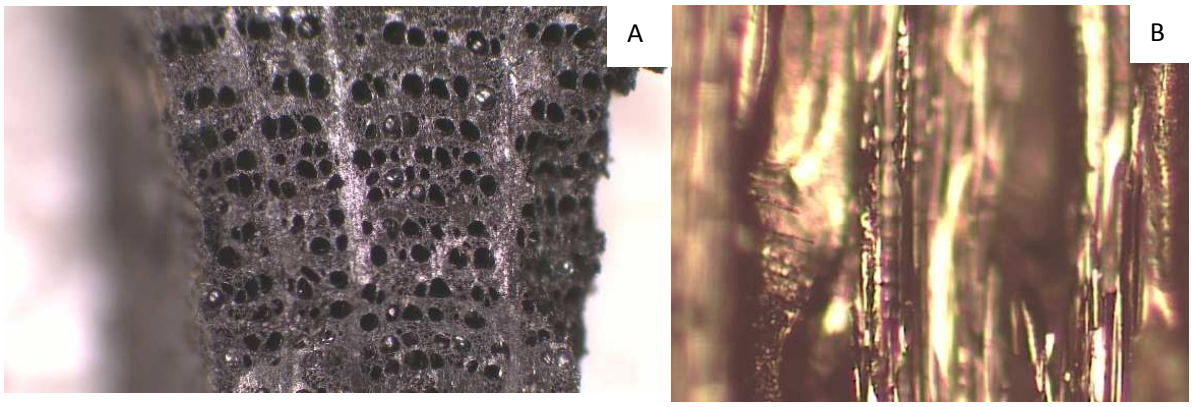


Figure 8 : Photographies d'une coupe transversale de charbon de bois de chêne observée à la loupe binoculaire (x10 ; A) et d'une coupe radiale de charbon de bois de bouleau observée au microscope optique (x200 ; B)

Cette étude nous a permis d'obtenir des données sur la composition forestière à haute résolution spatiale à l'échelle des têtes de BV. Associées à des données issues d'autres types d'archives, tels que des cartes anciennes, des diagrammes palynologiques ou des registres de martelages (Rochel 2017; Gouriveau et al. 2020), nous avons pu appréhender au mieux le passé de l'écosystème forestier dans sa composition et son étendue.

Dans un quatrième chapitre, nous présentons des travaux que nous avons menés pour comprendre dans quelles mesures la densité spatiale des charbonnières pourrait affecter la qualité actuelle des cours d'eau. Nous avons pu dénombrer les charbonnières présentes dans ces BV de façon (quasi) exhaustive

par l'utilisation de données LiDAR, une technologie de télédétection aérienne (Hutson 2015). Dans nos analyses, nous considérons les BV comme des entités aux conditions et à l'histoire écologique indépendantes.

Enfin, nous discuterons dans un dernier chapitre de la façon dont l'ensemble des facteurs anthropiques historique considérés peuvent être à l'origine de différences de caractéristiques écologiques entre les ruisseaux.

3- Site d'étude : Le bassin versant de la Zinsel du Nord

3.1- Localisation du secteur d'étude

Situées au Nord Est de la France à la frontière franco-allemande, les Vosges du Nord sont une région de collines situées sur grés vosgien, délimitée par la ville de Saverne (France) au Sud et qui s'étend dans la région du Palatinat allemand au Nord. Sa partie française est située dans le territoire du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord (PNRVN) qui est composé de 111 communes des départements de la Moselle (57) et du Bas-Rhin (67) (Figure 9). Ce massif est caractérisé par des collines s'élevant au maximum à 580m d'altitude (Grand Wintersberg, près de Niederbronn-les-Bains) et par des vallées encaissées situées à environ 200m d'altitude. Les Vosges du Nord sont parcourues par un réseau dense de cours d'eau de tête de bassin versant. La structure sableuse du grès vosgien draine fortement les eaux météoriques qui ruissèlent ensuite vers le fond des vallons en transportant des quantités importantes de sédiments (Perriaux 1961). Il en résulte un paysage accidenté aux vallées encaissées mesurant souvent seulement quelques centaines de mètres de large et plusieurs kilomètres de longueur.

Les bassins versant sur lesquels s'est focalisé le présent travail se situent au cœur de ce massif, sur le secteur amont de la rivière Zinsel du Nord, entre les

villages de Lemberg (57) et Zinswiller (67). Huit cours d'eau de tête de bassin versant, affluents de la Zinsel du Nord, ont été choisis en raison de leur intégration dans divers projets d'étude, menés par le PNRVN, l'Observatoire Homme-Milieux du pays de Bitche (OHM), et l'Agence de l'eau Rhin-Meuse: le Krappenthalbach (KRA), le Bildmuehle (BIL), le Klein Schaer (KLE), le Weissbach (WEI), le Bitscherthalbach (BIT), le Lindel (LIN), le Rehbach (REH) et l'Aspenthalbach (ASP; Tableau 1). Ces huit ruisseaux drainent des têtes de bassin versant et sont des cours d'eau de rang 1 à 2 selon la classification de Strahler (Strahler 1974; Figure 9).

Tableau 1 : Caractéristiques générales des 8 cours d'eau

Toponymie	Longueur (m)	Alt. amont (m)	Alt. aval (m)	Superficie BV (ha)	Orientation
Aspenthalbach	1277	225	193	186	SO-NE
Bildmuhele	2001	350	246	303	NO-SE
Bitscherbach	2207	251	234	514	N-S
Klein Shaer	1307	309	245	133	SO-NE
Krapenthalbach	1749	289	246	261	SO-NE
Lindel	2589	239	213	386	N-S
Rehbach	4879	298	198	826	O-E
Weissbach	2868	289	234	284	N-S

Des étangs artificiels ont été aménagés sur un grand nombre de ruisseaux des Vosges du Nord. Dans le bassin versant de la Zinsel du Nord, 37 étangs sont aujourd'hui présents sur les cours d'eau de tête de bassin versant comme sur le cours principal de la Zinsel du Nord (Clavreul 2018). Ces étangs ont une superficie généralement inférieure à un demi-hectare, mis à part les étangs de Baerenthal (18,46 ha) et les trois étangs de Mouterhouse (6,9 ha ; 2,3 ha et 1,5 ha). Sur les huit cours d'eau étudiés, 22 étangs sont actuellement présents, en incluant l'étang du KRA pour lequel un contournement a été construit, et les nombreux petits étangs du REH dont l'énumération est complexe en raison de leur juxtaposition. De nombreux étangs ont été construits au cours du temps et certains n'existent plus aujourd'hui (Figure 13). L'ASP et le KLE sont les deux seuls ruisseaux étudiés à être dépourvus d'étangs.

Les faciès d'écoulement de 6 cours d'eau ont été mesurés en 2018 afin d'évaluer les effets de travaux de suppression d'étangs (Clavreul 2018). Ces analyses hydromorphologiques ont révélé une dominance des zones de plat courant (de 23 à 37%), des radiers (de 18 à 37%) et des mouilles de concavité (de 8 à 22%). Les chenaux, lentiques ou lotiques, et les plats lentiques, qui caractérisent généralement les cours d'eau de catégories supérieures, représentent moins de 10 % cumulés du faciès des ruisseaux sans étangs. Ces analyses ont également révélé des charges solides variant fortement entre les cours d'eau et le long de leur linéaire : le REH montre une charge solide de 3,9 $kg.j^{-1}$ en moyenne à l'amont et de 51,3 $kg.j^{-1}$ à l'aval tandis que sur le WEI, une charge solide moyenne de 155 $kg.j^{-1}$ a été mesurée. Cette étude a notamment révélé que la suppression des étangs avait un impact sur ces paramètres, notamment sur la proportion de radiers dans les faciès d'écoulement qui a tendance à augmenter suite à leur suppression.

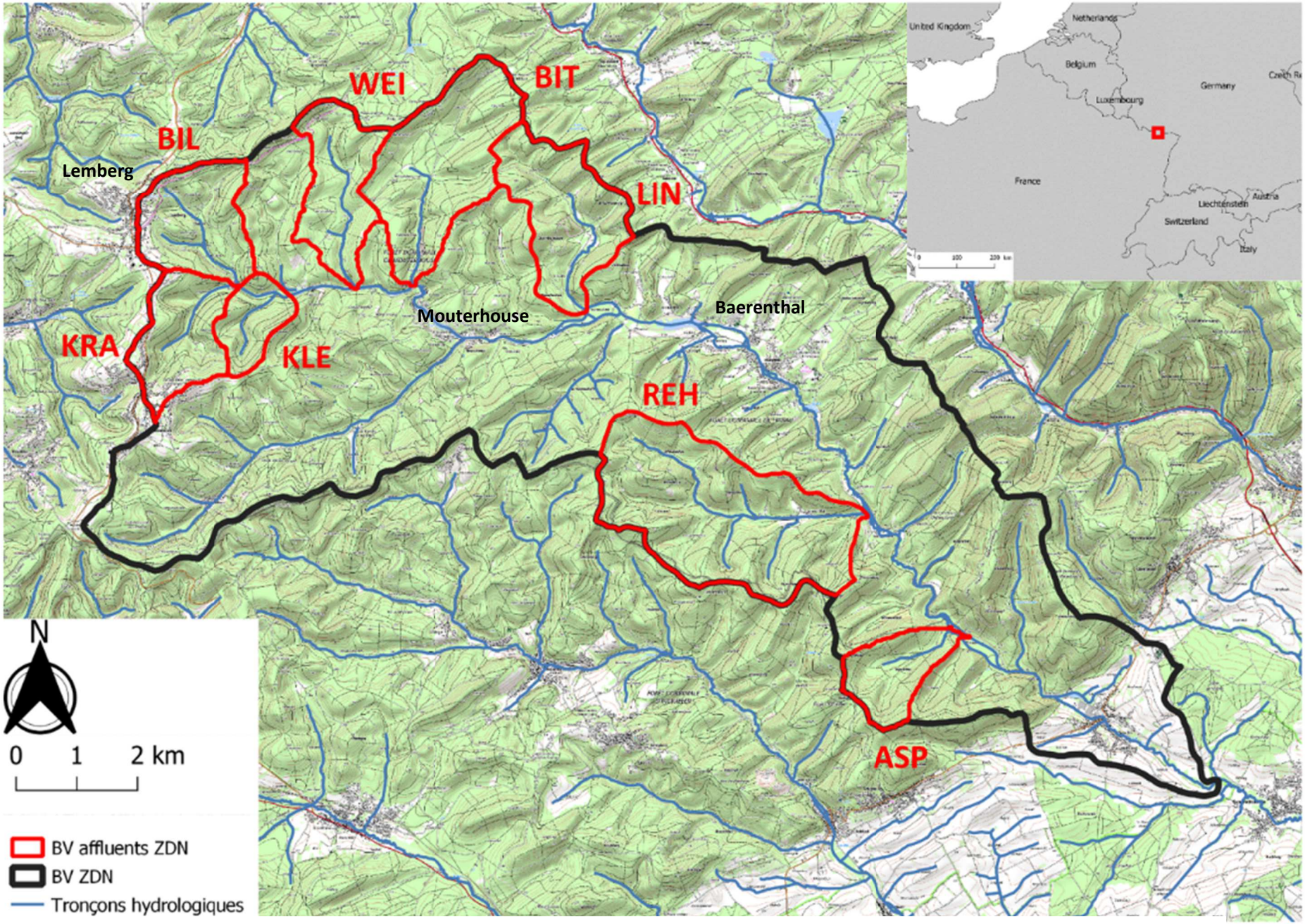


Figure 9 : Bassin versant de la Zinsel du nord (noir) et sous bassins versants (rouge) de huit de ses affluents au sein du massif des Vosges du Nord : le Bildmuehlebach (BIL), le Krappenthalbach (KRA), le Klein Shaerbach (KLE), le Weissbach (WEI), Bitscherbach (BIT), le Lindelbach (LIN), le Rehbach (REH) et l'Aspenthalbach (ASP). En noir sont indiqués les noms de certaines communes proches de ces ruisseaux

3.2- Climat

Des données météorologiques de 2009 à 2019 sont disponibles pour la station météorologique de Mouterhouse (57 ; données : *Météo-France*), située au centre de la zone d'étude. Les données sont exprimées en moyenne annuelle sur cette période de temps. Les précipitations moyennes annuelles sont de 944 mm, la moyenne annuelle des températures est de 10,3°C. La durée d'ensoleillement annuelle moyenne est de 72,5 jours.

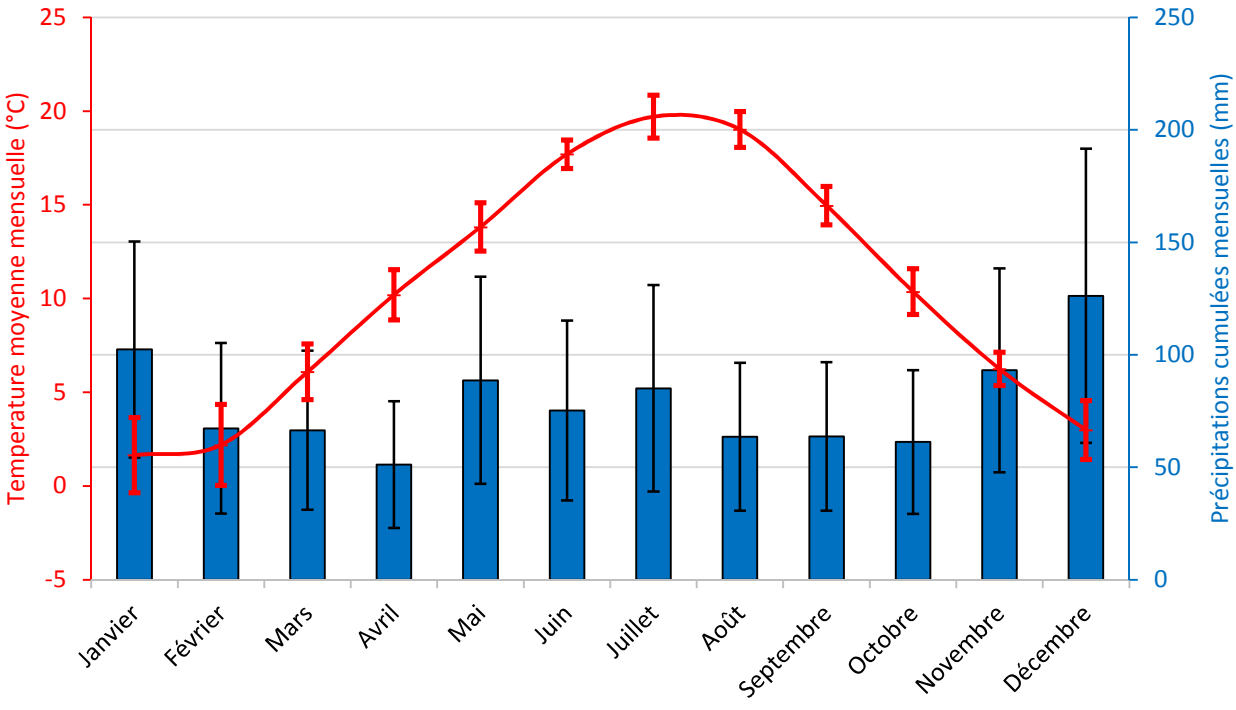


Figure 10 : Diagramme ombro-thermique du village de Mouterhouse des températures mensuelles moyennes et des précipitations mensuelles cumulées (moyenne et écart-type de la période 2009 - 2019)

3.3- Géologie

La Zinsel du Nord prend naissance sur la zone limitrophe de la formation gréseuse des Vosges du Nord, délimitée à l'Ouest par une formation carbonatée, le plateau Lorrain. Elle s'écoule dans une direction Nord-Ouest à Sud-Est sur une succession de diverses formations appelées grès du Buntsandstein (Figure 11). Les cours d'eau les plus à l'amont que sont le Krappenthalbach, la Bildmuhele et le Klein Shaer prennent naissance sur du Grès vosgien supérieur et sur du Grés à Voltzia, les deux strates étant séparées par le conglomérat principal du Grès vosgien. Vers l'aval, la Zinsel du Nord et ses autres affluents évoluent sur du Grès vosgien supérieur et du Grès vosgien inférieur. Les fonds de vallons sont constitués de formations colluviales holocènes. En aval de la confluence avec l'Aspenthalbach, la rivière quitte les formations gréseuses et s'écoule sur les formations alluviales complexes du fossé rhénan (d'après la Carte géologique de la France à 1/50 000 ; 1989). Les types de grès rencontrés possèdent les caractéristiques suivantes (Perriaux 1961) :

-Le Grès vosgien inférieur : il contient des galets ainsi que des nodules d'oxyde de manganèse et est considéré comme feldspathique

-Le Grès vosgien supérieur : il ne contient généralement pas de galets ni de nodules d'oxydes de manganèse et contient moins de feldspath que le grès vosgien inférieur, de ce fait il n'est pas considéré comme feldspathique.

-Le conglomérat principal du Grès vosgiens : il présente la même composition que le grès vosgien sous-jacent avec des concentrations en feldspaths comprises entre 8 et 15%. Il présente en revanche de fortes quantités de galets composés de quartz, de quartzite et de lydienne et il a toujours une couleur brun-rouge.

-Le Grès à Voltzia : il est divisé en deux sous-groupes, le gré à meule de couleur gris-beige, parfois jaune et le grès argileux le plus souvent de couleur « lie de vin » parfois gris ou beige. Dans les deux cas, le grès à Voltzia est distinguable des grès précédents grâce à sa granulométrie très fine (en moyenne inférieur à 0.15 mm). Ce sont des grès feldspathiques présentant également des micas en faible teneur.

Cependant, les quatre types de grès rencontrés dans les bassins versant étudiés montrent des variations de composition minérale (Figure 11). Les feldspaths en particulier, des minéraux qui selon leur nature sont riches en alcalins (K^+, Na^+) (feldspaths alcalins) ou en calcium (Ca^{2+}) (feldspaths plagioclases), présentent des différences de taux selon le type de grès. La géochimie a une influence importante sur les caractéristiques des milieux aquatiques (Reimann et al. 2009) car elle est à l'origine des éléments solubles transportés par les eaux de ruissèlement (Williard et al. 2005; Chuman et al. 2013).

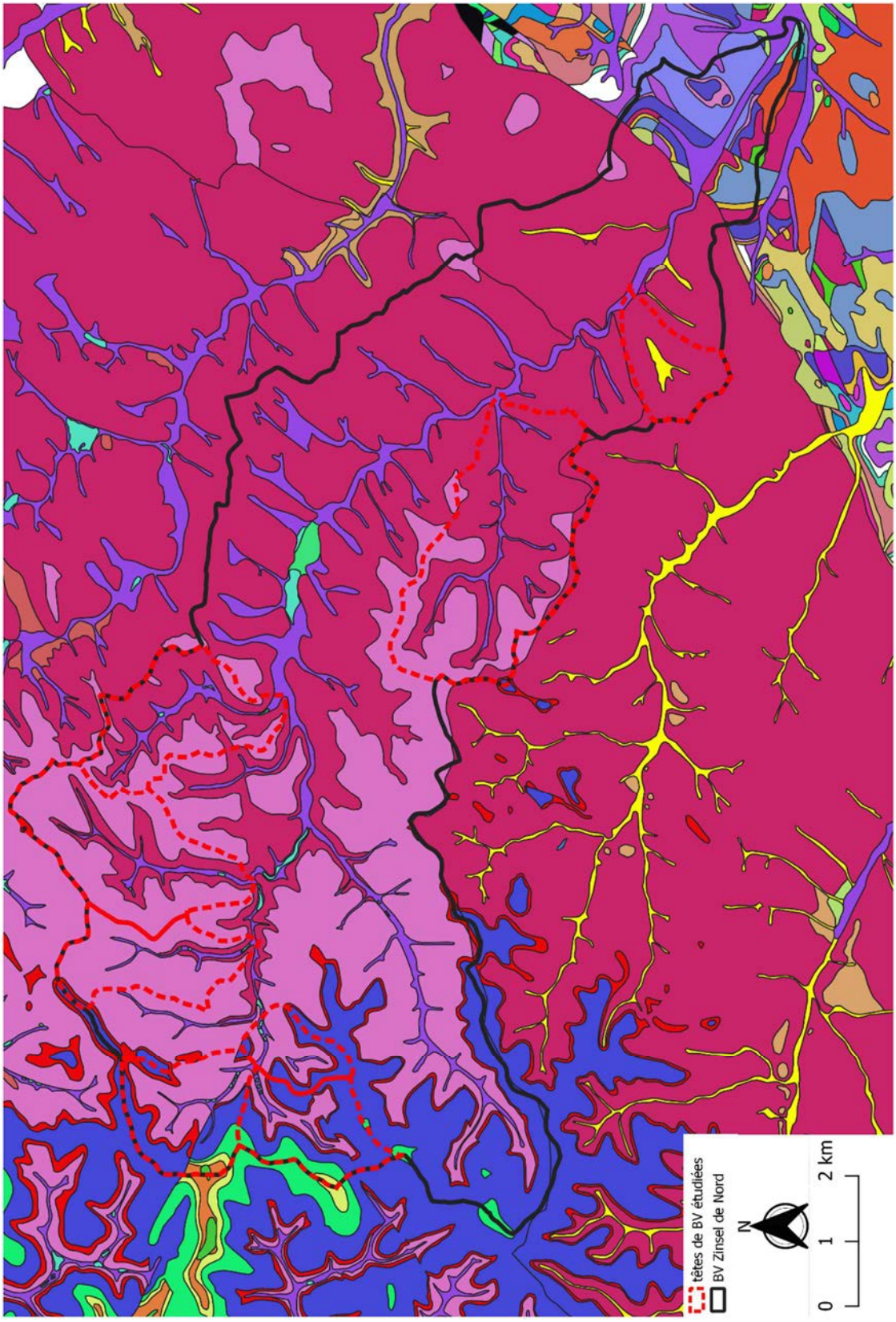


Figure 11 : carte géologique de du bassin versant de la Zinsel du Nord. (donnée : BRGM, carte géologique au 1/50 000 ème)

Légende : géologie du bassin de la ZDN

massif des Vosge du Nord

- Alluvions fluviatiles récentes à actuelles
- Conglomérat à galets de quartz et quartzite (Buntsandstein moyen)
- Dépôts tourbeux récents
- Grès grossier à passées conglomératiques (Grès Vosgien inférieur) (Buntsandstein moyen)
- Grès micacés à plantes ("Grés à Voltzia") (Buntsandstein supèrieur)
- Grès micacés lie-de-vin (Buntsandstein supérieur)
- Grès moyen à stratification horizontale (Grès Vosgien supèrieur) (Buntsandstein moyen)
- Réseau hydrologique

fossé rhénan

- Alluvions anciennes rhénanes Mindel (Pléistocène)
- Argiles de Levallois argiles ocre rouge rhétiennes
- Argiles d'Obermodern et calc. à Echioceras raricostatum
- Calcaires et marnes à Gryphaea arcuata
- Colluvions : argiles, sables, cailloux
- Conglomérat principal ou Poudingue de Ste Odile (Buntsandstein moyen supèrieur)
- Formations d'épandage de piedmont (glacis caillouteux) non daté
- Grès rhétien (Grès infraliasique)
- Grès rhétiens et Argiles rouges
- Loess et lehms anciens à récentes
- Marnes à nodules ou Marnes à ovoïdes
- Marnes à Zeill. Numismalis et Calc. à Davoei
- Marnolites vertes et dolimitiques des Marnes irisées supèrieures

3.4- Occupation des sols

La grande majorité du territoire des Vosges du Nord est forestière. Sur les 8 918 ha du bassin versant de la Zinsel du Nord, les écosystèmes forestiers en représentent 83%. Les écosystèmes forestiers locaux sont dominés par 5 taxa : le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*), le chêne sessile (*Quercus petrea*), le chêne pédonculé (*Quercus robur*), le hêtre (*Fagus sylvatica*) et l'épicéa (*Picea abies*) (Muller 1992, 2005; Richter et al. 1996). Les conifères représentent environ 30% du couvert forestier total (données : *Office National des forêts 2012*). Dans les fonds de vallons, on retrouve quelques parcelles ouvertes destinées à la fauche ou au pâturage, mais leur superficie est très faible, la déprise agricole observée ces dernières décennies amenant à une fermeture progressive de ces milieux (Dupré 2005). On y retrouve également des espèces ligneuses plus adaptées aux zones de ripisylves comme par exemple l'aulne (*Alnus glutinos*a), le tremble (*Populus tremula*) ou encore le saule (*Salix sp*). (Mansion and Rameau 1989). Une grande partie des forêts sont domaniales (7 608 ha), le reste étant des forêts communales (498 ha).

La topographie locale très vallonnée influence l'occupation du territoire, les villages et les zones agricoles occupant uniquement les fonds de vallons étroits (Figure 9), ou alors le plateau lorrain à l'ouest. Le tissu urbain dans les limites du bassin versant de la Zinsel du Nord représente 2,6% du territoire, il est très discontinu et est concentré dans les villages de Mouterhouse, Baerenthal, Lemberg et Goetzenbruck. Le reste du bassin versant est occupé par des prairies de fauche ou des pâturages (3%) et des agrosystèmes de culture (1,6%) (Données : *CORINE Land Cover 06*). En se focalisant sur l'occupation des sols des huit têtes de bassin versant étudiées, le KRA et le BIL sont les seuls à présenter une partie urbaine dans leur limite (Figure 12).

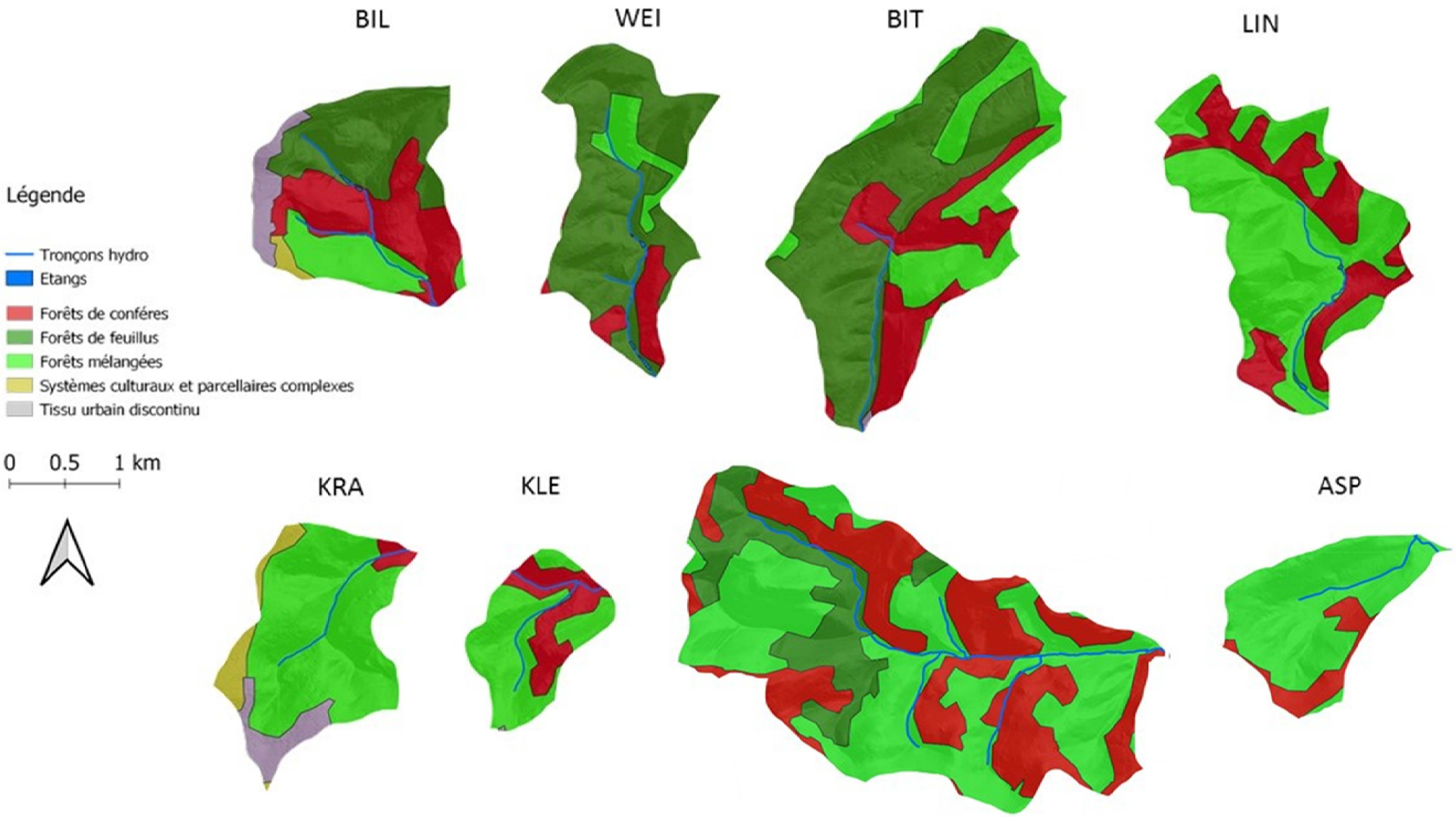


Figure 12: Occupation du sol des 8 bassins versants étudiés selon la base de données CORINE Landcover 06

De nombreux étangs sont présents dans le paysage des Vosges du Nord. Ils furent aménagés sur les ruisseaux au cours des derniers siècles afin de fournir divers services au sein de ces vallées exiguës n'offrant que peu de possibilités pour développer une agriculture extensive (Peltre 1980; Touchart and Bartout 2010; Ignatius and Rasmussen 2016). Les étangs aménagés dans le village de Mouterhouse ont pu être utilisés pour fournir de l'eau aux forges locales et ont donc été créés en lien avec l'activité industrielle. Dans la vallée du Rehbach, de nombreux petits étangs sont utilisés depuis leur création (et encore aujourd'hui) pour la pisciculture ou le loisir. De façon plus générale, à l'échelle du massif des Vosges du Nord, les étangs ont été créés pour le loisir et l'alimentation en eau et en poisson, et également pour le flottage du bois (Rochel 2004; Jéhin 2004). Cette dernière activité était en lien avec l'exploitation forestière et a été largement employée, notamment au XVIIIème siècle, pour transporter le bois de construction vers les parties avales des zones forestières (Buridant 2006). A notre connaissance, aucune archive écrite existante ne permet de connaitre la date précise de création de chacun de ces étangs, cependant leur présence peut être vérifiée et datée de façon relative sur des cartes historiques (Figure 14). Ainsi, il est possible de déterminer un intervalle de temps durant lequel un étang fut construit en constatant son apparition entre deux cartes datées (Figure 13). De la même façon, il est possible d'estimer un intervalle de temps dans lequel il a été effacé. La présence des étangs a été recherchée sur les cartes de Cassini (XVIIIeme siècle), la carte d'état-major (1820-1866), et les cartes IGN de 1950, 1965 et 2015. Sur la carte de Cassini, les étangs sont représentés par une zone hachurée à l'arrière d'une ligne représentant la digue. Sur les autres cartes, ils sont représentés par une surface de la même couleur bleue que les lignes représentant les ruisseaux (Figure 13). Les étangs n'ont pas de dénomination toponymique, à l'exception de l'étang « klein» sur la partie aval du Rehbach. Nous avons choisi

de les numéroter dans l'ordre croissant, de l'amont vers l'aval (Tableau 2), l'ordre étant respecté même si l'étang n'existe plus aujourd'hui.

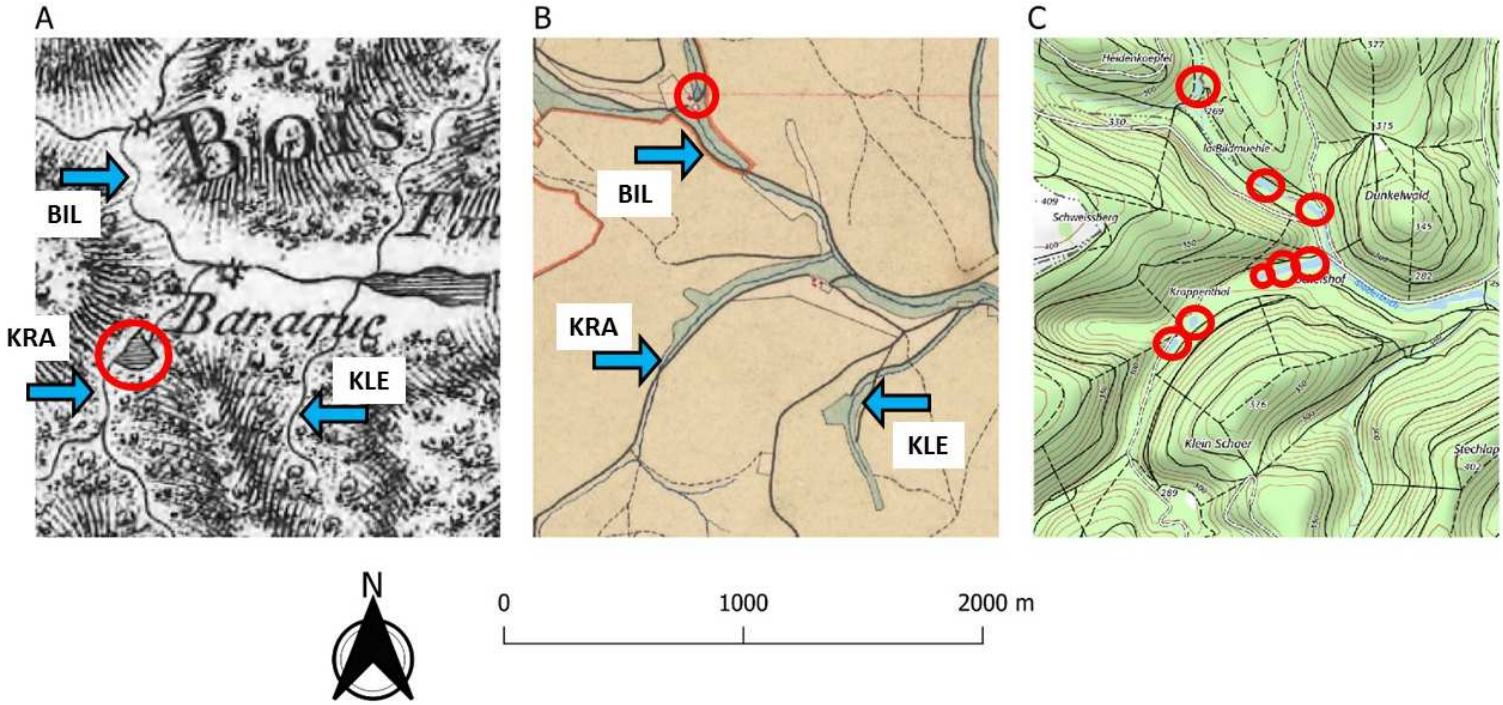


Figure 13 : Exemple d'illustration cartographique : ici à l'extrême amont du bassin de la ZDN au niveau de la confluence entre le Krappenthalbach (KRA), le Bildmuhele (BIL), et le Klein Shaer (KLE), marqués par les flèches bleues, avec la Zinsel du Nord. A) sur la carte de Cassini, B) la carte d'état-major et C) la carte IGN 2015 (source : IGN). Les étangs identifiés sur les cartes pour ces trois cours d'eau sont entourés en rouge.

3.5- Historique des activités humaines

3.5.1- Du paléolithique à la fin de l'antiquité

Les premiers indices connus de présence humaine dans les Vosges du nord sont datés du paléolithique supérieur (Touzé et al. 2016). Les populations locales sont restées faibles et fluctuantes durant l'holocène, en témoignent plusieurs événements d'aménagements du territoire identifiés dans diverses localités. Des

habitats gallo-romains indiquent une urbanisation rurale durant l'antiquité (Schmit et al. 2008).

3.5.2- Le moyen-âge et les modifications de l'hydrologie

Les vestiges datant du haut moyen-âge sont peu nombreux. Il faut attendre la christianisation durant la deuxième moitié du premier millénaire pour voir s'établir de nouvelles populations essentiellement composées de religieux (Schmit et al. 2017). Cette communauté moniale va aménager certains fonds de vallons et construire des étangs destinés à la pisciculture. Pour autant, les activités humaines vont rester restreintes dans toutes les Vosges du Nord comparativement aux territoires voisins de l'actuelle région Grand Est pendant plusieurs centaines d'années (Jéhin 2004). Les étangs et les vestiges d'étangs les plus anciens identifiables de nos jours datent de cette période. De nombreux autres réservoirs seront créés tout au long de l'histoire pour répondre aux besoins alimentaires des populations mais également pour l'utilisation de l'énergie hydraulique par les moulins de certaines industries (Peltre 1980).

3.5.3- De la fin du moyen-âge à nos jours : une industrialisation modeste

Dans la vallée de la Zinsel du Nord, les premières manufactures importantes furent implantées aux abords du village de Mouterhouse au début du XVIIème siècle. Il s'agissait d'une forge, d'un fourneau et d'un marteau destinés à la transformation du cuivre. Cependant l'activité de cette industrie s'arrête en raison des destructions provoquées par la guerre de 30 ans qui a ravagé la région (1618-1648). L'activité économique ne reprend dans le pays de Bitche qu'à partir de la fin du XVIIème siècle. Le site des forges de Mouterhouse est racheté au début du VIIIème siècle et des bâtiments sont

construits afin de relancer l'activité sidérurgique (Jacops et al. 1990; Dupré 2005; Figures 13 et 14).

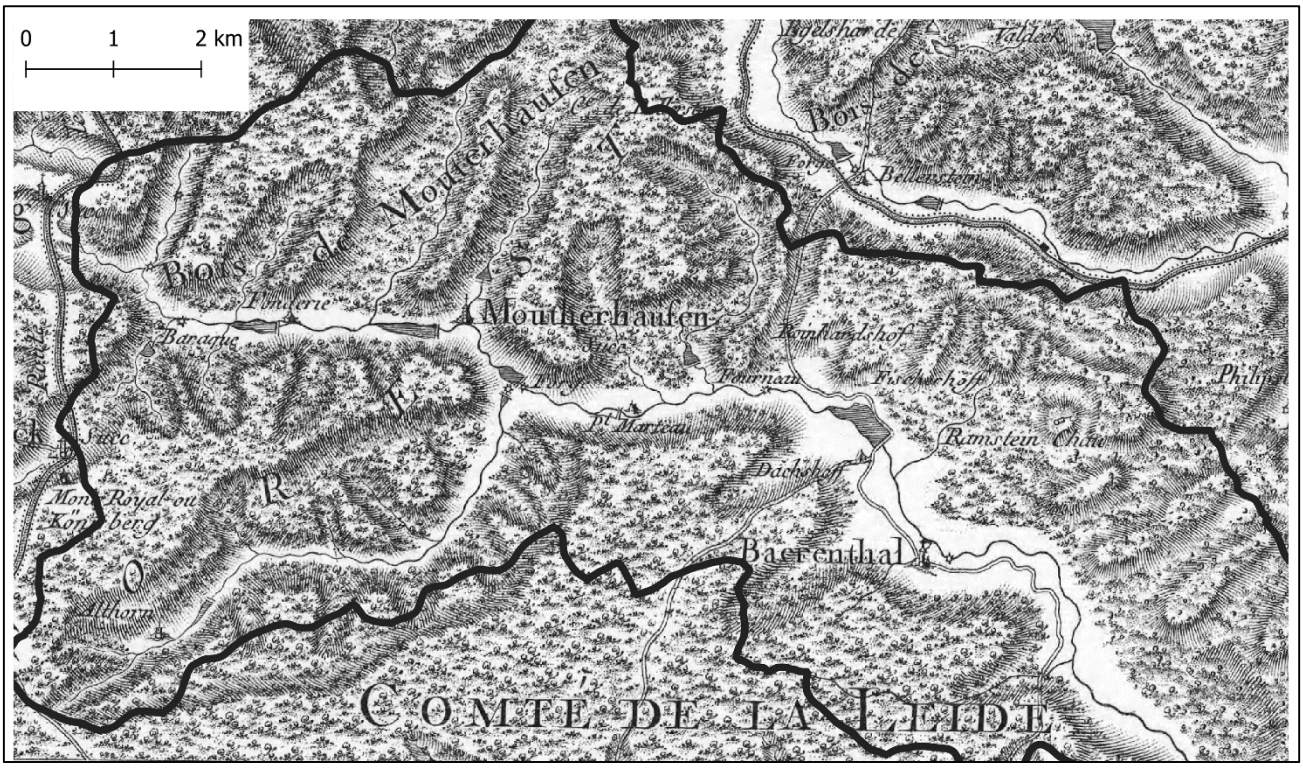


Figure 14 : Limites de l'amont du bassin de la ZDN sur la carte de Cassini (XVIIIème siècle). Sont notamment visibles divers lieux de transformation des métaux, autour du village de Mouterhouse (Moutherhauſen) nommés Fonderie, Forge, Petit Marteau et Fourneau. Des étangs sont également visibles sur la Zinsel du Nord et sur certains affluents

Une forge industrielle destinée à l'affinage de la fonte pour la production d'acier est également construite à proximité du village de Baerenthal en 1700 (Verronnais 1992,). Si l'on peut déjà parler d'usine au moment de la (re)construction des forges dans ces deux villages, elles vont connaitre une croissance d'activité durant l'industrialisation européenne du XIXème siècle en produisant chacune annuellement plusieurs centaines de tonnes de fer et d'acier (Dupré 2005). Les forges transformaient majoritairement de la matière première (minerais) provenant d'autres régions et aucune extraction minière locale d'importance n'est connue. En revanche les besoins en énergie étaient couverts par les forêts environnantes. En effet, le charbon de bois est une source d'énergie

à la fois efficiente et disponible en grande quantité dans les régions disposant d'importantes ressources forestières. Cette source d'énergie était encore fortement produite avant l'utilisation de combustible fossile, comme le charbon de houille et le pétrole. La sidérurgie était fortement demandeuse en combustible pour alimenter les fours de forges et les résidences des ouvriers, ainsi les parcelles forestières allouées aux forges serviront en grande partie à produire du charbon (Dietrich 1799; Jéhin 2004). Cette activité durera jusqu'au début du XXème, mais après la première guerre mondiale les commandes d'acier seront faites à d'autres fabriques, plus modernes et les sites seront abandonnés (Peltre 1980; Jacops et al. 1990).

CHAPITRE 2 : CARACTERISATON DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES COURS D'EAU

1- Introduction

1.1- Les têtes de bassin versant

Les têtes de bassin versant correspondent aux extrémités amont du réseau hydrographique continental. Plusieurs définitions peuvent exister pour les caractériser mais il est communément admis que ce terme désigne les bassins versant des cours d'eau dont le rang de Strahler (Strahler 1974) est inférieur ou égale à deux, dont la pente est supérieur à 1% et qui présentent un faible débit. Ce sont généralement des milieux oligotrophes (Fisher and Likens 1973) dans lesquels le développement des producteurs primaires est fortement limité par le manque de luminosité qui parvient au compartiment aquatique (Annexe 3), le rayonnement étant intercepté par la végétation rivulaire environnante (Cummins et al. 2008). Ces cours d'eau de petite taille sont souvent situés dans des zones peu urbanisées. Par conséquent, leur état écologique et leur fonctionnement ont été peu considérés jusque dans les années 2000. Depuis deux décennies, une attention croissante est portée à ces ruisseaux afin de mieux comprendre leur fonctionnement, de caractériser leur état écologique et, dans le cas où celui-ci serait dégradé, d'optimiser leur restauration (Meyer et al. 2007). Deux raisons principales expliquent ce gain d'intérêt :

Bien que leur gabarit soit restreint, les cours d'eau d'ordre 1 à 2 représentent une proportion importante du réseau hydrographique. Suivant les régions du globe, entre 50 et 80% du linéaire du réseau hydrographique correspond à cette catégorie (Montgomery and Buffington 1995; Benda et al. 2005).

Ces milieux procurent de nombreux services écosystémiques en raison de leur forte relation avec les compartiments terrestres. Ils hébergent des habitats et des réseaux trophiques spécifiques, jouent un rôle dans la régulation thermique et le

transfert de sédiments (Lowe and Likens 2006). En outre, le concept de continuum des rivières prévoit que les cours d'eau de rang supérieur situés à l'aval sont directement dépendants des conditions des milieux situés dans les zones apicales des bassins versants (Cummins et al. 2008). Le maintien du bon état écologique des cours d'eau de tête de bassin versant apparait donc primordial pour l'acquisition de la qualité des masses d'eau situées à l'aval (Meyer et al. 2007). Dans ce but, le parlement européen mettait en place en 2000 la directive cadre sur l'eau (DCE), qui établissait un cadre politique global dans l'union européenne afin de protéger et restaurer l'état des écosystèmes aquatiques d'eau douce, saumâtres et côtières.

Dans le cas de cours d'eau drainant un bassin versant forestier, il est généralement considéré que les activités anthropiques ont un faible impact sur la qualité du milieu aquatique, en raison de l'absence d'activités agricoles, industrielles et urbaines. Le couvert forestier, en particulier la végétation rivulaire, détermine pour partie le fonctionnement écosystémique des ruisseaux par l'apport de matière organique végétale grâce à la production de litière (Bärlocher and Corkum 2003; Lecerf and Chauvet 2008; Crenier et al. 2017). Le bilan hydrique du bassin versant est également affecté par le couvert forestier qui modifie la perméabilité des sols (Bruijnzeel et al. 1987; Watson et al. 2001; Amatya et al. 2016). Malgré leur localisation (i.e., en général en amont d'activité anthropiques actuelles), les cours d'eau en contexte forestier peuvent présenter des écarts au bon état écologique, potentiellement imputables pour partie à des activités anthropiques passées qui ont pu modifier l'écosystème forestier de façon durable (Martin et al. 2017). Ainsi, il est possible que les usages passés des surfaces actuellement boisées aient affecté voir supprimé le couvert forestier à un moment donné, modifiant ainsi la dynamique forestière (Ludemann 2011; Larsen et al. 2016), mais également les propriétés du sol (Malcolm et al. 2014; Borchard et al. 2017) en particulier dans le cas d'usages agricoles (Ertlen et al. 2010). A ces

activités passées peuvent s'ajouter des modifications anciennes de l'hydromorphologie des cours d'eau. En effet les cours d'eau français ont été en grande partie modifiés par l'installation de seuils, de barrages, la création de plan d'eau, par l'artificialisation des berges et par la correction des tracés des lits mineurs (Downing et al. 2006; Lepori et al. 2011; Ignatius and Rasmussen 2016). Les dépôts atmosphériques sont également des facteurs de dégradation des milieux aquatiques et sont à l'origine de problèmes d'acidification dans de nombreux cours d'eau de l'hémisphère nord (Schindler 1988; Driscoll et al. 2006). En France, les processus d'acidification ont altéré la qualité de nombreux cours d'eau du massif vosgiens (Dangles et al. 2004; Ferreira and Guérold 2017) y compris dans les Vosges du Nord (Thiebaut 1997; Thiébaut and Muller 1999).

1.2- Objectifs de l'étude

Dans ce premier chapitre, nous avons souhaité évaluer un ensemble de paramètres abiotiques et biotiques couramment utilisés pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. Ainsi, sur les cours d'eau présentés dans le chapitre 1, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau ont été déterminées et les communautés de macroinvertébrés benthiques ont été échantillonnées. Enfin, nous avons réalisé une étude pour appréhender leur fonctionnement via une expérimentation de décomposition de litières d'aulne. Ces ruisseaux sont tous situés à l'amont du bassin versant de la Zinsel du Nord, sont géographiquement proches, voir contiguës, et situés dans un même contexte géologique (grès vosgien). Le paysage local est essentiellement forestier et les pressions anthropiques actuelles sont globalement limitées aux activités sylvicoles et à l'existence de petits plans d'eau (voir chapitre 1). Compte tenu de la localisation des cours d'eau et des stations (actuellement en contexte forestier, sans habitations ni activité industrielle ou agricoles), nous avons souhaité déterminer dans quelle

mesure l'état écologique des cours d'eau pouvait être déterminé par des facteurs actuels et par des facteurs potentiellement liés à des usages passés.

Nous nous sommes focalisés sur 6 de ces cours d'eau pour étudier l'évolution de la dégradation de la matière organique. Les autres paramètres ont été évalués sur les 8 cours d'eau présentés. Deux stations par cours d'eau ont été étudiées, soit 12 ou 16 stations selon le paramètre considéré.

2- Matériels et méthodes

2.1- Caractéristiques physico-chimiques des ruisseaux

Le protocole d'acquisition des données physico-chimiques de l'eau et des sédiments décrit dans cette partie a été appliqué sur l'ensemble des huit cours d'eau présentés précédemment : KRA, KLE, BIL, WEI, BIT, LIN, REH et ASP (Annexe 3).

2.1.1- Température de l'eau

Dans le cadre d'une collaboration avec l'université d'Orléans (Laboratoire EA1210 CEDETE, doctorat de Quentin Choffel), des thermomètres ont été posés au niveau de chaque station amont et aval (WEI, REH, BIL, BIT, KLE, LIN, ASP, KRA, JKLE) durant la période 2017-2018 afin d'obtenir un cycle annuel de températures. Malheureusement, la plupart des sondes n'a pas été retrouvée à la fin du protocole expérimental.

Par conséquent, nous avons conduit une seconde étude à partir de Janvier 2019. La température de l'eau des ruisseaux a été enregistrée de façon continue

toutes les 30 minutes en fixant des thermomètres à prise de mesure automatique dans les lits mineurs des ruisseaux de Janvier à Décembre 2019. Nous disposons donc de 4 mois d'enregistrement (janvier-avril) ce qui nous permet de comparer sur cette période les cours d'eau entre eux ainsi que les différences entre l'amont et l'aval. Les thermomètres utilisés étaient des modèles *HOBO Pendant® data loggers UA-002-64*. Deux thermomètres ont été placés sur chaque station pour prévenir les pertes éventuelles.

2.1.2- Acidité, alcalinité, conductivité et concentrations en ions de l'eau

Un échantillon de 250mL d'eau a été prélevé sur chaque station. Les caractéristiques physico-chimiques de chaque échantillon d'eau ont été mesurées en laboratoire (LIEC, Université de Lorraine, France). Le pH a été mesuré en utilisant un pH mètre 3000 WTW. L'alcalinité a été mesurée en calculant le titre alcalin total (TAC) par analyse titrimétrique. La conductivité a été mesurée en utilisant un conductimètre *Metrohm*. Les concentrations en anions Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, ont étés mesurées par chromatographie ionique sur un chromatographe *ICS 1100*. Les anions NO_2^- et les cations NH_4^+ ont été dosés par un spectrophotométrie *Analytik Jena Specord 205*. Afin de doser les orthophosphates (PO_4^{3-}), un échantillon de 50 mL d'eau a préalablement été minéralisé. Pour cela, 2.5 ml d'acide sulfurique concentré et 2.5 ml de persulfate de sodium ont été ajouté et la solution a été chauffée à 180°C pendant 1h30 pour faire s'évaporer l'eau puis à 230°C pendant 1h30 pour faire s'évaporer l'acide. Le minéralisât est ensuite dilué dans 100mL d'eau. La concentration en anion PO_4^{3-} a finalement été mesurée par un spectrophotomètre *Ultra-violet Analytik Jena Specord 205*. Les concentrations en cations Ca^{2+}, Mg^+, Na^+, K^+ ont été mesurées avec un spectrophotomètre d'absorption atomique *Thermo ICE 3300* et les

concentrations en aluminium total ont été mesurées avec un spectrophotometre *Varian SpectrAA 800 Zeeman*.

2.1.3- Concentrations en métaux des sédiments

Un échantillon d'environ 500g de sédiments des ruisseaux a été prélevé sur les 16 stations étudiées, si possible dans des zones de dépôt sédimentaire.

Au laboratoire, ces échantillons ont été pesés avant et après avoir été séchés à 105°C. Ils ont été tamisés (2mm) puis broyés afin d'obtenir une granulométrie inférieure à 0,2 mm.

Le protocole utilisé afin de doser la concentration en phosphore total est similaire à celui cité dans le dosage du phosphore de l'eau.

Afin de doser les concentrations en métaux Zn, Ni, Cu, Cr, Pb, Cd, Fe, un sous-échantillon de 100mg a été prélevé, puis minéralisé par microonde dans une solution d'acide nitrique (HNO_3) à $100mL.L^{-1}$, en utilisant un appareil *UltraWAVE Milestone*. Le programme de minéralisation utilisé était paramétré sur une température de 220°C à 110 bars de pression et durait 45min avec 20 min de refroidissement. Le minéralisât a ensuite été dilué afin que le taux final d'acide nitrique soit inférieur 1.10^{-3}. Les dosages des éléments métalliques ont été réalisés en spectrométrie d'absorption atomique en flamme air-acétylene sur un appareil *Thermo ICE 3000*.

2.1.4- Communautés de macroinvertébrés

La diversité et la densité des macroinvertébrés benthiques ont été évaluées à partir d'échantillonnages réalisés à l'aide d'un filet Surber (surface $0.05m^2$; vide de

maille 500 µm) au cours de deux saisons en Novembre 2017 et en Avril 2018 au niveau de 8 cours d'eau et 16 stations (une station amont et une station aval sur chaque cours d'eau). L'échantillonnage a été réalisé en suivant le protocole standard suivant: pour chacune des 12 stations, huit échantillons ont été prélevés, chacun sur un type d'habitat différent, discriminé en fonction du couple type de substrat (Matière organique, sable, galets, bryophytes, spermaphyte, …) / vitesse de courant. En l'absence de huit types de substrats identifiables alors les types de substrat dominant ont été ré-échantillonnés dans une zone à la vitesse de courant différente s'il y en avait, jusqu'à obtenir un total de huit échantillons.

Chaque prélèvement a été conditionné *in situ* dans des flacons en polyéthylène (2L) et directement fixé à l'éthanol à 90%. Au laboratoire, les organismes ont été triés et déterminés à l'espèce au genre ou la famille selon les taxons.

Remarque : initialement nous avions prévu d'étudier les communautés benthiques sur 6 cours d'eau (KRA, BIL, BIT, REH, WEI, ASP) et 12 stations (1 en amont et à l'aval par cours d'eau). Les premiers résultats nous ont conduit à rajouter 2 cours d'eau supplémentaires (LIN, KLE ; 2 stations par cours d'eau) qui ont été échantillonnés en avril et octobre 2018.

2.1.5- Décomposition de la litière

La décomposition de feuilles d'aulne a été étudiée dans 6 cours d'eau (KRA, BIL, BIT, REH, WEI, ASP) et 12 stations (une en amont et une en aval) durant l'hiver 2018 en utilisant la méthode des litter-bags. Des filets à grosse maille (5mm de vide de maille, GM) et à fine maille (0,5mm de vide de maille, FM) ont été utilisés pour déterminer d'une part, les taux de décomposition totale résultant de l'activité des invertébrés déchiqueteurs et des microorganismes et,

d'autre part, les taux de décomposition microbienne résultant de l'activités des champignons aquatiques et, dans une moindre mesure, des bactéries. Chaque filet GM et FM a été rempli avec 4 ± 0.1 g de litière sèche d'aulne (*Alnus glutinosa*). 8 filets de chaque type ont été immergés au cours du mois de Janvier 2018 et fixés à des piquets en métal de façon à constituer 4 blocs chacun composé de 2 filets GM et 2 filets FM. Après 21 et 35 jours, 4 filets de chaque type ont été prélevés.

Une fois récupérées, les litières ont été transportées au laboratoire, nettoyées à l'eau afin d'éliminer les invertébrés et les particules minérales et organiques, puis séchées à l'air libre jusqu'à masse constante et pesées. Les litières ont ensuite été broyées puis calcinées à 550°C pendant 4h et la masse de cendres restantes a été pesée. La masse sèche sans cendre restante (AFDM) a ensuite été calculée.

Les taux de décomposition (k, j^{-1}) ont été déterminés à partir du modèle exponentiel : $\mathbf{Mt = Mo.e^{-kt}}$, où Mo est la masse initiale AFDM, Mt la masse AFDM au temps *t* et, *t* le temps en jours (Petersen and Cummins, 1974). Les taux de décomposition dans les filets GM et FM sont respectivement identifiés par k_{GM} et k_{FM}. Enfin, nous avons déterminé le rapport k_{GM}/k_{FM} qui donne une indication de la contribution respective des décomposeurs invertébrés et microbiens. Ce rapport permet de déceler le cas échéant une réponse différenciée de ces décomposeurs face à une perturbation donnée.

2.2- Analyses des données

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel *RStudio* (R Development Core Team 2018; avec l'utilisation des packages "ade4", "factoextra", "pls" et "vegan"). Les tests de corrélation entre les diverses variables ont été réalisés avec un test de rang paramétrique (Pearson), ou non-paramétrique

(Spearman) lorsque les données des variables mesurées ne suivent pas une loi normale. Une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée sur les paramètres physico-chimiques de l'eau (Bruns 2005).

Une analyse NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling en anglais) (Clarke 1993) basée sur les données d'abondance totale de chaque taxon de macroinvertébrés et sur l'indice de dissimilarité de Jaccard a été réalisée afin d'estimer la similarité des communautés de macroinvertébrés de toutes les stations pour les deux différentes dates.

Nous avons également calculé pour chaque station la valeur de l'Indice Biologique Global Normalisé français (IBGN, AFNOR 2010) qui se base sur la richesse taxonomique (au rang de la famille) et sur le taxon le plus sensible à la qualité de l'habitat. Cet indice est un proxy utilisé en biomonitoring afin d'évaluer la qualité des cours d'eau.

L'influence de l'ensemble de ces paramètres physico-chimiques et biologiques (communauté de macroinvertébrés), sur les trois paramètres du taux de décomposition (k_{FM}, k_{GM} et k_{GM}/k_{FM}) a été testée en utilisant un model linéaire généralisé (GLM). Puis, pour les variables les plus significatives, a été calculée l'importance par régressions des moindres carrés partiels (PLS) (Höskuldsson 1988). A chaque variable est associée une valeur VIP (Variable Importance for the Projection).

3- Résultats

3.1- Estimation de l'âge des étangs

Sur les cartes historiques et récentes, 40 étangs effacés ou toujours présents ont été identifiés. L'archive présentant le plus grand nombre d'étangs est la carte IGN de 1965 avec au total 29 ouvrages en eau. Sur la carte de Cassini seul trois ouvrages sont représentés : à l'aval du BIT et du LIN et à la confluence entre le KRA et un affluent temporaire. Ces étangs sont toujours présents aujourd'hui et sont donc les plus anciens qui puissent être datés sur ces huit ruisseaux (milieu du XVIIIème siècle). A l'inverse, les étangs les plus récents sont celui situés à l'amont du BIL et celui le plus à l'aval du REH (étang *Klein*), également présents à l'heure actuelle. Ils sont représentés sur la carte IGN de 2015 mais pas sur celle de 1965, ce qui sous-entend qu'ils ont été créés au cours du dernier demi-siècle (Tableau 2). Sur les 40 étangs présents aujourd'hui, 17 sont situés sur le REH, mais leur dénombrement et leur représentation sur les différentes archives peuvent potentiellement être erronés, car certains sont accolés en un chapelet de structures de petite taille pouvant être confondu avec un long réservoir. D'autres chapelets ont pour origine une seule digue et sont subdivisés en plusieurs bassins. Ce cours d'eau montre donc le plus grand nombre d'étangs à l'heure actuelle et les plus anciens de ceux-ci ont été créés entre le milieu du XIXème siècle et 1950 (Tableau 2).

Tableau 2 : Présence des étangs identifiés sur six cartes d'archives et étangs présents actuellement sur les bassins versants étudiés. Sur ces archives, aucun étang n'a été créé sur L'Aspenthalbach et le Klein Shaer

BV	étang	Cassini XVIIIéme s.	EM 1820-1866	IGN 1950	IGN 1965	IGN 2015	2019
KRA	1			x	x	x	
	2			x	x	x	
	3			x	x	x	
	4			x	x	x	
	5	x			x	x	x
	6				x		
BIL	1					x	x
	2		x	x	x	x	x
	3		x	x	x	x	
	4				x		
	5			x	x	x	
	6			x	x		
	7			x	x	x	
BIT	1		x	x	x	x	
	2		x				
	3	x	x	x	x	x	x
WEI	1				x	x	x
	2				x	x	
	3					x	
	4		x	x	x	x	x
LIN	1			x	x		
	2		x	x	x	x	x
	3	x		x	x	x	x
REH	1			x	x	x	x
	2			x	x	x	x
	3			x	x	x	x
	4			x	x		
	5			x	x	x	x
	6					x	x
	7					x	x
	8			x	x	x	x
	9			x	x	x	x
	10			x	x	x	x
	11			x	x	x	x
	12			x	x	x	x
	13			x	x		
	14			x	x		
	15			x	x	x	x
	16					x	x
	17					x	x

3.2- Caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments

3.2.1- Caractéristiques du compartiment aquatique

Les valeurs moyennes, minimum et maximum de l'ensemble des variables physico-chimiques mesurées sont présentées dans le Tableau 3. Les cours d'eau montrent des caractéristiques physico-chimiques très contrastées. Le pH moyen des stations varie de 4,60 (WEI amont) à 7,83 (KRA amont). Cinq stations (ASP am, ASP av, REH am, WEI am et REH am) montrent des signes d'acidification avec des valeurs moyennes de pH ≤ 6,3, la station la plus acide étant WEIam (4,60). Les autres stations montrent un pH moyen proche de la neutralité (6,9 - 7,8). On remarque également que pour l'aval, le pH de tous les ruisseaux est plus proche de la neutralité en étant compris entre 6,5 et 7,5. Seul l'ASP aval conserve un pH moyen inférieur (6,1), celui-ci évoluant peu par rapport à la station amont. Les stations qui montrent des pH faibles sont également associées à des concentrations en aluminium total plus élevées (>100µg.L^{-1}).

La minéralisation des cours d'eau est également très variable, la conductivité moyenne allant de 44 µS/cm (WEI am) à 276 µS/cm (KRA amont). Les conductivités du KRA amont (moyenne = 276 µS.cm^{-1}), KRA aval (moyenne= 205 µS.cm^{-1}) et dans une moindre mesure du BIL amont (moyenne= 88 µS.cm^{-1}), BIL aval (moyenne= 121 µS.cm^{-1}) et du KLE amont (moyenne= 99 µS.cm^{-1}) sont fortement supérieures à celles des autres ruisseaux qui ont une conductivité proche de 50±10 µS.cm^{-1} qui correspond classiquement à la minéralisation attendue compte tenu du type de substratum géologique (Tableau 3).

Enfin les concentrations en nutriments (N, P) montrent également des différences marquées, NO_3^- variant de 0,4 mg/L (WEI amont) à 11,8 (KRA

amont) pour et PO4 variant de 4µg/L (ASP aval) à 380 µg/L (KRA amont). Le KRA et le KLE montrent de fortes concentrations en PO4 pour leur station amont (moyenne = 0,32 $mg.L^{-1}$ et 0,17 $mg.L^{-1}$) et celles-ci diminuent vers l'aval (moyenne = 0,14 $mg.L^{-1}$ et 0,12 $mg.L^{-1}$) alors que pour toutes les autres stations amont la concentration moyenne demeure inférieure à 0,1 $mg.L^{-1}$. Ces concentrations importantes sont habituellement considérées comme étant associées à des milieux eutrophes ([Ptot] > 0,1 $mg.L^{-1}$). Sur le BIT et le BIL, la concentration en phosphore montre également des signes d'eutrophisation ([Ptot] : 0,1 – 0,03 $mg.L^{-1}$) mais celle-ci est plus modérée que pour les cours d'eau précédents. On observe que pour les quatre autres ruisseaux, les concentrations des stations amont sont proches de 0,01 $mg.L^{-1}$ ce qui correspond à des stations mésotrophes pour REH et WEI voir oligotrophes pour LIN (moyenne = 0,1 $mg.L^{-1}$) et ASP (moyenne = 0,006 $mg.L^{-1}$). On remarque cependant une augmentation pour les stations avales, hormis pour ASP, ce dernier ruisseau étant le seul à conserver un caractère oligotrophe sur tout son linéaire (Figure 15).

Tableau 3: Valeurs moyennes, minimales, et maximales des mesures physico-chimiques (n=4) faites sur les 16 stations. Les unités utilisées sont indiquées sous chaque paramètre.

		pH			Conductivité µS/cm			Alcalinité µeq/L			SO_4^{2-} mg/L			PO_4^{3-} mg/L			Cl^- mg/L			NO_2^- mg/L			NO_3^- mg/L			NH_4^+ mg/L			Ca^{2+} mg /L			Mg^+ mg /L			Na^+ mg /L			K^+ mg /L			Al µg/L		
		Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.	Min.	Moy.	Max.
ASP	amont	4,85	5,97	6,37	49,0	55,0	65,5	-2,9	31,5	50,4	9,01	9,67	10,10	0,000	0,006	0,010	3,16	3,32	3,57	0,010	0,017	0,030	2,46	6,64	9,65	0,010	0,017	0,020	2,68	3,06	3,22	1,22	1,64	2,11	1,80	2,43	3,63	1,52	2,21	2,53	62,0	159,7	316,0
	aval	5,05	6,07	6,55	47,0	53,5	64,0	3,4	46,9	72,7	7,75	9,07	9,90	0,000	0,004	0,010	3,09	3,28	3,57	0,000	0,013	0,020	2,35	6,45	9,95	0,000	0,007	0,020	2,60	3,06	3,26	1,01	1,48	2,06	1,41	1,70	1,84	2,49	2,56	2,62	44,0	124,8	284,0
BIT	amont	6,94	7,07	7,35	46,0	47,5	50,0	216,6	257,5	300,0	3,08	4,75	5,51	0,030	0,098	0,143	2,01	2,15	2,39	0,010	0,013	0,020	0,55	1,01	1,68	0,000	0,010	0,020	3,60	3,73	3,94	1,25	1,31	1,37	1,23	1,38	1,76	2,47	2,64	2,78	12,0	45,6	120,0
	aval	6,87	7,15	7,35	48,0	48,3	48,6	146,0	215,2	260,0	4,19	5,95	7,26	0,060	0,081	0,105	2,20	2,41	2,60	0,010	0,013	0,020	1,15	1,74	2,61	0,000	0,010	0,030	3,43	3,61	3,71	1,17	1,22	1,27	1,35	1,38	1,41	2,46	2,68	2,78	10,0	23,6	55,0
REH	amont	5,60	6,31	6,75	47,0	48,9	51,0	13,4	51,4	88,1	9,35	10,58	11,15	0,010	0,012	0,016	2,30	2,69	2,96	0,010	0,020	0,040	0,87	2,78	4,35	0,010	0,023	0,040	2,73	2,93	3,05	1,26	1,45	1,55	1,46	1,53	1,61	2,07	2,11	2,18	49,0	79,1	139,0
	aval	6,58	6,87	7,10	51,5	55,7	64,0	83,7	165,6	208,8	5,10	7,26	9,63	0,010	0,041	0,070	2,81	2,99	3,19	0,010	0,027	0,050	2,06	4,81	8,67	0,010	0,023	0,040	4,01	4,30	4,59	0,91	1,30	1,71	1,64	1,69	1,72	2,62	2,69	2,79	34,0	52,3	105,0
WEI	amont	4,23	4,60	4,92	41,0	44,1	49,0	-44,0	-26,6	-4,8	8,48	9,11	10,00	0,010	0,019	0,030	2,24	2,36	2,62	0,020	0,023	0,030	0,00	0,41	1,30	0,000	0,010	0,020	1,66	1,83	1,95	0,82	0,87	0,96	1,35	1,48	1,74	1,27	1,81	2,72	221,0	355,8	552,0
	aval	6,35	6,72	7,06	45,0	47,2	48,0	90,6	158,1	196,0	5,70	7,14	7,87	0,080	0,120	0,181	2,30	2,52	2,76	0,010	0,030	0,070	0,90	1,15	1,73	0,020	0,027	0,040	3,14	3,51	3,74	0,94	1,07	1,15	1,36	1,42	1,47	2,24	2,56	2,69	23,0	70,9	188,0
BIL	amont	6,80	7,03	7,20	84,7	88,2	92,0	211,3	237,7	281,8	15,27	15,97	16,44	0,020	0,072	0,110	4,16	4,48	4,79	0,010	0,020	0,030	3,55	5,20	6,89	0,010	0,017	0,020	6,55	7,04	7,78	2,39	2,60	2,88	2,63	2,71	2,80	2,38	2,70	2,85	16,0	42,7	99,0
	aval	7,22	7,32	7,40	101,7	121,2	138,0	347,6	400,2	526,0	15,26	16,32	17,25	0,060	0,086	0,130	7,84	8,93	10,14	0,010	0,023	0,050	4,13	5,91	8,06	0,020	0,020	0,020	7,99	10,12	13,07	2,59	3,09	3,53	4,35	5,57	6,66	2,42	2,75	3,14	23,0	49,4	104,0
KRA	amont	7,60	7,83	8,00	165,0	276,3	350,0	577,3	1256,1	1631,0	18,72	24,69	28,69	0,230	0,321	0,400	12,76	22,95	31,45	0,010	0,017	0,020	8,38	11,82	14,30	0,000	0,013	0,030	13,20	22,11	29,18	5,26	10,38	13,40	7,44	12,26	16,83	3,13	4,83	6,19	30,0	51,3	97,0
	aval	7,40	7,58	7,85	133,0	205,0	263,0	452,7	983,1	1302,5	16,47	18,91	21,60	0,010	0,140	0,200	9,45	14,84	19,99	0,010	0,033	0,050	6,33	8,89	14,38	0,010	0,030	0,060	10,80	17,34	21,34	4,14	7,64	9,75	6,46	8,16	10,56	2,46	3,50	4,53	25,0	49,9	92,0
KLE	amont	7,08	7,45	7,81	89,3	99,7	110,0	370,0	495,7	621,4	14,03	14,16	14,30	0,160	0,165	0,170	3,00	3,34	3,68	0,020	0,020	0,020	1,85	3,46	5,08	0,000	0,015	0,030	7,96	10,16	12,35	3,18	3,29	3,40	1,74	1,81	1,88	1,67	1,77	1,86	50,0	61,3	72,6
	aval	7,02	7,06	7,10	71,0	73,2	75,4	186,3	192,0	197,6	14,59	15,02	15,46	0,110	0,120	0,130	3,30	3,58	3,87	0,010	0,015	0,020	1,83	3,44	5,04	0,000	0,010	0,020	5,88	5,97	6,06	2,43	2,49	2,54	1,85	1,93	2,00	1,87	1,95	2,02	43,0	61,0	79,0
LIN	amont	5,78	6,09	6,40	51,5	51,8	52,0	49,8	51,3	52,7	10,54	10,63	10,72	0,010	0,010	0,010	2,80	2,92	3,05	0,010	0,015	0,020	3,91	5,71	7,51	0,000	0,005	0,010	3,48	3,59	3,69	1,12	1,14	1,16	1,60	1,85	2,10	2,17	2,32	2,46	17,0	18,7	20,3
	aval	6,97	7,30	7,62	51,7	62,9	74,0	212,0	335,0	458,0	6,68	6,70	6,72	0,020	0,025	0,030	2,80	2,95	3,09	0,010	0,035	0,060	1,38	2,09	2,80	0,040	0,040	0,040	4,19	6,27	8,34	1,15	1,15	1,15	1,56	1,60	1,63	2,64	2,65	2,66	19,0	24,1	29,1

Si l'on considère le premier plan factoriel de l'ACP (Figure 15) réalisé sur les paramètres physico-chimique (F1-F2 : 89,1% d'inertie), on remarque que l'axe F1 (75,1%) discrimine les stations en fonction de leur minéralisation et de leur trophie alors que l'axe F2 (14%) sépare les stations d'avantage en fonction de l'acidité (Al/pH). Cette ACP montre de fortes corrélations entre l'alcalinité, la conductivité et les concentrations en ions, hormis l'aluminium. Le pH est significativement corrélé (test de corrélation de Spearman) avec les autres variables excepté avec les concentrations en NO_3 (p=0.051) et en SO_4 (p=0.018). L'aluminium est négativement corrélé avec le pH et l'alcalinité (p<0.05). De plus, la Figure 15 montre une plus forte dispersion des caractéristiques physico-chimiques pour les stations amont que pour les stations aval ce qui traduit des variations temporelles plus faibles de la qualité physico-chimique de ces dernières stations.

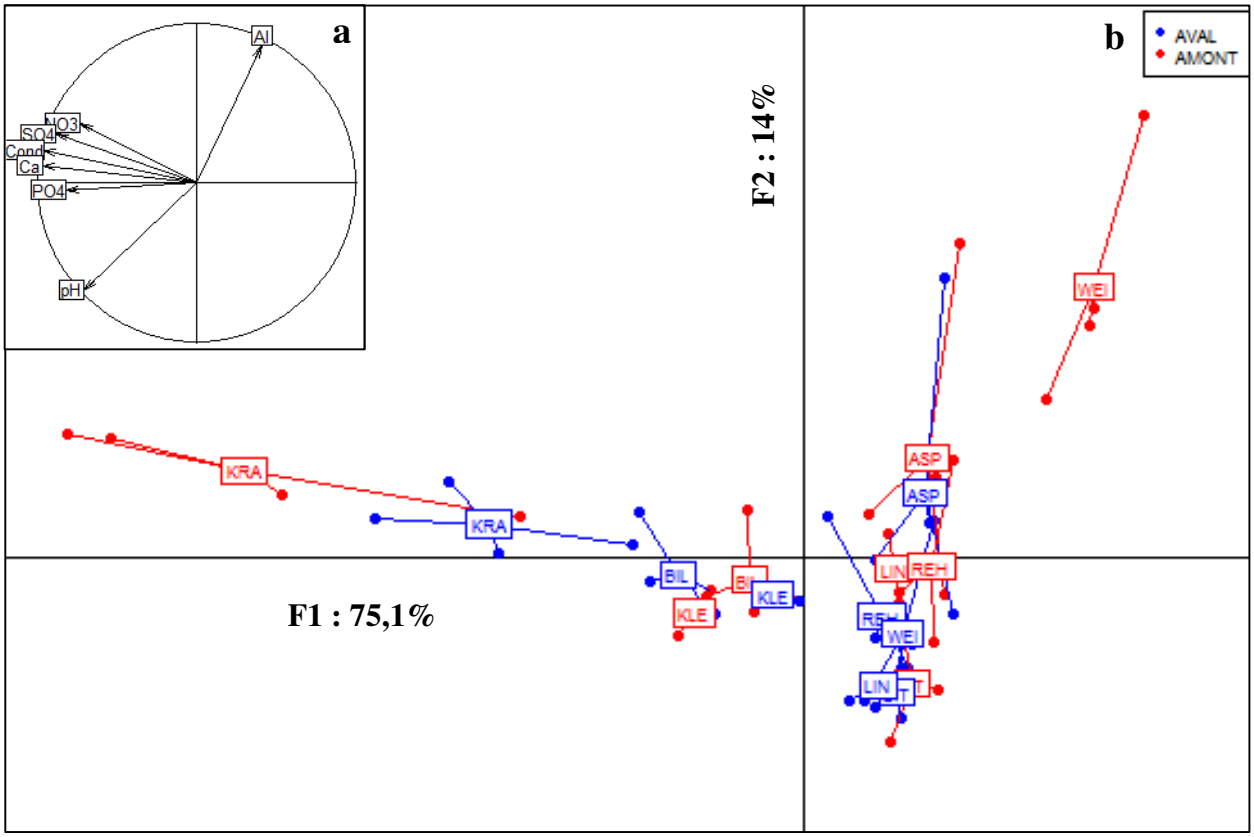


Figure 15 : Analyse en composante principale (ACP) de sept variables de physico-chimie. Les vecteurs de chaque variable sont représentés en noir (a). Chaque point sur le plan correspond à une mesure : Stations aval (bleue) et amont (rouge) (b).

3.2.2- Concentrations en métaux dans les sédiments

Les concentrations en métaux dans les sédiments montrent également une importante variabilité. Le substrat gréseux est principalement composé de quartz, de feldspath et de mica. L'abondance de ce dernier minéral riche en fer, dont l'oxydation donne sa couleur rose-orange au grès, explique les teneurs importantes de fer mesurées dans le sédiment, celles-ci variant entre 0,9 et 7 $mg.g^{-1}$ (Tableau 4). La teneur en fer dans les sédiments des différentes stations est corrélée à celle des autres métaux qui se retrouvent cependant en concentrations bien inférieures, entre 0.01 $\mu g.g^{-1}$ (Cd) et 34.91 $\mu g.g^{-1}$ (Cu).

Tableau 4 : Teneur en Phosphore et en métaux des sédiments des 16 stations. Les unités utilisées sont indiquées sous chaque paramètre.

		P mg /g	Zn µg/g	Ni µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Pb µg/g	Cd µg/g	Fe mg/g
ASP	amont	0,05	2,6	1,47	3,51	1,89	1,13	0,03	0,9
	aval	0,09	5,1	2,28	1,66	1,97	1,43	0,03	2,91
BIT	amont	0,11	11,0	2,91	1,53	2,76	4,44	0,07	2,86
	aval	0,19	14,7	3,23	1,8	4,02	8,3	0,06	5,01
REH	amont	0,10	5,6	2,22	0,53	1,24	2,33	0,06	2,67
	aval	0,32	20,0	6,83	1,42	2,31	4,52	0,18	5,91
WEI	amont	0,57	14,3	4,66	4,05	2,64	12,04	0,2	5,19
	aval	0,29	10,5	3,28	24,96	2,38	13,25	0,24	7,48
BIL	amont	0,17	10,8	2,45	8,19	2,14	2,49	0,12	2,9
	aval	0,30	15,7	4,15	34,91	3,39	4,26	0,16	6,49
KRA	amont	0,17	13,7	2,51	2,01	2,59	4,29	0,07	3,7
	aval	0,16	10,9	4,21	2,24	2,71	4,25	0,07	3,22
KLE	amont	0,10	4,6	1,29	1,1	1,6	1,67	0,04	1,31
	aval	0,09	3,0	1,11	0,77	1,34	1,07	0,03	1,06
LIN	amont	0,10	5,0	1,64	2,67	1,56	1,95	0,01	1,87
	aval	0,15	7,1	2,40	1,37	2,63	3,47	0,04	6,52

Les teneurs en métaux montrent une augmentation de l'amont vers l'aval, hormis pour le KLE et le KRA pour lesquels on observe une faible diminution. Le KLE aval montre les teneurs les plus faibles pour la majorité des métaux mesurés que ce soit pour le Cd (0.03 $\mu g.g^{-1}$) ou pour le fer (1,1 $mg.g^{-1}$). Le Cuivre montre notamment une augmentation remarquable, la plus forte de l'amont vers

l'aval, au sein du BIL (de 8,1 à 34,9 $\mu g.g^{-1}$) et du WEI (de 4,1 à 25,0 $\mu g.g^{-1}$). Pour chaque station, le Zinc est présent en faibles concentrations ([Zn] > 20 $\mu g.g^{-1}$ pour toutes les stations) mais on remarque tout de même une augmentation importante sur le REH entre l'amont (5,6 $\mu g.g^{-1}$) et l'aval (20 $\mu g.g^{-1}$).

3.2.3- Température de l'eau

Les températures de l'eau, mesurées au long des quatre premiers mois de l'année, révèlent des différences dans les régimes thermiques des ruisseaux. Les températures moyennes varient de 4,8°C pour WEI amont à 8,8 °C pour BIT aval. Le minimum enregistré est de 0,1°C (WEI amont) et le maximum de 15°C (également WEI amont) cette station montrant la plus forte variation de température (CV= 0.65) et la température moyenne la plus basse mais elle augmente de 1,9°C à la station aval, située après un étang (: Moyenne, minimum, maximum et écart type de la température de l'eau entre le 24 Janvier 2019 au 15 Avril 2019 sur les 16 stations (Tableau 5). Les températures du WEI aval et du LIN amont montrent une variabilité journalière faible par rapport aux autres ruisseaux.

	ASP amont	ASP aval	BIL amont	BIL aval	BIT amont	BIT aval	KLE amont	KLE aval	KRA amont	KRA aval	LIN amont	LIN aval	REH amont	REH aval	WEI amont	WEI aval
T° moyenne	7,1	6,9	7,6	6,3	7,9	8,8	6,8	6,2	5,4	6,0	8,5	7,4	5,4	6,4	4,8	6,7
T° min	3,7	3,4	5,3	1,9	4,6	6,8	3,4	2,0	0,3	1,9	8,0	3,7	0,2	2,0	0,1	4,2
T° max	11,8	12,0	10,9	11,5	12,5	12,6	10,2	11,5	10,7	11,4	9,1	13,1	11,1	12,3	15,1	9,9
E.T.	0.18	0.20	0.13	0.25	0.15	0.09	0.16	0.23	0.37	0.28	0,03	0.20	0.39	0.29	0.65	0.22

Tableau 5 : Moyenne, minimum, maximum et écart type de la température de l'eau entre le 24 Janvier 2019 au 15 Avril 2019 sur les 16 stations

3.2.4- *Communautés d'invertébrés benthiques*

Les communautés de macroinvertébrés ont été étudiées sur les stations amont et aval des huit cours d'eau en Automne (Novembre) et au Printemps (Avril). Cependant, sur le LIN amont, aucun échantillon n'a pu être prélevé en Automne en raison d'activités de foresterie sur la station. Parmi les 26 381 macroinvertébrés récoltés en Novembre 2017, 92 taxa ont été identifiés et parmi les 23 506 organismes échantillonnés en Avril 2018, 105 taxa ont été identifiés. Le crustacé *Gammarus pulex* représente très largement l'espèce dominante de la macrofaune, avec 47,8% de l'ensemble des individus. D'après les notes IBGN calculées, toutes les stations montrent une qualité écologique de l'eau qui peut être qualifiée de bonne (IBGN ≥ 13) à très bonne (IBGN ≥ 16 ; Archaimbault and Dumont 2010) hormis le WEI amont au mois de Novembre qui affiche une qualité moyenne (IBGN = 10). Cependant, la qualité de ce ruisseau devient bonne à l'aval pour cette même date. La plus forte densité en invertébrés est observée dans le BIL amont pour les deux dates (12 357 ind.m^{-2} et 8 272 ind.m^{-2}) et la densité la plus faible est observée dans le WEI amont en Novembre (7340 ind.m^{-2}). Cette dernière station présente également la plus faible richesse taxonomique pour les deux dates avec 14 taxa en Novembre et 22 en Avril. En revanche, la station WEI aval, située sur le même ruisseau mais après plusieurs étangs, possède la richesse taxonomique la plus élevée avec 46 taxa observés en novembre et 50 taxa observés en avril.

Tableau 6 : Densité des individus (dens.; ind.m^{-2}), densité des individus appartenant au type des déchiqueteurs (déch.; ind.m^{-2}), richesse taxonomique (taxa; n) et note IBGN sur chaque station pour les échantillonnages d'Avril et de Juin. A la droite de chaque paramètre est indiqué le rapport amont/aval des valeurs de ce paramètre ($\frac{av}{am}$).

		Automne								Printemps							
		dens.	$\frac{av}{am}$	déch.	$\frac{av}{am}$	taxa	$\frac{av}{am}$	IBGN	$\frac{av}{am}$	dens.	$\frac{av}{am}$	déch.	$\frac{av}{am}$	taxa	$\frac{av}{am}$	IBGN	$\frac{av}{am}$
ASP	amont	1970	3,48	1165	5,02	33	1,15	19	0,95	1825	1,77	595	3,92	31	0,81	17	0,82
	aval	6865		5852		38		18		3225		2332		25		14	
BIT	amont	6500	0,29	1332	0,69	34	0,91	18	0,83	3045	1,16	1565	1,52	33	1,00	18	0,89
	aval	1872		917		31		15		3525		2377		33		16	
REH	amont	4462	0,95	2555	0,17	24	1,79	13	1,31	3557	1,21	2267	0,13	31	1,58	15	1,20
	aval	4257		427		43		17		4302	54024	287		49		18	
WEI	amont	917	3,18	77	11,10	14	3,29	10	1,80	2235	2,40	1082	1,82	22	2,27	13	1,46
	aval	2915		860		46		18		5360		1972		50		19	
BIL	amont	12357	0,33	11897	0,26	29	1,14	15	1,07	8272	0,54	7437	0,51	39	0,64	17	0,76
	aval	4045		3037		33		16		4492		3822		25		13	
KRA	amont	2267	2,47	1955	2,23	27	1,07	14	1,07	2035	2,01	1727	1,97	26	1,04	16	1,00
	aval	5597		4355		29		15		4097		3402		27		16	
KLE	amont	2898	0,97	2168	0,99	33	0,94	16	0,94	1578	0.85	1238	0,95	38	0,92	16	1,06
	aval	2822		2143		31		15		1334		1179		35		17	
LIN	amont	/	/	/		/	/	/	/	1488	5,6	970	5,61	34	1,12	16	1
	aval	6210		3730		39		17		8397		5437		38		16	

L'analyse NMDS réalisée sur les communautés de macroinvertébrés permet de représenter les similarités/dissimilarités des stations en terme de composition des communautés (indice de Jaccard ; Figure 16). On remarque que pour les deux dates, la plus forte dissimilarité entre les stations amont et aval concerne les ruisseaux REH et WEI. Ces ruisseaux sont les seuls pour lesquels des étangs sont situés entre les deux stations de prélèvement. Pour ces deux ruisseaux, une importante diminution de la proportion en déchiqueteurs est visible de l'amont vers l'aval au mois d'Avril (de 57% à 10% pour WEI, de 64% à 7% pour REH). Les stations aval de ces deux cours d'eau sont également celles qui présentent les richesses taxonomiques les plus importantes (de 43 à 50 taxa).

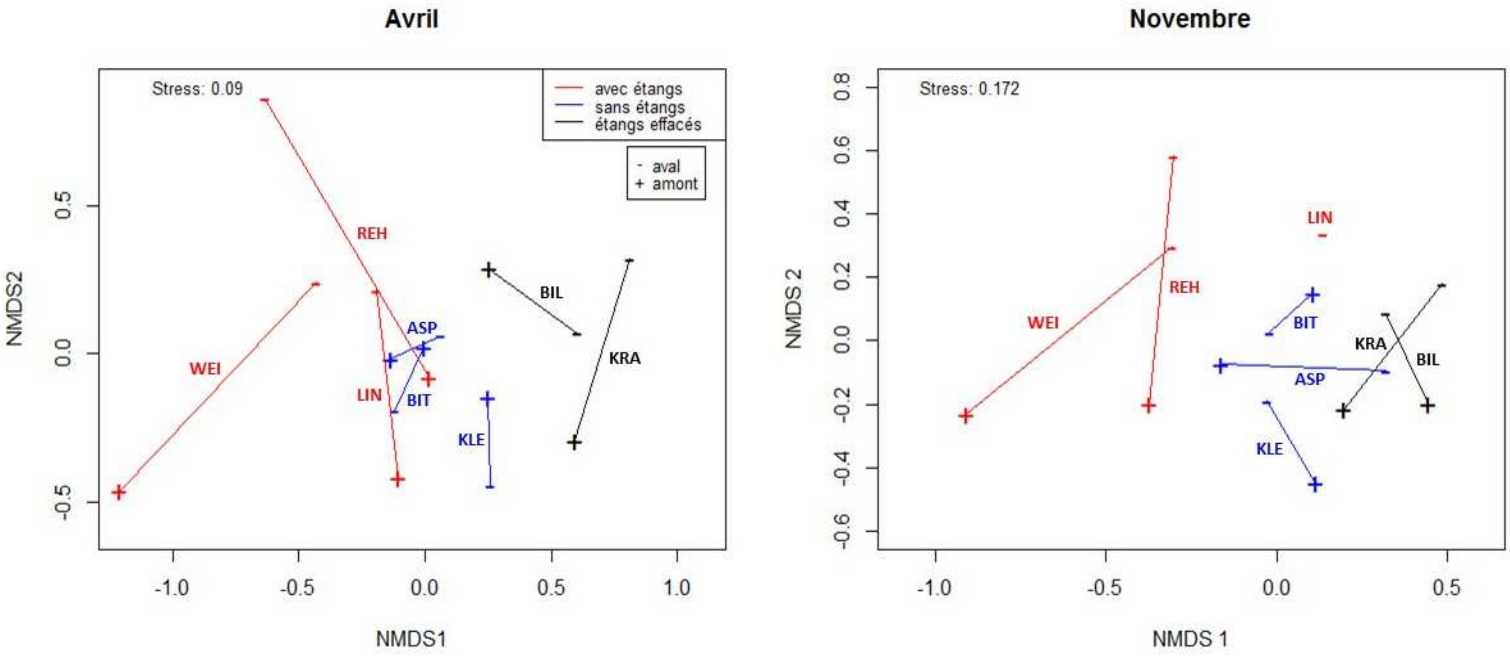


Figure 16 : NMDS réalisée sur les abondances d'invertébrés échantillonnés en Novembre 2017 (gauche) et en Avril 2018 (droite). Les points correspondent aux stations amont (+) et aval (-) pour les 8 ruisseaux échantillonnés. Ceux-ci sont représentés de différentes couleurs selon la présence (rouge), l'absence (bleu) ou l'effacement récent d'étangs (noir) entre les stations amont et aval

L'analyse NMDS montre également que les stations des cours d'eau sans étangs (BIL et ASP) sont les plus similaires. Celles des cours d'eau BIT et KRA, qui ont fait l'objet d'effacement d'étangs, sont très différents des stations avec étangs (WEI, REH).

Une analyse de corrélation entre les paramètres physico-chimiques et les paramètres décrivant les communautés de macroinvertébrés a été menée. Les valeurs de diversité taxonomique et de densité spatiale en invertébrés, mesurées en Avril et Novembre, ont été associées à la mesure de concentration à la date correspondante. Cela a été fait pour chaque station (amont et aval) hormis pour le LIN aval en Novembre, pour lequel aucune donnée sur les macroinvertébrés n'a pu être mesurée. Les corrélations (Pearson) ont été évaluées sur les données d'Avril, les données de Novembre et les données des deux dates combinées, et ce

en utilisant soit les valeurs réelles, soit les valeurs logarithmiques des données macroinvertébrées.

Ces analyses ont révélé une relation négative entre l'aluminium et la richesse taxonomique pour l'ensemble des données (Avril + Novembre), cette relation est significative au seuil de 5% (rho= -0,46 ; p= 0,008 ; Figure 17 b). Cette corrélation augmente en significativité en utilisant les données logarithmiques (rho= -0,54 ; p= 0,001). Elle est également d'autant plus importante si l'on considère uniquement les données du mois de Novembre (rho= -0,81 ; p= 0,0002). On peut également observer une relation négative entre l'Aluminium et la densité en invertébrés, cette relation étant significative pour l'ensemble des données logarithmiques (Avril+ Novembre) (rho= -0,42 ; p= 0,01 Figure 17 a). La relation entre la concentration en aluminium et ces deux variables semble donc être de nature exponentielle décroissante.

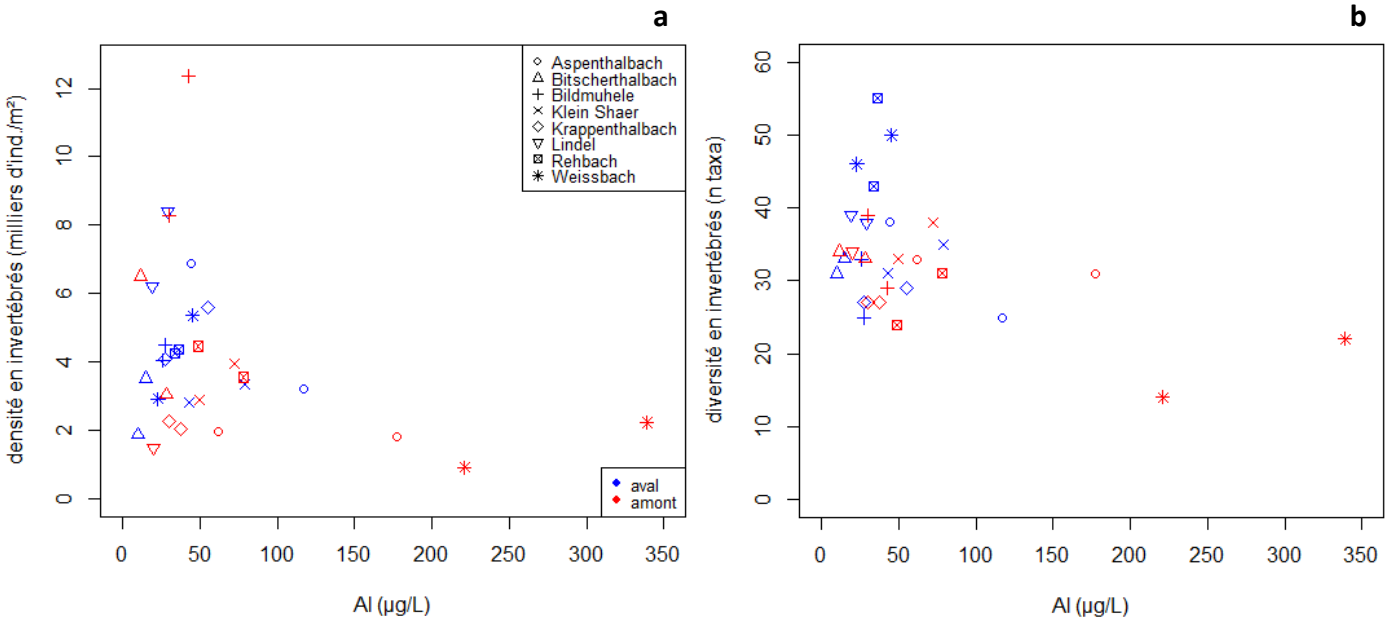


Figure 17: Densité spatiale (a) et diversité taxonomique (b) des invertébrés benthiques en fonction de la concentration en Aluminium de l'eau. Chaque point correspond a une mesure ponctuelle à chacune des deux dates (Avril et Novembre) sur les 16 stations (n = 32). Les stations amont sont en rouge et les stations aval en bleu. Le LIN amont en automne n'ayant pas de valeurs pour la densité et la diversité en invertébré, il n'est pas représenté

3.2.5- Décomposition des litières

Le taux de décomposition des litières (k) dans les filets fine maille varie de 0.008 j^{-1} (WEI amont) à 0.021 j^{-1} (BIT aval). Dans les filets grosse maille, ce taux était compris entre 0.009 $.j^{-1}$ (WEI amont) et 0.183 $.j^{-1}$ (BIL amont ; Tableau 7). Une augmentation du taux de dégradation dans les filets fine maille de l'amont vers l'aval est observée pour l'ASP, le BIT, le REH et le WEI ($k_{FM\ av}/k_{FM\ am} > 1$) alors qu'une diminution a été observée pour BIL et KRA ($k_{FM\ av}/k_{FM\ am} < 1$). En ce qui concerne la décomposition totale, une augmentation a été mesurée de l'amont vers l'aval pour le WEI, le REH et l'ASP. Le ratio de la dégradation totale et de la dégradation en fine maille (k_{GM}/k_{FM}) est faible à l'amont de l'ASP (1,61), du REH (1,20) et du WEI (1,13), ce qui pourrait traduire une faible activité des macroinvertébrés. A l'inverse, ce ratio est important à l'amont du BIT (6,72) du KRA (8,12) et montre une valeur maximale pour le BIL (10,76). Pour les stations aval, on peut remarquer que les valeurs sur les différents ruisseaux sont moins variables et sont comprises entre 1,73 (WEI) et 3,17 (ASP).

Tableau 7 : Taux de décomposition des litières d'aulne. k_{FM} : taux de décomposition microbienne ; k_{GM} : taux de décomposition totale ; k_{FM} *am*/k_{FM} *av* : rapport des taux de décomposition microbienne entre l'amont et l'aval ; k_{GM} *am* / k_{GM} *av*: rapport des taux de décomposition totale entre l'amont et l'aval ; k_{GM}/k_{FM} : ratio entre taux de décomposition totale et microbienne

		k_{FM} (j^{-1})	$k_{FM\ am}/k_{FM\ av}$	k_{GM} (j^{-1})	$k_{GM\ am}/k_{GM\ av}$	k_{GM}/k_{FM}
ASP	amont	0,011	1,16	0,018	2,08	1,63
	aval	0,012		0,038		3,17
BIT	amont	0,018	1,18	0,121	0,32	6,72
	aval	0,021		0,039		1,86
REH	amont	0,01	1,25	0,012	2,05	1,20
	aval	0,013		0,025		1,92
WEI	amont	0,008	1,96	0,009	2,88	1,13
	aval	0,015		0,026		1,73
KRA	amont	0,017	0,90	0,138	0,28	8,12
	aval	0,016		0,038		2,38
BIL	amont	0,017	0,65	0,183	0,18	10,76
	aval	0,011		0,034		3,09

Parmi les relations entre les variables environnementales et les paramètres de dégradation qui ont été testés, celles dont la valeur d'importance (VIP, ou *variable importance in projection*) est supérieure à 1 (Tableau 8) ont également fait l'objet d'un test de corrélation pour données non paramétriques (Spearman, Figure 18). L'augmentation de la température moyenne se traduit par une augmentation significative de la décomposition microbienne (k_{FM}) (rho=0,608 ; p=0,04). Une diminution du pH engendre une diminution des décompositions microbiennes k_{FM} (p_{value}=0.01) et totales k_{GM} (p_{value}=0.008) mais une augmentation de k_{GM} / k_{FM} (p_{value}=0.038) ce qui signifie que lorsque l'acidité augmente, la part de dégradation due aux macroinvertébrés diminue (Figure 18). Cela semble être

confirmé si l'on considère que la densité totale en macroinvertébrés diminue lorsque l'acidité s'accroit et que le ratio k_{GM} / k_{FM} est positivement corrélée avec la densité en déchiqueteurs (rho= 0,587 ; p=0,048) (Figure18). De plus, cette variable apparaît être la VIP la plus importante parmi celles testées (VIP=1,38).

Tableau 8 : Paramètres d'importance, estimés grâce à une régression par les moindres carrés, de l'effet de six variables sur les paramètres de décomposition des litières. Les variables qui affectent significativement les taux de décomposition *k* (VIP> 1) sont indiquées en gras

	VIP		
	k_{FM}	k_{GM}	k_{GM}/k_{FM}
Température	**1,20**	0,62	0,55
pH	**1,24**	**1,11**	**1,07**
Ptot	0,97	**1,12**	**1,04**
Al	**1,22**	0,96	0,91
Diversité d'invertébrés	0,66	0,44	0,41
Densité de déchiqueteurs	0,33	**1,38**	**1,55**

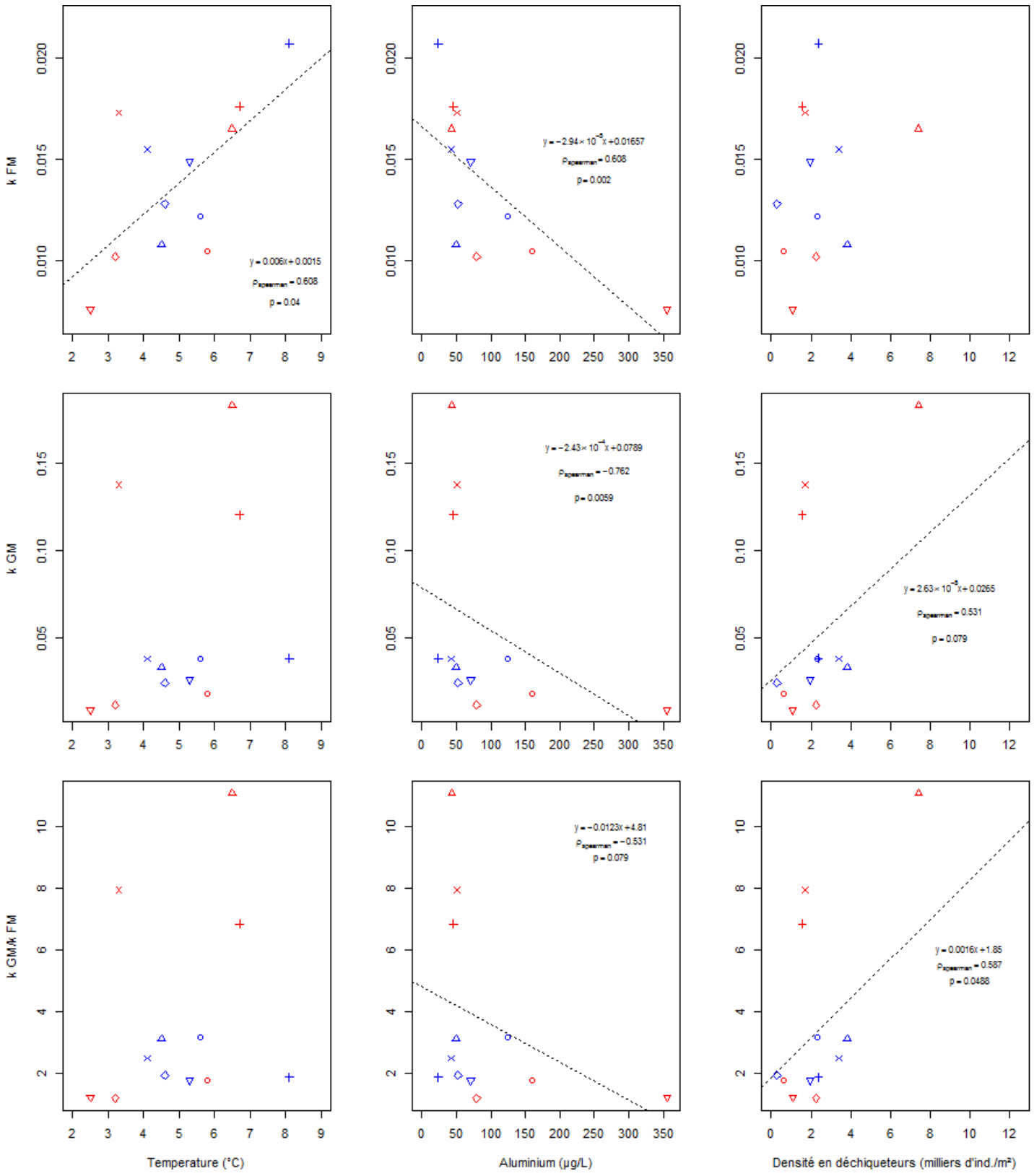


Figure 18 : Paramètres de décomposition de litière en fonction de la température, de la concentration en aluminium et de la densité en déchiqueteurs mesurée en hiver. L'équation de la droite de régression linéaire et la valeur du coefficient de corrélation de Spearman (ρ, p_{value}) sont indiqués sur chaque figure. Seules les régressions dont la p_{value} est proche ou inférieure à 0,05 sont affichées.

4- Discussion

L'analyse globale de la caractérisation physico-chimique (Tableau 3, Figure 15) a révélé des disparités importantes entre les ruisseaux. Ces disparités peuvent être considérées comme des anomalies étant donné que ces cours d'eau sont dans des contextes similaires. En effet, ils sont tous situés dans une zone faiblement urbanisée et les seules activités humaines au sein des bassins versant, hormis la foresterie, se trouvent dans les villages limitrophes de Lemberg et Goetzenbrck (Figure 9). Ils sont proches les uns des autres, sont tous situés sur grès Vosgien et leurs bassins versant sont presque intégralement occupés par un écosystème forestier composé d'un mélange de feuillus et de conifères (Figure 12). Le rapport entre la surface des peuplements de conifères/feuillus varie de 0,27 (WEI) à 0,95 (ASP) en excluant les peuplements considérés comme mixte (donnée : ONF *BDforet2*) .Malgré ces similitudes, nous avons pu observer, dans certains cas, une acidification permanente (WEI) ou périodique (ASP) et dans d'autres, un enrichissement en nutriments, notamment en orthophosphates, anormalement élevé. Cette eutrophisation est particulièrement importante pour le KRA et le BIL et concerne également dans une moindre mesure le BIT, le KLE et le WEI aval.

L'eutrophisation du KRA est très certainement due à des apports provenant du plateau Lorrain adjacent et du village de Goetzenbruck situé en périphérie du bassin versant (Figure 12). Le système de collecte des eaux pluviales et domestiques de l'agglomération peut déborder via certaines canalisations (observation constatée *in situ*) et ensuite migrer vers le milieu naturel au lieu d'être transféré vers des systèmes de collecte ou de traitement, engendrant une augmentation en éléments dissous (Berger et al. 2017). Des ruissèlements provenant de systèmes agricoles proches peuvent être des sources supplémentaires d'éléments chimiques, généralement des eutrophisants, tels que le phosphore ou les nitrates (Edwards and Withers 2008; Withers and Jarvie

2008). Ce type de rejet a également été identifié entre les stations amont et aval du BIL et peut expliquer son eutrophisation à l'aval. Toutefois, en périphérie des autres bassins versants étudiés, l'agriculture est actuellement très peu présente et si l'on se focalise sur le BIT, dont tous les BV contigus sont entièrement forestiers, on peut également observer des valeurs anormalement élevées en Phosphore (0,098 $mg.L^{-1}$ à l'amont, 0,081 $mg.L^{-1}$ à l'aval). Le KLE présentent des concentrations similaires (phosphore = 0.165 $mg.L^{-1}$ à l'amont, 0.120 $mg.L^{-1}$ à l'aval), mais bien qu'étant à proximité du KRA et du village de Goetzenbruck, le BV ne souffre d'aucune urbanisation qui pourrait potentiellement expliquer cette légères eutrophisation. Dans ces cas, il est possible de formuler l'hypothèse que, dans le passé, des activités agricoles ont pu marquer durablement les sols et par conséquence les eaux de surface. Les résultats d'études de cartes anciennes menées par des chercheurs de l'INRA permettraient d'appuyer cette hypothèse (Favre et al. 2011). D'après la carte d'état-major du pays de Bitche (1830), le taux de boisement était déjà très important au début du XVIIIème siècle, allant de 73% à 100% selon les bassins versants considérés, mais ce taux était tout de même inférieur à aujourd'hui (généralement entre 80% et 100%). De nombreuses parcelles, actuellement en déprise étaient exploitées pour la culture ou la fauche durant cette période. Les bassins versant présentant les taux d'usage en culture les plus importants à cette date sont le KRA (de 17 à 19%), le BIL (de 17 à 22%) et l'affluent principal du BIT (15%). En comparaison, 7% de la partie avale du LIN était occupée par des cultures et ce taux était inférieur à 4% pour les autres bassins versants. La présence actuelle ou passée d'étangs pourrait également expliquer au moins pour partie les concentrations en Phosphore. Ainsi, si l'on considère le Rehbach et le Weissbach, nous pouvons constater que les concentrations en PO4 sont bien plus élevées à l'aval des étangs qu'à l'amont. A l'inverse, dans l'Aspenthalbach, les concentrations demeurent faibles et les données historiques ne fournissent aucun indices quant à l'existence d'étangs dans le passé, ni d'activités agricoles (Favre et al. 2011). Pour infirmer ou confirmer les hypothèses

basées sur les activités passées, il conviendrait de disposer d'un jeu de données concernant un nombre bien plus important de cours d'eau situés dans un contexte géologique proche.

L'acidité de certaines stations peut s'expliquer par l'existence de processus d'acidification due à des décennies de dépôts atmosphériques acides. Dans les hautes Vosges et les Vosges du Nord, de tels processus d'acidification des cours d'eau de têtes de bassins versants ont été identifiés et étudiés durant les dernières décennies (Thiebaut 1997; Tixier 2004; Ferreira and Guérold 2017). Ces phénomènes ont été attribués à des épisodes de « pluie acides » indirectement causés par les émissions dans l'atmosphère de SO_2 et NO_x par les activités industrielles. Lorsque les dépôts atmosphériques acides concernent des sols avec un faible pouvoir tampon, en raison de caractéristiques géologiques (ex. grès vosgien, granite) et pédologiques particulières (ex. podzols, sols ocre podzoliques), il en résulte une augmentation des concentrations en aluminium et en protons dans les eaux de surface, diminuant le pH dans les ruisseaux (Probst et al. 1999). On peut supposer que dans le cas des ruisseaux étudiés, le WEI et l'ASP sont effectivement situés dans un contexte géologique qui, depuis le début de l'industrialisation et jusqu'à aujourd'hui, n'a pas permis de tamponner les épisodes de précipitations acides. On retrouve donc en amont de ces systèmes des valeurs de pH anormalement faible (comprise entre 4 et 5) de manière permanente ou périodique. Pour le WEI, cette acidité est mesurable toute l'année (Tableau 3) et fut déjà mesurée par des études antérieures (Thiebaut 1997). Le fait que cette acidité s'estompe à l'aval (pH = 6,7 ± 0,2) montre un regain du pouvoir tampon de l'eau vers la confluence avec la Zinsel du Nord qui est potentiellement dû à la présence d'étangs. Pour l'ASP, l'acidité est modérée sur la station amont et elle le reste vers l'aval, la morphologie du ruisseau n'étant pas altérée par des étangs.

En parallèle des analyses de l'eau des ruisseaux, nous avons également cherché à identifier un héritage d'activités anciennes dans les concentrations en métaux des sédiments (Tableau 4). Bien qu'une seule mesure ait été réalisée sur les teneurs en métaux dans les sédiments de chaque cours d'eau, les résultats montrent de faibles contaminations pour certains sites. Pour certains sites, on peut observer des teneurs dans les sédiments supérieurs à des seuils de contamination, en particulier pour le plomb (3,5 µg.g-1), le cuivre (>3,1 µg.g-1), le nickel (>2,2 µg.g-1), le zinc (>12 µg.g-1) ou encore le cadmium (0,1 µg.g-1), ce dernier élément ayant une toxicité élevée à de faible concentration (Muniz 1990; Sasmaz et al. 2019). On notera que le BIL et le WEI sont particulièrement concernés par ces contaminations métalliques avec, entre autre, des teneurs plus importantes en Cuivre (34,91 $\mu g.g^{-1}$ et 24,96 $\mu g.g^{-1}$) et en Cadmium (0,16 $\mu g.g^{-1}$ et 0,24 $\mu g.g^{-1}$; Tableau 4). Ces teneurs en métaux dans les sédiments, n'ayant pas d'origine géologique (Figure 11), pourraient témoigner d'un héritage des activités métallurgiques de la vallée de la Zinsel du Nord, depuis la fin du XVIIème siècle jusqu'au début du XXème siècle. La transformation du Cuivre en particulier, qui était réalisée dans les fonderies de Mouterhouse (Jacops et al. 1990; Verronnais 1992), pourrait potentiellement être à l'origine des certaines contaminations, mais il est également possible que des rejets atmosphériques passés à une plus grande échelle soit impliqués (Han et al. 2002; Mariet et al. 2016).

Il semble donc que, dans le contexte du haut BV de la Zinsel du nord, les activités industrielles peuvent avoir marqué durablement la qualité des écosystèmes aquatiques, même si dans le cas présent la contamination demeure modeste. D'autres approches et suivis pourraient être mis en place dans le futur pour confirmer cette hypothèse.

Les conditions physico-chimiques particulières dans le compartiment aquatique ont montré un effet sur la biologie et le fonctionnement de ces systèmes

(Figure 17, Figure 18, Tableau 8). Or, comme cela a été identifié précédemment, la conductivité et l'acidité sont des paramètres montrant d'importantes différences en fonction des stations. De façon plus générale, les stations peuvent être différenciées selon un gradient de trophie/minéralisation et un gradient pH/aluminium (Figure 15). L'acidité et la concentration en ions aluminium diminuent significativement la richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques ainsi que leur abondance au sein des systèmes étudiés (Figure 17), un phénomène couramment observé sur les écosystèmes aquatiques de tête de bassin versant (Courtney and Clements 1998; Guerold et al. 2000; Tixier 2004). La composition des communautés d'invertébrés dans la plupart des sites de notre étude montrent que *Gammarus* est de loin le décomposeur le plus représenté dans ces écosystèmes, or il s'agit d'un crustacé sensible à l'acidification (Felten 2003; Felten et al. 2006) qui montre des taux de mortalité important dans les cours d'eau acides et riches en aluminium (Naylor et al. 1990; Andrén and Eriksson Wiklund 2013). Ceci pourrait expliquer la corrélation observée entre le pH, la densité en déchiqueteurs (ici principalement *Gammarus*) et les taux de dégradation des litières en grosse maille corroborant ainsi les résultats de recherches antérieures (Dangles et al. 2004; Ferreira and Guérold 2017), ces deux derniers paramètres étant également fortement corrélés (Benfield and Webster 1985; Rosemond and Wallace 1995). Si l'on se base sur le paramètre IBGN pour qualifier l'état écologique des stations, le Weissbach amont est donc la station la plus éloignée du bon état écologique (Archaimbault and Dumont 2010), essentiellement en raison de sa forte acidification. Il semble donc que l'acidité soit le paramètre qui conditionne majoritairement la structure et le fonctionnement du réseau trophique dans ce cours d'eau. Si l'acidification de ces systèmes est un processus complexe, son origine est néanmoins connue et son étendue géographique est globale. En revanche, l'origine des phénomènes d'eutrophisation est généralement locale et multifactorielle (Correll 1998; Withers and Jarvie 2008; Dodds and Smith 2016). Nous n'avons pas identifié d'effets de l'eutrophisation sur les communautés et sur

le fonctionnement des écosystèmes, cet aspect ayant pourtant fait l'objet d'un certain nombre d'études (Baldy et al. 2007; Benson et al. 2013). Néanmoins, nous nous interrogeons dans un premier temps sur l'origine des différences de concentrations, notamment en phosphore au sein de ces ruisseaux. Trois hypothèses peuvent être formulées :

- La présence, actuelle ou passée, d'étangs sur le linéaire : le WEI et le REH qui sont les seuls ruisseaux pour lesquels des étangs sont présents entre les stations amont et aval montrent une augmentation de la concentration en phosphore à l'aval. L'effet des étangs sur l'eutrophisation des cours d'eau peut dépendre de leur usage et du type de déversoir qui les équipe. Ils peuvent favoriser la séquestration du phosphore et des nitrates en solution ou dans le sédiment mais également le libérer lorsque le sédiment est perturbé (Powers et al. 2013; Ignatius and Rasmussen 2016). L'usage de l'étang en pisciculture peut également accroitre la production de nutriments (phosphate organiques dissout, nitrates) et donc engendrer une eutrophisation des ruisseaux à l'aval (Banas et al. 2002, 2008; Gaillard 2014). Les étangs ont également un impact sur les régimes thermiques des cours d'eau, qui se traduit notamment par une atténuation des variations journalières de température. Sur le WEI en particulier, on observe qu'en période hivernale la température à l'aval de l'étang reste toujours supérieure à 4°, alors qu'elle gèle fréquemment dans la partie amont. L'impact des étangs sur la température est également conditionné par le type de déversoir de l'ouvrage (Touchart and Bartout 2010; Bartout and Touchart 2013). Mais dans chaque cas, cela illustre un impact indirect des étangs sur la biologie aquatique, la température étant un facteur essentiel de l'activité et de la survie des organismes (Fisher and Likens 1973; Rosemond and Wallace 1995; González et al. 2013; Duarte et al. 2016). Dans notre étude, nous avons pu identifier cet effet sur la décomposition de

la litière par les microorganismes, qui montre une augmentation corrélée avec la température de l'eau (Figure 18). Les stress dus aux étangs sont donc multiples et ces ouvrages sont un des principaux facteurs de conditionnement de la qualité de l'eau.

- Un usage passé des sols des bassins versants en tant que parcelle agricole ou d'élevage, aujourd'hui repeuplés par des essences forestières, pourrait avoir engendré des concentrations importantes en phosphore et en composés organiques dans les horizons de surfaces (Soranno et al. 1996; Groffman et al. 2004). Ces composés peuvent ensuite par ruissèlement être transférés vers le milieu aquatique (Benfield et al. 2002; Iwata et al. 2010). De plus, les peuplements forestiers actuels ont pu être conditionnés par les activités de sylviculture. Les essences forestières, et particulièrement celles qui constituent les ripisylves, ont un rôle déterminant dans la qualité et la quantité de matière organique transférée vers le milieu aquatique (Lindeman 1942; Lecerf and Chauvet 2008; Iwata et al. 2010; Rezende et al. 2018).

- Enfin, les archives historiques indiquent que les ressources forestières locales étaient fortement exploitées, en particulier pendant le développement industriel (Verronnais 1992; Rochel 2004; Dupré 2005). L'intensité de la production de charbon était notamment importante en Europe, et elle est susceptible d'avoir engendrée la création d'un grand nombre de sites de production de charbon (charbonnières) dans le paysage (Ludemann 2010; Carrari et al. 2016, 2018). Nous pouvons alors logiquement nous demander dans quelle mesure cette activité de charbonnage pourrait avoir modifié localement les caractéristiques pédologiques et par voie de conséquence celle des eaux de ruissellement.

5- Conclusions et perspectives

Dans ce premier chapitre, nous avons constaté une forte hétérogénéité des caractéristiques des cours d'eau de tête de bassin versant, démontrant par ailleurs la complexité de définir un ou des état(s) écologique(s) de référence(s). Cette hétérogénéité s'explique pour partie par une combinaison de facteurs actuels, incluant la présence d'étangs (WEI ; REH), de rejets urbains ponctuels (KRA, BIL av), d'acidification (WEI am, ASP) mais également des facteurs liés au passé comme les usages anciens des sols des BV, que sont l'exploitation forestière et l'usage des sols des bassins versants. Il est donc apparu nécessaire, dans la suite de nos travaux, de connaitre pour chaque BV la nature et l'intensité des pratiques anthropiques sur l'écosystème forestier, notamment l'intensité des événements de déforestation, les processus de sélection des espèces ligneuses et l'impact temporel d'éventuels reliquats anthropique sur les conditions biotiques et abiotique des sol et des ruisseaux.

Comme nous l'avons vu précédemment, les usages agricoles étaient limités dans ces BV aux vallées exiguës, et leur impact historique, s'il n'est pas nul, est certainement limité. En revanche, la production de charbon de bois apparait comme la principale activité historique ayant eu un fort impact sur le paysage forestier au cours des derniers siècles dans la Zinsel du Nord. Une activité fortement repandue au sein des bassins versants et qui potentiellement a pu marquer durablement les écosystèmes forestiers. Nous avons donc choisi de nous focaliser, dans la suite de ce document, sur l'étude de l'activité de production de charbon de bois. L'étude approfondie de l'importance et de l'impact de cette activité permettra d'apporter des éléments de réponse à différentes questions.

Premièrement, l'étude de la distribution des sites de charbonnages permettra d'évaluer leur densité et leur répartition au sein des bassins versants.

Ces sites riches en charbons peuvent potentiellement montrer des caractéristiques pédologiques particulières (Hirsch et al. 2017; Borchard et al. 2017) et être des sources de nutriment et de carbone au sein de sols naturellement pauvres (Harsh et al. 2016). Il apparait donc essentiel de connaitre la densité spatiale de ces sites à l'échelle du bassin versant afin d'estimer leurs possibles effets sur la qualité des sols et indirectement sur celle des cours d'eau.

Deuxièmement, ces sites constituent des archives anthracologiques qui sont depuis plusieurs décennies utilisées en tant que sources d'informations paléo-environnementales afin de reconstituer l'état passé des écosystèmes forestiers (Davasse 1992; Ludemann 2011; Knapp et al. 2013). L'analyse des charbons présents dans le sol des CPS permet d'acquérir des données sur la composition du couvert forestier au moment de la production du charbon et à ce à une échelle locale (quelques centaines de mètre carrés autour de chaque site), car les charbonnières étaient installées à proximité des piles de bois coupées après la période de séchage (Duhamel du Monceau 1761). L'étude anthracologique des charbonnières permettra donc d'appréhender quelle était la composition de l'écosystème forestier au cours des derniers siècles et, en le comparant avec l'état actuel, de comprendre comment les actions de sylviculture ont conditionné l'écosystème forestier au cours du temps.

Ces données, associées à d'autres archives notamment documentaires, nous permettront donc d'appréhender les usages des sols des bassins versants sur des périodes données. Nous chercherons ensuite à mettre en relation l'état des différents cours d'eau analysés avec des éléments historiques de modification du paysage, tels que l 'évolution des communautés forestières, de leur superficie, la densité de sites anthropique tels que les charbonnières, les étangs ou les parcelles agricoles. Ces éléments nourrirons ainsi des questionnements sur l'évolution

temporelle des écosystèmes de tête de bassin versant (Hermy and Verheyen 2007; Cawley et al. 2014; Martin et al. 2017).

CHAPITRE 3 : ETUDE ANTHRACOLOGIQUE DES SITES DE CHARBONNAGE ET CARACTERISTATION DU PASSE DE L'ECOSYSTEME FORESTIER

1- Introduction

Dans leur composition et leur fonctionnement, les écosystèmes peuvent être durablement impactés par des activités anthropiques qui se sont déroulées au cours de différentes périodes historiques (Dupouey et al. 2002; Compton and Boone 2010). Ainsi en Lorraine, les travaux de Dupouey et al. (2002) ont montré que des forêts contemporaines qui se sont développées sur d'anciens territoires agricoles datant de l'occupation romaine (il y a environ 2000 ans) sont aujourd'hui marquées par ces activités passées. La richesse spécifique en plantes et les communautés végétales actuelles dépendent alors de l'intensité des activités agricoles passées, qui s'est traduit par une modification de la structure et de la composition chimiques des sols, en particulier les concentrations en azote et en phosphore. En ce qui concerne les écosystèmes forestiers aquatiques, les étangs sont des éléments historiques fortement conditionnant. Ces milieux lentiques présentent un fonctionnement distinct de celui des cours d'eau et peuvent affecter la physico-chimie et la biologie de l'écosystème aquatique en aval (chap.1 Tableau 5). De tels effets sur le long terme, causés par des facteurs historiques, sont désormais relativement bien documentés pour les écosystèmes forestiers (Hermy and Verheyen 2007; Iwata et al. 2010; Ignatius and Rasmussen 2016). Ainsi, il est aujourd'hui considéré comme essentiel de connaître l'évolution temporelle de la biogéographie d'un territoire, pour comprendre le fonctionnement des milieux au cours du temps et pouvoir modéliser et prédire leur évolution future.

Les écosystèmes forestiers sont particulièrement concernés par les problématiques de gestion et de modélisation car leur superficie a fortement été modifiée par les activités anthropiques au cours des siècles passés sur l'ensemble du territoire. La forêt française avait une superficie estimée à environ 9 millions d'hectares en 1830 (Cinotti 1996) et a connu une croissance constante

(actuellement de 0,7% par an) en s'étendant aujourd'hui sur 16,9 millions d'ha (source : IGN 2018). La déprise agricole des dernières décennies est le principal phénomène expliquant cette croissance, qui s'accompagne d'une modification des usages des sols (Brossard et al. 1993; Cornu 2003; Dupré 2005). A l'inverse, des déboisements restreints peuvent avoir lieu localement (transformation d'un écosystème forestier en prairie de fauche, en parcelle cultivée ou en pâturage ; exploitation de la ressource en bois).

Ces changements d'usage des sols ont pu modifier le bilan hydrique des bassins versants ainsi que les apports quantitatifs et qualitatifs en matière organique (MO) allochtone pour les écosystèmes aquatiques (Benfield et al. 2002; Ertlen et al. 2010; Martin et al. 2017). Ces apports sont principalement dus à la chute des feuilles formant la litière des écosystèmes terrestre. Le lessivage de cette litière entraine la MO, plus ou moins préalablement dégradée, vers les ruisseaux et est à la base du réseau trophique aquatique dans les têtes de BV (Cummins and Klug 1979; Rosemond and Wallace 1995). Des perturbations dans ces apports de MO sont donc susceptibles de modifier la composition et l'activité des communautés benthiques dans ces cours d'eau (Dangles and Chauvet 2003; Baldy et al. 2007; Seena et al. 2017). De plus, les activités humaines passées peuvent avoir engendré localement la création de sites, sources d'éléments chimiques (nutriments, minéraux, polluants), et présents de façon pérenne au sein de l'écosystème, comme par exemple des lieux de stockage (déchets, produits animaux) (Georges-Leroy et al. 2014), des sites de production de charbon (CPS; Davasse 1992) ou des sites d'extraction minière (Py-Saragaglia et al. 2017).

Reconstituer l'occupation passée d'un territoire et l'influence qu'ont pu avoir les activités anthropiques sur les communautés végétales est rendu possible grâce à l'étude combiné d'archives naturelles et d'archives documentaires. Nous allons chercher, dans ce chapitre, à reconstituer l'état de l'écosystème forestier

local au cours des derniers siècles et la façon dont les activités anthropiques ont pu modifier les peuplements en termes de composition taxonomique et de biomasse. Nous chercherons à identifier les périodes durant lesquelles ces changements ont pu survenir et à caractériser leur localisation et leur intensité. Ainsi, si au cours des derniers siècles la composition des communautés forestières et leur étendu ont évoluées, nous pourrons supposer que des changements en apport de MO, aussi bien qualitatifs que quantitatifs, ont pu être induit par les activités de sylviculture.

1.1- Avantages et limites de diverses approches en écologie historique

Connaître la couverture, la structure, l'ancienneté et la composition taxonomique des peuplements forestiers à diverses périodes, plurimillénaire ou pluriséculaire, permet de reconstituer la trajectoire de ce milieu ainsi que l'impact d'événements anthropiques ou climatiques. Pour étudier l'histoire des écosystèmes forestiers, différents types d'approches peuvent être utilisés, en fonction de la période ciblée et des archives disponibles. Chacune présente des avantages et des limites mais elles demeurent étroitement complémentaires (Kluiving and Guttmann-Bond 2012; Knapp et al. 2015).

- Une approche historique se base sur l'étude d'archives documentaires composées de registres d'abatage des arbres (martelage). Cette approche a par exemple été utilisée pour reconstituer les écosystèmes forestiers nord-américains (Terrail et al. 2014; Danneyrolles et al. 2016) ou français (Buridant 2004; Rochel 2015). Ces archives permettent de connaitre quelles sont les parcelles forestières prélevées, les essences concernées et le devenir du bois (bois de chauffage ou de construction, utilisation locale ou exportation). Pour le pays de Bitche, qui couvre notamment la partie Nord-Ouest des Vosges du Nord, les archives documentaires

du département de la Moselle ont été récemment étudiées afin de faire état des coupes forestières réalisées entre les années 1762 et 1785 (Rochel 2017). Cette étude a révélé que les essences extraites dans ces forêts étaient très majoritairement le hêtre et le chêne et que l'exploitation forestière n'était pas plus importante pour les parcelles allouées aux industries locales (verreries et forges), que pour celles destinées à la vente et à l'exportation de bois. Cependant, les archives concernant les parcelles situées dans le BV de la Zinsel du Nord ne sont pour la plupart décrites que comme étant localisées dans les limites de la commune de Mouterhouse. Les coupes ne peuvent donc pas être localisées à échelle spatiale restreinte comme celle des têtes de BV que nous considérons dans cette étude (Rochel 2017).

- Les études paléo-environnementales quant à elles se basent sur l'analyse d'un certain nombre d'indicateurs présents et conservés dans les zones d'accumulations végétales (ex. tourbières), pédologiques ou sédimentaires (terrestres ou lacustres) tels que des marqueurs isotopiques, des concentration en minéraux ou des restes végétaux (charbons, bois, graines ou pollens). Ces enregistrements peuvent avoir eu lieu au cours des derniers siècles/millénaires, ce qui permet de reconstituer la végétation sur une échelle de temps importante. Les analyses palynologiques par exemple, sont particulièrement pertinentes pour reconstituer l'évolution de la végétation à une échelle régionale et sur une échelle de temps allant des derniers siècles jusqu'à plusieurs millénaires, l'âge de chaque échantillon étant mesurable grâce à des datations radiocarbones (Clark et al. 1989; Étienne et al. 2010; Buso Junior et al. 2019). Ces datations permettent d'estimer la vitesse de la dynamique d'accumulation, la principale contrainte dans l'utilisation de ces enregistrements étant la résolution temporelle, qui peut varier selon les périodes d'accumulation. De telles études palynologiques ont été réalisées en 2017 et 2018 sur plusieurs tourbières des Vosges du Nord par Gouriveau et al. (2020). Une autre contrainte réside dans la précision de l'étude

de la végétation sur les derniers siècles grâce à ces archives, car les enregistrements les plus récents peuvent avoir été remaniés par la végétation actuelle (Moore et al. 1991; Knapp et al. 2013). En effet les parties supérieurs d'une zone d'accumulation, plus récentes, peuvent subir des bioturbations (activité d'invertébrés, développement de racines, rhizomes, etc.), ou des perturbations physiques dues au mouvement d'objets. Ainsi les éléments datés issus de ces couches sont susceptibles de provenir d'autres couches temporelles et certains restes végétaux identifiés peuvent avoir été transposés verticalement. Pour les archives palynologiques, une autre limite réside dans le fait que, pour les espèces produisant des pollens légers et mobiles, leur indentification témoigne d'une présence à une échelle régionale et non locale.

- Enfin, outre les approches précédentes, des études archéobotaniques peuvent être menées, basées sur l'étude des vestiges végétaux de sites anthropiques, formés entre la préhistoire et les périodes récentes. Cette approche a pour avantage de fournir une information écologique localisable, géographiquement et temporellement en datant la matière végétale. Cette datation peut être faite soit directement en mesurant les isotopes radioactifs de l'échantillon (Carbone 14, Plomb 210), soit indirectement en estimant l'âge du site archéologique. Parmi ces approches, l'analyse anthracologique des anciens sites de production de charbon (plateformes de production de charbon, charbonnières) est particulièrement adaptée à notre étude du passé des forêts de la Zinsel du Nord car elle permet d'obtenir des informations locales.

1.2- Les archives dans les Vosges du Nord et la vallée de la Zinsel du Nord

Hormis la période d'utilisation des forges de Mouterhouse et Baerenthal (Figure 14, Figure 19), et l'installation de zones agricoles restreintes dans les

fonds de vallons, peu d'activités anthropiques d'ampleur importante ont été répertoriées au sein des bassins versants étudiés. Aussi la production de charbon de bois, liée à l'activité métallurgique, semblent constituer un évènement majeur de l'histoire récente du paysage de ces bassins versants. La production de charbon est basée sur l'exploitation de la ressource en bois dans les forêts locales et peut donc, en fonction de son intensité et du type de gestion, conditionner le développement et l'évolution des peuplements forestiers (Hammersley 1973; Pèlachs et al. 2009). Certaines archives documentaires indiquent que les forêts du pays de Bitche ont été exploitées pour la production de charbon de bois (Muller 1986; Jacops et al. 1990; Schmit et al. 2008), certains lieux-dits témoignant de cette activité dans leur toponymie (ex : le « kohlhecke » situé près du village de Rimling). La consommation du bois pour l'alimentation des forges de Mouterhouse est d'ailleurs décrite comme intensive, dans un document d'archive (Verronnais 1992) :

« Quoique ces forges aient dans les forêts royales une affectation de 5,000 hectares, cependant la rareté toujours croissante du bois a obligé les propriétaires d'éteindre un des hauts fourneaux, ce qui réduit actuellement le produit de cette belle usine en fonte, à 1 176 250 kilogrammes de fer. »

Statistique de la Moselle, Volume II, 1844

Figure 19 : Photographie du village de Mouterhouse, incluant la forge en 1938; source:http://www.bitscherland.fr/CantondeBitche/Mouterhouse/Images/Anciennes/forge-5.jpg

La technique utilisée par les charbonniers consistait à couper des arbres dans un secteur, généralement géré en taillis, puis à tailler le bois en pièces facilement transportables et d'un volume qui puisse bruler entièrement. Le bois était ensuite empilé en tas de quelques mètres cubes et été laissé à sécher pendant plusieurs mois. Pour carboniser le bois, une plateforme était aménagés à proximité du tas, puis les morceaux étaient placés sur cette plateforme et empilés pour former une meule circulaire. Celle-ci était ensuite couverte de terre, de pierres et de sable mélangés, de façon à empêcher l'oxygène de pénétrer à l'intérieur de la meule. Le bois était ensuite carbonisé par l'introduction de braises dans un conduit aménagé au sommet (Duhamel du Monceau 1761; Hammersley 1973; Davasse 2000). Le faible taux d'oxygène engendre une combustion par pyrolyse, une réaction qui a pour effet de transformer un composé organique, en faisant s'évaporer l'eau et en séparant ses composants (un solide carboné, des huiles et des gaz organiques). Dans le cas de la pyrolyse du bois, c'est ce solide carboné

constituant le charbon qui est récupéré. Après quelques jours de combustion (selon la quantité de bois), la meule est ouverte et le charbon est raclé afin de le séparer du sol qui a servi d'isolant. Cependant la structure relativement friable du charbon de bois fait qu'une certaine quantité de débris de petite taille est laissée sur place après exportation du charbon produit. Les sites aménagés étaient ensuite réutilisés, le sol était de nouveau aplani (mélangeant au passage les résidus de carbonisation et le sol) pour accueillir une nouvelle charbonnière, le processus se répétant jusqu'à l'épuisement de la réserve locale de bois utile (Duhamel du Monceau 1761). Après l'abandon du CPS, il reste donc un site avec un horizon de surface, souvent riche en morceaux de charbon de tailles très variables (de moins d'un millimètre à plusieurs centimètres ; Figure 20, Annexe 4).

A B

C D

Figure 20 : (A) Iconographie de la construction de charbonnières en meules à diverses étapes (Duhamel du Monceau 1761), (B) ouverture d'une meule contemporaine, le charbon est progressivement extrait du sable et étalé en cercles concentriques, (C) Succession pédologique prélevée sur un site de production de charbon, grâce à une tarière. La partie noire correspond à l'horizon riche en charbon. (D) Vue d'ensemble du sol d'un site de production de charbon, creusé dans sa périphérie, révélant en surface l'horizon riche en charbon, la partie sous-jacente de couleur brune étant la base de la plateforme formé de grès (source : David Gocel-Chalté)

Cet horizon est un anthroposol formé par l'arasement du sol sous-jacent et par le mélange des résidus de la carbonisation (cendres ; micro, macro et mégacharbons ; éléments servant à l'isolement de la meule). De tels sites sont aujourd'hui présents dans de nombreuses régions d'Europe , avec localement des

densités spatiales importantes, en particulier à proximité d'anciens sites industriels (Deforce et al. 2013; Dupin et al. 2017; Rutkiewicz et al. 2019). Dans certains pays en voie de développement la production de charbon de bois reste aujourd'hui un moyen de fournir aux populations un combustible bon marché, et celle-ci passe encore par la création de charbonnières (Montagne et al. 2008; Kambale et al. 2016).

L'étude anthracologiques des plateformes de charbonnage

Les plateformes de charbonnage sont étudiées depuis environ 30 ans en tant qu'archives anthracologiques (Hammersley 1973; Davasse 1992; Ludemann 1996), qui ont pour avantage de fournir des enregistrements des peuplements ligneux à une échelle locale et pour un passé récent, ces sites datant en majorité des derniers siècles. De plus, leur structure particulière, en plateformes (Figure 21), au sol généralement noirs, et leur abondance dans le paysage en font des sites identifiables dans les zones vallonnées et relativement aisés à échantillonner (Hammersley 1973). Les usages du territoire, comme l'agriculture ou l'aménagement de sentiers, peuvent cependant effacer, totalement ou partiellement certains CPS (Strahler 1974; Hardy et al. 2017). De nombreuses études ont permis d'optimiser l'étape d'échantillonnage du charbon sur ces sites afin d'obtenir des données représentatives de l'enregistrement anthracologique d'une charbonnière (Davasse 2000; Py and Ancel 2006). Les études xylologiques, anthracologiques et dendro-anthracologiques ont démontré qu'il était possible de reconstituer des spectres taxonomiques et d'estimer les diamètres de bois brulé à partir d'échantillons de charbon (Schweingruber 1990; Ludemann and Nelle 2002; Théry-Parisot et al. 2010; Paradis-Grenouillet 2012). L'interprétation des résultats anthracologiques, en terme de peuplements forestiers passés, a également pu être améliorée par la connaissance des pratiques de charbonnage et

la mise en commun de diverses archives (Davasse 1992; Ludemann et al. 2004; Knapp et al. 2013; Robin et al. 2015).

A B

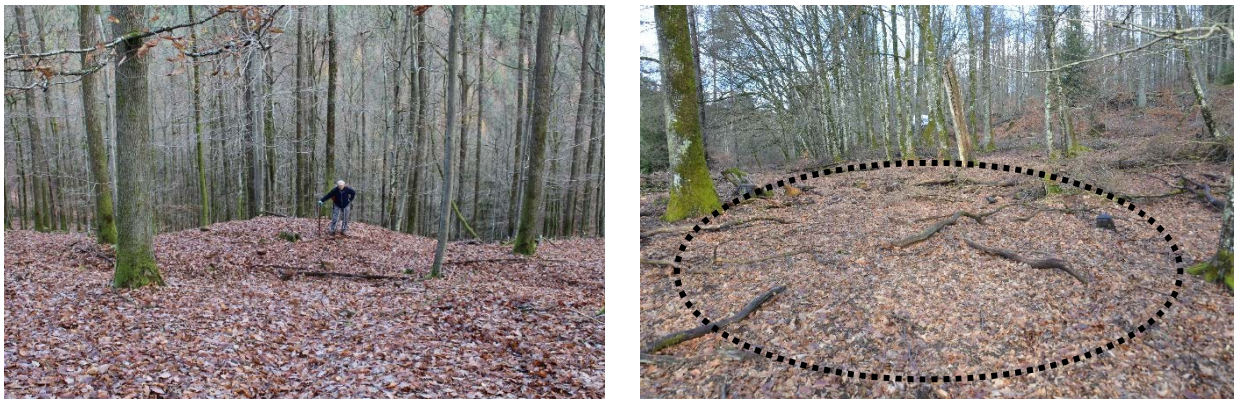


Figure 21 : Photographies de sites de production de charbon (CPS) dans la forêt de Mouterhouse. (A) CPS situé dans une zone de pente. (B) CPS situé dans une zone moins inclinée.

Il a donc été possible d'acquérir des informations sur les communautés forestières passées de certaines régions, grâce à l'étude de la distribution et du spectre anthracologique des CPS. Cependant, encore peu de travaux ont cherché à utiliser cette archive pour révéler une trajectoire forestière à une plus haute résolution spatiale (i.e. infra-station forestière). Dans notre étude nous allons chercher à acquérir ces informations à « haute résolution spatiale », qui sont de première importance pour comparer à la fois l'évolution des paysages à l'échelle de tête de bassins versants mesurant une centaine d'hectares et la qualité des cours d'eau qui leurs sont associés (Figure 9).

Peut-on, grâce à l'étude des charbonnières, reconstituer la mosaïque des essences forestières passée et observer quelles étaient les variations de la végétation le long des plateaux, des pentes et des vallons de chaque bassin versant? Des études ont montré que de tels signaux anthracologiques sont

identifiables grâce à un échantillonnage systématique suffisamment dense, permettant une analyse à « haute résolution » (Nelle 2003; Ludemann 2011; Ludemann et al. 2017). L'utilisation d'outils de géotraitement et de systèmes d'information géographique (SIG) permet de référencer les coordonnées précises des charbonnières et d'analyser leur distribution par rapport à la topographie et d'autres variables environnementales. La publication qui constitue la suite de ce chapitre, donne les résultats et les conclusions des recherches que nous avons réalisées et qui visaient à explorer deux problématiques.

- Après les avoir géoréférencées, comprendre la distribution des charbonnières au sein de quatre des sous-bassins versant de la Zinsel du Nord.

- Mettre en évidence la distribution des essences forestières à différentes échelles (paysage, bassin versant, versant, peuplement forestier) et identifier l'influence de facteurs topographiques.

Par la compréhension de l'évolution de l'écosystème forestier et de l'impact du charbonnage sur celui-ci au cours des derniers siècles, cette étude est une étape supplémentaire pour tenter d'appréhender l'ensemble des activités anthropiques historiques et explorer comment elles ont conditionné, et peuvent encore conditionner, les écosystèmes de la Zinsel du Nord.

2- Publication

Vegetation History and Archaeobotany
https://doi.org/10.1007/s00334-020-00769-z

ORIGINAL ARTICLE

Anthracological analyses of charcoal production sites at a high spatial resolution: the role of topography in the historical distribution of tree taxa in the northern Vosges mountains, France

David Gocel-Chalté[1] · François Guerold[1] · Hannes Knapp[2] · Vincent Robin[1]

Received: 5 April 2019 / Accepted: 18 January 2020
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020

Abstract

The rising demand for charcoal during the 18th century industrialization led to the construction of a high number of charcoal production sites (CPS) within the forest ecosystems of Europe. The CPS still present today can be investigated to assess the past forest composition in terms of taxa and wood size at a high spatial resolution. The present study was conducted in the Northern Vosges region, an area of low range mountains covered by forests with an important local industrial history in several of its valleys. We aimed to investigate the possible role of topographical variables in the distribution of CPS and in the past distribution of tree species. CPS were localized, identified and sampled via a field inventory in four headwater catchments, and an elevation numerical model was used to compute the topography of the landscape. A total of 233 CPS was registered, and anthracological samples from 121 of these CPS were analyzed. The age of 20 CPS, estimated by radiocarbon dating, ranges between the late 17th and the early 20th century, which corresponds to the peak of industrial activity in this region. The spatial distribution of CPS appears to increase in density close to streams,

and 14 tree taxa were identified in the charcoal records, with *Fagus* and *Quercus* being dominant by far. Our results revealed the strong influence of slope azimuthal exposition on the anthracological spectra. These results suggest that local forest stands used as wood supply depended on the local environmental conditions. Furthermore, the composition of the forest stand has changed significantly over time, with the higher occurrence of *Pinus sylvestris* in the present time.

Introduction

Wood charcoal has long been a key fuel resource for human activities, whose production became of paramount importance during the European industrial revolution (Hammersley 1973; Guo et al. 2015). Charcoal was generated by the incomplete carbonization of wood piles in charcoal production sites (CPS) located in forested areas (Duhamel du Monceau 1761; Kluiving and Guttmann-Bond 2012). Today, remaining CPS are commonly found throughout Europe under different names (e.g. platforms, charcoal hearths ; Ludemann 2009; Knapp et al. 2013, 2015; Fruchart 2014; Schmidt et al. 2016; Carrari et al. 2017; Dupin et al. 2017). In order to assess the history of industrial development (Py-Saragaglia et al. 2017), as well as the ecological consequences of past exploitation on forest dynamics (Ludemann et al. 2004; Ludemann 2010, 2011; Robin et al. 2015), numerous research works have been investigating the spatial distribution (Ludemann et al. 2004; Schmidt et al. 2016; Raab et al. 2019), anthracological assemblages (Nelle 2003; Dupin et al. 2017), chronologies of production (Pèlachs et al. 2009; Knapp et al. 2015), and technics of production of the CPS Among various significant insights, these investigations have shown that CPS represent valuable archives of past forests' taxa composition and tree dimension at the local scale (i.e., forest stand scale; Deforce et al. 2013; Schmidt et al. 2016), even if human selection of the resources may bias the representativeness of the data

(Chabal 2008; Théry-Parisot et al. 2010). Thus, the study of CPS provides relevant information about the anthropic impact on forest dynamics (Ludemann 2010; Deforce et al. 2013; Carrari et al. 2016), and thus on environmental processes linked to land-use and land-cover changes over time, such as soil erosion and nutrient flow (Dotterweich 2008, 2013; Compton and Boone 2010; Harsh et al. 2016; Larsen et al. 2016). These various studies also highlighted the high level of heterogeneity of the CPS spatial distribution and density throughout Europe. This indicates the variations in the intensity of production which is itself related to the chronology of production, the heterogeneity of the use of resources and/or local conditions. It may therefore be crucial to take into consideration local scale topographical parameters that can be constraining or favoring factors for the charcoal production (Fruchart 2014) and conditioning parameters for the tree species distribution (Ludemann et al. 2017). This key issue remains poorly documented, despite the many research studies done about CPS (Ludemann et al. 2004; Ludemann 2011).

In the present study, we introduce an analysis of charcoal production history carried out at a high spatial resolution in four catchment areas located in northeastern France to identify: 1) the type of wood resources that has been used locally; 2) identify the period of charcoal production; 3) the environmental variables that significantly influenced the activity of charcoal production: and 4) how such environmental variables may explain the heterogeneity seen in the charcoal records. Lastly, a comparison between charcoal records and current forests stands was done in order to reveal possible changes having occurred since the beginning of the charcoal production period.

Data and methods

Study Area

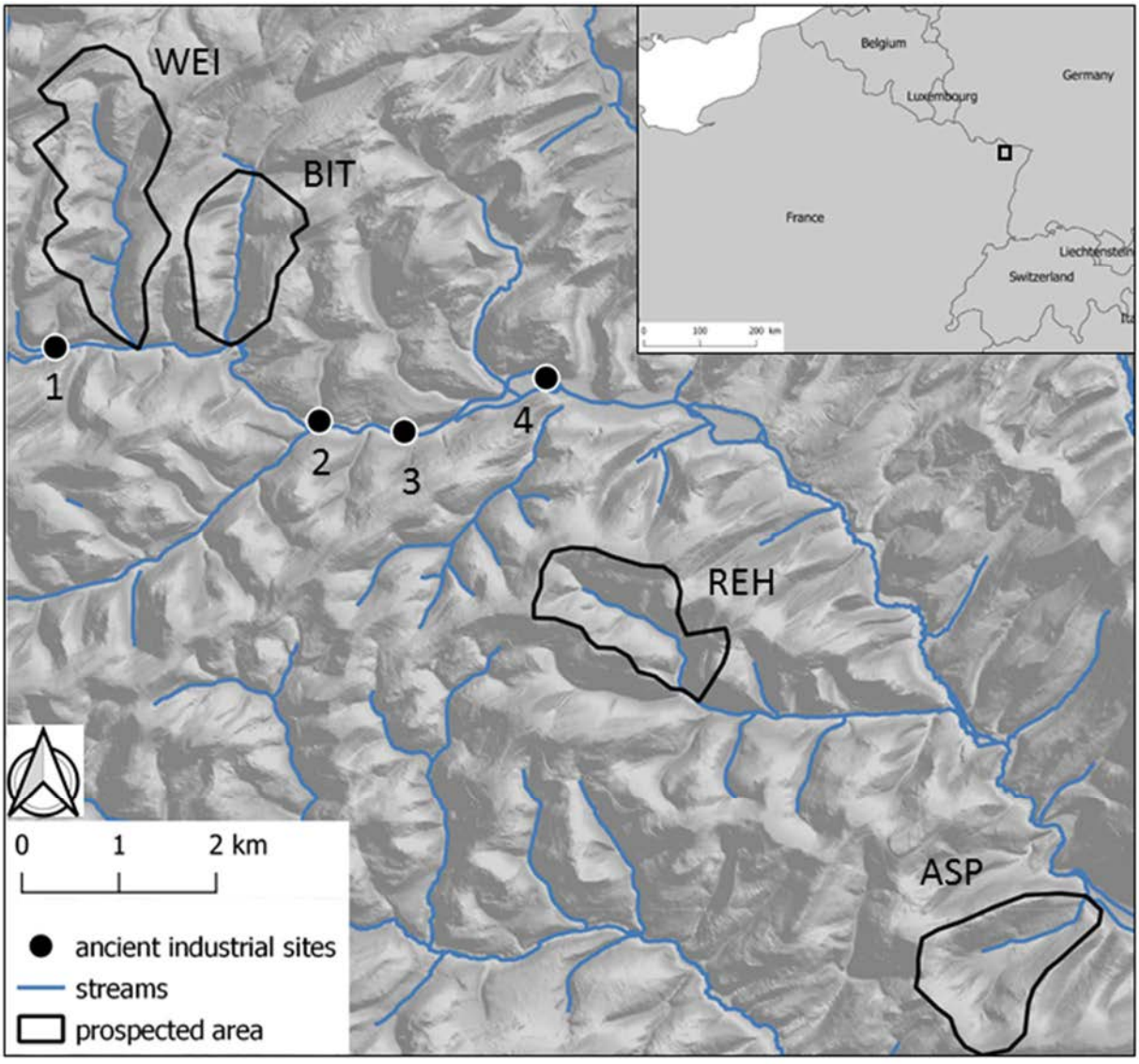


Fig. 1 Location of the four study sites. Background: shaded-relief map based on the RGE ALTI57® digital terrain model. Black lines show the limits of the prospected area (data: ©PNRVN). WEI: Weissbachthal, BIT: Bitscherthal, REH: Rehbachthal, ASP: Aspenthal. Black dots represent the position of old industrial sites in the 18th century according to the historical Cassini map (1755; Vallauri et al. 2012). 1: smelter, 2: smithy, 3: hammer, 4: furnace

The study took place in the Northern Vosges mountains which is an area of low mountain ranges (Fig. 1). This area is located within a sandstone region between the Lorraine plateau on west and the Rhine valley on east, which is made of hills between 250 m and 580m of elevation (Gall 1971; Mosser et al. 1972; Richter et al. 1996). The local climate is oceanic under continental influence and presents well distinct seasons. The mean annual temperature is 10.3°C. The mean annual cumulate precipitation is 944.6 mm (data: Météo-France, Mouterhouse forecast station, 2009 to 2019). Nowadays, the local forests are dominated by beech (*Fagus sylvatica*), oak (*Quercus sp.*), and by coniferous trees such as scots pine (*Pinus sylvestris)* and spruce (*Picea abies*) (Muller 2005), which cover 30 % of the total forested area. These forests are associated with acidophilic vegetation communities (Bohn and Gollub 2006; Geldreich 2008; Des et al. 2015) and in low lands, hydromorphic soils lead to the development of alder (*Alnus glutinosa)*, peat lands, and anthropic meadow ecosystems with few agricultural activities (Muller 1986).

Historical context

The presence of human populations in the region since the Paleolithic period is attested by the existence of several Neanderthal occupation sites (Schmit 2005, 2006; Touzé et al. 2016). However, the density of the local human populations remained low and fluctuating throughout history considering the rare archeological archives found in this area (Schmit 2005; Schmit et al. 2008, 2017; Touzé et al. 2016). This may be related to the local topography and poor sandy soils that probably limited the development of agriculture throughout time. Nevertheless, the European industrialization period between the 17th and the 19th centuries allowed for the settlement of various industries, especially metal industries (i.e. *forges*), and sawmills (Jéhin 2004). As a consequence, these activities conditioned the exploitation and the management of European forest

ecosystems during several centuries (Hammersley 1973; Kluiving and Guttmann-Bond 2012). In the Northern Vosges mountains, the production of charcoal became a dominant activity in forests in order to provide energetic supplies for glassworks, copper and iron smelting (Verronnais 1992).

Sampling strategy

The four studied catchment areas are located in the upper Zinsel du Nord valley (ZDN), and along first-order tributaries of the ZDN River. These are the catchment of the Weissbachthal (284 ha), Bitscherthal (209 ha), Aspenthal (186 ha) and the Rehbachthal (181 ha) (Fig. 1). These forested areas were selected because of their location in the vicinity of ancient metal industrial sites that remained active until the beginning of the 20th century (Dupré 2005; Kraft 2013; Fig. 1). CPS form flat and ovoid platforms built by the charcoal burners (Ludemann and Nelle 2002). They are most of the time detectable by eyes as specific landforms (i.e., “slope” break) (Ludemann 2012). Thus, in the four studied catchments, CPS were recorded by field prospections and georeferenced at the center of the platform using a *Garmin GPSMAP 64* outdoor GPS device.

About 50% of all the identified platforms were sampled and measured, and selection was made so that for each study area, 30 CPS widely distributed into the catchment limits and representing as much as possible various topographical situations, would be sampled. Each of the sampled CPS was characterized using the following parameters: the major and minor platform diameters, which were used to estimate the surface based on the ellipsoid area calculation formula, and the depth of the charcoal layer (formed by mixing of charcoal remains, ash, and in-situ soil). This was measured with a soil auger in the center of the platform.

Pieces of charcoal were sampled manually in five subsample locations within each CPS, by digging holes of about 20×20 cm size and approximately 20 cm depth (depending on the thickness of the charcoal layer). Two subsamples were taken in the middle of the CPS and three in the peripheral, i.e. down slope, zone. This zone was considered as a charcoal accumulation area of the CPS, where charcoal stock was whipped off and collected by charcoal burners, mainly in the direction of the slope in steep zones, thus creating a higher charcoal layer than in the rest of the CPS (Ludemann 2010). In each hole, 30 charcoal pieces were sampled for a total of 150 charcoal pieces per CPS.

Anthracological analyses

For each of the sampled CPS, 100 charcoal pieces were randomly selected for anthracological analyses. Taxonomical identifications were done for each piece by observing the wood structure under a binocular magnifier (magnifications ×10 to ×50) and/or an episcopic microscope (magnifications ×100 to ×500), and by using the charcoal reference collection of the LIEC-University of Lorraine (Metz, France) and a wood anatomy atlas (Schweingruber, 1990). Identification was possible at least to genius level except for charcoal pieces that appeared to be pieces of pith, bark or liber (Robin et al. 2015). In such case the charcoal piece was not counted and another one was analyzed. Furthermore, when the piece was too small, it was sometime not possible to distinguish taxa with similar anatomies, for example between *Salix* and *Populus*, or *Picea* and *Larix.* In those cases, the charcoal was considered as a *Salix/Populus*, or a *Picea/Larix* type.

Finally, a Principal Component Analysis (PCA) of the CPS anthracological composition was performed for the seven most represented taxa to unravel correlation of each taxa with one another, and to discriminate the four prospected

areas; Weissbachthal (WEI), Bitscherthal (BIT), Rehbachthal (REH), Aspenthal (ASP); according to their taxa composition. In addition, the importance of each taxa in the discrimination of catchments composition (VIP value) was measured by a Partial Least Squares-Discriminant Analysis.

Dating strategy

The age of the charcoal production was estimated by Radiocarbon C14 Accelerator Mass Spectrometry dating of the charcoal pieces, at the *Poznan radiocarbon laboratory* in Poland, and radiocarbon ages were calibrated using the *Oxcal v4.3* online software (Bronk Ramsey 2013), using the IntCal13 atmospheric curve (Reimer et al. 2013; Humphris 2014). A single charcoal piece was dated for each CPS by selecting a sample coming from a fast growth-rate taxa or from perimeter wood, to avoid bias due to the age of the wood at the carbonization event (Gavin 2001; Gavin et al. 2003). Dating was carried out for 20 different CPS of various sizes, topological situations and taxa compositions. At least four CPS were dated at each catchment ($n_{WEI} = 4$, $n_{BIT} = 6$, $n_{REH} = 4$, $n_{ASP} = 6$).

Dendro-anthracological analysis

For each of the 100 taxonomically identified charcoal pieces, wood diameter was also estimated via measurement of the curvature of the visible growth rings (Nelle 2003; Dufraisse and Garcia 2011; Ludemann 2011). Charcoal pieces were classified into five diameter categories: ≤ 2 cm; 2–3 cm; 3–5 cm; 5–10 cm; > 10 cm, under a binocular magnifier with calibration picture. In some instances when the sample pieces were small and rays or growth rings were not visible, the fragment was counted in the taxa identification, while the diameter

class was considered as unmeasurable (NA). Following the individual charcoal pieces diameter estimate, an estimation of the mean diameter (mD) of the wood pieces burned in the sampled CPS was calculated with the following formula (Ludemann and Nelle 2002; Knapp et al. 2015) :

$$mD\ [cm] = [n(0 – 2\ cm) \times 1 + n(2 – 3\ cm) \times 2.5 + n(3 – 5\ cm) \times 4 + n(5 – 10) \times 7.5 + n(> 10\ cm) \times 15]/n\ total$$

This method for dendro-anthracological analysis was preferred to the use of microscopic picture software (Dufraisse and Garcia 2011; Théry-Parisot et al. 2011), due to the faster data gathering and processing allowed by this method, as speed of analysis is a critical element for the measurement of a significant number of samples for a high spatial resolution dataset. Furthermore, this technique is adapted to the measurement of diameter smaller than 20 cm (Ludemann and Nelle 2002), which was mostly the case for charcoal pieces from coppice forests with small size trees.

GIS data base gathering

Altitude (AL), distance from the closest stream (SD; stream distance), slope inclination (SI), slope exposure (SE), and topographical wetness index (TWI) at the middle of each platform were acquired using the *QGIS v.2.18.20* software with *SAGA* algorithms extension. Calculation of altitude, slope inclination, slope exposure and topographical wetness index was based on the *IGN RGE ALTI® 5M* (IGN 2016) elevation raster map. TWI is a dimensionless variable, commonly used to quantify topographical control on hydrological processes based on the local slope inclination and the upslope contributing area (Tarboton 1997; Guo et al. 2017). The influence of topographical parameters on the CPS distribution was observed by measuring the density of CPS (n/ha) in classes of value for AL, SD,

SI, and SE. AL was divided in 11 classes of 20 m; SD was classified in 16 classes of 50 m; SI was divided in eight classes of 4°, and SE was separated into eight classes (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW) according to the azimuthal degree (from 0° to 360°). A redundancy analysis (RDA) was performed to evaluate the effect of altitude, slope inclination, slope exposure and topographical wetness index on the logarithmic number of the seven most represented taxa using the *Vegan* package on *R* software. An analysis of variance (ANOVA) was performed to estimate the significance of the linear correlations (*p-value*) between these ecological variables and each taxa, and the taxa composition in the 8 exposure classes was observed with a histogram figure.

Results

Chronology of the charcoal production

A total of 20 single charcoal pieces were selected to assess the C14 dates of the CPS from the four catchments. No significant chronological separation were found into the dating ranges for 19 of the charcoal pieces, and only one extended period of charcoal production, spanning from the middle of the 18th century to the beginning of the 20th century, was identified for the four studied catchments and for the seven taxa (Table 1). Only CHASP6 dates back to prior the 17th century, with a dating range clearly distinct from the other CPS.

Table 1 Radiocarbon dates of charcoal samples from 20 analyzed CPS from the four studied catchment area. Ages, calibrated with Oxcal v4.3 online software (Bronk Ramsey 2013) on the IntCal13 atmospheric curve, are given in conventional radiocarbon age before present (conv. BP), calibrated age before present (cal. BP) and calibrated year of the current era (cal. BCE/CE)

Catchment	Lab. ref.	Taxa	CPS	Age conv. BP	Age cal. BP	Age cal. BCE/CE
Aspenthal	Poz-108122	*Alnus*	CHASP4	50 ± 30	269–17	1682–1934
	Poz-101552	*Fagus*	CHASP18	140 ± 30	281–6	1669–1945
	Poz-108191	*Populus*	CHASP2	175 ± 30	302–0	1649–1950
	Poz-108124	*Alnus*	CHASP12	220 ± 30	428–0	1522–1950
	Poz-108123	*Quercus*	CHASP8	255 ± 30	462–0	1489–1950
	Poz-108192	*Fagus*	CHASP6	370 ± 30	508–310	1443–1641
Bitscherthal	Poz-99392	*Betula*	CHAM12	65 ± 30	270–12	1680–1939
	Poz-99393	*Pinus*	CHAM22	105 ± 30	281–7	1670–1944
	Poz-92262	*Salix*	CHAM1	125 ± 30	273–10	1677–1940
	Poz-92263	*Betula*	CHAM6	160 ± 30	286–0	1664–1950
	Poz-92265	*Betula*	CHAM4	185 ± 30	300–0	1650–1950
	Poz-99395	*Fagus*	CHAM32	205 ± 30	316–123	1635–1837
Weissbachthal	Poz-99397	*Fagus*	CHWEI4	90 ± 30	274–9	1676–1941
	Poz-108005	*Fagus*	CHWEI11	115 ± 30	282–5	1668–1945
	Poz-99396	*Pinus*	CHWEI2	120 ± 30	283–4	1668–1946
	Poz-108004	*Betula*	CHWEI10	145 ± 30	287–0	1664–1950
Rehbachthal	Poz-101537	*Fagus*	CHREH5	70 ± 30	260–26	1691–1924
	Poz-108006	*Pinus*	CHREH1	75 ± 30	271–11	1679–1940
	Poz-108007	*Quercus*	CHREH11	170 ± 30	299–0	1651–1950
	Poz-101551	*Quercus*	CHRE14	175 ± 30	294–0	1656–1950

Spatial distribution of 233 CPS

During field prospections, a non-exhaustive total of 233 CPS (including the 121 sampled CPS) was spatially recorded in the four catchments, with 47 in the Weissbachthal, 85 in the Bitscherthal, 45 in the Rehbachthal and 56 in the Aspenthal (Fig. 2). Field inventory of CPS revealed an average spatial density of 0.35 CPS per ha for the entire prospected area. The highest density was recorded

in the Bitscherthal catchment with 0.67 CPS per ha and the lowest in the Weissbachthal catchment with 0.17 CPS per ha. CPS were found from 4 m to 718 m from the stream, but 52.7% of the total CSP were located between 0 and 200 m from the stream, whereas only seven CPS were found further than 500 m (Fig. 3A). This shows a decreasing tendency as the distance from the stream increases.

Altitude in the prospected area ranges from 200m (ASP) to 415m (REH), however, all CPS were found to be located between 201 m and 395 m, and in all intermediate 20 m-classes. Therefore, no altitude was preferentially selected (Fig. 3B). Slope inclination ranges from 0° to 32° in the prospected area, and all CPS were located in areas with an inclination ranging between 0.2° and 28°, with the density of CPS decreasing beyond 20°, and no CPS being found in the 28°–32° class (Fig. 3C). The density of CPS varies from 15 (SW) to 50 (W), but does not exhibit any continuous pattern. No continuous trend for a particular exposure is visible either (Fig. 3D), even if an important gap is seen between the W and the SW classes, the latter having a CPS density twice bigger than the former.

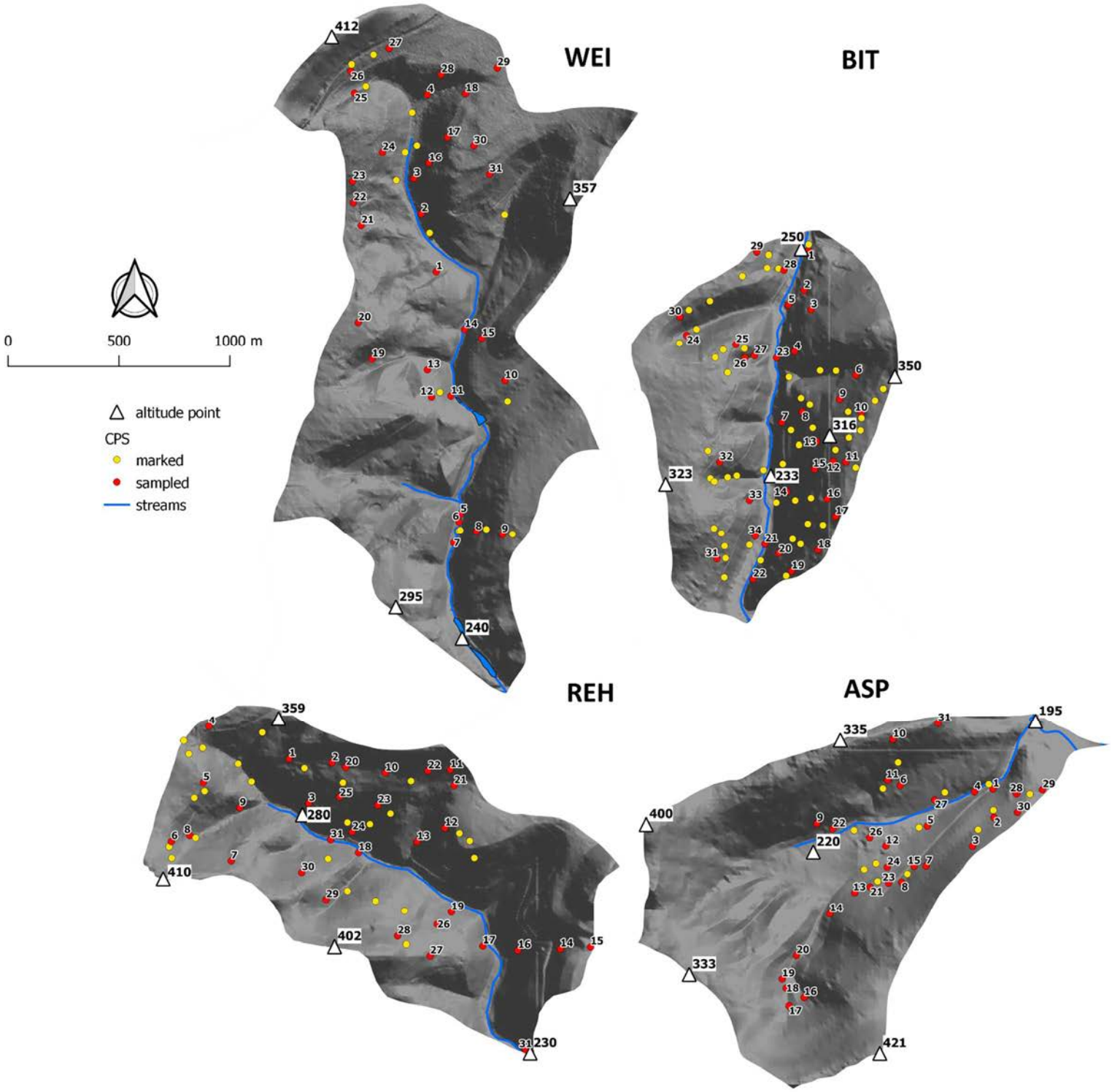


Fig. 2 Detailed maps of the four studied catchments with the position of the 120 sampled CPS (red), and the 113 identified CPS (yellow). The blue line represent streams and triangles are altitude points. Map realized with IGN RGE ALTI® 5M raster data (IGN 2016)

Table 2 Number of charcoal pieces of each taxon identified in the sampled charcoal production sites sorted by code number, from Aspenthal (ASP), Bitscherthal (BIT), Rehbachthal (REH) and Weissbachthal (WEI)

Catchment	Num.	*Fagus*	*Quercus*	*Carpinus*	*Salix*	*Alnus*	*Betula*	*Pinus*	*Picea*	*Castanea*	*Populus*	*Platanus*	*Tilia*	*Aesculus*	*Evonymus*
ASP	**1**	74		6			16	1			3				
	2	53	1				34				12				
	3	97	1								2				
	4	74	1	14		4	5				2			1	
	5	78	14	3							5				
	6	75	22	3											
	7	98					2								
	8	36	64												
	9	94	6												
	10	10													
	11	84	16												
	12	62	4	16		10	8								
	13	92	2	2			2				2				
	14	57	32	1			2				7				1
	15	93	1	3			3								
	16	83	5	4				3	1		3				
	18	99									1				
	19	95	4	1											
	20	62	20	11							7				
	21	38	21	23			13				5				
	22	10													
	23	10													
	24	80	15	3		1					1				
	25	71		13			1				15				
	26	72	6	19		1	2								
	28	88	2	4			1				5				
	29	89					11								
	30	62					18				20				
	31	89	8				1				2				
BIT	**1**	36	22	32	1	1	8								
	2	33	50	10	1		6								
	3	38	54				8								
	4	2	81				17	6							
	5	49	34	5		1	10	1							
	6	84	11				1	3			1				
	7	58	27		1		11	3							
	8	47	46				7								
	9	74	21				5								
	10	69	9				21			1					
	12		80				20								
	13	41	56				3								
	14	72	20				4	4							
	15	24	55	1	1		5	14							
	16	14	69				16	1							
	17	33	59				4	4		16					
	20	54	27				15	4							
	21	72	11	6			3	8							
	22	39	34	4			11	12							
	24	67	2	31											
	25	83	2	6			8					1			
	26	76	12	10			1						1		
	27	71	7	18	2		2								
	28	45	11	40			2	2							
	29	81	6	7	1		4	2							
	30	80	5	4	1		7	4							
	31	81	17		2										
	32	87	8	3				2							
	33	83	14	3											
	34	76	19	2			2	1							

	1		47				3	50										
	2	3	93				2	2										
	3	14	65				15	6										
	4	86	11					3										
	5	75	16				9											
	6	77	15	1			7											
	7	10																
	8	88	3	3			4				2							
	9	49	50				1											
	10	25	72				1	2										
	11	4	94				1	1										
	12	31	42				14	13										
	13	37	4				3	56										
	14	16	62				22											
	15	74	26															
REH	**16**	20	63				10	7										
	17	93	3	2			2											
	18	10																
	19	90	9				1											
	20	18	64				6	12										
	21	34	58	2			2	4										
	22	3	94				3											
	23	12	54				20	14										
	24	39	52				6	3										
	25		87				13											
	26	63	37															
	27	76	20				4											
	28	89	3				6				2							
	29	69	23	3			4				1							
	30	83	8				5				4							
	31	86	14															
	31	5	95															
	1	71	5	6			18	1										
	2	30	29			3	22	16										
	3	77	15				5	3										
	4	61	25			3	4	6	1									
	5	29	37	6			8	18	2									
	7	40	51	5			4											
	8	4	64				32											
	9	72	21				1	6										
	10	1	98				1											
	11	43	1	36			20											1
	12	65	1	28			4				2							
	13	41	56				3											
	14	38	31	18			6	6			1							
	15	43	48	3			2	4										
WEI	**16**	68	20		1		11											
	17	92	2				1	5										
	18	91	6				3											
	19	37	25	30			8											
	20	59	34				7											
	21	59	39				2											
	22	71	24				5											
	23	74	22	1			3											
	24	85	14													1		
	25	79	12	4			1				4							
	26	95	5															
	27	100																
	28	25	70				5											
	29	16	77				5	1			1							
	30	40	58				1				1							
	31	77	16				5				2							

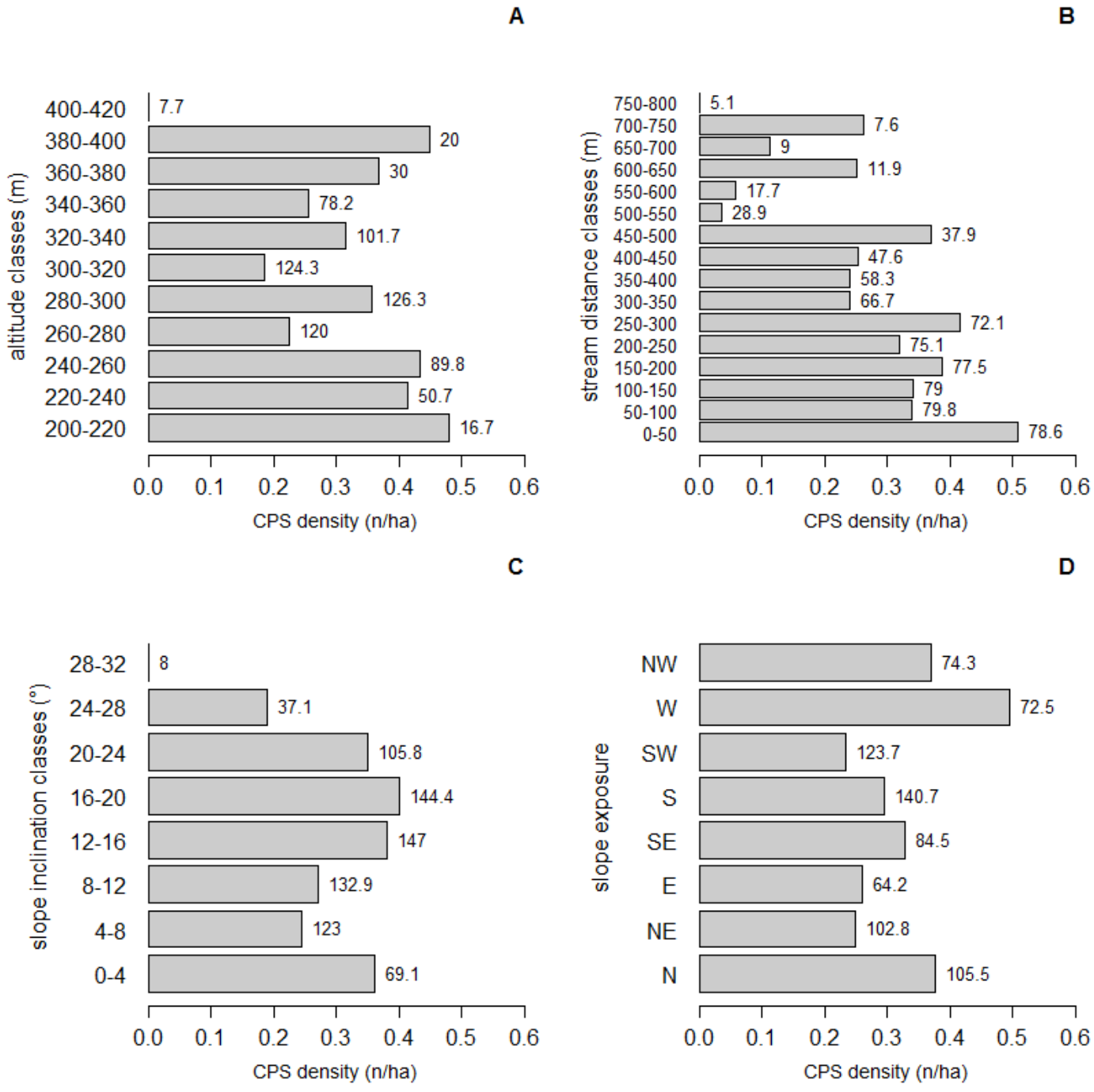


Fig. 3 Spatial density of CPS at each class of altitude (A), distance from the stream (B), slope inclination (C) and slope exposure (D), for the four studied catchment areas. Altitude is divided in classes of 20 m amplitude, distance from the stream is divided in classes of 50 m, slope inclination is divided in classes of 4°, and exposure is classified according to the 8 cardinal directions in azimuthal degree. The area (ha) of each class is indicated at the right of each bar

Size parameters, Anthracological and Dendro-anthracological analysis of the 121 sampled CPS

The analysis of the soil layers of the measured CPS revealed a single charcoal layer with a thickness ranging from 7 cm to 60 cm (mean= 28 ±13 cm) for each CPS. Only one CPS showed two charcoal layers separated by sand and these were anthracologicaly analyzed separately. The possible correlations between CPS area, charcoal layer thickness, and topographical variables were assessed by using the Pearson correlation (Table 2). The charcoal layer thickness was significantly and positively correlated with the area of CPS and with the distance from the stream, but with a low correlation value in both cases (Table 2).

Table 3 Pearson correlation coefficient (r) of area and thickness of CPS with each other and with geographical parameters: altitude, stream distance and slope inclination. Significant correlations estimated by analysis of variance ($p < 0.05$) are quoted with a star

	Area	Altitude	Stream distance	Slope inclination
Area	1	0.09	0,08	–0,03
Thickness	0,20*	0,06	0,20*	–0,08

A total of 12324 identifications for the four studied areas has been conducted. These identifications revealed the presence of 14 different taxa in charcoal assemblages with a mean of 3.8 taxa per CPS (min = 1, max = 7). *Fagus* and *Quercus* were the dominant taxa by far, representing 86.6% of the total analyzed charcoal pieces and found in 97.5% and 90% of the 121 CPS, respectively. For six CPS, *Fagus* was the only identified taxon. Other taxa such as *Betula*, *Carpinus*, *Pinus* (identified as *P. Sylvestris* type), *Populus* and *Alnus* were also identified and accounted for 13% of the total analyzed charcoal pieces. *Betula*, however, was observed in 93 CPS (77%) whereas other taxa were found in less than 40% of the 121 CPS.

Table 4 Number of charcoal samples per diameter class (including unmeasurable; NA) for the 14 identified species. The table labels indicate: Total number (N total) and corresponding proportion (%), number of CPS where the taxon was identified (N CPS), and mean diameter (mD) of charcoal pieces of 14 identified taxa in the 121 sampled CPS

	Size class						N total	%	N CPS	mD (cm)
	≤ 2 cm	2–3 cm	3–5 cm	5–10 cm	> 10 cm	NA				
Fagus	660 (9%)	971 (13%)	1489 (21%)	1763 (25%)	2021 (28%)	302 (4%)	7206	58,7	118	8
Quercus	178 (5%)	243 (8%)	435 (13%)	785 (24%)	1331 (40%)	332 (10%)	3304	26,9	109	10
Betula	60 (9%)	73 (11%)	122 (18%)	180 (27%)	146 (22%)	90 (13%)	671	5,5	93	7
Carpinus	76 (17%)	77 (17%)	122 (27%)	83 (18%)	68 (15%)	30 (6%)	456	3,7	47	6
Pinus	73 (23%)	52 (17%)	56 (18%)	56 (18%)	57(18%)	18 (6%)	312	2,5	41	6
Populus	9 (8%)	12 (11%)	16 (14%)	20 (18%)	41 (36%)	15 (13%)	113	0,9	27	9
Alnus	0	5 (21%)	5 (21%)	7 (29%)	7 (29%)	0	24	0,2	8	8
Salix	4 (30%)	2 (15%)	5 (39%)	1 (8%)	0	1 (8%)	13	0,1	9	3
Castanea	0	2 (12%)	6 (36%)	2 (12%)	4 (24%)	3 (16%)	17	0,1	2	7
Tilia	0	1 (50%)	0	0	0	1 (50%)	2	<0,1	2	2
Picea	2 (50%)	1 (25%)	1 (25%)	0	0	0	4	<0,1	3	2
Aesculus	0	0	1(50%)	0	0	1(50%)	2	<0,1	1	4
Tilia/Prunus	1 (100%)	0	0	0	0	0	1	<0,1	1	1
Evonymus	0	1 (100%)	0	0	0	0	1	<0,1	1	2
Sum	1063	1440	2258	2897	3675	793	12126	1	121	8

Salix, Castanea, Tilia, Picea, Aesculus, Evonymus were cryptic taxa that were only found in proportions lower or equal to 0.1% (Table 3). *Picea* was first identified as a *Picea/Larix* type and then interpreted as *Picea* because this last taxon is widespread in the Northern Vosges mountains nowadays, while *Larix* has not been introduced by human.

The estimated mean diameter of the charcoal pieces was 8.07 cm, and the number of pieces increased from the smallest diameter class (n = 1063) to the largest (n = 3756). With regards to the seven most represented taxa, *Quercus* showed the largest mean diameter (10 cm), followed by *Populus* (9 cm), *Fagus*

and *Alnus* (8cm), *Betula* (7cm), and *Carpinus* and *Pinus* (6 cm). All the cryptic taxa had a mean diameter smaller than 6 cm (Table 3), and the diameter was impossible to measure for 793 samples (6.4%).

Analysis of taxa distribution

A PCA was conducted on the taxa composition. The first factorial plan of the PCA accounts for 50% of the data variability, with the horizontal axis (Dim 1) and the vertical axis (Dim 2) explaining 31.4% and 18.6% of the data variability, respectively (Fig 3). CPS are discriminated along the first axis based on the dominance of *Fagus* (right) and *Quercus* (left), whereas the occurrence of *Carpinus, Populus,* and *Alnus* distinguishes CPS along the axis 2. The composition of the two neighboring catchments of Weissbachthal and Bitscherthal appears to be highly similar, with equivalent proportions of *Fagus* and *Quercus*, and to a lesser extent of *Betula*, while Rehbachthal showed a high number of CPS being dominated by *Quercus* (VIP = 1.4 and 1.21) and a higher proportion of *Pinus*. Aspenthal was characterized by the presence in significant proportions of *Populus* (VIP = 1.44 and 1.41), *Carpinus* and *Alnus* whereas these three taxa were rare or lacking in the other catchments.

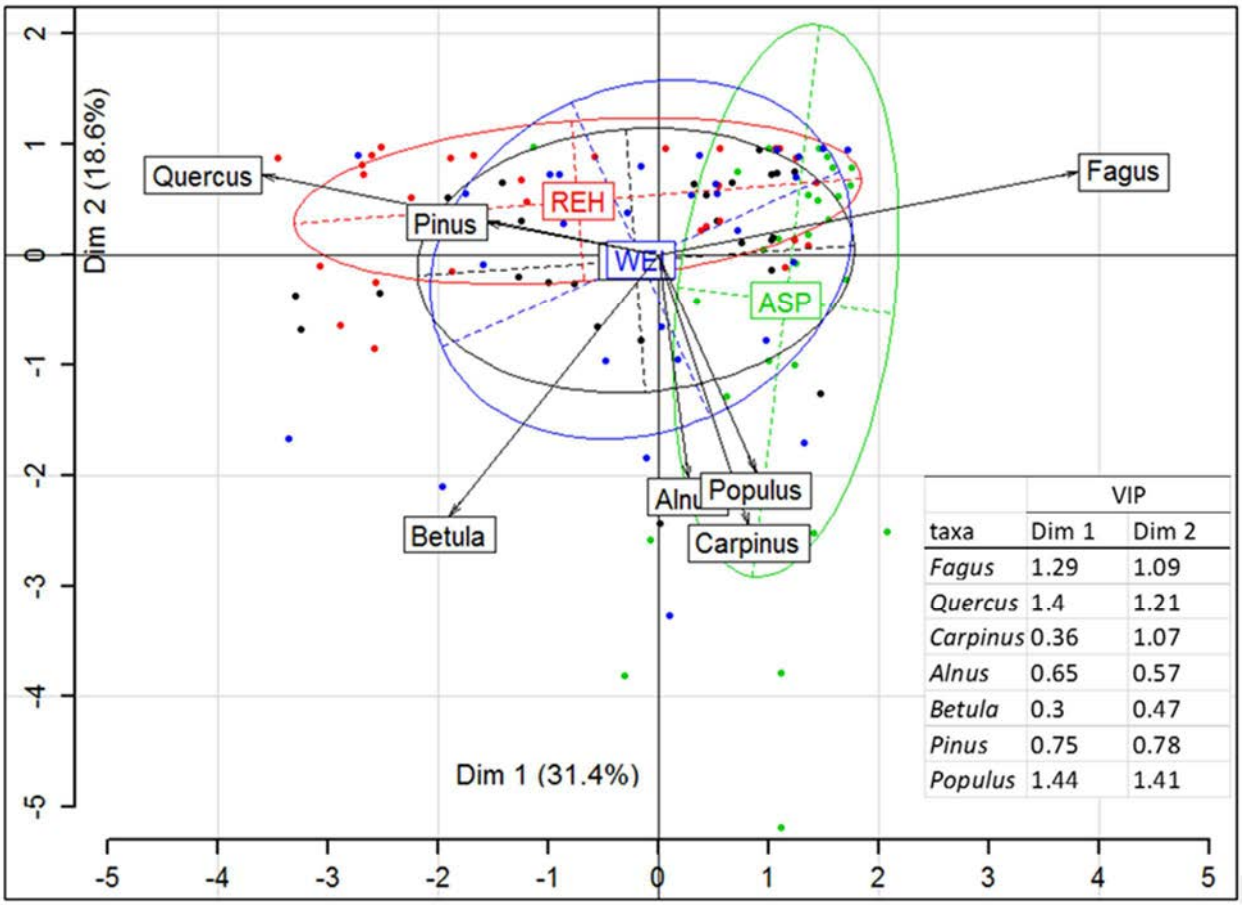


Fig. 4 Principal Component Analysis (PCA) of the proportion of the seven most represented taxa in the CPS charcoal assemblages. Each point corresponds to a single CPS. Clusters represent the four catchments where CPS were found. Each point and cluster color is related to a single catchment as follows, black: Bitscherthal (BIT), blue: Weissbachthal (WEI), red: Rehbachthal (REH) and green: Aspenthal (ASP). The length of the vector corresponding to the taxa proportion are multiplied by four in order to be more visible on the plan. The importance of variables in the projection (VIP) of each taxon for the two dimensions are given in the associated table on the lower right corner of the figure

In the redundancy analysis of the total variability for the seven most represented taxa, the altitude, slope exposure and topographical wetness index showed significant relationships with the taxa proportion (Fig. 5). Altitude has the higher effect and is correlated with *Quercus* (p=3.10^{-3}), *Carpinus* (p = 2,7.10^{-4}), *Populus* (p = 3,8.10^{-2}) and *Alnus* (p=2.10^{-2}). TWI is only significant for *Carpinus* (p = 2,5.10^{-3}) with a positive correlation. *Fagus* was not correlated with any

variable but shows a negative correlation with *Quercus* (Fig. 4). Other taxa vectors were not well represented and therefore cannot be explained by these variables. The slope inclination was not well represented in this factorial plan, which means that it does not drive the taxa composition. Other correlation analyses did not reveal any relationship between the size of the platforms (surface, charcoal layer thickness) and the taxa composition.

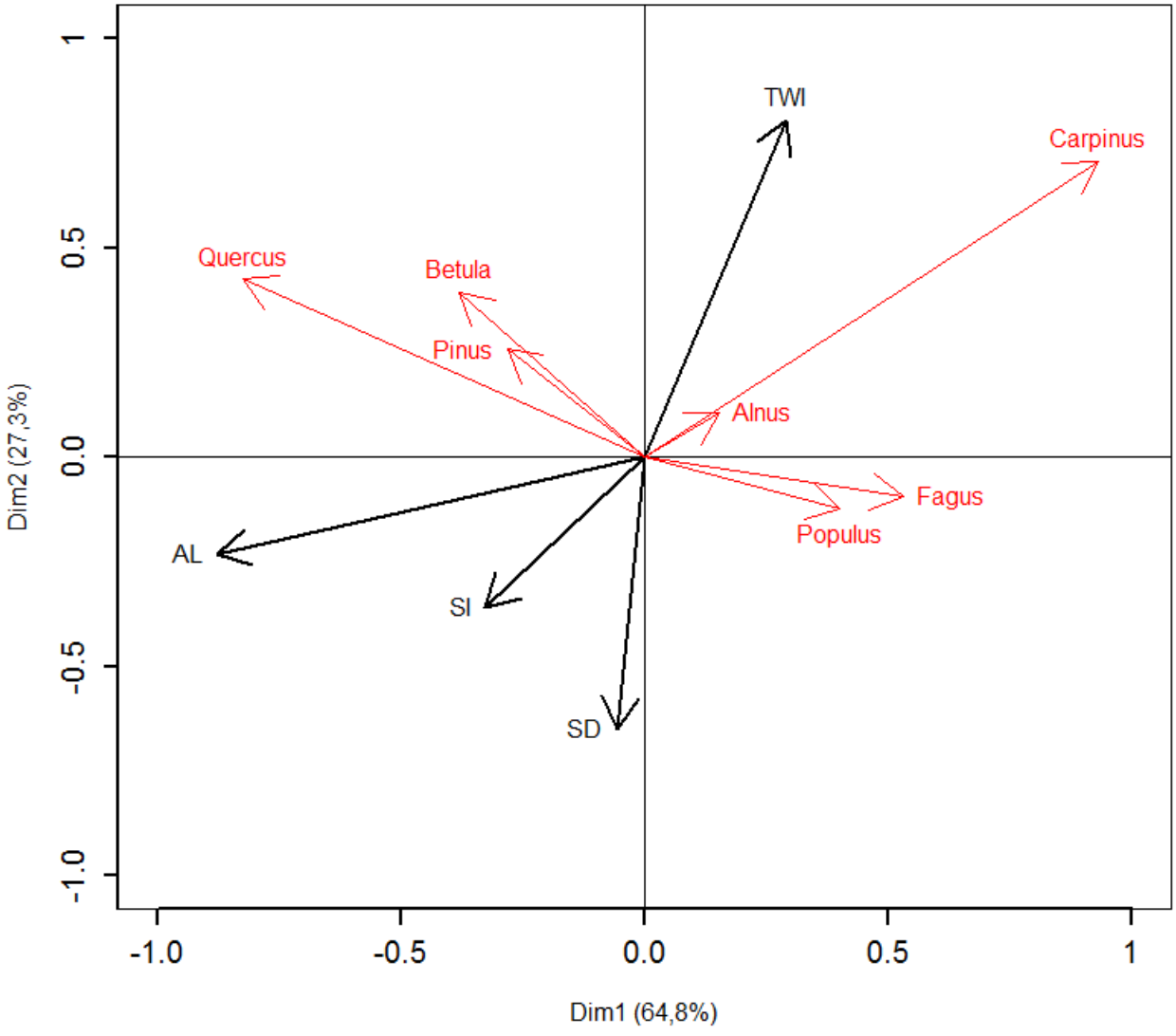


Fig. 5 Redundancy Analysis (RDA) of the correlation between the proportion of the seven most represented taxa (Red vectors) in the CPS and four explanatory variables: altitude (AL), distance from closest stream (SD), slope inclination (SI) and topographical wetness index (TWI) at the CPS position (Black vectors)

When considering the contribution of the seven main taxa, a clear gradient was observed from the northeastern to the southeastern slopes (Fig. 6). *Fagus*, *Quercus* and *Betula* were present in each exposure class, with a change of dominance occurring from NE to SW. *Fagus* is clearly the dominant taxon in the NE (81%), NW (65%), N (71%), E (74%), and SE (71%). It progressively decreases when the exposure changes to the SW, whereas an opposite pattern was observed for *Quercus*, which is dominant in the SW (60%) and S (52%) slopes, and codominant with *Fagus* (42%) in W slopes. To a lesser extent, *Pinus* followed the same pattern as *Quercus,* reaching 14% in SW slopes.

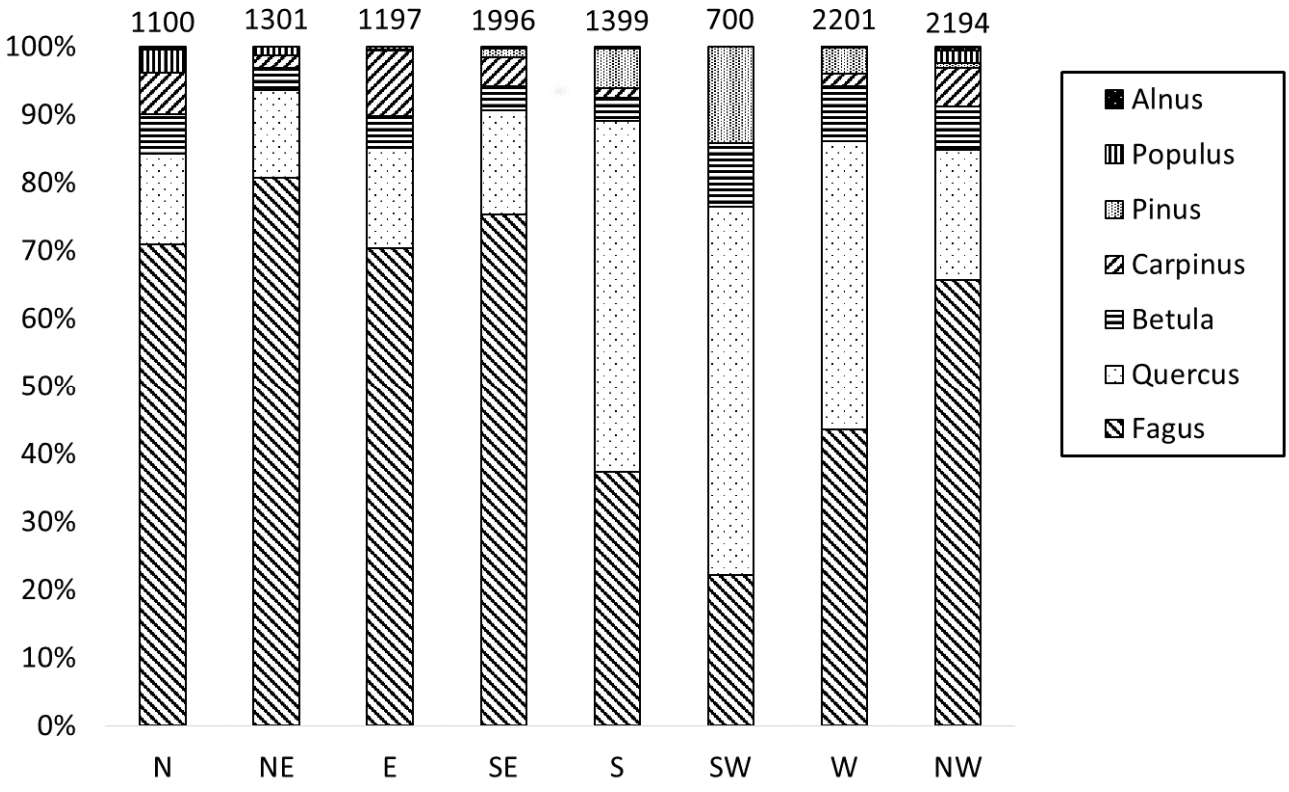


Fig. 6 Proportion of the seven most represented taxa in the CPS, according to eight azimuthal exposure classes. The total number of charcoal pieces per class is indicated on the top of each class bar

Discussion

Chronology of the charcoal production

A peak of wood charcoal production in Europe resulting from the high demand of fuel supplies during the industrial revolution and prior to the transition to the massive use of fossil fuels has been described in past studies (Kluiving and Guttmann-Bond 2012; Madureira 2012; Ludemann et al. 2017). In our study, the estimated age of the dated charcoal kilns appears to range from the middle of the 17th century to the middle of the 20th century but we cannot identify distinct shorter periods of charcoal production among this three centuries (Table 1). This is consistent with the identified period of local charcoal consumption. Indeed, in the Northern Vosges mountains, iron smelting manufactures were active from the 17th to the beginning of the 20th century (Verronnais 1992; Jéhin 2004), and are assumed to have caused an increase in the production of wood charcoal in the local forests (Rochel 2004; Dupré 2005). Furthermore, the CPS in the bordering regions of the high Vosges mountains, upper Rhine region and Black forest were in majority dated after the 17th century in previous studies (Nölken 2005; Ludemann 2010). In these works, a number of CPS were also dated between the 10th and the 15th century, but in lower proportion. The uncertainty range of radiocarbon dating makes impossible the detection of short rolling periods of charcoal production typically related to coppiced forest management (Hosier 2003; Borchard et al. 2017; Girardclos et al. 2018). Nevertheless, a continuous or at least regular use was revealed by observing the CPS soil layers. These show a single homogenous charcoal layer with no evidence of pedogenic layers that could have been formed only by a long break in the CPS use (Davasse 1992, 2000; Knapp et al. 2013). Therefore, the local CPS seem to result from a single, but extended, charcoal production period between the late middle age (Deforce et al. 2013) and the 20th century.

Spatial distribution of charcoal production sites

The estimated, non-exhaustive, mean spatial density of CPS in the four catchments is close to 0.35 per ha, which is consistent with the density in the Hesse region of Germany, whose density is less than 0.3 CPS per ha (Schmidt et al. 2016). However, this is lower than in forest of Chailluz, France, which has an estimated CPS density between 0.4 and 1.5 per ha (Ludemann 2012; Fruchart 2014; Dupin et al. 2017). In these studies, the CPS were detected by Light detection and ranging (LiDAR, airborne laser scanning) and the estimate of their spatial density can therefore be considered as exhaustive. This was not the case in our study however, and the densities provided here are undoubtedly underestimated due to the uncertainty of detection during the field inventory. In addition, the sampling effort was stopped when the amount of 30 CPS anthracologicaly sampled per prospected area was reached. However, our density estimate for each of the four catchment can be compared with each other as the sampling effort was similar. Thus, we found that the total CPS density was higher in the Bitscherthal catchment (0.67 per ha) than in the others (WEI = 0.17, REH = 0.38, ASP = 0.24 per ha). This may be explained by the direct vicinity of this catchment with the Mouterhouse old iron manufacture, which 5.000 ha of Northern Vosges forests were allocated for (Verronnais 1992).

Size and taxa composition of charcoal record

The mean diameter dimension (mD) of the total charcoal records (8.7cm; Table 3) might be related to wood pieces conventionally associated to coppiced forest stands, young trees or big branches (Dufraisse and Garcia 2011; Ludemann 2011; Knapp et al. 2013). However, bigger mean diameters were observed for *Quercus* (10 cm) and *Populus* (9 cm), and may correspond to medium size wood (Table 3). *Fagus*, *Betula*, *Alnus* and *Castanea* exhibited a diameter of 6 to 8 cm

corresponding to smaller coppiced wood, young trees and big branches. Rare species such as *Pinus* (6 cm), *Carpinus* (6 cm) and resting cryptic taxa (*Tilia*, *Picea*, *Aesculus*, *Evonymus*) smaller than 6 cm are more likely to come from smaller branches (Ludemann and Nelle 2002). Wood from larger dimension standing stems were not found in these anthracological records. This may indicate that trees with larger size were present but not chopped by charcoal burners, or that the typical coppicing management of forest stands allocated to charcoal production had been fully used in this area (Duhamel du Monceau 1761; Girardclos et al. 2018).

Among the 14 taxa identified in the anthracological records (Table 3), *Fagus* is largely dominant, followed by *Quercus* and to a lesser extent by *Betula*. This results are similar to forestry archives from the Moselle administrative region which indicate that the three most harvested species during the 19th century, were oak, beech and birch, with a higher amount of oak in the eastern part of Moselle, and a higher amount of beech in the western part (Rochel 2015). European beech and oak are, respectively, late and intermediate successional species in this region of France (Muller 1986; Richter et al. 1996; Geldreich 2008; Des et al. 2015) as well as in other European countries (Richards 2006; Bonanomi et al. 2018). The proportion of these two taxa is negatively correlated in charcoal assemblages (Fig.3) thus revealing a coexistence between *Fagus* and *Quercus* at the local scale (i.e. infra-catchment area; Fig. 4). Birch was also often identified in our charcoal assemblages, being present in 93 CPS and representing 5.6 % of the total charcoal samples. This is consistent with the regional tree cutting archives which list Birch in moderate proportions (<10 %). Unlike the two former species, *Betula* is more considered as a pioneer stage colonizing tree whose development is enhanced in unlighted stations (Mansion and Rameau 1989; Schnitzler and Closset 2003). Its presence could reveal the relatively open and exploited nature of the forests during the past period of charcoal production. In the charcoal assemblages, hornbeam

(*Carpinus*), pine (*Pinus*) and poplar (*Populus*) are found in limited proportion (< 3%) and other species are cryptic (< 1%). Nevertheless, while 118 CPS showed a high proportion of beech, high resolution approach reveals a differentiation between catchments according to the proportions of these latter taxa (Fig. 4). *Populus* for instance was only found in Aspenthal catchment, and the name of this valley may have been given due to the presence of the species *Populus tremula*, which is named “espe” in German, “asp” in Swedish and “aspen” in English. The differentiation between this catchment and the Rehbachthal may be related to the large amount of *Quercus* in Rehbachthal, which is rare in Aspenthal (Fig.3). In the two catchments of Bitscherthal and Weissbachthal, the charcoal assemblages are very similar. The results of this approach at a high resolution scale confirm that the anthracological spectra of CPS follows specific patterns of local forest composition (Ludemann 2010).

From past vegetation to actual forest composition

The taxonomical spectra of the anthracological records shows large differences with the composition of the current vegetation. For example, based on data from the National Geographical and Forestry Institute (IGN 2016), coniferous species (*Pinus sylvestris, Picea abies, Abies alba, Larix decidua*) currently cover at least 26 % of the prospected area, whereas only 2.5 % of charcoal pieces were coniferous types (*Pinus,Picea*). On the other hand, deciduous species, which represented more than 97.5% of the charcoal pieces, currently cover only about 55% of the prospected area. Two hypothesis exist to explain the low density of coniferous trees in the past compared to the present time. First, these species may have existed in higher proportion but were not selectively harvested to produce charcoal. This hypothesis is unlikely to be valid since different studies conducted in high Vosges mountains (France), in Belgium and Germany have demonstrated that these taxa were found in large proportion in

local charcoal assemblages (Nölken 2005; Ludemann 2010; Deforce et al. 2013), showing that they were used as a resource for charcoal burning. The alternative hypothesis is that these species were marginally present at the time of the CPS exploitation, which is corroborated by Rochel (2004, 2015), who showed that these taxa were not found in the local administrative archives. Therefore, these species can be considered rarer in past forest ecosystems than in nowadays forests. Comparing our results with other natural archives, such as palynological records, could give us complementary information about the absolute tree composition (Robin et al. 2013). Nevertheless, considering that anthracological records are representative of historical tree communities, we can propose that this forest showed a natural late succession stand two centuries ago, characterized by a higher dominance of *Fagus* then than now. The composition of present day forest may have been influenced by past forestry practices which influenced spontaneous afforestation, thus enhancing coniferous development.

Effect of environmental variables on CPS density and taxa distribution

The CPS appear not to be randomly distributed. Comparing the CPS distribution of the four catchments, the higher density of CPS in the Bitscherthal catchment seems to indicate that CPS are preferentially situated in the vicinity (< 5 km in this case) of charcoal demanding sites (i.e. iron manufactures; Fig. 1). At the catchment scale, CPS are preferentially situated close to bottom-valley. CPS have indeed been found in all the classes of distance from the stream below 750 m (Fig. 3), with only the Aspenthal catchment having CPS beyond this distance. The highest density of CPS (0.58 n/ha) was observed in areas within 50 m of a stream and this number decreased with increasing distance from the stream (eight CPS further than 500 m). The area located in the farthest distance classes (further than 650 m) is very small (less than 10 ha) compared to the area situated at closer distances (between 70 and 80 ha are within 300 m of a stream) in the study sites.

This suggests a preferential implantation of CPS in the vicinity of streams. Furthermore, nine CPS (3.7 % of the total number of CPS) have been found less than 10 m from the riverbed, with sometimes direct hydric erosion of the platform by the stream. The need of water to manage the wood carbonization and for supplying the charcoal makers can explain this preferential implantation of CPS in the vicinity of streams (Duhamel du Monceau 1761; Davasse 2000; Paradis-Grenouillet 2012).

Areas with a high slope inclination (28° to 30°) were avoided because platform building and charcoal delivery would be too laborious in such steep hills (Duhamel du Monceau 1761; Von Berg 1860; Schmidt et al. 2016). This non-random pattern of CPS distribution has also been found in northwestern Europe, for instance in Belgium and Germany (Deforce et al. 2013; Schmidt et al. 2016). In contrast, the distribution of CPS in the Mediterranean region has been found to be more homogeneous (Allée et al. 2010; Carrari et al. 2017). Such trends and interpretations should be confirmed by more exhaustive surveys of CPS using LIDAR data (Ludemann 2012; Schmidt et al. 2016; Dupin et al. 2017).

At the stand scale, and due to the characteristics of the natural niches of tree species, the forest composition is driven by temperature, sun-exposure, water resource, acidity and nutrient availability (Barbour et al. 1980; Mansion and Rameau 1989; Richter et al. 1996). Altitude, which in this study is correlated with stream distance (Table 2), is negatively correlated with the TWI (Fig. 5). Altitude can be considered as a hygrometric gradient of the ground rather than a temperature gradient because of the low elevation ranges of the studied areas. *Carpinus*, and to a lesser extent *Alnus*, showed a high correlation with TWI and therefore were present in lowlands. This result is consistent with the ecological needs of hornbeams species, i.e. high alluvial soil layers with moderated acidity (Mansion and Rameau 1989; King et al. 2002). Conversely, *Quercus* is more

present at higher altitudes. *Quercus petraea* is known to be tolerant to dryness while *Quercus robur* is a mesophilous to hygrophilous species (Barbour et al. 1980; Muller 1986; Mansion and Rameau 1989). A codominance of oak and beech was highlighted by the PCA (Fig. 4) and the RDA analysis on the taxonomical diversity (Fig. 5), and sun exposure seem to have been a critical parameter driving the community assemblages by favouring oak dominance in sun exposed areas (Fig.5). Indeed, *Fagus* is widespread and dominant in the total CPS spectra, but is replaced by *Quercus* and *Pinus* towards the sun-exposed slopes (South). *Quercus robur* and *Quercus petraea* are less tolerant to shadow than *Fagus sylvatica*, and according to Muller (1982) the *Luzulo-Fagetum* community has a preferential distribution in northern slopes where it becomes naturally dominant. This is confirmed by our anthracological records (Fig. 6). Furthermore, according to Muller (1992), *Luzulo-Quercetum* and *Leucobryo-Pinetum* communities, where oak and pine are predominant, respectively, are typically present in areas with unsuitable conditions for beech development, with a dominance of oak in sun exposed areas and of pine in peat lands. This may explain the occurrence of *Pinus* and *Quercus* at the slope scale in our anthracological records (Fig. 6). As these previous discussions focused on results at a local, rather than a regional scale, the importance of considering CPS analysis at a high spatial resolution is highlighted here.

Conclusion

The anthracological analysis of CPS is known to yield sustainable data about recent forest history. However, the bias of anthropic wood selection and the highly local origin of burned wood must also be considered for the interpretation of anthracological data. Analyzing a high amount of CPS in a restricted area can constitute a valuable way to avoid this bias and to produce robust historical data. Such a high density of CPS was found in the Northern Vosges mountains, and is

strongly related to local industrial activities between the 17th and the 20th century. The anthracological study of CPS revealed that in the ZDN valley (landscape scale), forest was dominated by *Fagus* and *Quercus* and it is assumed that forestry practices led to an expansion of coniferous trees to the present day. Furthermore, at a higher spatial resolution (slope scale), taxa composition was found to be conditioned by the elevation and the azimuthal exposition of slopes. This result is consistent with the assumption that CPS anthracological records show a high dependency on local wood resources themselves being dependent on the local topographical conditions. The fine analysis of CPS distribution also revealed a non-random distribution pattern of anthracological archives, characterized by an increase of the CPS density close to streams. These results allow us to confirm the paramount importance of analyzing large amounts of widely distributed CPS in the studied area.

Acknowledgements

This study was funded by the University of Lorraine, the national French center of scientific research and the Human-Environment Observatory of the *Pays de Bitche* (labex DRIIHM). We extend our thanks to the Office national des forêts for the access permission to departmental forest stands and to the Parc naturel regional des Vosges du Nord, especially to Loïc Duchamps and Alban Cairault for their useful comments and knowledges about the study sites. We are grateful to Philippe Wagner, Alice Gossiaux, Marge Muna, Elise Joonas for their field works contribution, and to Thomas Feiss for providing useful information during anthracological analysis.

CHAPITRE 4 : L'ACTIVITE PASSEE DE PRODUCTION DE CHARBON PEUT-ELLE INFLUENCER LA QUALITE DES COURS D'EAU: RECHERCHE D'UN LIEN POTENTIEL

1- Introduction

La recherche sur le terrain de sites de production de charbon de bois (CPS), décrite dans le chapitre précédent et qui est la première à avoir été réalisée dans les forêts des Vosges du Nord, a révélé l'existence d'une importante activité passée de production de charbon de bois dans certains bassins versants forestiers (Annexe 4). Les charbonnières semblent à priori atteindre une densité de 0,35 CPS par ha. Celle-ci semble à première vue inférieure aux densités observées dans des zones géographiquement proches, comme les hautes Vosges (Vosges, FR ; jusqu'à 1,5 CPS par ha), la forêt de Chailluz (Doubs, FR ; jusqu'à 1 CPS par ha) ou la forêt noire (Bade-Wurtemberg, AL ; jusqu'à 1 CPS par ha), des zones de production de charbon importantes entre le XVII^{ème} et le XIX^{ème} siècle (Ludemann 2010, 2012; Dupin et al. 2017). En fonction de leur taille et de leur densité spatiale, ces sites peuvent donc représenter un volume de sol cumulé non négligeable au sein d'un BV. Ainsi, il devient légitime de s'interroger sur les potentiels impacts de la présence des CPS, sur les cycles biogéochimiques des écosystèmes forestiers, terrestres et aquatiques. En effet, la carbonisation du sol induit d'importantes modifications de la physico-chimie, de la minéralogie et de la biologie du sol (Rubio et al. 1997; Kennard and Gholz 2001; Certini 2005; Knicker et al. 2005; Borchard et al. 2017). Ces phénomènes sont connus pour être causés par les incendies en milieu forestier. En revanche l'impact de la production de charbon sur les caractéristiques du sol est encore peu connu (Gómez-Luna et al. 2009). De plus, après leur utilisation par les charbonniers, ces sites demeurent riches en morceaux de charbon. Le charbon augmente notamment la séquestration de carbone atmosphérique, accroit la microporosité du sol et modifie également son activité microbiologique (Lehmann et al. 2011; Allaire and Lange 2013; Harsh et al. 2016; Hirsch et al. 2017). Par exemple, l'amendement des sols par l'apport de charbon de bois (biochar) est un procédé utilisé en agriculture afin

d'accroitre la fertilité des sols (Glaser et al. 2002; Lima et al. 2002; Gul and Whalen 2016).

Compte tenu de l'importance potentielle de la production en charbon de bois dans les forêts étudiées, il apparait pertinent de nous interroger sur les possibles conséquences de la présence de CPS, sur la qualité des eaux de surface. Dans cette optique, deux processus peuvent être associés à un éventuel impact des CPS sur les cours d'eau :

- Les CPS pourraient être des zones d'accumulation de nutriments et de minéraux au sein des écosystèmes terrestres. La microporosité du charbon et sa forte capacité d'échange cationique sont susceptible de capter une partie des apports atmosphériques et terrestres en nutriments et en minéraux (Cross and Sohi 2011; Domingues et al. 2017; Hirsch et al. 2017). Par ailleurs, la combustion de bois a pu enrichir les sols des charbonnières en éléments minéraux provenant de la biomasse ligneuse. De fait, les charbonnières pourraient avoir un effet « puit », caractérisé par un stockage des éléments. Nous pouvons aussi postuler, qu'au fil du temps, ces éléments soient alors rendus progressivement disponibles pour la végétation mais également via des processus de lessivage des sols, processus qui peuvent alors conduire jusqu'au cours d'eau. Auquel cas, les charbonnières pourraient jouer le rôle de « sources » (Khan et al. 2008). Ce phénomène peut être d'autant plus important si l'on considère les CPS proches des cours d'eau, pour lesquels le transfert vers le compartiment aquatique est facilité.

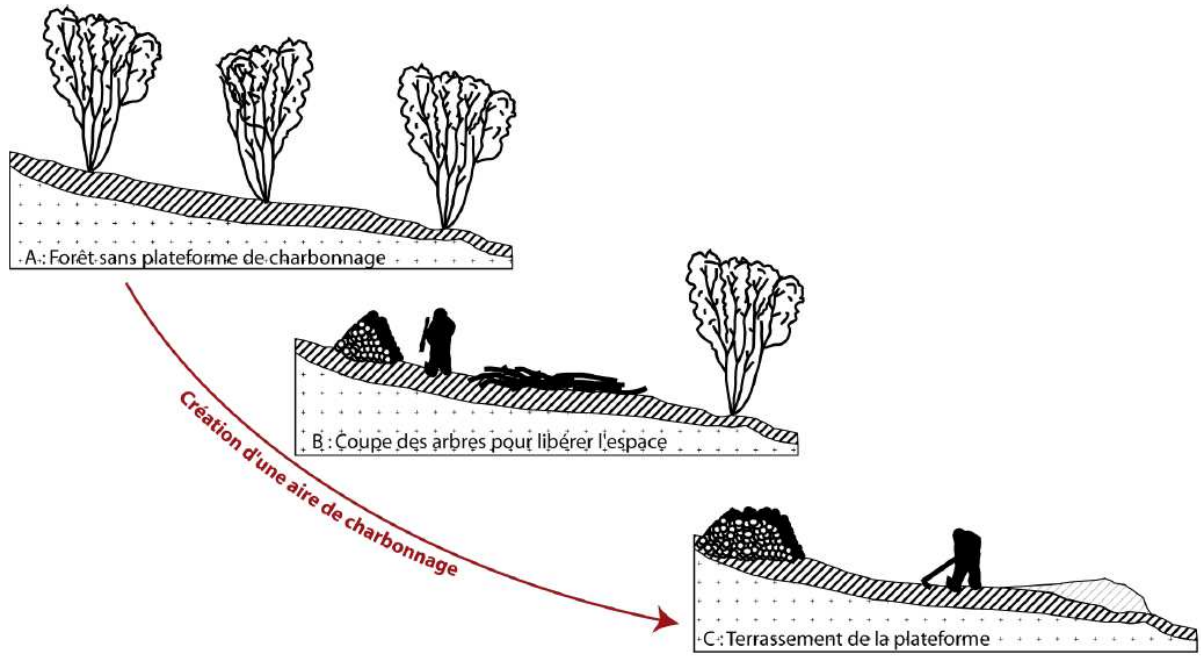
- La stœchiométrie de la végétation peut également être affectée par la stœchiométrie du sol. La richesse en nutriments et en minéraux dans le sol peut conditionner les concentrations en carbone, azote et phosphore de la végétation (He et al. 2006; Elser et al. 2010; Fan et al. 2015). Cette modification de la stœchiométrie est mesurable dans les feuilles de la végétation, formant ensuite la

litière du sol après leur chute. Par ailleurs, quand ces litières atteignent les cours d'eau (matière organique allochtone), elles conditionnent alors la structure du réseau trophique aquatique dans les têtes de bassin versant forestières. Par conséquent la composition chimique de cette matière organique conditionne fortement le fonctionnement de ces écosystèmes aquatiques (Lecerf and Chauvet 2008; Bernadet et al. 2010; Mooshammer et al. 2012; Ferreira et al. 2016).

Si de tels phénomènes « puits » ou « source » induits par les CPS s'avéraient effectifs, ils seraient alors d'autant plus importants que la densité en CPS, et donc le volume d'anthroposol, serait élevé. Vue sous cette angle, il apparait alors essentiel de déterminer de façon la plus précise possible, leur densité, leur position et d'évaluer leur surface totale ainsi que le volume de sol que les CPS représentent au sein des divers bassins versants.

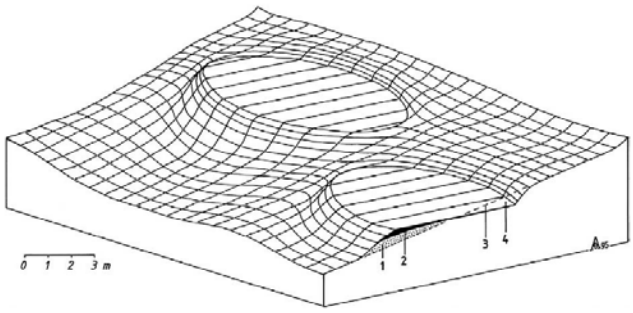
De telles estimations sont facilitées et optimisées grâce à l'utilisation de la technologie LiDAR (LIght Detection And Ranging), une technique de télédétection laser permettant d'obtenir une représentation de la topographie d'un territoire à très haute résolution (Kluiving and Guttmann-Bond 2012). Cette technique est particulièrement efficace pour la recherche de sites archéologiques (Kluiving and Guttmann-Bond 2012; Schindling and Gibbes 2014) et fait désormais partie des protocoles les plus efficaces pour la prospection de structures au sol en milieu forestier (Hutson 2015). Le signal émis n'étant qu'en partie intercepté par la végétation, le traitement du signal reçu permet d'identifier des micro-structures au sol, sous un couvert forestier (De Souza et al. 2018; Dussol et al. 2019). Cette technologie est aujourd'hui assez régulièrement utilisée pour étudier la répartition des CPS (Ludemann 2011; Schneider et al. 2015; Schmidt et al. 2016; Rutkiewicz et al. 2019). En effet l'aménagement de plateformes et l'accumulation des résidus de carbonisation créent une forme tridimensionnelle

A



B

C



(Figure 22) aisément identifiable sur une image LiDAR, en particulière dans des zones de forte pente (Ludemann 2012).

Figure 22 : (A) Etapes de l'aménagement d'un site de production de charbon (d'après Paradis-Grenouillet 2012), (B) Photographie d'un site de production de charbon (CPS) dans la forêt de Mouterhouse situé dans une zone de pente. (C) Schéma d'un CPS caractéristique dans une zone de pente : 1. Accumulation de sol en bas de pente 2. Horizon de charbon 3. Niveau du sol à l'origine 4. Sol creusé en haut de pente (Ludemann, 1996).

Au début de l'année 2019, en saison 'hors-feuille', une campagne d'acquisition de données LiDAR a été réalisée sur une étendue de 130 km² couvrant la zone d'étude (Figure 23).

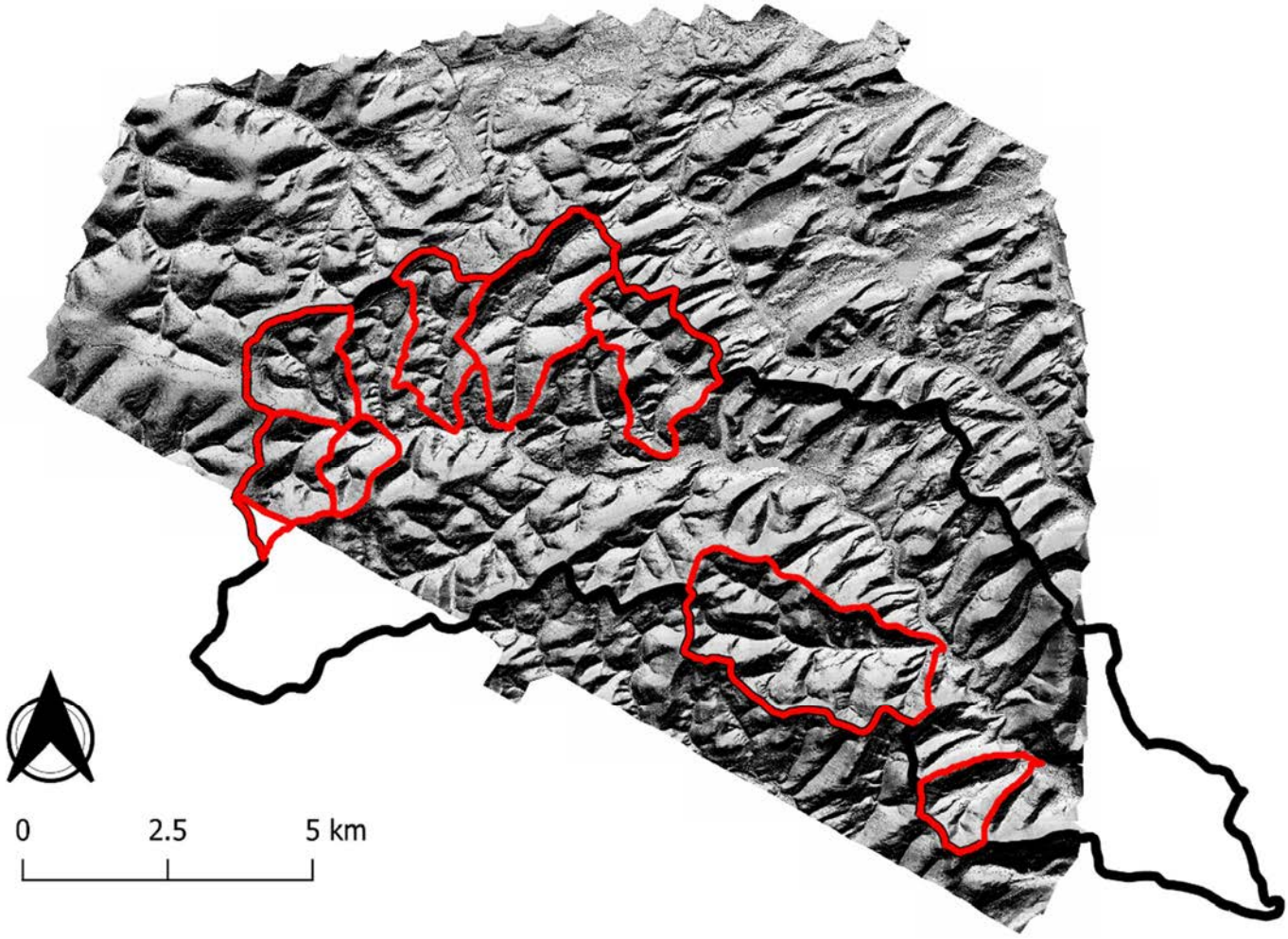


Figure 23 : Représentation en ombrage de l'ensemble du LiDAR réalisé en 2019 qui couvre les huit BV étudiés (rouge) et la majorité du bassin de la Zinsel du Nord (noir)

Sur la base de ce protocole, une cartographie du territoire basée sur un modèle de pentes a été créée, sur laquelle nous avons dénombré les CPS, en complément des pointages GPS présentés dans le chapitre 3.

En parallèle de ce travail, nous avons également cherché un éventuel effet de la présence de CPS sur la stœchiométrie de la litière provenant du couvert

arboré local. Nous avons également testé l'hypothèse selon laquelle les charbonnières pourraient représenter des sources/puits de nutriments et minéraux et par voie de conséquence pourraient potentiellement influencer la qualité des cours d'eau. Pour ce faire nous avons associé les données de densité des CPS acquises grâce aux données LiDAR avec les données de chimie des cours d'eau, acquises par les travaux présentés dans le chapitre 2.

Par ces analyses nous souhaitons apporter des éléments de réflexion sur la possible existence des deux types de phénomènes cités précédemment (§2), à savoir 1) des phénomènes sources/puits de nutriments et de minéraux pour les milieux terrestres et aquatiques et 2) une modification de la stœchiométrie de la litière et donc éventuellement de la matière organique transmise au compartiment aquatique. Ces éléments nous permettrons ainsi de discuter de la possible influence de ces sites historiques, dans l'acquisition de la qualité des ruisseaux.

3- Matériel et méthodes

3.1- Dénombrement des CPS basée sur les données LiDAR

L'acquisition des données LiDAR et leur traitement ont été réalisés par un prestataire de service. Elles ont été acquises par un protocole ALS (Airborne Laser Scanner), et les données brutes ont ensuite été traitées afin d'obtenir une représentation texturée de la zone analysée.

3.1.1- Acquisition des données LiDAR

L'acquisition de données ALS est réalisée en survolant la zone d'étude avec un avion muni d'un équipement d'acquisition émettant des faisceaux lasers en

direction du sol. Une partie des faisceaux est réfléchie par les objets qu'ils rencontrent et par le sol. L'appareil réceptionne en continu les échos en retour et calcul la distance entre l'avion et les objets rencontrés par les faisceaux, à partir du temps mesuré entre l'émission et le retour des différents signaux. La position absolue de l'émetteur/récepteur en vol est acquise grâce à un système GPS/INS205 embarqué dans l'avion (technique dite du « géoréférencement direct ») (Bretar 2006; Kong et al. 2012; Nawrat et al. 2012). Les données d'altitude, mesurée par le système ALS, sont ainsi géoréférencées afin d'obtenir un fichier raster pouvant être traité par SIG.

Le vol a été effectué en hiver, entre le 20 février et le 30 mars 2018, hors période végétative, afin de minimiser les interférences entre le signal laser et les surfaces foliaires. Il a été réalisé à une altitude inférieure à la couverture nuageuse et a permis de couvrir une partie du bassin versant de la Zinsel du Nord. Pour cette étude, l'angle du scanner laser était de +/- 17°, la densité de points de mesure planimétrique était de quatre par m², chaque pixel de la carte obtenue couvrant une surface de 0,25 m², avec une précision altimétrique de 10 cm. Le nuage de points brut a été classé en deux catégories, sol et sur-sol et les données sol ont été utilisés pour analyser la micro-topographie. Le modèle numérique de terrain (MNT) obtenue à partir de ce nuage de points a ensuite été traité avec les outils d'analyse de raster du logiciel *QGIS v.2.18.20* (algorithmes de l'extension *SAGA*). Ces traitements basés sur le MNT ont permis de créer des représentations du territoire en fonction de paramètres topographiques (pente, exposition) et d'obtenir une version dite « ombrages » en fonction de huit classes d'orientation (de 0 à 315°) et une inclinaison de 45° de la source lumineuse.

3.1.2- Identification et géoréférencement des CPS

Les CPS ont été recherchées au sein des limites des huit bassins versants de l'étude (KRA, BIL, KLE, WEI, BIT, LIN, REH, ASP).

La reconnaissance des CPS grâce aux données LiDAR de la zone d'étude a été dans un premier temps vérifiée grâce aux CPS géoréférencées lors des prospections de terrain (cf. chapitre 2, Annexe 4). Leur forme et leur aspect ont été observés à la fois sur la représentation de la pente (Figure 24 a) et sur le MNT ombrage des BV (Figure 24 b). Nous avons choisi trois critères qui doivent être vérifiés pour décider si un élément du MNT est, ou n'est pas, un CPS :

- Le site doit être horizontal, bien que certains éléments puissent avoir modifié la surface du sol (chablis, éboulement, érosion). Cette caractéristique permet facilement d'identifier les CPS dans les zones avec relief, sur la carte représentant la pente, car les CPS contrastent fortement avec la topographie environnante. En revanche, dans les zones de faible relief qui sont généralement situées en fond de vallons et sur les sommets des versants, ce contraste disparait et les CPS sont plus difficilement, voire non-identifiables.

- La forme du CPS et ses limites doivent être identifiables : dans les zones les plus pentues les CPS ont une forme majoritairement ovale hormis dans les zones de forte érosion (goulottes, zones d'écoulement d'eau) ou elles peuvent d'avantage ressembler à un « croissant » (Figure 24 a). Les limites de la plateforme situées vers l'amont et celles vers l'aval de la pente présentent généralement une forte inclinaison, vestige de l'arasement du sol pendant l'aménagement du site. Dans les zones de faible pente, le site a souvent l'aspect d'un monticule, formant un léger relief par rapport au sol, de forme circulaire et délimité dans sa

périphérie par une butée peu élevée. Dans cette situation, les CPS sont d'avantage contrastés sur la carte d'ombrage (Figure 24 b).

- La taille doit être comprise entre 4 et 16m pour la largeur et la surface du site doit mesurer entre 25 et 140 m² (diamètres minimaux et maximaux des charbonnières mesurées sur le terrain). Cela permet de différencier les CPS des chablis naturels qui sont bien plus petits, ou des rochers de grès, qui forment des plateformes généralement plus grandes.

Il existe néanmoins des exceptions à ces critères d'identification. Par exemple certains CPS ont pu être fortement modifiés par des actions anthropiques comme l'aménagement de pistes forestières, la construction de clôtures ou l'abatage d'arbres. Pour autant, en générale certaines parties des CPS pouvant être toujours visible, leur présence peut être attestée même si la forme du site ne respecte pas certains des critères précédents.

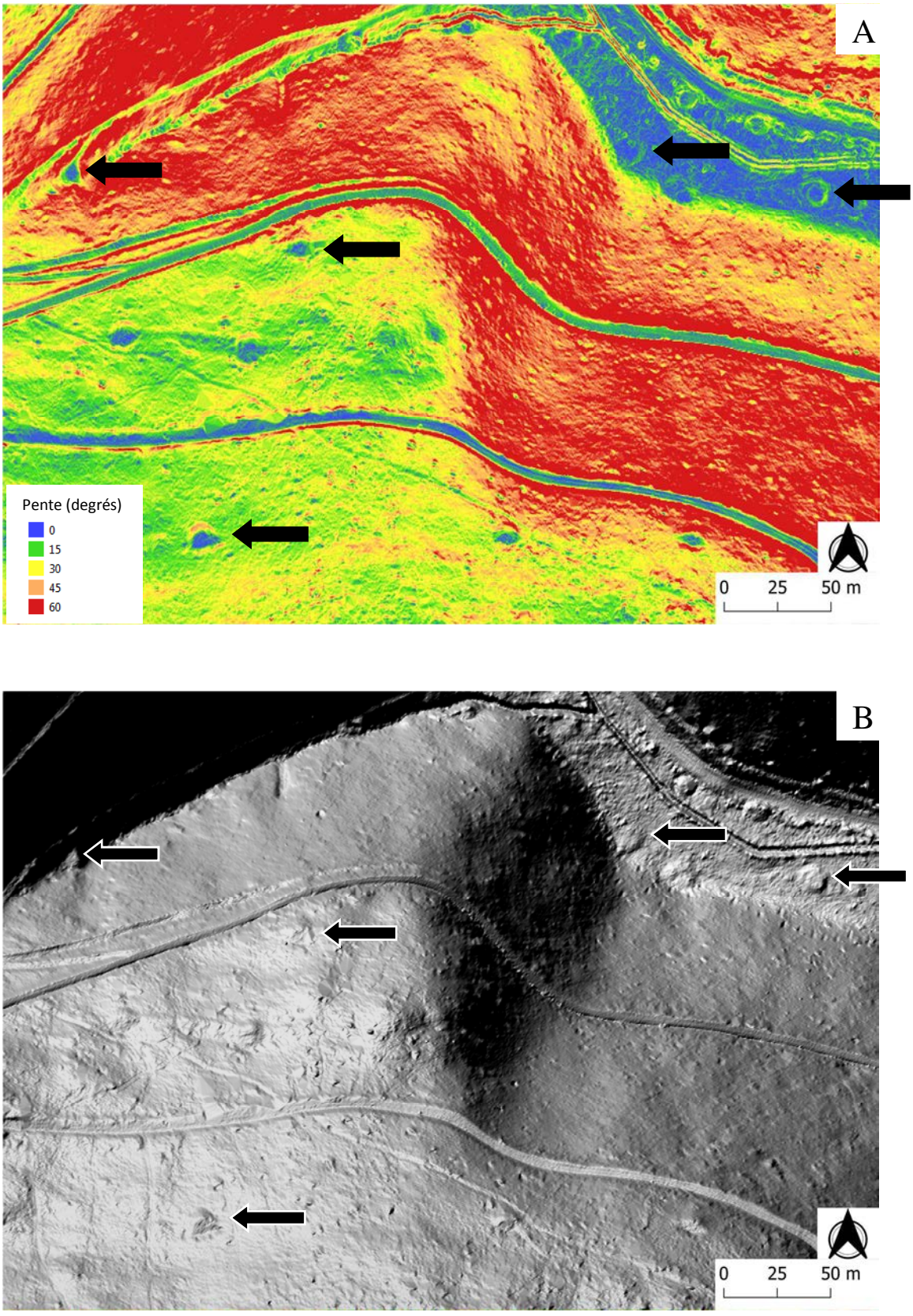


Figure 24 : MNT de la partie amont du BV du Lindelthal représentant la pente (A) et la topographie ombrage (éclairage à 315° d'azimuth et 45°

d'inclinaison verticale) du paysage (B). Certains CPS sont indiqués par une flèche afin d'illustrer les cas d'identification en zone de pente (vert à rouge) et en zone plane (bleu).

Dans l'exemple de la Figure 24, les CPS situées dans une zone de pente sont facilement identifiables sur la première carte (a) en apparaissant en bleu. En revanche, celles situées dans la zone plane du fond du vallon non incliné (en haut à droite de l'image) sont moins visibles et doivent être identifiées sur la carte avec ombrage (b). Lors des prospections de terrain, des CPS ont été retrouvées dans le lit des cours d'eau, cependant elles sont difficiles à identifier sur la carte LiDAR par une prospection visuelle car, comme cela était visible *in situ*, l'érosion due au cours d'eau efface progressivement les plateformes et modifie leur forme.

3.2- Influence des CPS sur la stœchiométrie des litières

Sur de nombreux CPS, la végétation s'est développée depuis l'abandon de la production de charbon. L'impact de la présence d'un anthroposol riche en charbon sur la composition stœchiométrique de la végétation a été testé. Pour cela, une étude préliminaire concernant sept CPS a permis de procéder à un échantillonnage systématique de litière d'arbre. Celui-ci a été réalisé en ne ciblant que des hêtres (*Fagus sylvatica*), l'espèce caducifoliée la plus fréquemment rencontrée. Les feuilles ont été prélevées directement sur les arbres au moment de l'abscission. Les sept CPS choisis présentaient au moins un hêtre s'étant développé sur la plateforme. Les sept sites ont été choisis dans le bassin versant de l'Aspenthalbach (ASP) afin de limiter les variations des caractéristiques pédologiques locales, pouvant être dues à des changements de géologie particulière. Pour chaque site, un échantillon a été prélevé sur cinq arbres positionnés à différentes distances du centre du CPS (Figure 25) :

- le premier était un arbre implanté sur le site

- les quatre autres étaient implantés au-delà des limites de la plateforme, entre 7 et 35m du centre de la plateforme et dans quatre intervalles de distance (7-14m; 14-21m; 21-28m; 28-35m). La distance minimale de 7 mètres a été choisie car la majorité des CPS ont un rayon inférieur à 7m.

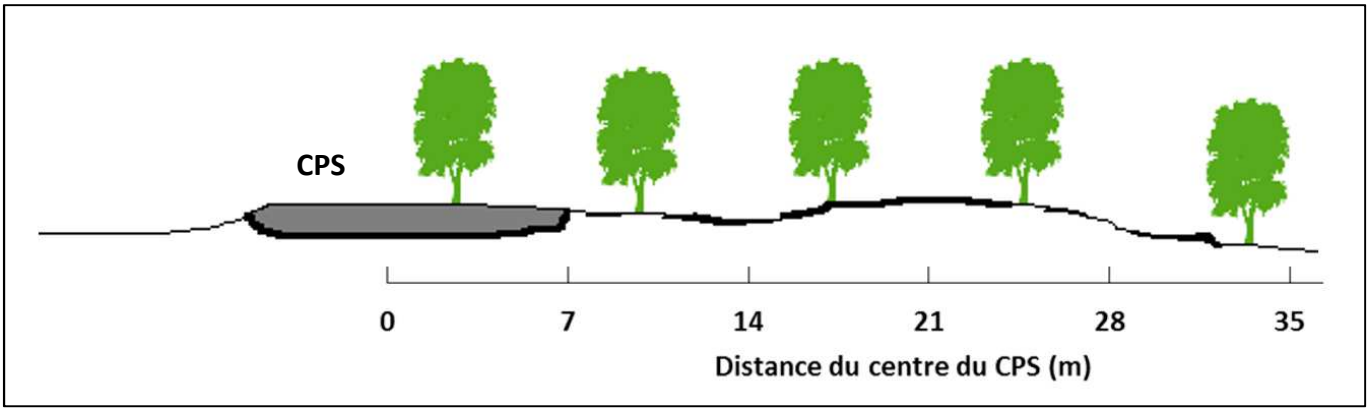


Figure 25 : Schéma de la disposition des hêtres échantillonnés, pour la mesure de la stœchiométrie de feuilles d'arbre, en fonction de la distance à un ancien site de charbonnage

Un total de 35 échantillons de feuille d'environ 100g chacun a été ainsi récoltés. Les feuilles échantillonnées ont été transportées en laboratoire et séchées à l'air libre jusqu'à masse constante. Environ 30 grammes de feuilles ont été broyées afin d'obtenir un homogénat de l'ensemble de la feuille, pour une

granulométrie inférieur à 0,2mm. Les teneurs en phosphore total, en calcium, en magnésium dans l'échantillon ont également été mesurés avec le même protocole que celui utilisé sur les échantillons d'eau (cf. chapitre 1).

Les quantités de carbone et d'azote des échantillons ont été mesurées avec un *C/N Carlo Erba NA2100* selon la méthode Dumas, qui consiste à bruler l'échantillon puis à oxyder le carbone en CO_2 dans une colonne d'oxyde de chrome et à réduire l'azote en N_2 dans une colonne de cuivre. Les quantités de gaz sont ensuite mesurées par chromatographie en phase gazeuse. Les quantités de C et N sont exprimées en pourcentage de la masse d'échantillon de départ.

Les rapports stœchiométriques C/P, C/N et N/P ont finalement été calculés.

3.3- Traitements statistiques des données

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel *RStudio* (R Development Core Team 2018). L'exploitation des cartes LiDAR a été réalisée grâce au logiciel *QGIS* (*v.2.18.20* avec notamment les algorithmes de l'extension *SAGA*).

A partir de l'inventaire des CPS obtenu grâce aux données LiDAR, nous avons refait une étude de l'influence de la pente, de la distance au cours d'eau et de l'altitude sur la densité spatiale en CPS, à l'échelle de l'ensemble du territoire (cf. chapitre2). Le territoire a été subdivisé en 11 classes d'altitude de 25m (de 175 à 450 m) ; en 9 classes de pente de 5° (de 0 à 45°) et en 17 classes de distance au cours d'eau de 100m (de 0 à 1600m). La densité de CPS dans chacune de ces classes de paramètre a ensuite été mesurée par une analyse spatiale sur SIG en

divisant le nombre de CPS dans les limites de chaque classe par la superficie totale de cette classe. La densité spatiale au sein de chaque BV a été calculée en divisant le nombre de CPS dans les limites d'un BV par la superficie totale de ce BV.

Les corrélations entre les teneurs en P, C, N, Ca et Mg, ainsi que les rapports C/N, C/P, N/P des feuilles, et la distance entre l'arbre et le centre du CPS, ont été testés par un test de corrélation de Spearman. Les différences des moyennes des teneurs des cinq échantillons entre les CPS ont également été testées par un modèle linéaire généralisé (GLM), afin d'identifier une éventuelle variabilité intersites de ces teneurs.

Nous avons effectué une recherche de corrélations entre les concentrations en éléments chimiques des stations hydrologiques (cf. Chapitre 1) et la densité spatiale en CPS, identifiées sur le LiDAR dans la zone d'écoulement amont de ces stations. Cette corrélation a été calculée en omettant les stations KRA amont, KRA aval et BIL aval, qui sont impactées par une eutrophisation, due à des rejets urbains, le nombre de stations restantes étant de 13. Cette corrélation a été faite avec et sans les stations situées à l'aval d'un ou plusieurs étangs avec un test de corrélation de Pearson pour données paramétriques.

4- Résultats

4.1- Identification des CPS des 8 bassins versants sur la carte LiDAR

La carte LiDAR couvre la totalité des huit bassins versants, hormis la partie la plus amont du KRA. Pour ce BV nous ne mesurons donc la densité spatiale que pour la surface cartographiée (

Figure 26). Au total ce sont 3 474 CPS qui ont été identifiés au sein des huit bassins versant étudiés pour une densité spatiale moyenne de 1,18 CPS par ha (écart-type = 0,33). La densité spatiale la plus élevée est observée au sein du KLE (1,65 par ha, Tableau 10). Le LIN montre la densité la plus faible (0,83 par ha) et nous pouvons remarquer que le nombre de CPS sur le versant à l'est de ce cours d'eau est plus faible que sur le versant à l'ouest (Figure 26 a).

BIT
LIN
WEI
BIL
KLE
KRA
0
1
2 km
a

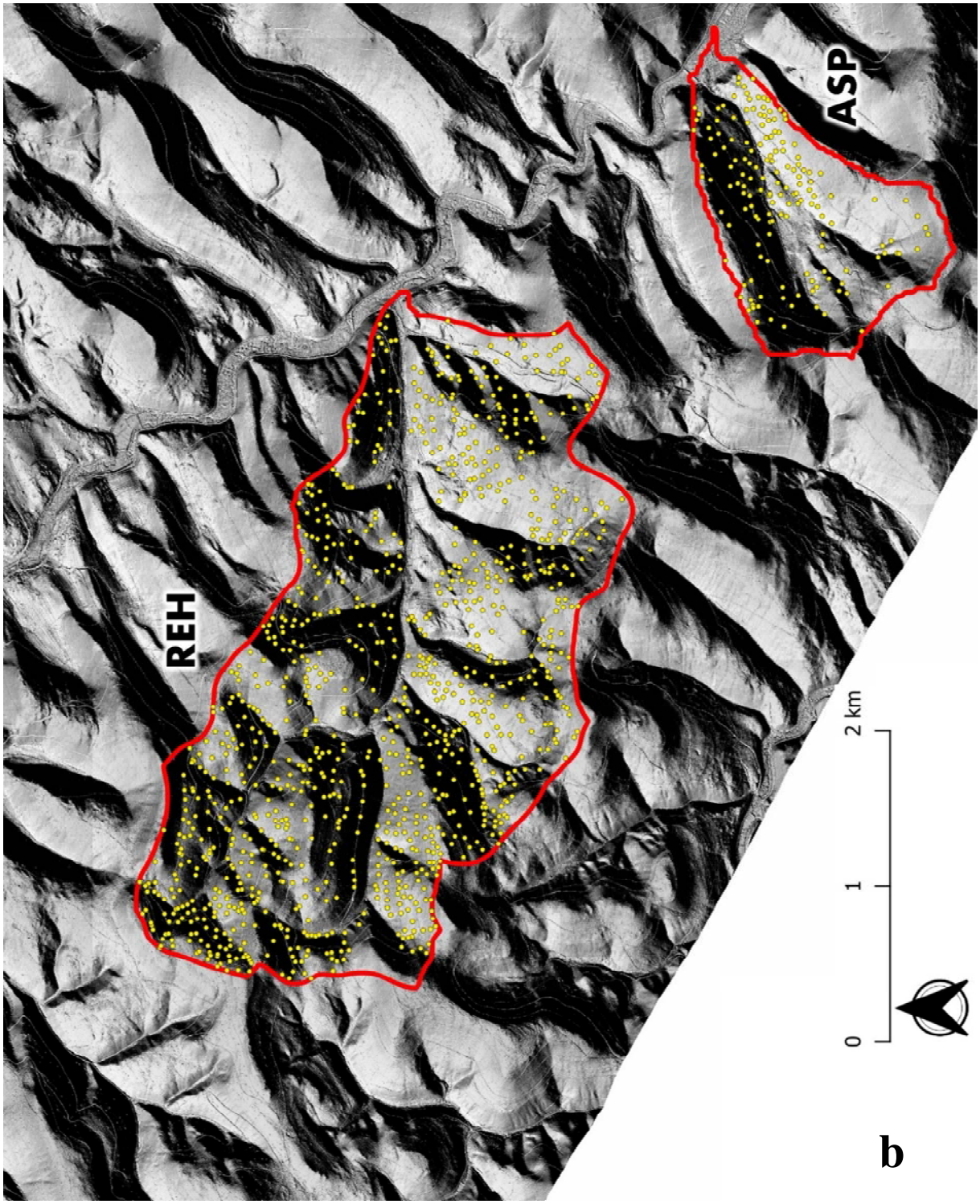


Figure 26 : MNT ombrage de la zone d'étude (BIL, KRA, KLE, WEI, BIT, LIN ; a), (REH et ASP ; b), et position des CPS (jaune), identifiés sur cette carte.

Tableau 9 : Nombre et densité spatiale (en nombre par km²) des CPS géoréférencées sur la carte LiDAR, pour chacun de huit bassins versants

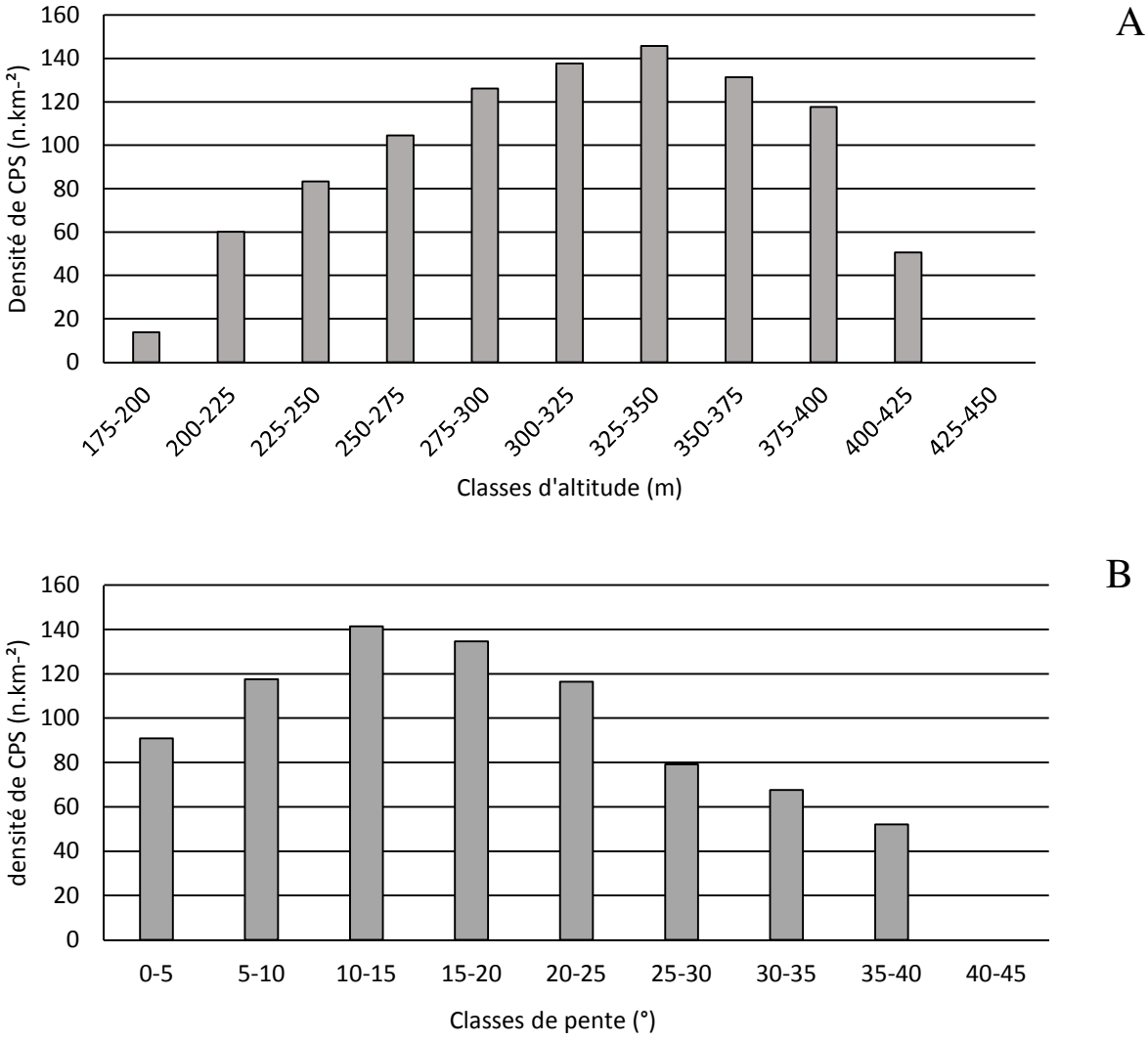
	BIL	KRA	KLE	WEI	BIT	LIN	REH	ASP
nombre CPS	255	348	220	325	794	323	1051	157
densité CPS (n.ha^{-1})	0,84	1,54	1,65	1,14	1,54	0,84	1,27	0,84

En prenant en compte que la surface moyenne d'un CPS est de 69,2 m², on peut considérer que pour chaque km², 8 182 m² de sol ont été modifiés par les activités de charbonnage. Le volume moyen de sol charbonneux par CPS (mélange de charbon et de sol carbonisé) est de 19,7 m^3 (mesuré lors des prospections de terrains ; voir chapitre 3) ce qui induit un volume de 161 185 m^3 de sol anthropique par km², soit un total de 4 663 082 m^3 de sol pour l'ensemble des 8 BV.

4.2- Influence de la topographie sur la distribution des CPS

Des CPS peuvent être retrouvées dans toutes les zones d'altitude, le CPS le plus bas étant situé à 198m, et le plus élevé à 418m (Figure 27 a). La densité de CPS la plus élevée concerne les zones situées entre 325 et 350 m d'altitude (145 CPS par km²) et décroit ensuite pour les classes d'altitude supérieures. Pour ce qui est de leur répartition selon la pente, des CPS ont été identifiés dans les zones planes (34 CPS dans des zones inférieures à 1%) et jusqu'à une inclinaison de versant maximum de 38,1 % (Figure 27 b). On distingue une densité maximum de 141 CPS par km^2 pour la classe de pente de 10 à 15% et cette densité diminue fortement pour les classes de pente supérieures. Aucun CPS n'a été identifié dans des zones de plus de 40° d'inclinaison. Les CPS sont présents dans toutes les classes de distance au cours d'eau, depuis le lit de certains ruisseaux, jusqu'à 1,65 km, dans la limite nord du BIT. Seulement neuf CPS ont été observés avec un

centre de plateforme situé à moins de 5m du cours d'eau. On observe un nombre maximum de CPS entre 200 et 300 m de distance au cours d'eau. Les densités au-delà de 800m montrent des valeurs faibles comprises entre 10 et 100 CPS par km² (Figure 27 c).



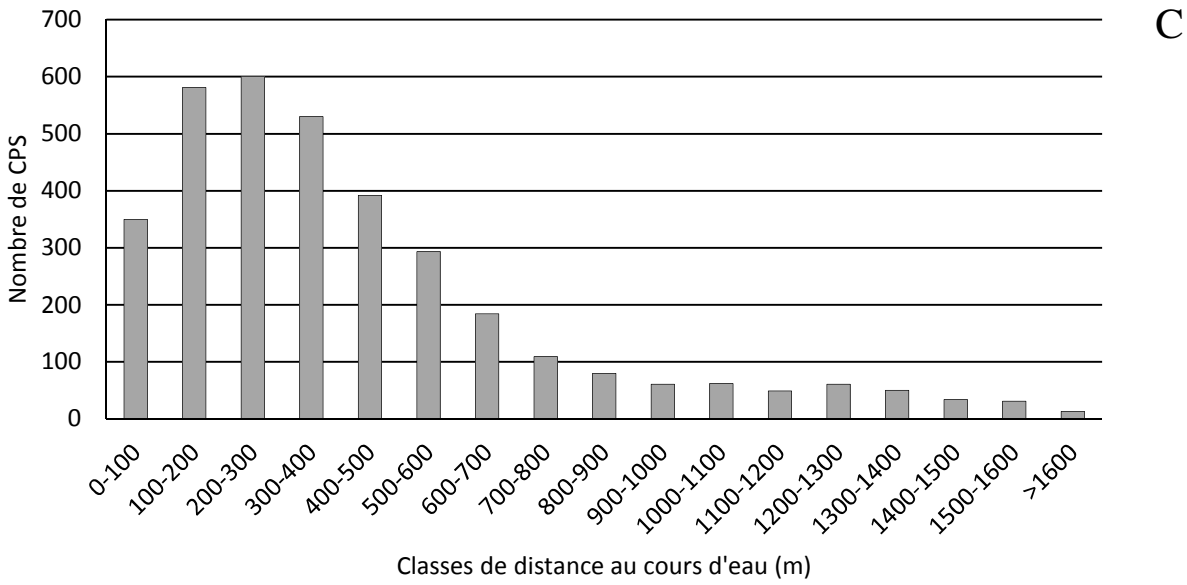


Figure 27 : Densité spatiale des CPS identifiées sur le LiDAR au sein des Huit BV étudiés, en fonction de 11 classes d'altitude (A), 9 classes de pente (B), et 17 classes de distance au cours d'eau le plus proche (C)

4.3- Influence des CPS sur la stœchiométrie des litières et la chimie de l'eau

Au total, 35 échantillons de feuilles de hêtres ont été prélevés à proximité des charbonnières. Les éléments mesurés montrent de fortes variations de concentration, en particulier Ca (de 2,09 à 7,66 $mg.g^{-1}$; écart-type=0,51), Mg (de 0,16 à 0,97 $mg.g^{-1}$; écart-type=0,037) et P (de 0,15 à 0,51 $mg.g^{-1}$; écart-type =0,100). Les moyennes des cinq mesures, pour chaque CPS, montrent des différences significatives entre les CPS (différence intersite) pour P (p_{value}= 0,026), C (p_{value}= 0,006), Ca (p_{value}= 0,0007) et Mg (p_{value}= 0,034). Notons que nous observons une relation négative de P et de N avec Ca et Mg.

Seule la teneur en phosphore montre une diminution significative avec l'éloignement par rapport aux CPS (p_{value}= 0,009) (Tableau 10, Figure 28 a). Il en résulte que les rapports C/P et N/P montrent une augmentation significative en

s'éloignant du CPS (respectivement p_{value}= 0,008 et p_{value}= 0,041) (Tableau 10, Figure 28 b). L'évolution de ces paramètres en fonction de la distance est progressive et continue, comme le montrent les valeurs des moyennes de classe et la significativité des régressions linéaires sur ces moyennes (Figure 28). Ces tendances traduisent un enrichissement en phosphore des litières qui proviennent d'arbre à proximité de la plateforme, ou qui se sont développés directement sur celle-ci.

On peut également observer une variabilité élevée de la teneur en phosphore (écart-type = 0,10) pour les échantillons situés sur le CPS (0-7m) alors que pour la classe la plus éloignée, de 28 à 35m, cette variabilité est faible (écart-type = 0,02; Figure 28 a).

Tableau 10 : Matrice des coefficients de corrélation rho (Spearman) entre les variables de stœchiométrie des feuilles mesurées, et la distance de l'arbre échantillonné par rapport au centre du CPS le plus proche. Les corrélations significatives sont indiquées en gras

Variables	P	N	C	Ca	Mg	C/N	C/P	N/P
Distance	**-0,626**	-0,123	0,204	-0,002	0,004	0,119	**0,630**	**0,547**

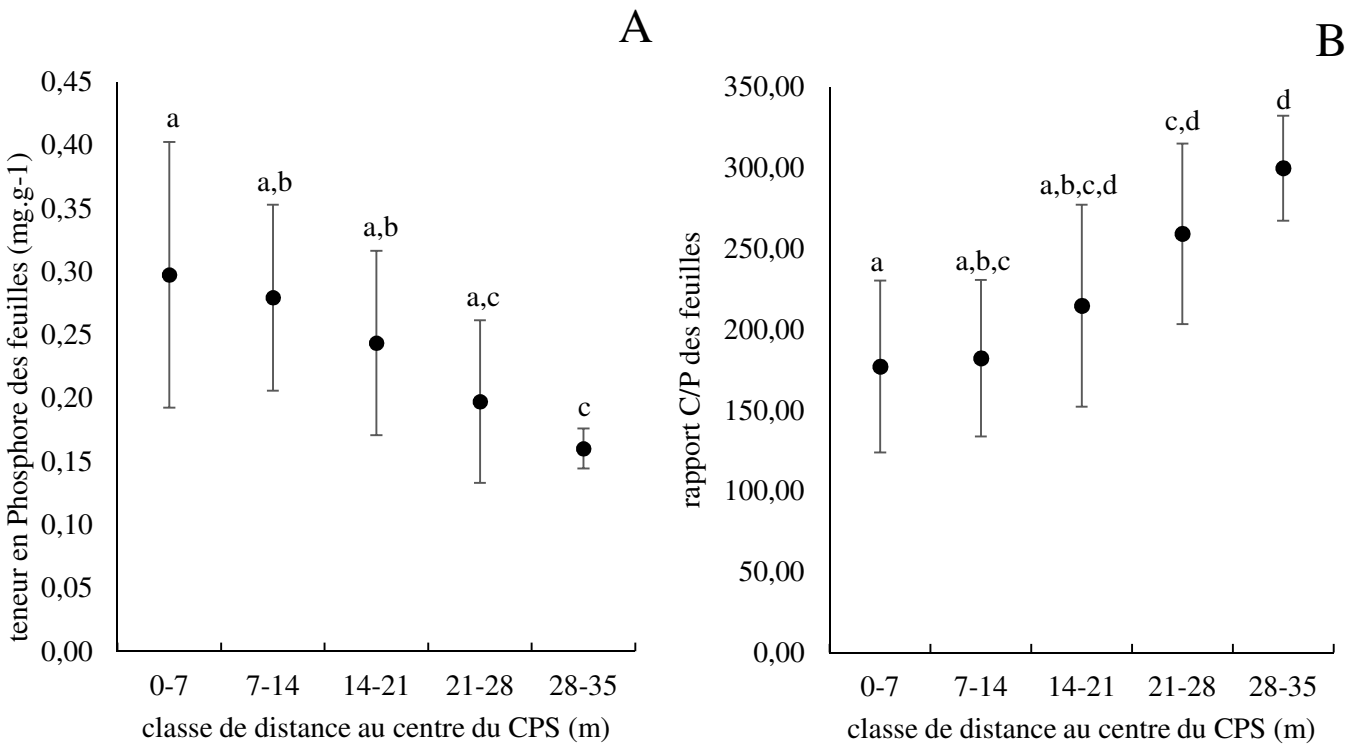


Figure 28 : Moyennes des concentrations en Phosphore et rapport Carbone/Phosphore mesurée dans les feuilles pour les cinq classes de distance entre l'arbre et le centre du CPS. Les classes ayant un repère en commun (a, b, c, d) ne sont pas significativement différentes d'après le test de comparaison de moyenne de Student

Nous avons également recherché une possible influence de la densité en CPS au sein de la zone d'écoulement amont de chaque station et les concentrations moyennes en éléments dans ces stations (n=13). Seule la concentration en PO_4 montre une corrélation positive et significative avec la densité en CPS. Lorsque cette relation est testée sur l'ensemble des BV, la corrélation est peu significative au seuil de 5% ($\rho_{pearson}$= 0,39 ; p = 0,13; Figure 29). Cependant, comme nous l'avons identifié dans le chapitre 1, le KRA amont, le KRA aval et le BIL aval sont impactés par des rejets urbains induisant des concentrations en nutriments anormalement importantes, notamment en phosphore. Si l'on ne tient pas compte de ces trois stations, sous influence d'agglomérations, on obtient alors une relation positive significative au seuil de 5% ($\rho_{pearson}$= 0,60 ; p = 0, 032 ; Figure 29).

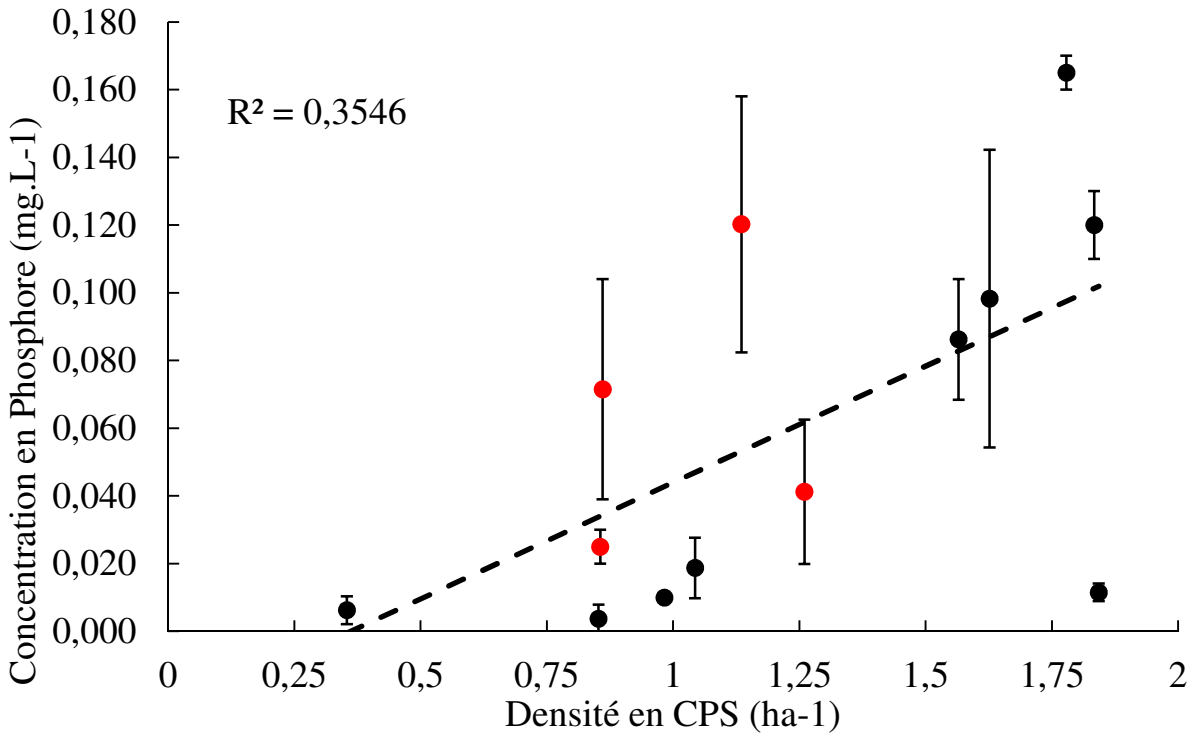


Figure 29 : Concentration moyenne en PO_4 des stations ($mg.L^{-1}$) en fonction de la densité spatiale en CPS dans le sous BV amont de ces stations (ha^{-1}). Les barres d'erreur sont calculées à partir des écart-types de ces moyennes. Une droite de régression linéaire est également indiquée. En rouge sont représentées les stations situées à l'aval d'étangs.

Certaines stations sont situées à l'aval d'étangs (BIL amont, WEI aval, LIN aval, REH aval, en rouge sur la Figure 29) qui peuvent avoir une influence sur les conditions physico-chimiques de l'eau. Nous avons également testé l'influence de la densité en CPS sur l'eau sans prendre en comptes ces stations mais cela n'a pas modifié la significativité de l'effet identifié sur le phosphore.

5- Discussion

L'utilisation de la technologie LiDAR nous a permis de référencer les CPS, de façon bien plus exhaustive que par des prospections *in situ*. En ayant recours aux données LiDAR nous avons identifié des densités de CPS près de trois fois plus importantes que grâce à ces prospections de terrain. Ce résultat est pour partie dû à une efficacité moindre des prospections *in situ*, en raison de la difficulté à détecter des CPS dans certaines zones (couverture végétale dense, pente nulle, clôtures empêchant l'accès,…), mais également au fait que les zones prospectées étaient moins denses en CPS (ASP, WEI, aval du BIT). Les données LiDAR nous ont permis de réaliser une mise à jour importante de la répartition des CPS en fonction des variables topographiques, malgré des imprécisions dues à des problèmes de détection du signal laser sur des zones restreintes. En effet, dans certaines zones, la carte LiDAR ne représente pas la topographie réelle et masque la représentation des objets (Figure 30). Ceci peut être dû à une mauvaise acquisition du signal laser par l'appareil de détection, ou à la nature du sol à cet endroit. La Figure 30 montre que des parties du terrain sont représentées par des surfaces lisses sans aucune microtopographie. A fortiori, ces représentations erronées du territoire masquent la présence de CPS et empêchent de les distinguer. Ces artefacts sont très peu nombreux mais leur superficie totale n'a pas été mesurée.

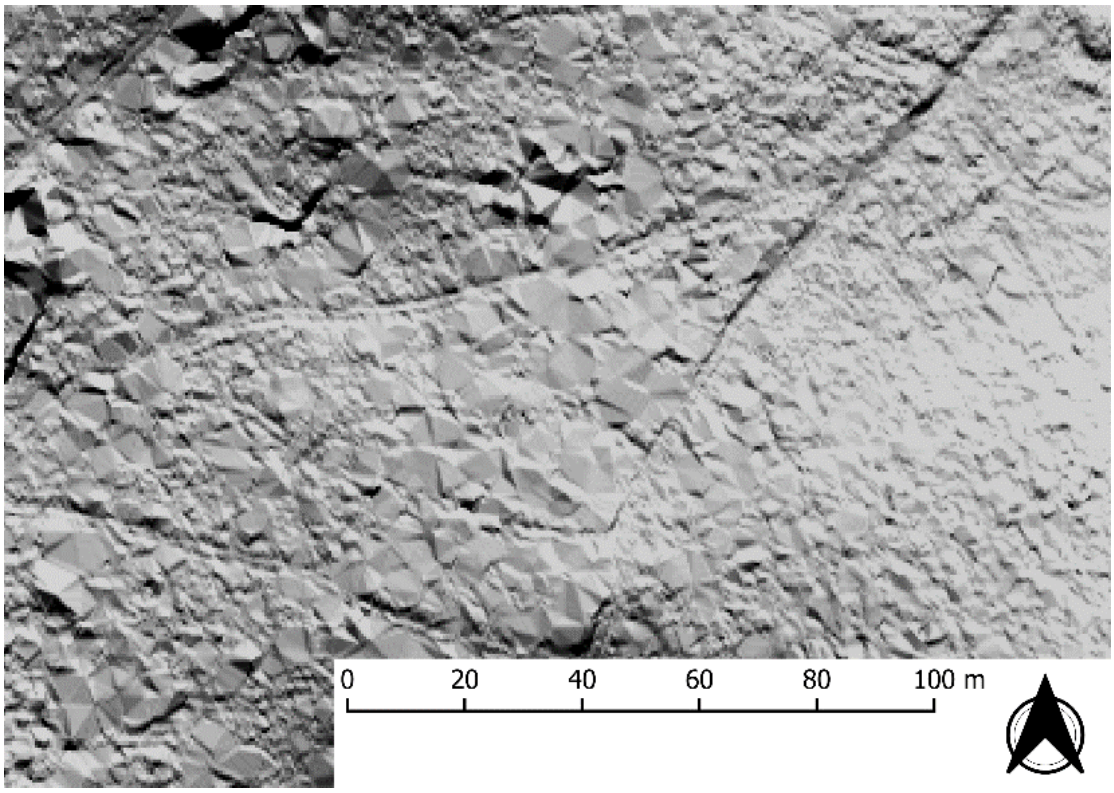


Figure 30 : Exemple d'une zone dont la représentation par LiDAR montre des artefacts. On remarque des surfaces lisses de plusieurs m² au centre de la zone triangulaire formée par les pistes forestières. Ces objets n'existent pas *in situ*

La densité totale de CPS mesurée (118 CPS par km²) est comparable à celles identifiées par LiDAR dans d'autres régions européennes pour lesquelles le développement du charbonnage est en lien avec l'industrialisation. Dans le sud de la Pologne par exemple, Rutkiewicz et al. ont montré en 2019 que dans des zones proches d'anciens sites industriels, la densité de charbonnières pouvait atteindre 184 CPS par km², mais la densité est bien moins élevée dans des zones éloignées de ces sites.

En région méditerranéenne, dans le sud de la France, Blondel (2006) a relevé des densités atteignant 4000 charbonnières par km², mais la création des sites et leur utilisation s'étendent sur une période bien plus longue, certains sites datant de l'âge du fer. Certaines régions, plus proches géographiquement des

Vosges du Nord, ont également était analysées par LiDAR. Ainsi dans le nord de la région de Hesse (Allemagne) Schmidt et al. (2016) ont répertorié des densités pouvant atteindre 400 CPS par km² alors que dans la forêt de Chailluz près de Besançon (France) Dupin et al. (2017) rapportent des densité généralement inférieures à 100 CPS par km² (Dupin et al. 2017).

Pour notre zone d'étude, les datations au radiocarbone des CPS, majoritairement comprises entre le XVIIIème et le XIXème siècle (chapitre 3), montrent que la création de charbonnières est liée au développement local de l'industrie métallurgique. Ceci pourrait notamment expliquer la densité de CPS plus importante dans le BIT, proches des forges de Mouterhouse, ou le REH, proche des forges de Baerenthal. Le LIN en revanche présente des densités plus faibles malgré sa proximité avec le village de Mouterhouse. Les patterns de distribution pourraient cependant être vérifiés par une approche LiDAR à l'échelle de l'ensemble des bassins versant des Vosges du Nord et confirmer si les plus fortes densités de CPS sont observées à proximité de sites industriels. Les premières prospections de terrain ont montré que les CPS étaient plus rares dans les zones situées au Sud-Ouest des Vosges du Nord, un secteur du massif connu pour être historiquement associée à l'industrie verrière. La production de verre et de cristal au Moyen Âge était assurée par des artisans itinérants, mais elle s'est sédentarisé de façon simultanée, dans les villages de Meisenthal (en 1704), Saint-Louis-les-Bitche (1767) et Goetzenbruck (1721) (Rochel 2017). D'après des archives étudiées par X. Rochel, en 1771 une grande majorité des cantons forestiers situés entre le plateau lorrain et les forêts de Mouterhouse, était affectée à ces trois communes. Les verreries sont moins demandeuses en énergie que la métallurgie, et surtout elles utilisent du bois comme combustible, au pouvoir calorifique moindre que le charbon (Foy 2000). Si la forge et la verrerie sont les deux principales industries auxquelles les forêts étaient allouées, chacune impliquait des types d'exploitation différents sur leurs parcelles. On peut citer par

exemple le martelage préférentiel de hêtre, plutôt que de chêne, dans les bois affectés à l'approvisionnement des verreries, car le bois dense de cette essence fournit un combustible plus performant (Dietrich 1799). Ce type de sélection spécifique n'a pas été identifié dans les spectres taxonomiques des charbons que nous avons analysés dans le chapitre précédent, laissant supposer que pour alimenter les forges en charbon, l'ensemble des essences présentes étaient prélevées. Le charbonnage systématique est caractéristique des forêts allouées aux forges, ce qui explique les fortes densités de CPS dans les vallées proches des sites industriels. D'autres prospections réalisées en 2017 par H. Knapp (postdoctorat ; Labex DRIIHM ; 2017/2018) ont notamment permis de détecter des parcelles avec un charbonnage fréquent dans des zones situées au Nord de la Zinsel du Nord, comme par exemple certaines parcelles des forêts de Lemberg (Moselle) et Eguelshardt (Moselle), qui ont été périodiquement allouées aux forges de Mouterhouse. Les forges de Reischoffen (Bas-Rhin) ont également pour partie bénéficié de l'approvisionnement en bois des forêts de l'Est du pays de Bitche à partir de 1764 (Rochel 2017).

Dans l'ensemble de ces forêts, il semble que les fonds des vallons n'aient pas ou peu servi à la production de charbon de bois. En effet peu de charbonnières ont été identifiées à des altitudes basses (Figure 27 a). Nous ne disposons pas de données qui permettraient de savoir si les CPS n'ont pas été construits volontairement dans les fonds de vallons ou à l'inverse si certains ont existé et ont été ensuite effacés au profit d'espaces agricoles ou de voies de circulation. Les fonds de vallons sont les principales voies d'accès à ces zones forestières et les charbonnières auraient pu en gêner l'accès. Il est aussi possible que cette absence de CPS dans les fonds de vallons, soit due à la difficulté à la détecter dans les zones planes (Figure 24).

Les densités variables en CPS entre les bassins versants nous amène néanmoins à nous interroger sur leur impact écologique au sein de chaque système. A ce titre il faut tout d'abord considérer que dans les forêts des huit BV étudiés, la surface moyenne d'un CPS étant de 69,2 m², on peut considérer qu'environ 8 182 m² de sol par km² ont été modifiés par les activités de charbonnage.

L'analyse des litières à proximité des CPS tend à montrer un enrichissement en phosphore des feuilles de hêtre poussant dans, ou à proximité immédiate des plateformes de charbonnières (Figure 28). Les travaux de He et al. (2006) et de Sardans et al. (2011) ont montré que la composition stœchiométrique de la végétation poussant dans un même climat ne varie que très peu, les conditions météorologiques étant le principal facteur de variation. Ainsi, les différences de concentrations en C, N et P que nous avons observées pourraient être liées aux caractéristiques pédologiques des charbonnières (Figure 28). Le charbon modifie les caractéristiques physiques (microporosité, capacité d'échange cationique), chimiques (biodisponibilité et concentration des nutriments) et biologiques (activité des microorganismes) du sol (Blackwell et al. 2009; Lehmann et al. 2011; Domingues et al. 2017; Borchard et al. 2017). Les avantages d'un amendement, par l'incorporation de charbon de bois (biochar), sont connus depuis plusieurs millénaires, en témoigne les études réalisées sur la *Terra Preta de Indio* en Amazonie (Lima et al. 2002; Steiner et al. 2007). Cette pratique, qui augmente la fertilité des sol, est redécouverte depuis quelques décennies (Allaire and Lange 2013) et les phénomènes impliqués sont aujourd'hui connus. Peuvent être cités notamment, selon l'origine du charbon et la nature du sol traité : une augmentation de la circulation de l'eau et de la séquestration d'éléments chimiques de la solution du sol, un effet tampon sur les sols acides et une favorisation des développements microbiens et mycorhiziens (Warnock et al. 2007; Woolf 2008; Lehmann et al. 2011). Des résultats ayant mis en évidence un accroissement du phosphore dans

la végétation, coïncident notamment avec le fait qu'une grande quantité de charbon de bois dans le sol induit une biodisponibilité plus importante en phosphore dissout (Warnock et al. 2007; Parvage et al. 2013; Gul and Whalen 2016; Glaser and Lehr 2019). Notre étude n'a cependant pas permis d'identifier d'effet sur les autres éléments constitutifs de la litière, en particulier l'Azote, dont la disponibilité est généralement accrue dans un sol riche en charbon (Gul and Whalen 2016). Cela peut être dû à la pratique particulière du charbonnage : la pyrolyse directe du sol sous-jacent de la charbonnière peut induire une diminution en carbone mais n'affecte pas la quantité d'azote (Antal and Grønli 2003; López-González et al. 2014). De plus le charbon incorporé au sol est produit par une pyrolyse lente (autour de 600°C pendant plusieurs jours) et d'après Bruun et al. (2012), un tel charbon incubé dans le sol entraine une incorporation en C et N (due à l'activité microbienne) moins importante qu'un charbon produit par une pyrolyse rapide à haute température. Des études ont également montré qu'à l'échelle moléculaire, les biochar produit à partir d'espèces ligneuses fournissent moins de carbone organiques dissout, de N et de P dans la solution du sol que ceux produit à partir d'herbacés à des température inférieures à 500°C (Zimmerman et al. 2011; Mukherjee and Zimmerman 2013; expérimentation sur des herbacées du genre *Tripsacum*). La diminution du rapport C/P observé à proximité des CPS dans notre étude (Figure 28) semble aller dans le sens d'une augmentation de l'assimilation du phosphore par la végétation, mais pas du carbone.

La stœchiométrie des litières constitue un premier facteur, conditionnant le fonctionnement écologique des ruisseaux. La matière organique provenant de la végétation terrestre est à la base du réseau trophique de ces ruisseaux de tête de BV, la teneur en C, N et P de la litière affecte notamment sa vitesse de dégradation. Par exemple, un enrichissement en P et N accentue l'appétence des feuilles pour les décomposeurs aquatique (Danger et al. 2012) et a ainsi un effet

sur le développement des communautés biologiques (Hessen et al. 2004; Mooshammer et al. 2012; Fanin et al. 2013). Ainsi la présence de charbonnières pourrait se traduire par des apports de litières enrichies en phosphore, directs (dans le cas de charbonnières dans la ripisylve) et indirects, favorisant une décomposition plus rapide et donc un stockage réduit du carbone dans les têtes de bassin versant. On peut alors supposer que la croissance des arbres dans des zones riches en CPS, depuis plusieurs décennies, voire siècles selon les sites, a favorisé un réseau trophique aquatique adapté à une matière organique riche en phosphore.

Figure 31 : Exemple de CPS érodé par un cours d'eau, dans la partie amont du Klein Shaer. Les tirets délimitent : le périmètre de la plateforme (noir), la limite de la partie érodée par le cours d'eau (rouge), le bord du ruisseau en eau au moment de la photographie (blanc)

Enfin, nous avons pu observer une augmentation de la concentration en phosphore dans les cours d'eau, qui coïncide pour partie avec la densité spatiale des CPS (Figure 29). Associé au fait que, comme le montre la Figure 28, le sol des CPS tend à augmenter la disponibilité en phosphore pour la végétation forestière, ces deux résultats semblent indiquer que les CPS sont susceptibles d'accroitre la quantité et/ou la disponibilité en phosphore à l'échelle des bassins versants (effet de source). Les écosystèmes terrestres sont fortement conditionnés dans leur fonctionnement par la disponibilité en phosphore (Némery and Garnier 2016). Bien que peu d'études quantitatives soient disponibles sur l'influence du stock de phosphore du sol, en 2017 Lang et al. ont montré son effet sur la relation entre la végétation, les microorganismes et le sol, dans les forêts de hêtres d'Europe centrale. Etant données les quantités de sol concernées dans notre étude (estimation de 4 663 082 m^3 pour les 8 BV) cet effet pourrait induire des changements à long terme sur le développement des forêts. Toutefois, il ne s'agit là que de pistes de réflexion qui méritent d'être étudiées dans le futur et il convient de rester prudent sur ce lien possible entre CPS et phosphore. En effet, peu de sites ont été étudiés et cette démarche pourrait être approfondie en augmentant le nombre de situations et d'échantillons. Par ailleurs, la présence de CPS étant le témoin d'une déforestation, il est possible que l'accroissement en phosphore dans les litières et dans les cours d'eau à l'échelle des BV résulte, au-delà de la présence des plateformes de charbonnage, d'un changement d'occupation du territoire comme par exemple la création de potentielles zones agricoles, après des événements d'ouverture de la forêt au XIXème siècle. Cependant on remarquera que de telles surfaces agricoles ne pourraient qu'être restreintes et limitées aux fonds des vallons, comme nous l'avons vu dans le chapitre 1. La temporalité est un facteur qui semble également important à prendre en compte, si l'on considère les CPS comme des sources potentielles de phosphore. S'ils constituent des stocks de phosphore, cela implique que la quantité délivrée au milieu devrait diminuer avec le temps. Cependant, Dupouey et al. (2002) ont montré que les propriétés

chimiques des sols et des communautés végétales, et plus particulièrement les teneurs en phosphore, sont modifiées sur le long terme (plusieurs siècles) par les usages anthropiques, en raison de cycles de transfert complexe. La dégradation de la matière organique au sein des premiers horizons du sol pourrait notamment être impliquée. Nous ne pouvons pas identifier d'évolution temporelle de cet apport en phosphore dans les CPS car, d'après les datations au radiocarbone, la période de création des sites de charbonnage semble être similaire entre les bassins versants. Il serait nécessaire d'étudier des sites individuels ayant des âges différents, pour pouvoir identifier une évolution temporelle de ces processus, ou bien d'estimer plus précisément l'âge des CPS par des méthodes de datation supplémentaires. La date d'événements de charbonnages pourraient avoir été enregistrée dans certaines archives écrites, bien qu'à notre connaissance, aucune information de ce type n'ai été découverte jusqu'à présent. La datation par un isotope tel que le Pb210, qui possède un temps de demi-vie plus court (environ 20 années) que le C14, pourrait permettre de dater plus précisément cette période (Larsen and MacDonald 1998; Aquino-López et al. 2018).

De façon plus générale, les modifications des caractéristiques du sol après l'exploitation d'une charbonnière et leur évolution temporelle, sont encore mal connues (Gómez-Luna et al. 2009; Carrari et al. 2018). Des travaux ont été réalisés par Poszwa et al. (2019) sur les CPS des Vosges du Nord afin d'étudier la composition et la structure des sols gréseux qui forment aujourd'hui les horizons superficiels de ces sites de charbonnage. L'étude de la morphologie, de la composition et de la biologie du sol des CPS, récentes et anciennes, est indispensable à notre compréhension de leur impact au sein des écosystèmes forestiers.

CHAPITRE 5 : DISCUSSION ET PERSPECTIVES DU TRAVAIL DE THESE

1- Variabilité de la qualité des écosystèmes aquatiques

Les huit ruisseaux étudiés sont comparables en termes de débit, de géologie, et de végétation à l'échelle de leurs BV (essences forestières dominantes), mais leur caractérisation physico-chimique laisse apparaitre des différences significatives (Figure 15, Tableaux 3 et 4). Des stress actuels, dues à des rejets non contrôlés d'eaux pluviales des petites agglomérations de Lemberg et de Goetzenbruck, proches du KRA et du BIL, semblent être responsables d'un enrichissement important en orthophosphates de ces deux cours d'eau. Les épisodes d'acidification, ponctuels ou permanents, identifiés dans le WEI et l'ASP peuvent quant à eux être dues à des rejets atmosphériques et à des particularités géologiques (Probst et al. 1999; Driscoll et al. 2006; Nédeltcheva et al. 2006). Si l'on souhaite évaluer l'impact d'activités historiques sur la qualité des cours d'eau, il semble donc primordial de considérer au préalable la part de variabilité des paramètres due à des facteurs actuels. Celle-ci apparait comme étant majoritaire car l'eutrophisation et l'acidification sont les principaux facteurs de discrimination de la qualité des stations sur la base de la physico-chimie (ch.2, Figure 15). L'acidité est notamment le principal paramètre affectant les communautés de macroinvertébrés, car elle diminue leur abondance, un phénomène principalement visible chez les déchiqueteurs les plus représentés (genre *Gammarus*) (Figure 17). Ces perturbations s'ajoutent à l'impact continu des facteurs historiques de perturbation que sont l'usage passé des sols, la construction d'étangs, et l'utilisation de sites de production de charbon.

2- Les étangs en tant qu'éléments de perturbation

Les étangs présents aujourd'hui sur les cours d'eau sont ici considérés comme des perturbations contemporaines, cependant au même titre que les CPS, ils sont présents depuis plusieurs décennies voir plusieurs siècles (ch. 2, Tableau

2), affectant depuis autant de temps le fonctionnement intrinsèque des ruisseaux. La présence d'étangs est donc à considérer comme un facteur historique, d'autant plus lorsqu'il s'agit de sites d'anciens étangs aujourd'hui effacés. Ainsi, sur le KRA qui ne présente aujourd'hui qu'un étang contourné par un système de dérivation, certains étangs effacés au cours des 10 dernières années par des travaux de restauration sont également susceptibles de participer à l'eutrophisation observée sur la station aval ou la station amont. En effet, la suppression de l'étang peut entrainer une remobilisation des éléments ayant sédimentés au fil des décennies, ces sédiments étant progressivement remobilisés par le ruisseau une fois la digue supprimée (Stanley and Doyle 2003; Ryan Bellmore et al. 2019).

Les étangs aujourd'hui présents constituent une perturbation de nature hydromorphologique qui semble affecter les caractéristiques physico-chimiques, biologiques et fonctionnelles en aval (ch. 2). Des phénomènes de sédimentation des éléments transportés (minéraux grossiers, CPOM) et des éléments solubles (DOM, P, N) ont lieu dans les zones de courant nul (Tartari and Biasci 1997; Finlay et al. 2013). Des travaux ont étudié l'impact que pourraient avoir les zones humides et les étangs dans la diminution et la séquestration des nitrates et des phosphates d'un cours d'eau (Kovacic et al. 2000; Merill and Tonjes 2014). Les étangs ont en général un effet tampon qui diminue ces concentrations et dans le cas où un étang est présent à l'aval d'une pollution celle-ci peut être atténuée. Par conséquent le BIL et le KRA qui sont tous deux impactés par des rejets urbains sont difficilement comparables l'un avec l'autre, car le BIL possède un étang sur sa partie amont, et le KRA n'en possède pas. Nous avons également identifié une diminution de l'acidité le long du WEI et, bien que l'effet tampon des étangs sur l'acidité ait été assez peu exploré (Henriksen and Wright 1977; Dillon and Molot 1990), il est possible que cette diminution soit due à ces plans d'eau, par l'intermédiaire de phénomènes biologiques que nous abordons dans le paragraphe

suivant. Nous avons également pu observer que les étangs augmentent l'inertie de l'eau face aux variations de température atmosphérique (Annexe 1).

D'un point de vu biologique, la modification des communautés de macroinvertébrés benthiques s'explique par le fait que les étangs ont un fonctionnement écologique différent de celui des cours d'eau de tête de BV. Les écosystèmes stagnants peuvent présenter une stratification verticale des paramètres de température, des concentrations en éléments chimiques, cette stratification étant d'autant plus importante avec la profondeur de l'étang (en particulier pour la luminosité), créant ainsi des habitats particuliers (Banas et al. 2008; Oertli and Frossard 2013; Ignatius and Rasmussen 2016). Le courant nul favorise généralement le développement de communautés végétales aquatiques plus diversifiées que dans les eaux courantes, ou seules les espèces rhéophiles se développent (Westlakes 1975). Dans les têtes de BV, les organismes autotrophes se limitent habituellement au périphyton formé par le biofilm qui se développe sur le substrat benthique (Allan 2004) et à quelques espèces de macrophytes, mais la formation d'habitats lentiques riche en végétaux dans les étangs, induit la présence d'une macrofaune adaptée. En 2006, Angélibert et al. ont mis en lumière les différences de composition des communautés des taxa inféodés à différents types d'écosystèmes aquatiques continentaux dans le canton de Genève (Suisse).

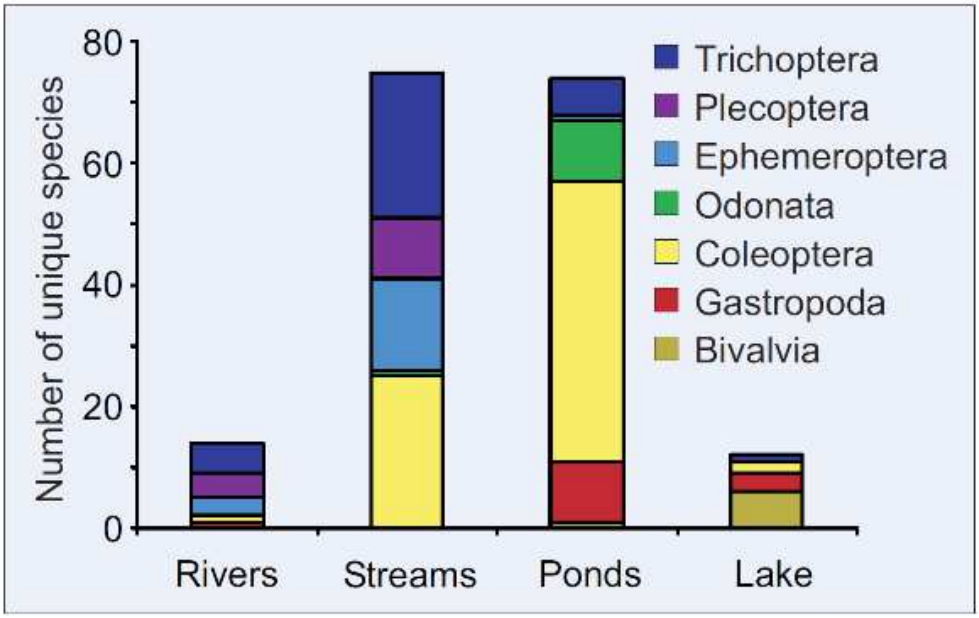


Figure 32 Nombre d'espèces uniques de 7 groupes taxonomiques de 358 stations de 4 types d'écosystèmes aquatiques, échantillonnées entre 1980 et 2006 dans le canton de Genève (Suisse) (d'après Angélibert et al. 2006)

Certaines espèces des communautés inféodées plutôt aux milieux lentiques sont susceptibles d'être retrouvées en aval du déversoir de l'étang. Ainsi, par exemple *Oecetis testacea*, *Anabolia nervosa*, *Athripsodes albifrons*, *A. bilineatus*, *Anabolia nervosa*, *Halesus digitatus*, *Orectochilus*, *Asellus aquaticus* n'ont été échantillonnés dans notre étude qu'à l'aval d'étangs. Par ailleurs, les étangs peuvent induire des modifications d'abondances de certains taxons dans les cours d'eau. Par exemple dans notre étude, l'abondance de plécoptères diminue en présence d'étangs alors que celles des trichoptères et des diptères notamment simulidés et ceratopogonidés augmentent.

De plus, la photosynthèse réalisée par la biomasse importante des végétaux pourrait jouer un rôle dans l'augmentation du pH en consommant le CO_2 dissous, qui est la forme majoritaire du carbone minéral dissous en condition acide (Oertli and Frossard 2013). Les autres paramètres physico-chimiques mesurés ne montrent pas de variation en aval des étangs, cependant les phénomènes de

sédimentation au sein de la masse d'eau affectent la concentration du phosphore et de l'azote dissous, qui sont entrainés au fond de l'étang (Powers et al. 2013). Nous avons identifié un impact de l'accroissement de l'acidité sur la décomposition de la MO par les microorganismes et par les macroinvertébrés. Si nous avons pu observer que la diminution de la dégradation est liée à une diminution de la densité des déchiqueteurs, l'impact sur les microorganismes décomposeurs (champignons, bactéries) reste ici à déterminer. L'acidification modifie la composition et l'activité des communautés microbiennes (Muniz 1990; Dangles and Chauvet 2003) et cet effet est certainement en cours dans ces ruisseaux.

Un premier bilan de l'impact des étangs sur ces ruisseaux montre qu'ils accroissent la décomposition microbienne, la diversité et la densité des communautés de macroinvertébrés (Tableau 6 ; Tableau 7 ; Figure 16). Nous avons observé que la décomposition microbienne augmente avec la température de l'eau, nous pouvons donc supposer que le régime thermique des étangs présentant des valeurs élevées peut également être impliqué dans l'accroissement du métabolisme microbien (et donc la vitesse de dégradation ; Tableau 5). A cette première phase de dégradation, durant laquelle la litière est dégradée en FPOM, s'ajoute la phase consommation par les macroinvertébrés déchiqueteurs. L'abondance de ces derniers est également plus importante avec la présence d'étangs, dans lesquels les habitats sont plus diversifiés. La vitesse de la dégradation par ces organismes est donc augmentée. Cependant, les retenues d'eau constituent une modification profonde du fonctionnement intrinsèque des écosystèmes aquatiques et en particulier pour des milieux de faible débit dans les têtes de bassin versant. La modification des régimes thermiques, l'obstacle à la dispersion des espèces, l'effacement des milieux habitats lotiques (par exemple les radiés), la sédimentation des éléments transportés affectent l'ensemble de l'écosystème aval.

Dans le but de réduire les stress induits sur ces systèmes et de rétablir leur naturalité, il semble alors pertinent d'effacer les seuils et barrages qui forment des retenues d'eau. La suppression des étangs reste un procédé de restauration écologique dont les effets sont encore débattus dans la communauté scientifique et la littérature concernant ce sujet demeure très peu abondante (Stanley and Doyle 2003; Ryan Bellmore et al. 2019). Toutefois, ces mesures de restauration apparaissent nécessaires au recouvrement de la continuité écologique, notamment pour la migration de certaines espèces de poissons (Carlson et al. 2018; Wohl et al. 2019). Dans les Vosges du Nord, des travaux de ce type ont été conduit au cours de la dernière décennie sur certain des ruisseaux étudiés (KRA et BIL). Nos analyses ont pu montrer que les communautés d'invertébrés benthiques retrouvent une composition proches de ruisseaux n'ayant jamais eu étangs. L'effet sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau est quant à lui occulté par l'existence de rejets urbains polluant importants sur ces ruisseaux.

Une étude des communautés piscicoles a été effectuée en 2018 sur ces mêmes cours d'eau (Annexe 1). Elle a mis en évidence la présence d'espèces non rhéophiles qui sont donc habituellement absentes dans la partie supérieure du réseau hydrographique. La perche commune (*Perca fluviatilis*) a été retrouvée en aval du WEI et du REH, le goujon (*Gobio gobio*) en aval du REH et le brochet (*Esox lucius*) en aval et en amont du WEI. Ces espèces d'avantage présentes dans les zones lentiques (eaux calmes) sont favorisées par l'existence des petits étangs présents sur ces ruisseaux, le réseau trophique des écosystèmes lotiques (eaux vives) de tête de bassin versants étant habituellement dominé par la truite (*Salmo trutta*), et le chabot (*Cottus gobio*). Ces deux espèces ont été identifiées dans l'ensemble des stations étudiées. Cependant, il est aussi à noter que la loche franche (*Barbatula barbatula*), qui occupe également les eaux vives, a été retrouvée en aval du WEI et du REH, mais pas dans leur partie amont. Les digues des étangs représentent un obstacle pour le déplacement de cette espèce. Une seule

campagne de prélèvement a été faite et il conviendrait de réaliser des prélèvements supplémentaires à d'autres saisons pour confirmer cette composition des communautés piscicoles.

3- Impact des sites de production de charbon

Les anciens sites de production de charbon apparaissent comme étant des sources potentielles de phosphore dans ces milieux gréseux. Une augmentation en phosphore a été observée dans la végétation locale et dans les cours d'eau, bien que des analyses sur la composition chimique du sol des charbonnières n'aient pas révélée d'accroissement de la concentration en phosphore. En effet, des études physico-chimiques, micromorphologiques et biologiques des sols des CPS, menées au sein du laboratoire LIEC (stage Master 2 de N. Quazzo Dit Watts, travaux de L. Mansuy-Huault, A. Poszwa et A. Gebhardt), ont révélé que ces sites ne présentent pas de concentrations en nutriments supérieures par rapport au sol adjacent, mais sont marqués par des caractéristiques particulières comme la présence de phénanthrène, un hydrocarbure aromatique polycyclique, des concentrations très faibles en carbone organique et du carbone minéral. L'enrichissement en phosphore des litières de hêtre se développant dans et à proximité immédiate des charbonnières semble montrer que ces dernières pourraient jouer le rôle de réservoir pour cet élément. De la même façon, la présence de phosphore dans certains cours d'eau à des concentrations anormalement élevées compte tenu du contexte (forestier et sans activités humaines) pourrait confirmer ce rôle. Les charbonnières étant en moyenne présentes depuis le XVIII siècle (ch.3 Tableau 1), il est possible que les lessivages par les eaux de ruissellement et le transfert de litières, contribuent à l'enrichissement en phosphore des eaux de surface. Un cycle complexe de

transfert du phosphore vers les feuilles, puis vers le sol après l'abscission, pourrait expliquer sa teneur encore élevée aujourd'hui dans la végétation locale. Ce type de cycle a été observé par Dupouey et al. en 2002 sur un ancien gallo-romain de Lorraine. Les usages agricoles durant la période AD 50-250 ont modifié la chimie du sol sur le long terme et affectent aujourd'hui la richesse et la diversité végétale. L'augmentation de la concentration en phosphore dans le sol après l'utilisation des CPS pourrait être confirmée par l'étude de charbonnières contemporaines sur un sol gréseux similaire. L'apport en éléments chimiques grâce à l'ajout de charbon, la capacité du charbon à stocker ces éléments, et les caractéristiques des différents sols imposent d'étudier chaque type d'amendement en charbon de façon individuelle afin d'en comprendre les mécanismes et de pouvoir prédire leur évolution au cours du temps.

En 2013, Parvage et al. ont identifié cet effet de source en phosphore du biochar (charbon de bois) incorporé dans différents types de sol (argileux, sableux, limoneux). Leurs conclusions étaient que le charbon accroit la concentration en phosphore soluble (mesuré dans la phase aqueuse du sol) mais uniquement pour des taux en charbon d'environ 1% (en pourcentage de masse de charbon par rapport à la masse de sol). Le phosphore soluble décroit pour des taux inférieurs mais également pour des taux supérieurs. Deux mécanismes sont invoqués pour expliquer cette rétention du phosphore : l'adsorption du phosphore apporté par le charbon sur les sites de liaison du sol et la floculation du phosphore avec les cations du charbon. Ainsi, pour des taux de charbon inférieurs à 1%, le phosphore apporté par le charbon reste stocké dans le sol, et pour des taux de charbon plus importants (2 à 4%) le charbon à un effet puit plutôt qu'un effet source selon le type de sol. Pour des sols sableux, la teneur en phosphore passe de 4,74 $mg.kg^{-1}$ pour un sol sans charbon à 5,25 $mg.kg^{-1}$ pour un sol contenant 1% de charbon.

Glaser et Lehr en 2019 ont évalué par méta-analyse la réponse de la disponibilité du taux de phosphore entre des sols agricoles témoins et des sols agricoles amendés en charbon, et ce pour des taux de charbon variant de moins de 10 $mg.ha^{-1}$ à plus de 60 $mg.ha^{-1}$. Cette étude a révélé une disponibilité moyenne en phosphore de 2,5 à 6,5 fois plus importante pour les sols amendés en charbon. Il est cependant à noter que les sols agricoles étudiés étaient fertilisés par différentes sources de matière organique.

Des sites anthropiques historiques, charbonnières ou étangs, sont présents au sein de chaque bassin versant étudié au cours de cette thèse. Il en résulte qu'aucun de ces systèmes ne peut servir de référence permettant d'identifier l'impact de ces sites historiques. Le bassin de l'ASP peut être considéré comme celui qui s'en rapproche le plus, n'ayant aucun étang et une plus faible densité en CPS comparé aux autres bassins versant. Des stress acides temporaires et de faibles amplitudes laissent supposer un état écologique dégradé dans ce ruisseau. Afin de confirmer certains des résultats obtenus, il conviendrait d'étudier des ruisseaux situés dans le même contexte biogéographique et géologique, mais présentant des caractéristiques hydromorphologiques naturelles et donc sans étangs. Malheureusement, la grande majorité des cours d'eau dans les Vosges du nord présente des étangs au fil de l'eau et une recherche documentaire, couplée à une vérification *in situ,* est nécessaire pour trouver un ruisseau encore naturel. En utilisant les données LiDAR, il serait également possible d'identifier des bassins versants sans charbonnières. La qualité des cours d'eau impactés par des activités historiques pourrait alors être comparée à des systèmes de référence et cela permettrait notamment de confirmer le rôle de source de phosphore des CPS.

4- L'histoire de la végétation locale

4.1- CPS et végétation des zones rivulaire

En tenant compte du fait que de nombreux CPS sont situés à proximité de ruisseaux, parfois directement dans le lit mineur (Figure 31), il semble que la ripisylve (végétation rivulaire) ait été également exploitée par le passé pour la production du charbon de bois. La composition et l'intégrité des ripisylves influencent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés car la qualité de la matière organique allochtone conditionne l'efficacité de sa dégradation par les organismes décomposeurs microbiens (champignons, bactéries) et invertébrés ce qui affecte les niveaux supérieurs du réseau trophique (Lecerf et al. 2005; Elger et al. 2013; Fernandes et al. 2013; Leite-Rossi et al. 2016). De plus, les peuplements forestiers actuels proches des cours d'eau peuvent être, comme le reste du territoire, concernés par une modification des propriétés physico-chimiques des sols associés à la présence des CPS. Si nous avons pu identifier que les feuilles de hêtre étaient enrichies en phosphore, nous pouvons également supposer que d'autres espèces comme le saule (*Salix sp.*), le peuplier (*Populus sp*.) ou l'aulne (*Alnus sp*.) typiques des ripisylves, subissent également une modification de stœchiométrie (Hill 1996).

Outre le passé historique du bassin versant dans son ensemble, il apparaît donc intéressant de suivre l'évolution de la végétation rivulaire au cours du temps. Il conviendrait en particulier d'étudier les spectres taxonomiques d'un nombre important de CPS situés à proximité immédiate des cours d'eau. La présence dans ces enregistrements d'espèces couramment inféodés à ces milieux pourrait notamment confirmer/infirmer si du bois y été prélevé pour produire du charbon et, le cas échéant, quelles étaient les espèces en présence. Nos analyses anthracologiques des CPS ont jusqu'à présent été focalisées sur une

caractérisation de l'ensemble du territoire et peu d'entre elles ont été prélevées à proximité des cours d'eau. Cependant, nous avons déjà pu observer que le BV de l'ASP présentait des densités plus importantes en *Alnus* et *Populus* (Fig. 4), en comparaison des autres BV.

Un autre phénomène qui justifierait de se focaliser sur les CPS en zone rivulaire concerne leur érosion progressive par le ruisseau, qui induit une dissolution directe de l'anthroposol charbonneux dans l'écosystème aquatique. Cet anthroposol étant enrichi en certains HAP, le ruisseau est également susceptible d'être continuellement ou périodiquement enrichi en ces molécules, en particulier lors des périodes de crues qui induisent une érosion plus importante du CPS.

Considérant ces éléments, la répartition des CPS en bordure des ruisseaux semble un facteur intéressant à étudier, en plus de la densité spatiale dans les limites de la zone de partage des eaux de chaque bassin versant. Une limite à ce protocole est qu'à partir de la cartographie LiDAR, la probabilité de détecter un CPS est plus faible en périphérie directe des cours d'eau car il s'agit d'une zone plane, entraînant un contraste moins fort entre la topographie et le CPS. De plus, ces derniers peuvent être érodés par le cours leur faisant perdre leur forme circulaire caractéristique et les méandres du lit mineur peuvent prendre la forme de CPS créant ainsi des « faux positifs » (Figure 24). Il est ainsi nécessaire de coupler l'analyse LiDAR et la prospection *in situ*, cette dernière permettant de confirmer l'existence d'un CPS par la présence de sol charbonneux afin d'estimer au mieux le nombre de CPS en zone rivulaire.

4.2- Evolution du couvert forestier

D'après nos analyses d'archives archéobotaniques (CPS) et l'étude de documents d'archives régionaux réalisés par X. Rochel (2017), les peuplements forestiers passés apparaissent moins denses en espèces résineuses, et soumis à d'avantage de prélèvements par rapport aux forêts contemporaines (ch.3). La dynamique d'enrésinement récente est également visible dans les résultats d'une étude palynologique menée par Gouriveau et al. (2020) sur des tourbières des Vosges du Nord, proche de la ZDN. Celle-ci montre qu'au cours de l'holocène, *Pinus* était une essence prédominante dans ces forêts et qu'elle subit une forte diminution durant le Moyen-Age (MA). Ces proportions tendent à augmenter au cours des derniers siècles. *Pinus* est naturellement une essence indigène dans les Vosges du Nord, favorisée dans la compétition avec les essences caducifoliées par la géologie gréseuse qui engendre des sols relativement pauvre. Les densités en *Pinus* plus faibles durant le MA (et donc avant la période de charbonnage due à l'industrialisation) sont certainement imputable à la sélection par les populations humaines locales. La transition récente de peuplements de feuillus vers des peuplements mixtes de feuillus et de conifères peut avoir pour conséquence de modifier les taux de minéralisation de la MO au sol. Une méta-analyse réalisée par Gartner et Cardon en 2004 a compilé des résultats d'environ 30 études sur la décomposition de mélanges de litières de diverses espèces (multi-spécifiques) : dans 67% des cas, la dynamique de décomposition observée ne pouvait être prédite à partir des décompositions mono-spécifiques, avec des augmentations ou des diminutions significatives de la décomposition indiquant un effet du mixe sur l'efficacité globale de la décomposition par la microfaune du sol. Dans les forêts des Vosges du Nord, il est ainsi probable que de telles dynamiques aient lieu pour les sols avec des peuplements mixtes feuillus-conifères qui occupent 21% du territoire, mais également pour les peuplements de conifères, favorisés par les méthodes de sylviculture récentes (Ostermann and Reif 2000). Les apports en MO

et nutriments depuis le sol vers le compartiment aquatique peuvent ainsi être modifiés par ses changements de végétation. Si l'analyse anthracologique des CPS a pu nous fournir des spectres taxonomiques anciens à l'échelle des peuplements locaux, nous ne disposons pas d'inventaires aussi précis en ce qui concerne les peuplements forestiers actuels, l'inventaire forestier de l'ONF (données : *BD Forêt V2*) ne fournissant que des données sur les essences dominantes à l'échelle de plusieurs hectares (Figure 12). Pour étudier l'évolution des peuplements forestiers et évaluer l'importance de l'enrésinement (ainsi que l'état des peuplements de ripisylve), il sera donc indispensable de réaliser un inventaire précis des peuplements actuels.

L'autre impact des pratiques sylvicoles sur la végétation est la diminution du couvert forestier. La dynamique de croissance forestière actuelle dans le massif des Vosges du Nord écarte la possibilité que des défrichements conséquents tels que des coupes à blanc sur la surface d'un BV en l'espace de quelques mois ou quelques années, aient eu lieu au cours du dernier siècle. Cependant, les archives sur l'intensité du déboisement par l'industrie sidérurgique, ainsi que la densité spatiale des charbonnières peuvent amener à s'interroger sur un événement de défrichement important au cours du XIXème siècle (ch.3 Tab.1). Cela aurait pu avoir pour effet une augmentation de la dénudation des sols et du transport de sédiments, ainsi qu'une diminution importante des apports en MO par la litière des arbres (Py-Saragaglia et al. 2017; Gallay et al. 2018). L'extension de nos travaux à des bassins versants proches de la Zinsel du Nord, n'ayant pas été exploitée pour la production de charbon, permettrait de réaliser des comparaisons significatives et d'identifier dans quelle mesure l'histoire de la végétation d'un bassin versant se répercute sur les caractéristiques actuelles des écosystèmes, terrestres et aquatiques.

5- Conclusions

Le travail réalisé durant cette thèse revêt un aspect prospectif et inédit, du point de vue à la fois des recherches entreprises sur le site étudié, et de la méthodologie appliquée visant à associer des disciplines scientifiques éloignées. La prise en compte de multiples paramètres de caractérisation des écosystèmes aquatiques a permis d'identifier l'existence de stress variés et donc de pouvoir au mieux déceler un effet induit par d'éventuels facteurs historiques. Le choix de l'étude d'un milieu à forte naturalité (actuelle) a permis d'interpréter plus facilement certains patterns dans les métriques étudiées comme étant liés à des facteurs historiques. De plus, les usages passés de ces BV reculés étant principalement liés à la foresterie et à la pisciculture, leur inventaire fut également facilité.

Ainsi, nous avons pu observer que parmi les ruisseaux étudiés, malgré l'absence d'activité importante dans les BV, au moins deux d'entre eux montrent des pollutions actuelles, assimilables à une eutrophisation partielle, issue d'agglomération limitrophes. Certains montrent également des phénomènes d'acidification ayant probablement une origine atmosphérique. Ces stress peuvent être considérés comme étant issus d'activités contemporaines. En parallèle de ces facteurs, les reliquats d'activités historiques que sont les sites de production de charbon (CPS) et les étangs montrent une influence réelle sur les écosystèmes aquatiques. Le nombre d'étangs a fortement diminué au cours de l'histoire, et ceux présents aujourd'hui sont d'âge variable. Ils montrent un impact sur la diversité spécifique des macroinvertébrés benthiques probablement influencés par le changement des régimes thermiques, la présence d'habitats lentiques, et l'obstacle que constituent les seuils. Les CPS sont présents en densité importante (environ 100 par km²) sur l'ensemble du massif forestier. Leur densité est relativement variable suivant les bassins versants et on peut observer une influence de cette densité sur la concentration en phosphore des ruisseaux. Ce phénomène semble indiquer un effet de source en phosphore des charbonnières, soit direct (par la mise en solution dans les eaux de ruissellement du phosphore contenue dans le sol des CPS), soit indirect (par l'enrichissement en phosphore de

litière issue de la végétation se développant sur les CPS). Le fonctionnement des écosystèmes forestiers (aquatiques et terrestres) est également soumis à des activités de foresterie constantes dans ces paysages. Bien que les forêts aient globalement augmenté en superficie au cours des derniers siècles, la distribution des essences et leur densité sont en partie influencées par les activités humaines. La comparaison avec les essences retrouvées dans les charbons des CPS montre une augmentation importante des densités d'espèces résineuses. Les essences typiques de ripisylve (*Alnus, Populus*) ont été retrouvées en proportions différentes selon les BV. De plus, les peuplements montraient par le passé une distribution principalement influencée par l'exposition des versants (et donc de l'ensoleillement). Des inventaires floristiques précis de la végétation actuelle seraient nécessaires pour appréhender au mieux l'évolution temporelle de la végétation, mais nous pouvons supposer que les pratiques de foresterie influencent la qualité et la quantité de matière organique qui intègre les ruisseaux.

Nous pouvons conclure que dans le but de restaurer/ conserver la qualité des écosystèmes aquatique, il apparait important de considérer l'effet à long terme des multiples usages des paysages forestiers. Les sites historiques, héritage de ces activités anciennes, ne sont généralement pas considérés comme des sources de perturbation actuelle. Pourtant ils peuvent avoir un impact conséquent, en particulier dans les cas où les paysages furent exploités pour des activités industrielles. Les nombreux paramètres de l'écosystème aquatique sur lesquels ces héritages peuvent influer impliquent cependant de poursuivre la recherche sur les mécanismes de ces phénomènes.

Bibliographie

Al-Jeznawi D, Sanchez M, Al-Taie AJ, Zielinski M (2019) Experimental studies on curling development of artificial soils. J Rock Mech Geotech Eng 1264–1273. doi: 10.1016/j.jrmge.2019.02.006

Alexandre CM, Almeida PR (2010) The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. River Res Appl 26:977–994. doi: 10.1002/rra.1308

Allaire SE, Lange S (2013) Le biochar dans les milieux poreux: une solution miracle en environnement? Vecteur Environ 46:58–67

Allan JD (2004) Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. Annu Rev Ecol Evol Syst 35:257–284. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

Allée P, Paradis S, Boumédiène F, Rouaud R (2010) L'exploitation médiévale du plomb argentifère sur le mont Lozère. ArchéoSciences 177–186. doi: 10.4000/archeosciences.2741

Amatya DM, Williams TM, Bren L, de Jong C (2016) Forest hydrology, processes, management, and assessment

Andrén CM, Eriksson Wiklund AK (2013) Response of Gammarus pulex and Baetis rhodani to springtime acid episodes in humic brooks. Sci Total Environ 463–464:690–699. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.06.059

Angélibert S, Indermuehle N, Luchier D, Oertli B, Perfetta J (2006) Where hides the aquatic biodiversity of macroin vertebrates in the Canton of Geneva (Switzerland)? Arch des Sci 59:225–234

Antal MJ, Grønli M (2003) The Art, Science, and Technology of Charcoal Production †. Ind Eng Chem Res 42:1619–1640. doi: 10.1021/ie0207919

Aquino-López MA, Blaauw M, Christen JA, Sanderson NK (2018) Bayesian Analysis of 210 Pb Dating. J Agric Biol Environ Stat 23:317–333. doi: 10.1007/s13253-018-0328-7

Archaimbault V, Dumont B (2010) L'indice biologique global normalisé (IBGN) : principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. Sci eaux Territ 1:36–39. doi: 10.14758/SET-REVUE.2010.1.08

Baldy V, Gobert V, Guerold F, Chauvet E, Lambrigot D, Charcosset JY (2007) Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: Effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates.

Freshw Biol 52:1322–1335. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01768.x

Banas D, Masson G, Leglize L, Pihan JC (2002) Discharge of sediments, nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds: Effect of rain-fall and management practices. Hydrobiologia 472:29–38. doi: 10.1023/A:1016360915185

Banas D, Masson G, Leglize L, Usseglio-Polatera P, Boyd CE (2008) Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France. Environ Pollut 152:679–685. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.058

Barbour MG, Burk JH, Pitts WD (1980) Terrestrial plant ecology. Benjamin/Cummings., Menlo Park California, 375 p.

Bärlocher F (2005) Leaf mass loss estimated by litter bag technique. Methods to study litter Decompos a Pract Guid 37–42

Bärlocher F, Corkum M (2003) Nutrient enrichment overwhelms diversity effects in leaf decomposition by stream fungi. Oikos 101:247–252. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12372.x

Barthélémy D, Caraglio Y (2007) Plant architecture: A dynamic, multilevel and comprehensive approach to plant form, structure and ontogeny. Ann. Bot. 99:375–407

Bartout P, Touchart L (2013) L'inventaire des plans d'eau français: Outil d'une meilleure gestion des eaux de surface. Ann Georgr 123:266–289

Béchet B, Le Bissonnais Y, Ruas A, Aguilera A, André M, Andrieu H, Ay J-S, Baumont C, Barbe E, Beaudet-Vidal L, Belton-Chevallier L, Berthier E, Ph. B, O. B, J. C, K. C, Cohen M., Coisnon DM (2017) Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, Déterminants, impacts et leviers d'action. INRA(France)

Benda L, Hassan MA, Church M, May CL (2005) Geomorphology of steepland headwaters: The transition from hillslopes to channels. J Am Water Resour Assoc 41:835–851. doi: 10.1111/j.1752-1688.2005.tb04466.x

Benfield EF, Jones EBD, Helfman GS, Harding JS, Bolstad P V. (2002) Stream biodiversity: The ghost of land use past. Proc Natl Acad Sci 95:14843–14847. doi: 10.1073/pnas.95.25.14843

Benfield EF, Webster JR (1985) Shredder abundance and leaf breakdown in an Appalachian Mountain stream. Freshw Biol 15:113–120. doi: 10.1111/j.1365-2427.1985.tb00701.x

Benson ER, Wipfli MS, Clapcott JE, Hughes NF (2013) Relationships between ecosystem metabolism, benthic macroinvertebrate densities, and

environmental variables in a sub-arctic Alaskan river. Hydrobiologia 701:189–207. doi: 10.1007/s10750-012-1272-0

Berger E, Haase P, Kuemmerlen M, Leps M, Schäfer RB, Sundermann A (2017) Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. Sci Total Environ 587–588:1–10. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.031

Berglund BE (2011) How mankind has shaped European nature. Veg Hist Archaeobot 20:79–81. doi: 10.1007/s00334-010-0254-2

Bernadet C, Kominoski JS, LeRoy CJ, Swan CM, Marie G, Lecerf A (2010) Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. Ecology 92:160–169. doi: 10.1890/10-0315.1

Bird GA, Kaushik NK (1981) Coarse Particulate Organic Matter in Streams. In: Perspectives in Running Water Ecology. Springer US, pp 41–68

Blackwell P, Riethmuller G, Collins M (2009) Biochar application to soil. Biochar for environmental management: science, technology and implementation. 149pp p.

Bohn U, Gollub G (2006) The use and application of the map of the natural vegetation of Europe with particular reference to Germany. Biol Environ Proc R Irish Acad 106B:199–213

Bonanomi G, Rita A, Allevato E, Cesarano G, Saulino L, Di Pasquale G, Allegrezza M, Pesaresi S, Borghetti M, Rossi S, Saracino A (2018) Anthropogenic and environmental factors affect the tree line position of Fagus sylvatica along the Apennines (Italy). J Biogeogr 45:2595–2608. doi: 10.1111/jbi.13408

Borchard N, Adolphs T, Beulshausen F, Ladd B, Gießelmann UC, Hegenberg D, Möseler BM, Amelung W (2017) Carbon accrual rates, vegetation and nutrient dynamics in a regularly burned coppice woodland in Germany. GCB Bioenergy 9:1140–1150. doi: 10.1111/gcbb.12408

Bosch, J.M. and Hewlett JD (1982) The influence of forests and forest clearfelling on water supplies have long been a cause for concern and resulted in the initiation of the first catchment experiment in 1909 at Wagon Wheel " Gap in Colorado , U . S . A . The catchment experiment has sinc. J Hydrol 55:3–23. doi: http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2

Bretar F (2006) Couplage de Données Laser Aéroporté et Photogrammétriques pour l'Analyse de Scènes Tridimensionnelles. École Nationale Supérieure des Télécommunications de Paris, Paris, 166 p.

Bronk Ramsey C (2013) OxCal 4.2 Manual. OxCal Program 4.2, Oxford

Brossard T, Joly D, Pierret P (1993) Deprise agricole et fermeture des paysages. Mappemonde 93:17–21

Bruijnzeel LA, Sampurno SP, Wiersum KF (1987) Rainfall interception by a young Acacia auriculiformis (a. cunn) plantation forest in West Java, Indonesia: Application of Gash's analytical model. Hydrol Process 1:309–319. doi: 10.1002/hyp.3360010402

Bruns DA (2005) Macroinvertebrate response to land cover, habitat, and water chemistry in a mining-impacted river ecosystem: A GIS watershed analysis. Aquat Sci 67:403–423. doi: 10.1007/s00027-005-0792-3

Bruslé J, Quignard J-P (2013) Biologie des poissons d'eau douce européens (2e éd.). Tec & Doc Lavoisier, Paris, 740 p.

Bruun EW, Ambus P, Egsgaard H, Hauggaard-Nielsen H (2012) Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. Soil Biol Biochem 46:73–79. doi: 10.1016/j.soilbio.2011.11.019

Bundschuh M, McKie BG (2016) An ecological and ecotoxicological perspective on fine particulate organic matter in streams. In: Freshwater Biology. pp 2063–2074

Bunte K, Swingle KW, Turowski JM, Abt SR, Cenderelli DA (2016) Measurements of coarse particulate organic matter transport in steep mountain streams and estimates of decadal CPOM exports. J Hydrol 539:162–176. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.05.022

Buridant J (2006) Flottage des bois et gestion forestière: L'exemple du Bassin parisien, du XVIe au XIXe siècle. Rev For Fr 58:389–398

Buridant J (2004) Du "modèle" à la pratique : la gestion des peuplements caducifoliés dans la France Moderne, XVIe-XVIIIe siècle. Corvol-Dessert, A Les forêts d'Occident du Moyen-âge à nos jours 203–220

Buso Junior AA, Pessenda LCR, Mayle FE, Lorente FL, Volkmer-Ribeiro C, Schiavo JA, Pereira MG, Bendassolli JA, Macario KCD, Siqueira GS (2019) Paleovegetation and paleoclimate dynamics during the last 7000 years in the Atlantic forest of Southeastern Brazil based on palynology of a waterlogged sandy soil. Rev Palaeobot Palynol 264:1–10. doi: 10.1016/j.revpalbo.2019.02.002

Callisto M, Graça MAS (2013) The quality and availability of fine particulate organic matter for collector species in headwater streams. Int Rev Hydrobiol 98:132–140. doi: 10.1002/iroh.201301524

Carlson PE, Donadi S, Sandin L (2018) Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. J Appl Ecol 55:1896–1907. doi: 10.1111/1365-2664.13102

Carrari E, Ampoorter E, Bottalico F, Chirici G, Coppi A, Travaglini D, Verheyen K, Selvi F (2017) The old charcoal kiln sites in Central Italian forest landscapes. Quat Int 458:214–223. doi: 10.1016/j.quaint.2016.10.027

Carrari E, Ampoorter E, Bussotti F, Coppi A, Garcia Nogales A, Pollastrini M, Verheyen K, Selvi F (2018) Effects of charcoal hearth soil on forest regeneration: Evidence from a two-year experiment on tree seedlings. For Ecol Manage 427:37–44. doi: 10.1016/j.foreco.2018.05.038

Carrari E, Ampoorter E, Verheyen K, Coppi A, Selvi F (2016) Former charcoal kiln platforms as microhabitats affecting understorey vegetation in Mediterranean forests. Appl Veg Sci 19:486–497. doi: 10.1111/avsc.12238

Cawley KM, Campbell J, Zwilling M, Jaffé R (2014) Evaluation of forest disturbance legacy effects on dissolved organic matter characteristics in streams at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Aquat Sci 76:611–622. doi: 10.1007/s00027-014-0358-3

Certini G (2005) Effects of fire on properties of forest soils: A review. Oecologia 143:1–10. doi: 10.1007/s00442-004-1788-8

Chabal L (2008) Apports récents de l'anthracologie a la connaissance des paysages passés : performances et limites. Hist Mes 9:317–338. doi: 10.3406/hism.1994.1445

Chen J (2007) Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security. Catena 69:1–15. doi: 10.1016/j.catena.2006.04.019

Chenorkian R, Robert S (2014) Les interactions hommes-milieux : questions et pratiques de la recherche en environnement. Indisciplines 180

Chuman T, Hruška J, Oulehle F, Gürtlerová P, Majer V (2013) Does stream water chemistry reflect watershedcharacteristics? Environ Monit Assess 185:5683–5701. doi: 10.1007/s10661-012-2976-3

Cinotti B (1996) Évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle. Rev For Française 547. doi: 10.4267/2042/26776

Clark JS, Merkt J, Muller H (1989) Post-Glacial Fire, Vegetation, and Human History on the Northern Alpine Forelands, South-Western Germany. J Ecol 77:897. doi: 10.2307/2260813

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Aust J Ecol 18:117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

Clavreul J (2018) Evaluation de l 'impact hydromorphologique des interventions sur la continuité des cours d'eau de tête de bassin : cas des affluents de la

Zinsel du Nord. Paris, 1–99 p.

Clements WH, Carlisle DM, Lazorchak JM, Johnson PC, Applications SE, Apr N (2012) Heavy Metals Structure Benthic Communities in Colorado Mountain Streams. Johnson Source Ecol Appl 10:626–638

Compton JE, Boone RD (2010) Long-Term Impacts of Agriculture on Soil Carbon and Nitrogen in New England Forests. Source Ecol 81:2314–2330

Cornu P (2003) Déprise agraire et reboisement: Le cas des Cévennes (1860-1970). Hist Soc Rural 20:173–201

Correll DL (1998) The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. J Environ Qual 27:261. doi: 10.2134/jeq1998.00472425002700020004x

Courtney LA, Clements WH (1998) Effects of acidic pH on benthic macroinvertebrate communities in stream microcosms. Hydrobiologia 379:135–145. doi: 10.1023/A:1003442013650

Cramer VA, Hobbs RJ, Standish RJ (2008) What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. Trends Ecol. Evol. 23:104–112

Crenier C, Arce-Funck J, Bec A, Billoir E, Perrière F, Leflaive J, Guérold F, Felten V, Danger M (2017) Minor food sources can play a major role in secondary production in detritus-based ecosystems. Freshw Biol 62:1155–1167. doi: 10.1111/fwb.12933

Crenshaw CL, Valett HM, Webster JR (2002) Effects of augmentation of coarse particulate organic matter on metabolism and nutrient retention in hyporheic sediments. Freshw Biol 47:1820–1831. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00928.x

Cross A, Sohi SP (2011) The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. Soil Biol Biochem 43:2127–2134. doi: 10.1016/j.soilbio.2011.06.016

Cummins KW, Klug MJ (1979) Feeding Ecology of Stream Invertebrates. Annu Rev Ecol Syst 10:147–172. doi: 10.1146/annurev.es.10.110179.001051

Cummins KW, Sedell JR, Minshall GW, Vannote RL, Cushing CE (2008) The River Continuum Concept. Can J Fish Aquat Sci 37:130–137. doi: 10.1139/f80-017

Danger M, Cornut J, Elger A, Chauvet E (2012) Effects of burial on leaf litter quality, microbial conditioning and palatability to three shredder taxa. Freshw Biol 57:1017–1030. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02762.x

Dangles O, Chauvet E (2003) Effects of stream acidification on fungal biomass in decaying beech leaves and leaf palatability. Water Res 37:533–538. doi:

10.1016/S0043-1354(02)00359-7

Dangles O, Gessner MO, Guerold F, Chauvet E, Gessnert MO, Guerold F (2004) Impacts of stream acidification for assessing ecosystem functioning implications. J Appl Ecol 41:365–378

Dangles O, Guerold F, Usseglio-Polatera P (2001) Role of transported particulate organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams. Freshw Biol 46:575–586. doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00693.x

Danneyrolles V, Arseneault D, Bergeron Y (2016) Pre-industrial landscape composition patterns and post-industrial changes at the temperate-boreal forest interface in western Quebec, Canada. J Veg Sci 27:470–481. doi: 10.1111/jvs.12373

Dapples F, Lotter AF, Van Leeuwen JFN, Van Der Knaap WO, Dimitriadis S, Oswald D (2002) Paleolimnological evidence for increased landslide activity due to forest clearing and land-use since 3600 cal bp in the western swiss alps. J Paleolimnol 27:239–248. doi: 10.1023/A:1014215501407

Davasse B (1992) Anthracologie et espaces forestiers charbonnés. Quelques exemples dans la moitié orientale des pyrénées. Bull la Soc Bot Fr Actual Bot 139:597–608. doi: 10.1080/01811789.1992.10827132

Davasse B (2000) Forêts, charbonniers et paysans dans les Pyrénées de l'est (du Moyen Age à nos jours). Pour une approche géographique de l'histoire de l'environnement. GEODE [Université de Toulouse Le Mirail], Toulouse, 287 p.

De Souza JG, Schaan DP, Robinson M, Barbosa AD, Aragão LEOC, Marimon BH, Marimon BS, Da Silva IB, Khan SS, Nakahara FR, Iriarte J (2018) Pre-Columbian earth-builders settled along the entire southern rim of the Amazon. Nat Commun 9:. doi: 10.1038/s41467-018-03510-7

Deforce K, Boeren I, Adriaenssens S, Bastiaens J, De Keersmaeker L, Haneca K, Tys D, Vandekerkhove K (2013) Selective woodland exploitation for charcoal production. A detailed analysis of charcoal kiln remains (ca. 1300-1900 AD) from Zoersel (northern Belgium). J Archaeol Sci 40:681–689. doi: 10.1016/j.jas.2012.07.009

Des E, Unis E, Washington SNW (2015) Boisements spontanés du Parc Naturel Régional des Vosges du Nord. Ann Sci la Réserve biosphère Transfront 14:135–155

Dietrich P-F (1799) Description des gîtes de minerai, forges, salines, verreries, tréileries, fabriques de fer-blanc, porcelaine, faïence, etc. de la Haute et Basse Alsace, Didot. Paris, 576 p.

Dillon PJ, Molot LA (1990) The role of ammonium and nitrate retention in the acidification of lakes and forested catchments. Biogeochemistry 11:23–43. doi: 10.1007/BF00000850

Dodds WK, Smith VH (2016) Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. Inl Waters 6:155–164. doi: 10.5268/IW-6.2.909

Domingues RR, Trugilho PF, Silva CA, De Melo ICNA, Melo LCA, Magriotis ZM, Sánchez-Monedero MA (2017) Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. PLoS One 12:1–19. doi: 10.1371/journal.pone.0176884

Dotterweich M (2013) The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation-A global synopsis mid-twentieth century and numerous literature reviews form an extensive assortment of examples that. Geomorphology 201:1–34. doi: 10.1016/j.geomorph.2013.07.021

Dotterweich M (2008) The history of soil erosion and fluvial deposits in small catchments of central Europe: Deciphering the long-term interaction between humans and the environment - A review. Geomorphology 101:192–208. doi: 10.1016/j.geomorph.2008.05.023

Downing JA, Prairie YT, Cole JJ, Duarte CM, Tranvik LJ, Striegl RG, McDowell WH, Kortelainen P, Caraco NF, Melack JM, Middelburg JJ (2006) The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. Limnol Oceanogr 51:2388–2397. doi: 10.4319/lo.2006.51.5.2388

Driscoll CT, Lawrence GB, Bulger AJ, Butler TJ, Cronan CS, Eagar C, Lambert KF, Likens GE, Stoddard JL, Weathers KC (2006) Acidic Deposition in the Northeastern United States: Sources and Inputs, Ecosystem Effects, and Management Strategies. Bioscience 51:180. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0180:aditnu]2.0.co;2

Duarte S, Cássio F, Ferreira V, Canhoto C, Pascoal C (2016) Seasonal Variability May Affect Microbial Decomposers and Leaf Decomposition More Than Warming in Streams. Microb Ecol 72:263–276. doi: 10.1007/s00248-016-0780-2

Dufraisse A, Garcia MS (2011) Mesurer les diamètres du bois de feu en anthracologie. Anthropobotanica 2:1–18

Duhamel du Monceau H-L (1761) Art du charbonnier: ou manière de faire le charbon de bois. Description des Arts et Métiers, Académie royale des Sciences, Paris, 43 p.

Dupin A, Girardclos O, Fruchart C, Laplaige C, Nuninger L, Dufraisse A, Gauthier E (2017) Anthracology of charcoal kilns in the forest of Chailluz (France) as a tool to understand Franche-Comte forestry from the mid-15th to the early 20th century AD. Quat Int 458:200–213. doi: 10.1016/j.quaint.2017.03.008

Dupouey JL, Dambrine E, Laffite JD, Moares C (2002) Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. Ecology 83:2978–2984. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2

Dupré L (2005) Des friches : le désordre social de la nature. Terrain 125–136. doi: 10.4000/terrain.2488

Dussol L, Sion J, Nondédéo P (2019) Late fire ceremonies and abandonment behaviors at the Classic Maya city of Naachtun, Guatemala. J Anthropol Archaeol 56:101099. doi: 10.1016/j.jaa.2019.101099

Edwards AC, Withers PJA (2008) Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. J Hydrol 350:144–153. doi: 10.1016/j.jhydrol.2007.10.053

Elger A, Danger M, Lecerf A, Cornut J, Chauvet E, Chavez P (2013) Benthic algae stimulate leaf litter decomposition in detritus-based headwater streams: a case of aquatic priming effect? Ecology 94:1604–1613. doi: 10.1890/12-0606.1

Elser JJ, Fagan WF, Kerkhoff AJ, Swenson NG, Enquist BJ (2010) Biological stoichiometry of plant production: Metabolism, scaling and ecological response to global change. New Phytol 186:593–608. doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03214.x

Ertlen D, Schwartz D, Trautmann M, Webster R, Brunet D (2010) Discriminating between organic matter in soil from grass and forest by near-infrared spectroscopy. Eur J Soil Sci 61:207–216. doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01219.x

Étienne D, Ruffaldi P, Ritz F, Dambrine É (2010) Étude des variations de la végétation d'un massif forestier de la plaine Lorraine (Moselle, France) depuis le moyen âge. Quaternaire 21:317–323

Falinski JB, Mortier F (1996) Biodiversité et gestion durable des forêts en europe. Rev For Française 89. doi: 10.4267/2042/26807

Fan H, Wu J, Liu W, Yuan Y, Hu L, Cai Q (2015) Linkages of plant and soil C:N:P stoichiometry and their relationships to forest growth in subtropical plantations. Plant Soil 392:127–138. doi: 10.1007/s11104-015-2444-2

Fanin N, Fromin N, Buatois B, Hättenschwiler S (2013) An experimental test of the hypothesis of non-homeostatic consumer stoichiometry in a plant litter-

microbe system. Ecol Lett 16:764–772. doi: 10.1111/ele.12108

Fasching C, Akotoye C, Bižić M, Fonvielle J, Ionescu D, Mathavarajah S, Zoccarato L, Walsh DA, Grossart HP, Xenopoulos MA (2019) Linking stream microbial community functional genes to dissolved organic matter and inorganic nutrients. Limnol Oceanogr. doi: 10.1002/lno.11356

Favre C, Granier E, Cosserat-Mangeot R, Bachacou J, Dupouey J-L (2011) Digitalisation des cartes anciennes Manuel pour la vectorisation de l'usage des sols et le géoréférencement de la carte d'Etat-Major. 58 p.

Felten V (2003) biologie, l'écologie et l'écophysiologie de Gammarus fossarum Koch, 1835 (Crustacea Amphipoda): Approche intégrée à différents niveaux d'organisation. LBFE Metz, Univ Metz

Felten V, Baudoin JM, Guérold F (2006) Physiological recovery from episodic acid stress does not mean population recovery of Gammarus fossarum. Chemosphere 65:988–998. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.03.059

Fernandes I, Duarte S, Cássio F, Pascoal C (2013) Effects of Riparian Plant Diversity Loss on Aquatic Microbial Decomposers Become More Pronounced with Increasing Time. Microb Ecol 66:763–772. doi: 10.1007/s00248-013-0278-0

Ferreira V, Guérold F (2017) Leaf litter decomposition as a bioassessment tool of acidification effects in streams: Evidence from a field study and meta-analysis. Ecol Indic 79:382–390. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.04.044

Ferreira V, Koricheva J, Pozo J, Graça MAS (2016) A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. For Ecol Manage 364:27–38. doi: 10.1016/j.foreco.2016.01.002

Finlay JC, Small GE, Sterner RW (2013) Human influences on nitrogen removal in lakes. Science (80-) 342:247–250. doi: 10.1126/science.1242575

Fisher SG, Likens GE (1973) Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream. Ecol Monogr 43:421–439

Forel B, Monna F, Petit C, Bruguier O, Losno R, Fluck P, Begeot C, Richard H, Bichet V, Chateau C (2010) Historical mining and smelting in the Vosges Mountains (France) recorded in two ombrotrophic peat bogs. J Geochemical Explor 107:9–20. doi: 10.1016/j.gexplo.2010.05.004

Foy D (2000) Technologie, géographie, économie : les ateliers de verriers primaires et secondaires en Occident. Esquisse d'une évolution de l'Antiquité au Moyen Âge. MOM Éditions 33:147–170

Fruchart C (2014) Analyse spatiale et temporelle des paysages de la forêt de

Chailluz (Besançon, Doubs) de l'Antiquité à nos jours. Phd thesis, Université de Franche-Comté, Besançon, 722 p.

Gaillard J (2014) Rôle des étangs de barrage à vocation piscicole dans la dynamique des micropolluants en têtes de bassins versants. Lorraine, 224 p.

Gall JC (1971) Faunes et Paysages du Grès à Voltzia du nord des Vosges. Essai paléoécologique sur le Buntsandstein supérieur. Mémoire du Serv la Cart Géologique d'Alsace Lorraine 34:p.-1-318, 85 fig., 2 pl., bibl. (19 réf)

Gallay M, Mora A, Martinez JM, Gardel A, Laraque A, Sarrazin M, Beaucher E, Doudou JC, Lagane C (2018) Dynamics and fluxes of organic carbon and nitrogen in two Guiana Shield river basins impacted by deforestation and mining activities. Hydrol Process 32:17–29. doi: 10.1002/hyp.11394

Gartner TB, Cardon ZG (2004) Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. Oikos 104:230–246. doi: 10.1111/j.0030-1299.2004.12738.x

Gavin DG (2001) Estimation of inbuilt age in radiocarbon ages of soil charcoal for fire history studies. Radiocarbon 43:27–44

Gavin DG, Brubaker LB, Lertzman KP (2003) Erratum: An 1800-year record of the spatial and temporal distribution of fire from the west coast of Vancouver Island, Canada. Can J For Res 33:1167. doi: 10.1139/x03-102

Geldreich P (2008) Premier bilan du projet INTERREG "Sylvigenèse des hêtraies naturelles dans la réserve de biosphère transfrontalière Pfälzerwald - Vosges du Nord." Ann Sci la réserve biosphère Transfront Vosges du Nord – Pfälzerwald 14:47–57

Georges-Leroy M, Bock J, Dambrine E, Dupouey J-L, Laffite J-D (2014) Parcellaires et habitat antiques des forêts du plateau de Haye en Lorraine : bilan et perspectives. Paris, 1–27 p.

Girardclos O, Dufraisse A, Dupouey JL, Coubray S, Ruelle J, Rathgeber CBK (2018) Improving identification of coppiced and seeded trees in past woodland management by comparing growth and wood anatomy of living sessile oaks (Quercus petraea). Quat Int 463:219–231. doi: 10.1016/j.quaint.2017.04.015

Glaser B, Lehmann J, Zech W (2002) Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - A review. Biol Fertil Soils 35:219–230. doi: 10.1007/s00374-002-0466-4

Glaser B, Lehr VI (2019) Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. Sci Rep 9:. doi: 10.1038/s41598-019-45693-z

Gómez-Luna BE, Rivera-Mosqueda MC, Dendooven L, Vázquez-Marrufo G,

Olalde-Portugal V (2009) Charcoal production at kiln sites affects C and N dynamics and associated soil microorganisms in Quercus spp. temperate forests of central Mexico. Appl Soil Ecol 41:50–58. doi: 10.1016/j.apsoil.2008.08.007

González Del Tánago M, García De Jalón D, Román M (2012) River restoration in Spain: Theoretical and practical approach in the context of the European Water Framework Directive. Environ Manage 50:123–139. doi: 10.1007/s00267-012-9862-1

González JM, Mollá S, Roblas N, Descals E, Moya Ó, Casado C (2013) Small dams decrease leaf litter breakdown rates in Mediterranean mountain streams. Hydrobiologia 712:117–128. doi: 10.1007/s10750-012-1144-7

Gouriveau E, Ruffaldi P, Duchamp L, Robin V, Schnitzler A, Walter-Simonnet AV (2020) Holocene vegetation history in the Northern Vosges Mountains (NE France): Palynological, geochemical and sedimentological data. Holocene. doi: 10.1177/0959683620902229

Graça MAS, Ferreira V, Canhoto C, Encalada AC, Guerrero-Bolaño F, Wantzen KM, Boyero L (2015) A conceptual model of litter breakdown in low order streams. Int Rev Hydrobiol 100:1–12. doi: 10.1002/iroh.201401757

Groffman PM, Law NL, Belt KT, Band LE, Fisher GT (2004) Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. Ecosystems 7:393–403. doi: 10.1007/s10021-003-0039-x

Guerold F, Boudot JP, Jacquemin G, Vein D, Merlet D, Rouiller J (2000) Macroinvertebrate community loss as a result of headwater stream acidification in the Vosges Mountains (N-E France). Biodivers Conserv 9:767–783. doi: 10.1023/A:1008994122865

Gul S, Whalen JK (2016) Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. Soil Biol Biochem 103:1–15. doi: 10.1016/j.soilbio.2016.08.001

Guo M, Song W, Buhain J (2015) Bioenergy and biofuels: History, status, and perspective. Renew. Sustain. Energy Rev. 42:712–725

Guo Y, Wang B, Li D, Mallik AU, Xiang W, Ding T, Wen S, Lu S, Huang F, He Y, Li X (2017) Effects of topography and spatial processes on structuring tree species composition in a diverse heterogeneous tropical karst seasonal rainforest. Flora 231:21–28. doi: 10.1016/j.flora.2017.04.002

Hammersley G (1973) The Charcoal Iron Industry and Its Fuel, 1540-1750. Econ Hist Rev 26:593. doi: 10.2307/2593700

Han FX, Banin A, Su Y, Monts DL, Plodinec MJ, Kingery WL, Triplett GE (2002) Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the

pedosphere. Naturwissenschaften 89:497–504. doi: 10.1007/s00114-002-0373-4

Hardy B, Cornelis JT, Houben D, Leifeld J, Lambert R, Dufey JE (2017) Evaluation of the long-term effect of biochar on properties of temperate agricultural soil at pre-industrial charcoal kiln sites in Wallonia, Belgium. Eur J Soil Sci 68:80–89. doi: 10.1111/ejss.12395

Harsh JB, Garcia-Pérez M, Fortuna A-M, Abu-Lail NI, Suliman W, Dallmeyer I (2016) The role of biochar porosity and surface functionality in augmenting hydrologic properties of a sandy soil. Sci Total Environ 574:139–147. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.025

Hawryshyn J, Rühland KM, Quinlan R, Smol JP (2012) Long-term water quality changes in a multiplestressor system: A diatom-based paleolimnological study of Lake Simcoe (Ontario, Canada). Can J Fish Aquat Sci 69:24–40. doi: 10.1139/F2011-134

Häyrinen L, Mattila O, Berghäll S, Toppinen A (2015) Forest Owners' Socio-demographic Characteristics as Predictors of Customer Value: Evidence from Finland. Small-scale For 14:19–37. doi: 10.1007/s11842-014-9271-9

He JS, Fang J, Wang Z, Guo D, Flynn DFB, Geng Z (2006) Stoichiometry and large-scale patterns of leaf carbon and nitrogen in the grassland biomes of China. Oecologia 149:115–122. doi: 10.1007/s00442-006-0425-0

Heinz E (1988) Vegetation ecology of central Europe, 4th ed. Cambridge University Press, Cambridge New York Melbourne

Henriksen A, Wright RF (1977) Effects of Acid Precipitation on a Small Acid Lake in Southern Norway. Hydrol Res 8:1–10. doi: 10.2166/nh.1977.0001

Hermy M, Verheyen K (2007) Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: A review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. Sustain Divers For Ecosyst An Interdiscip Approach 361–371

Hessen DO, Ågren GI, Anderson TR, Elser JJ, Ruiter C De (2004) Carbon Sequestration in Ecosystems : The Role of Stoichiometry Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : https://www.jstor.org/stable/3450161 REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : You. Ecology 85:1179–1192

Hill AR (1996) Nitrate removal in stream riparian zones. 743–755 p.

Hirsch F, Raab T, Ouimet W, Dethier D, Schneider A, Raab A (2017) Soils on Historic Charcoal Hearths: Terminology and Chemical Properties. Soil Sci Soc Am J 81:1427. doi: 10.2136/sssaj2017.02.0067

Hoffmann T, Erkens G, Cohen KM, Houben P, Seidel J, Dikau R (2007) Holocene floodplain sediment storage and hillslope erosion within the Rhine catchment. The Holocene 17,1:105–118

Hong S, Candelone JP, Patterson CC, Boutron CF (1996) History of ancient copper smelting pollution during Roman and medieval times recorded in Greenland ice. Science (80-) 272:246–249. doi: 10.1126/science.272.5259.246

Hosier RH (2003) Charcoal production and environmental degradation. Energy Policy 21:491–509. doi: 10.1016/0301-4215(93)90037-g

Höskuldsson A (1988) PLS regression methods. J Chemom 2:211–228. doi: 10.1002/cem.1180020306

Humphris G (2014) Assessment Tool Profile: Liverpool Communication Skills Assessment Scale -English (LCSAS). 2014 p.

Hutson SR (2015) Adapting LiDAR data for regional variation in the tropics: A case study from the Northern Maya Lowlands. J Archaeol Sci Reports 4:252–263. doi: 10.1016/j.jasrep.2015.09.012

Hyatt C V., Paterson AM, Rühland KM, Smol JP (2011) Examining 20th century water quality and ecological changes in the Lake of the Woods, Ontario, Canada: A paleolimnological investigation. J Great Lakes Res 37:456–469. doi: 10.1016/j.jglr.2011.05.007

Ignatius AR, Rasmussen TC (2016) Small reservoir effects on headwater water quality in the rural-urban fringe, Georgia Piedmont, USA. J Hydrol Reg Stud 8:145–161. doi: 10.1016/j.ejrh.2016.08.005

Iwata T, Nakano S, Inoue M (2010) Impacts of past Riparian Deforestation on Stream Communities in a Tropical Rain Forest in Borneo. Ecol Appl 13:461–473

Jacobsson M, Trotz N (1986) The Definition of Pollution Damages in the 1984 Protocols to the 1969 Civil Liability Convention and the 1971 Fund Convention. J Marit Law Commer 17:467

Jacops M-F, Guillaume J, Hemmert D (1990) Le pays de Bitche, Moselle. Ed. Serpenoise, Metz, 135 p.

Jéhin P (2004) Mutations des paysages forestiers dans les Vosges du Nord de la fin du Moyen Âge à la veille de la Révolution. Phd Thesis, Université de Strasbourg 2, Strasbourg

Kalis AJ, Merkt J, Wunderlich J (2003) Environmental changes during the Holocene climatic optimum in central Europe - Human impact and natural causes. Quat. Sci. Rev. 22:33–79

Kambale JK, Feza FM, Tsongo JM, Asimonyio JA, Mapeta S, Nshimba H (2016) La filière bois-énergie et dégradation des écosystèmes forestiers en milieu périurbain : Enjeux et incidence sur les riverains de l ' ile Mbiye à Kisangani (République Démocratique du ... Int J Innov Sci Res 21:51–60

Kaplan JO, Krumhardt KM, Zimmermann N (2009) The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. Quat Sci Rev 28:3016–3034. doi: 10.1016/j.quascirev.2009.09.028

Kennard DK, Gholz HL (2001) Effects of high- and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. Plant Soil 234:119–129. doi: 10.1023/A:1010507414994

Khan MA, Kim KW, Mingzhi W, Lim BK, Lee WH, Lee JY (2008) Nutrient-impregnated charcoal: An environmentally friendly slow-release fertilizer. Environmentalist 28:231–235. doi: 10.1007/s10669-007-9133-5

Kiffney PM, Clements WH (1994) Effects of Heavy Metals on a Macroinvertebrate Assemblage from a Rocky Mountain Stream in Experimental Microcosms. J North Am Benthol Soc 13:511–523. doi: 10.2307/1467847

King D, Probst A, Party JP, Dambrine E, Thomas AL (2002) A spatial study of the relationships between streamwater acidity and geology, soils and relief (Vosges, northeastern France). J Hydrol 217:35–45. doi: 10.1016/s0022-1694(99)00014-1

Kluiving SJ, Guttmann-Bond EB (2012) Landscape Archaeology between Art and Science : From a Multi- to an Interdisciplinary Approach. Amsterdam University Press, Amsterdam, 525 p.

Knapp H, Nelle O, Kirleis W (2015) Charcoal usage in medieval and modern times in the Harz Mountains Area, Central Germany: Wood selection and fast overexploitation of the woodlands. Quat Int 366:51–69. doi: 10.1016/j.quaint.2015.01.053

Knapp H, Robin V, Kirleis W, Nelle O (2013) Woodland history in the upper Harz Mountains revealed by kiln site, soil sediment and peat charcoal analyses. Quat Int 289:88–100

Knicker H, González-Vila FJ, Polvillo O, González JA, Almendros G (2005) Fire-induced transformation of C- and N- forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under a Mediterranean pine forest (Pinus pinaster). Soil Biol Biochem 37:701–718. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.09.008

Kong X, Liu L, Ryu H-G (2012) Activity-Artifact Flow of GPS/INS Integration for Positioning Error De-Correlation. New Approach Indoor Outdoor

Localization Syst. doi: 10.5772/50516

Kovacic DA, David MB, Gentry LE, Starks KM, Cooke RA (2000) Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. J Environ Qual 29:1262–1274. doi: 10.2134/jeq2000.00472425002900040033x

Lang F, Krüger J, Amelung W, et al (2017) Soil phosphorus supply controls P nutrition strategies of beech forest ecosystems in Central Europe. Biogeochemistry 136:5–29. doi: 10.1007/s10533-017-0375-0

Larsen A, Robin V, Heckmann T, Fülling A, Larsen JR, Bork H (2016) The influence of historic land-use changes on hillslope erosion and sediment redistribution. The Holocene 26:1248–1261

Larsen CPS, MacDonald GM (1998) An 840-Year Record of Fire and Vegetation in a Boreal White Spruce Forest. Ecology 79:106. doi: 10.2307/176868

Lecerf A, Chauvet E (2008) Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. Basic Appl Ecol 9:598–605. doi: 10.1016/j.baae.2007.11.003

Lecerf A, Dobson M, Dang CK, Chauvet E (2005) Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. Oecologia 146:432–442. doi: 10.1007/s00442-005-0212-3

Lecointre G, Hervé LG, Visset D (2016) Classification phylogénétique du vivant, 4e édition. Belin, Paris

Lehmann J, Rillig MC, Thies J, Masiello CA, Hockaday WC, Crowley D (2011) Biochar effects on soil biota - A review. Soil Biol. Biochem. 43:1812–1836

Leite-Rossi LA, Saito VS, Cunha-Santino MB, Trivinho-Strixino S (2016) How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder Chironomidae (Diptera) larvae in a tropical stream? Hydrobiologia 771:119–130. doi: 10.1007/s10750-015-2626-1

Lepori AF, Palm D, Brännäs E, Malmqvist B, Lepori F, Brannas E (2011) Does Restoration of Structural Heterogeneity in Streams Enhance Fish and Macroinvertebrate Diversity ? 2060–2071 p.

Lima HN, Schaefer CER, Mello JWV, Gilkes RJ, Ker JC (2002) Pedogenesis and pre-Colombian land use of “Terra Preta Anthrosols” (“Indian black earth”) of Western Amazonia. Geoderma 110:1–17. doi: 10.1016/S0016-7061(02)00141-6

Lindeman RL (1942) The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology 23:399–417

López-González D, Fernandez-Lopez M, Valverde JL, Sanchez-Silva L (2014) Gasification of lignocellulosic biomass char obtained from pyrolysis: Kinetic and evolved gas analyses. Energy 71:456–467. doi: 10.1016/j.energy.2014.04.105

Lowe WH, Likens GE (2006) Moving Headwater Streams to the Head of the Class. Bioscience 55:196. doi: 10.1641/0006-3568(2005)055[0196:mhstth]2.0.co;2

Ludemann T (2010) Past fuel wood exploitation and natural forest vegetation in the Black Forest, the Vosges and neighbouring regions in western Central Europe. Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol 291:154–165. doi: 10.1016/j.palaeo.2009.09.013

Ludemann T (2011) Scanning the historical and scientific significance of charcoal production – local scale, high resolution kiln site anthracology at the landscape level. Saguntum extra 11:23–24

Ludemann T (1996) Die Wälder im Sulzbachtal (Südwest-Schwarzwald) und ihre Nutzung durch Bergbau und Köhlerei. - Mitt. Verein forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung

Ludemann T (2012) Airborne laser scanning of historical wood charcoal production sites–a new tool of kiln site anthropology at the landscape level. Saguntum extra 13:247–252

Ludemann T, Brandt M, Kaiser L, Schick L (2017) Variation of past wood use across local edaphic gradients reflects tree species ecology – Examples of the fine spatial resolution of kiln site anthracology. Quat Int 458:224–232. doi: 10.1016/j.quaint.2017.03.069

Ludemann T, Michiels HG, Nölken W (2004) Spatial patterns of past wood exploitation, natural wood supply and growth conditions: Indications of natural tree species distribution by anthracological studies of charcoal-burning remains. Eur J For Res 123:283–292. doi: 10.1007/s10342-004-0049-z

Ludemann T, Nelle O (2002) Die Wälder am Schauinsland und ihre Nutzung durch Bergbau und Köhlerei, Forstliche. Forstliche Versuchs und Forschungsanstalt Baden-Wurttemberg, Abteilung Botanik und Standortskunde, Freiburg

Madureira NL (2012) The iron industry energy transition. Energy Policy 50:24–34. doi: 10.1016/j.enpol.2012.03.003

Maheu A, St-Hilaire A, Caissie D, El-Jabi N (2016) Understanding the Thermal Regime of Rivers Influenced by Small and Medium Size Dams in Eastern Canada. River Res Appl 32:2032–2044. doi: 10.1002/rra.3046

Malcolm IA, Gibbins CN, Fryer RJ, Keay J, Tetzlaff D, Soulsby C (2014) The influence of forestry on acidification and recovery: Insights from long-term hydrochemical and invertebrate data. Ecol Indic 37:317–329. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.12.011

Mansion D, Rameau J-C (1989) Flore forestière française: guide écologique. 1, Plaines et collines. Institut pour le développement forestier, Paris, 1785 p.

Maridet L, Souchon Y (1995) Habitat potentiel de la truite fario (Salmo trutta fario, L. 1758) dans trois cours d'eau du Massif Central. Approche méthodologique et premiers résultats sur le rôle de la végétation rivulaire arborée. Bull Français la Pêche la Piscic 1–18. doi: 10.1051/kmae:1995001

Mariet AL, De Vaufleury A, Bégeot C, Walter-Simonnet AV, Gimbert F (2016) Palaeo-pollution from mining activities in the Vosges Mountains: 1000 years and still bioavailable. Environ Pollut 214:575–584. doi: 10.1016/j.envpol.2016.04.073

Martin SL, Hayes DB, Kendall AD, Hyndman DW (2017) The land-use legacy effect: Towards a mechanistic understanding of time-lagged water quality responses to land use/cover. Sci Total Environ 579:1794–1803. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.158

Mather AS, Fairbairn J, Needle CL (1999) The course and drivers of the forest transition: The case of France. J Rural Stud 15:65–90. doi: 10.1016/S0743-0167(98)00023-0

McConnell JR, Wilson AI, Stohl A, Arienzo MM, Chellman NJ, Eckhardt S, Thompson EM, Pollard AM, Steffensen JP (2018) Lead pollution recorded in Greenland ice indicates European emissions tracked plagues, wars, and imperial expansion during antiquity. Proc Natl Acad Sci U S A 115:5726–5731. doi: 10.1073/pnas.1721818115

Melillo JM, Naiman RJ, Aber JD, Linkins AE (1984) Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. Bull Mar Sci 35:341–356

Merill L, Tonjes DJ (2014) A review of the hyporheic zone, stream restoration, and means to enhance denitrification. Crit Rev Environ Sci Technol 44:2337–2379. doi: 10.1080/10643389.2013.829769

Messerli B, Grosjean M, Hofer T, Nuh N Ez L, Ster CP" (2000) From nature-dominated to human-dominated environmental changes. 459–479 p.

Meyer JL, Strayer DL, Wallace JB, Eggert SL, Helfman GS, Leonard NE (2007) The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. J Am Water Resour Assoc 43:86–103. doi: 10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x

Meyer JL, Wallace JB, Eggert SL (1998) Leaf litter as a source of dissolved organic carbon in streams. Ecosystems 1:240–249. doi: 10.1007/s100219900019

Mineau MM, Baxter C V, Marcarelli AM, G. Wayne Minshall (2012) An invasive riparian tree reduces stream ecosystem efficiency via a recalcitrant organic matter subsidy. Ecology 93:1501–1508. doi: 10.1890/11-1700.1

Mondy CP, Villeneuve B, Archaimbault V, Usseglio-Polatera P (2012) A new macroinvertebrate-based multimetric index (I 2M 2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. Ecol Indic 18:452–467. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.12.013

Monna F, Petit C, Gulllaumet JP, Jouffroy-Bapicot I, Blanchot C, Dominik J, Losno R, Richard H, Lévêque J, Chateau C (2004) History and Environmental Impact of Mining Activity in Celtic Aeduan Territory Recorded in a Peat Bog (Morvan, France). Environ Sci Technol 38:665–673. doi: 10.1021/es034704v

Montagne P, Razafimahatratra S, Rasamindisa A, Crehay R (2008) Le charbon de bois à Madagascar : entre demande urbaine et gestion durable. ARINA 184

Montgomery DM, Buffington JM (1995) Channel-reach morphology in mountain drainage basins. Geol Soc Am Bull 109:596–611

Montgomery DR (2007) Soil erosion and agricultural sustainability. Proc Natl Acad Sci 104:13268–13272. doi: 10.1073/pnas.0611508104

Moore PD, Webb JA, Collison ME (1991) Pollen analysis. Pollen Anal

Mooshammer M, Wanek W, Schnecker J, Wild B, Leitner S, Hofhansl F, Blochl A, Hammerle I, Frank AH, Fuchslueger L, Keiblinger KM, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A (2012) Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. Ecology 93:770–782. doi: 10.1890/11-0721.1

Mosser C, Gall JC, Tardy Y (1972) Geochimie des illites du Gres a Voltzia du (Buntsandstein superieur) des Vosges du Nord, France. Chem Geol 10:157–177. doi: 10.1016/0009-2541(72)90015-0

Mukherjee A, Zimmerman AR (2013) Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biochar-soil mixtures. Geoderma 193–194:122–130. doi: 10.1016/j.geoderma.2012.10.002

Mulholland PJ (1997) Dissolved organic matter concentration and flux in streams. J North Am Benthol Soc 16:131–141. doi: 10.2307/1468246

Muller S (1992) Natural acidophilous Quercus and Pinus forests in the northern Vosges, France, from a geographical perspective. J Veg Sci 3:631–636. doi: 10.2307/3235830

Muller S (2005) Les phytocénoses d'indigénat du Pin sylvestre (Pinus sylvestris L.) sur les affleurements de grès du Pays de Bitche (Vosges du Nord). Ferrantia 44:119–122

Muller S (1986) La végétation du Pays de Bitche (Vosges du Nord) - Analyse phytosociologique - Application à l'étude synchronique des successions végétales. Université de Paris-Sud, centre d'Orsay, Paris, 283 p.

Muniz IP (1990) Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. Proc R Soc Edinburgh 97B:227–254. doi: 10.1017/S0269727000005364

Nawrat A, Jedrasiak K, Daniec K, Koteras R (2012) Inertial Navigation Systems and Its Practical Applications. New Approach Indoor Outdoor Localization Syst. doi: 10.5772/50578

Naylor C, Pindar L, Calow P (1990) Inter- and intraspecific variation in sensitivity to toxins; the effects of acidity and zinc on the freshwater crustaceans Asellus Aquaticus (L.) and Gammarus pulex (L.). Water Res 24:757–762. doi: 10.1016/0043-1354(90)90032-2

Nédeltcheva T h., Piedallu C, Gégout JC, Stussi JM, Boudot JP, Angeli N, Dambrine E (2006) Influence of granite mineralogy, rainfall, vegetation and relief on stream water chemistry (Vosges Mountains, north-eastern France). Chem Geol 231:1–15. doi: 10.1016/j.chemgeo.2005.12.012

Nelle O (2003) Woodland history of the last 500 years revealed by anthracological studies of charcoal kiln sites in the Bavarian Forest, Germany. Phytocoenologia 33:667–682. doi: 10.1127/0340-269X/2003/0033-0667

Némery J, Garnier J (2016) Biogeochemistry: The fate of phosphorus. Nat Publ Gr 9–11. doi: 10.1038/ngeo2702

Nielsen AB, Giesecke T, Theuerkauf M, et al (2012) Quantitative reconstructions of changes in regional openness in north-central Europe reveal new insights into old questions. Quat Sci Rev 47:131–149. doi: 10.1016/j.quascirev.2012.05.011

Nielsen LW, Dahllöf I (2007) Direct and indirect effects of the herbicides Glyphosate, Bentazone and MCPA on eelgrass (Zostera marina). Aquat Toxicol 82:47–54. doi: 10.1016/j.aquatox.2007.01.004

Nölken W (2005) Holzkohleanalytische Untersuchungen zur Waldgeschichte der Vogesen. Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau, 182 p.

Nriagu JO (1996) A history of global metal pollution. Science (80-.). 272:223–224

Oertli B, Frossard P-A (2013) Les mares et étangs : écologie, conservation, gestion, valorisation, Presses Po. Lausanne, 480 p.

Oldeman RAA (1990) Forests: elements of silvology, Springer-v. Berlin

Ostermann R, Reif A (2000) Socioenomical and Ecological aspects of Coppice Woods History in the Lower Vosges (France) and the Black Forest (Germany). In: Methods and Approaches in Forest History. CABI publishing, Wallingford, pp 107–118

Ovidio M, Philippart JC (2002) The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse Basin Scientific Working Group on European Catfish View project Stock evolution and migratory behavior of European eel View project. doi: 10.1023/A:1021398605520

Paradis-Grenouillet S (2012) Etudier les forêts métallurgiques : Analyses dendro-anthracologiques et approches géohistoriques. Exemples des forêts du mont Lozère et du Périgord Limousin. Université de Limoges, Limoges, 452 p.

Parvage MM, Ulén B, Eriksson J, Strock J, Kirchmann H (2013) Phosphorus availability in soils amended with wheat residue char. Biol Fertil Soils 49:245–250. doi: 10.1007/s00374-012-0746-6

Pèlachs A, Nadal J, Soriano JM, Molina D, Cunill R (2009) Changes in Pyrenean woodlands as a result of the intensity of human exploitation: 2,000 years of metallurgy in Vallferrera, northeast Iberian Peninsula. Veg Hist Archaeobot 18:403–416. doi: 10.1007/s00334-009-0218-6

Peltre J (1980) Contribution à l'archéologie industrielle : Recherches sur l'impact paysager d'industries anciennes en Lorraine. Rev Geogr Est 20:3–14. doi: 10.3406/rgest.1980.2374

Perriaux J (1961) Contribution à la géologie des Vosges gréseuses. Sci Géologiques, Bull mémoires 18:

Petersen RC, Cummins KW (1974) Leaf processing in a woodland stream*. Freshw Biol 4:343–368. doi: 10.1111/j.1365-2427.1974.tb00103.x

Powers SM, Julian JP, Doyle MW, Stanley EH (2013) Retention and transport of nutrients in a mature agricultural impoundment. J Geophys Res Biogeosciences 118:91–103. doi: 10.1029/2012JG002148

Probst A, Party JP, Fevrier C, Dambrine E, Thomas AL, Stussi JM (1999) Evidence of springwater acidification in the Vosges mountains (north- east

of France): Influence of bedrock buffering capacity. Water Air Soil Pollut 114:395–411. doi: 10.1023/A:1005156615921

Py-Saragaglia V, Cunill Artigas R, Métailié JP, Ancel B, Baron S, Paradis-Grenouillet S, Lerigoleur É, Badache N, Barcet H, Galop D (2017) Late Holocene history of woodland dynamics and wood use in an ancient mining area of the Pyrenees (Ariège, France). Quat Int 458:141–157. doi: 10.1016/j.quaint.2017.01.012

Py V, Ancel B (2006) Archaeological experiments in fire-setting : protocol, fuel and anthracolog-ical approach. 71–82 p.

Raab A, Bonhage A, Schneider A, Raab T, Rösler H, Heußner KU, Hirsch F (2019) Spatial distribution of relict charcoal hearths in the former royal forest district Tauer (SE Brandenburg, Germany). Quat Int 511:153–165. doi: 10.1016/j.quaint.2017.07.022

Reimann C, Finne TE, Nordgulen Ø, Sæther OM, Arnoldussen A, Banks D (2009) The influence of geology and land-use on inorganic stream water quality in the Oslo region, Norway. Appl Geochemistry 24:1862–1874. doi: 10.1016/j.apgeochem.2009.06.007

Reimer PJ, Bard E, Bayliss A, et al (2013) IntCal13 and Marine13 Radiocarbon Age Calibration Curves 0–50,000 Years cal BP. Radiocarbon 55:1869–1887. doi: 10.2458/azu_js_rc.55.16947

Rezende VL, Bueno ML, Eisenlohr P V., Oliveira-Filho AT (2018) Patterns of tree species variation across southern South America are shaped by environmental factors and historical processes. Perspect Plant Ecol Evol Syst 34:10–16. doi: 10.1016/j.ppees.2018.07.002

Richards OW (2006) Biological Flora of the British Isles. J Anim Ecol 11:288. doi: 10.2307/1363

Richter A, Muller S, Genot J-C (1996) Comparaison du patrimoine naturel des Réserves de la Biosphère des Vosges du Nord et « Pfälzerwald ». Ann Sci la réserve biosphère Transfront Vosges du Nord – Pfälzerwald 5:7–15

Robin V, Knapp H, Bork HR, Nelle O (2013) Complementary use of pedoanthracology and peat macro-charcoal analysis for fire history assessment: Illustration from Central Germany. Quat Int 289:78–87. doi: 10.1016/j.quaint.2012.03.031

Robin V, Talon B, Nelle O (2015) Charcoal: Resource and ubiquitous proxy. Quat Int 366:1–2. doi: 10.1016/j.quaint.2015.02.055

Robinson CT, Minshall GW (1990) Longitudinal development of macroinvertebrate communities below oligotrophic lake outlets. Gt Basin Nat 50:303–311

Rochel X (2017) Une biogéographie historique, Forêts et industries dans le comté de Bitche au xviiie siècle. Hist Mes XXXII:9:38

Rochel X (2004) Gestion forestière et paysagère dans les Vosges d'après les registres de martelages du XVIIIème sciècle: essai de biogéographie historique. Phd Thesis, Université de Nancy 2, Nancy, 490 p.

Rochel X (2015) Forest management and species composition: a historical approach in Lorraine, France. In: Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes. CABI, Wallingford, pp 279–289

Rosemond AD, Wallace JB (1995) Stream ecology. Structure and function of running waters (J. D. Allan). Limnol Oceanogr 40:1535–1536. doi: 10.4319/lo.1995.40.8.1535a

Rubio JL, Forteza J, Andreu V, Cerni R (1997) Soil profile characteristics influencing runoff and soil erosion after forest fire: A case study (Valencia, Spain). Soil Technol 11:67–78. doi: 10.1016/S0933-3630(96)00116-X

Rutkiewicz P, Malik I, Wistuba M, Osika A (2019) High concentration of charcoal hearth remains as legacy of historical ferrous metallurgy in southern Poland. doi: 10.1016/j.quaint.2019.04.015

Ryan Bellmore J, Pess GR, Duda JJ, O'Connor JE, East AE, Foley MM, Wilcox AC, Major JJ, Shafroth PB, Morley SA, Magirl CS, Anderson CW, Evans JE, Torgersen CE, Craig LS (2019) Conceptualizing Ecological Responses to Dam Removal: If You Remove It, What's to Come? Bioscience 69:12–14. doi: 10.1093/biosci/biy152

Sabatini FM, Burrascano S, Keeton WS, et al (2018) Where are Europe's last primary forests? Divers Distrib 24:1426–1439. doi: 10.1111/ddi.12778

Sardans J, Rivas-Ubach A, Peñuelas J (2011) Factors affecting nutrient concentration and stoichiometry of forest trees in Catalonia (NE Spain). For Ecol Manage 262:2024–2034. doi: 10.1016/j.foreco.2011.08.019

Sasmaz M, Öbek E, Sasmaz A (2019) Bioaccumulation of cadmium and thallium in Pb-Zn tailing waste water by Lemna minor and Lemna gibba. Appl Geochemistry 100:287–292. doi: 10.1016/j.apgeochem.2018.12.011

Schindler DW (1988) Effects of Acid Rain on Freshwater ecosystems. Science (80-) 239:149–157

Schindling J, Gibbes C (2014) LiDAR as a tool for archaeological research: a case study. Archaeol Anthropol Sci 6:411–423. doi: 10.1007/s12520-014-0178-3

Schmidt M, Mölder A, Schönfelder E, Engel F, Fortmann-Valtink W (2016) Charcoal kiln sites, associated landscape attributes and historic forest

conditions: DTM-based investigations in Hesse (Germany). For Ecosyst 3:3–8. doi: 10.1186/s40663-016-0067-6

Schmit S (2005) Découvertes de gisement et stations paléolithiques dans l'Ouest du canton de Volmunster à Rimling, Erching, Obergailbach. La Rev du pays Bitche Bull la société d'histoire d'archéologie Lorraine 6:2–19

Schmit S (2006) De la pierre au métal : découverte de gisements mésolithiques et néolithiques dans l'ouest du canton de Volmunster à Rimling, Epping, Erching, Obergailbach. La Rev du pays Bitche Bull la société d'histoire d'archéologie Lorraine 7:2–13

Schmit S, Schnitzler A, Gocel-Chalté D (2017) De la préhistoire aux mérovigiens : inventaire des sites archéologiques du Pays de Bitche. La Rev du pays Bitche Bull la société d'histoire d'archéologie Lorraine 16:2–36

Schmit S, Valotteau F, Wörle M (2008) Lame de hache plate en cuivre de Rimling-"Kohlhecke" (département de la Moselle, France). La Rev du pays Bitche Bull la société d'histoire d'archéologie Lorraine 30:63–72

Schneider A, Takla M, Nicolay A, Raab A, Raab T (2015) A Template-matching Approach Combining Morphometric Variables for Automated Mapping of Charcoal Kiln Sites. Archaeol Prospect 22:45–62. doi: 10.1002/arp

Schnitzler-Lenoble A (2002) Écologie des forêts naturelles d'Europe : biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. Tec & Doc, Paris, 271 p.

Schnitzler A, Closset D (2003) Forest dynamics in unexploited birch (Betula pendula) stands in the Vosges (France): structure, architecture and light patterns. For Ecol Manage 183:205–220. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00118-X

Schweingruber FH (1990) Microscopic wood anatomy. Structural variability of stems and twigs in recent and subfossil woods from Central Europe. Swiss Fed Inst For snow Landsc Res 3:

Scott EE, Prater C, Norman E, Baker BC, Evans-White M, Scott JT (2013) Leaf-litter stoichiometry is affected by streamwater phosphorus concentrations and litter type. Freshw Sci 32:753–761. doi: 10.1899/12-215.1

Seena S, Carvalho F, Cássio F, Pascoal C (2017) Does the developmental stage and composition of riparian forest stand affect ecosystem functioning in streams? Sci Total Environ 609:1500–1511. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.252

Seixas GB, Beechie TJ, Fogel C, Kiffney PM (2018) Historical and Future

Stream Temperature Change Predicted by a Lidar-Based Assessment of Riparian Condition and Channel Width. J Am Water Resour Assoc 54:974–991. doi: 10.1111/1752-1688.12655

Soranno PA, Hubler SL, Carpenter SR, Lathrop RC (1996) Phosphorus Loads to Surface Waters : A Simple Model to Account for Spatial Pattern of Land Use. Ecol Appl 6:865–878

Stanley EH, Doyle MW (2003) Trading off: The Ecological Effects of Dam Removal. 15 p.

Steffen W, Grinevald J, Crutzen P, Mcneill J (2011) The anthropocene: Conceptual and historical perspectives. Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci. 369:842–867

Steiner C, Teixeira WG, Lehmann J, Nehls T, De MacÊdo JLV, Blum WEH, Zech W (2007) Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant Soil 291:275–290. doi: 10.1007/s11104-007-9193-9

Strahler AN (1974) Physical geography. Wiley, 17 p.

Tarboton DG (1997) A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. Water Resour Res 33:309–319. doi: 10.1029/96WR03137

Tartari G, Biasci G (1997) Trophic status and lake sedimentation fluxes. Water, Air, Soil Pollut 99:523–531. doi: 10.1007/bf02406892

Terrail R, Arseneault D, Fortin MJ, Dupuis S, Boucher Y (2014) An early forest inventory indicates high accuracy of forest composition data in pre-settlement land survey records. J Veg Sci 25:691–702. doi: 10.1111/jvs.12142

Théry-Parisot I, Chabal L, Chrzavzez J (2010) Anthracology and taphonomy, from wood gathering to charcoal analysis. A review of the taphonomic processes modifying charcoal assemblages, in archaeological contexts. Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol 291:142–153. doi: 10.1016/j.palaeo.2009.09.016

Théry-Parisot I, Dufraisse A, Chrzavzez J, Paradis-Grenouillet S (2011) Charcoal analysis and wood diameter : inductive and deductive methodological approaches for the study of firewood. Saguntum extra 11:31–32

Thiebaut G (1997) Effects of eutrophication and acidification on macrophyte communities in the northern vosges mountain streams. Lorraine, 205 p.

Thiébaut G, Muller S (1999) A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. Hydrobiologia 410:17–24. doi: 10.1023/A:1003829921752

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, Université de Metz, Metz, 353 p.

Torres R, Dietrich WE, Montgomery DR, Anderson SP, Loague K (1998) Unsaturated zone processes and the hydrologic response of a steep, unchanneled catchment. Water Resour Res 34:1865–1879

Touchart L, Bartout P (2010) the Influence of Monk Equipped Ponds on the Quality of Basin Head Streams, the Example of Water Temperature in Limousin and Berry (France). 81–108 p.

Touzé O, Coppe J, Schmit S (2016) Nouvel indice d'une occupation de l'Est de la France au Paléolithique supérieur ancien: découverte d'une pointe pédonculée à Rimling "kohlhecke", Moselle. Notae Praehistoricae 36:149–165

Vallauri D, Grel A, Granier E, Dupouey J-L (2012) Analyse quantitative et comparaison aux forêts actuelles. Rapport WWF/INRA, Marseille, 64 p.

Verronnais F (1992) Département de la Moselle, dictionnaire historique des communes. Res Universis, Paris, 511 p.

Verstraeten G, Poesen J (2002) Using sediment deposits in small ponds to quantify sediment yield from small catchments: Possibilities and limitations. Earth Surf Process Landforms 27:1425–1439. doi: 10.1002/esp.439

Verstraeten G, Poesen J (2001) Factors controlling sediment yield from small intensively cultivated catchments in a temperate humid climate. Geomorphology 40:123–144. doi: 10.1016/S0169-555X(01)00040-X

Vinet L, Zhedanov A (2011) A "missing" family of classical orthogonal polynomials. J Phys A Math Theor 44:102–104. doi: 10.1088/1751-8113/44/8/085201

Von Berg ECH (1860) Anleitung zum Verkohlen des Holzes: ein Handbuch für Forstmänner, Hüttenbeamte, Technologen und Cameralisten. Edouard Zernin, Darmstadt, Germany

Walter H (1979) Vegetation of the earth and ecological systems of the geo-biosphere, 3rd edn. Springer-Verlag, New York, 274 p.

Ward GM, Aumen NG (1986) Wood debris as a source of fine particulate

organic matter in coniferous forest stream ecosystems. Can J Fish Aquat Sci 43:1635–1642. doi: 10.1139/f86-202

Warnock DD, Lehmann J, Kuyper TW, Rillig MC (2007) Mycorrhizal responses to biochar in soil - Concepts and mechanisms. Plant Soil 300:9–20. doi: 10.1007/s11104-007-9391-5

Watson F, Vertessy R, McMahon T, Rhodes B, Watson I (2001) Improved methods to assess water yield changes from paired-catchment studies: Application to the Maroondah catchments. For Ecol Manage 143:189–204. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00517-X

Westlakes DF (1975) Macrophytes. University of California Press, Berkeley, 106-28 p.

Williams CJ, Yamashita Y, Wilson HF, Jaffé R, Xenopoulos MA (2010) Unraveling the role of land use and microbial activity in shaping dissolved organic matter characteristics in stream ecosystems. Limnol Oceanogr 55:1159–1171. doi: 10.4319/lo.2010.55.3.1159

Williard KWJ, Dewalle DR, Edwards PJ (2005) Influence of bedrock geology and tree species composition on stream nitrate concentrations in mid-Appalachian forested watersheds. Water Air Soil Pollut 160:55–76. doi: 10.1007/s11270-005-3649-4

Withers PJA, Jarvie HP (2008) Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. Sci Total Environ 400:379–395. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002

Wohl E, Brierley G, Cadol D, Coulthard TJ, Covino T, Fryirs KA, Grant G, Hilton RG, Lane SN, Magilligan FJ, Meitzen KM, Passalacqua P, Poeppl RE, Rathburn SL, Sklar LS (2019) Connectivity as an emergent property of geomorphic systems. Earth Surf Process Landforms 44:4–26. doi: 10.1002/esp.4434

Wolf-Crowther M, Mozes C, Laczko R (2011) Forestry in the EU and the world 2011 edition: A statistical portrait. Luxembourg

Woolf D (2008) Biochar as a soil amendment: A review of the environmental implications. 1–31

Wu J, Hobbs R (2002) Key issues and research priorities in landscape ecology. Landsc Ecol 17:355–365

Yamashita Y, Kloeppel BD, Knoepp J, Zausen GL, Jaffé R (2011) Effects of Watershed History on Dissolved Organic Matter Characteristics in Headwater Streams. Ecosystems 14:1110–1122. doi: 10.1007/s10021-011-9469-z

Zaimes GN, Schultz RC, Isenhart TM (2008) Agriculture , Ecosystems and Environment Total phosphorus concentrations and compaction in riparian areas under different riparian land-uses of Iowa. Environment 127:22–30. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.008

Zhang L, Dawes WR, Walker GR (2001) Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. water Resour Res 37:701–708

Zimmerman AR, Gao B, Ahn MY (2011) Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. Soil Biol Biochem 43:1169–1179. doi: 10.1016/j.soilbio.2011.02.005

ANNEXES

Annexes 1. Analyses sur les écosystèmes aquatiques: ichtyofaune, et température de l'eau

Une pêche électrique fut réalisée par la fédération départementale de pêche de Moselle à la fin de l'été 2018, sur les stations amont et aval de six des huit ruisseaux étudiés durant ce doctorat (ASP, BIL, BIT, KRA, REH, WEI). Les données récoltées ne couvrent qu'une partie de la zone d'étude et le protocole n'a pas été renouvelé à d'autres saisons, nous avons donc choisi de ne pas en présenter les résultats dans le premier chapitre de la thèse. Cette première étude permet tout de même de visualiser des patterns de distribution des espèces face à la présence d'étangs (Figure 33).

Au sein de ces ruisseaux de tête de bassin versant, on retrouve très majoritairement la truite (*Salmo trutta*), le chabot commun (*Cottus gobio*) et la lamproie de planer (*Lampetra planeri*). Ces trois espèces sont inféodées aux eaux vives et très oxygénées du cours supérieur des rivières (Maridet and Souchon 1995; Bruslé and Quignard 2013). La truite (*Salmo trutta*) est l'espèce présente sur le plus de stations (neuf au total). Aucun échantillon n'a pu être prélevé sur le KRA amont et sur le BIL amont. A l'opposé, Le WEI aval montre la plus importante densité en poissons avec 155 individus, majoritairement des chabots communs (*Cottus gobio*). Lors des pêches électriques réalisées, le crustacé *Astacus astacus* a été retrouvé uniquement sur BIL amont. Sur REH et WEI, qui sont des cours d'eau comportant encore des étangs, on retrouve la perche (*Perca fluviatilis*) (WEI aval et REH aval) et le brochet (*Esox lucius*) (WEI aval et amont). Ces espèces sont principalement inféodées au cours inférieur des rivières dans des zones lentiques généralement de faible courant. La loche franche (*Barbatula barbatula*), une espèce occupant des écosystèmes similaires à ceux de la truite (Bruslé and Quignard 2013), n'a été retrouvée que sur le REH aval et le WEI aval.

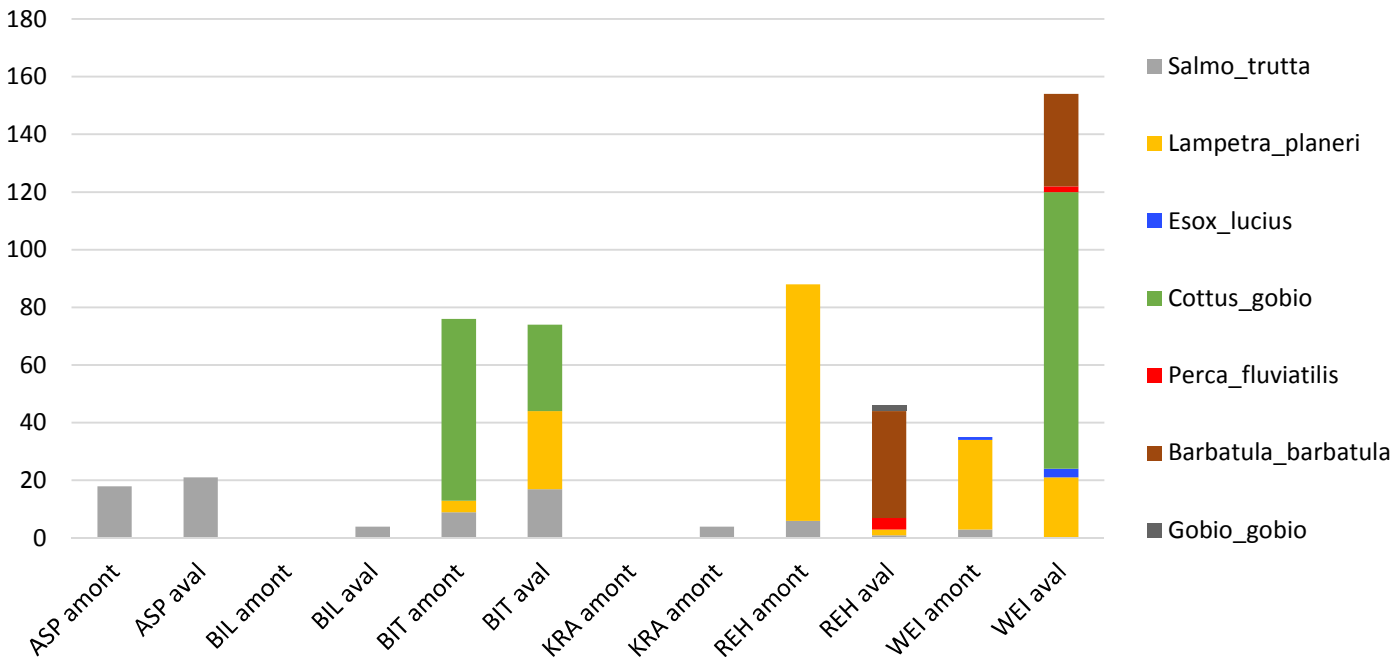


Figure 33 : Densités des espèces piscicoles échantillonnées lors des pêches électriques réalisées en 2018

Nous présentons également les diagrammes de température complets obtenus grâce aux thermomètres automatiques posés à chaque station de Janvier à Avril 2019 (Figure 34). Ces diagrammes permettent notamment d'apprécier l'amplitude des variations thermiques quotidiennes de l'eau, plus ou moins importantes selon les stations. Ainsi, pour le LIN amont situé juste après la source du Lindel et pour le WEI aval situé directement à la sortie d'un étang, la variabilité journalière est faible. Pour le WEI amont, où le débit et le niveau d'eau sont très bas, les variations sont importantes. On peut également noter que les stations situées directement après un étang (BIL amont, REH aval) sont continuellement plus chaudes que la seconde station située sur le même cours d'eau.

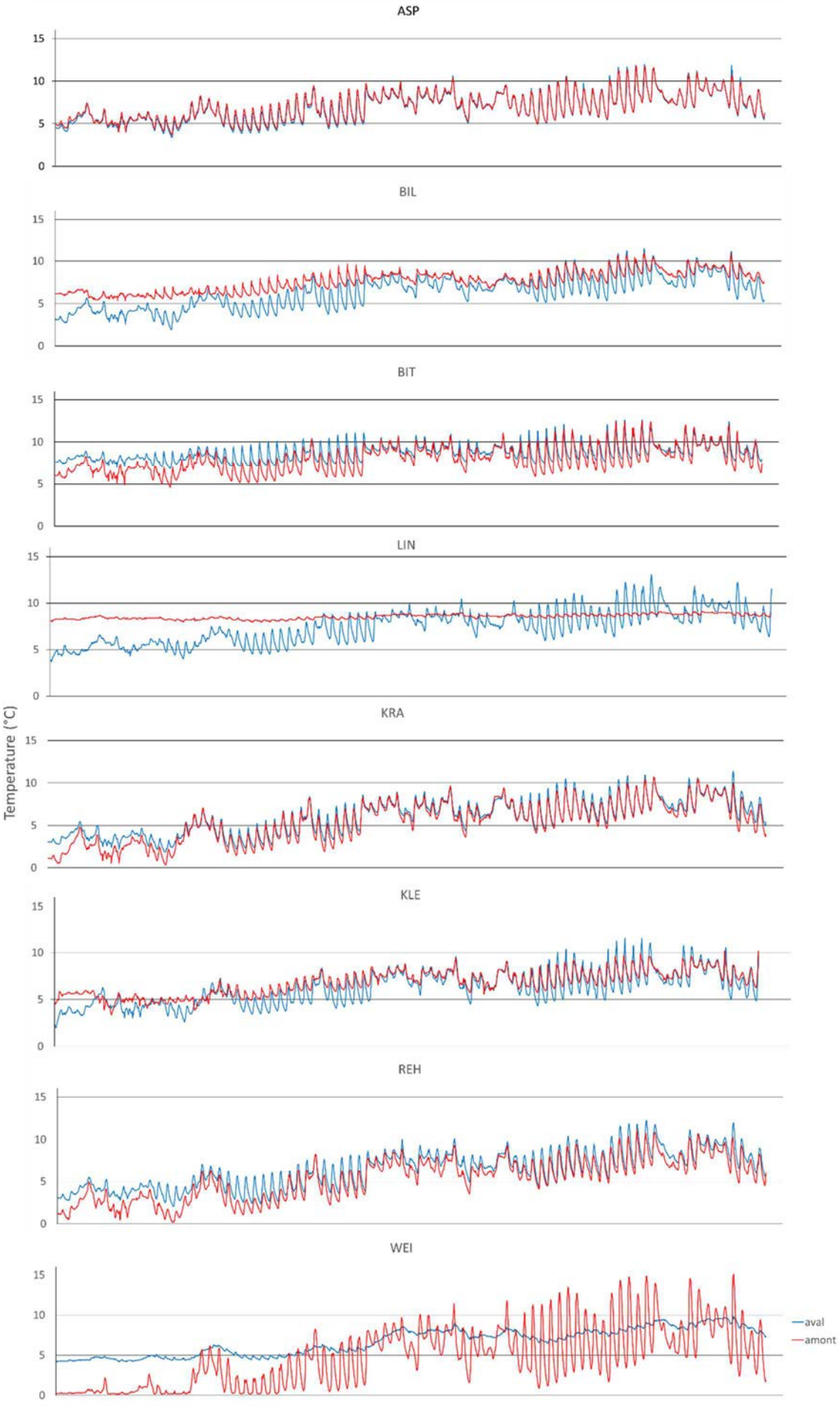


Figure 34 : Evolution de la température (°C) mesurée toutes les 30 minutes du 24 Janvier 2019 au 15 Avril 2019 pour six des ruisseaux étudiés. La température de la station amont est tracée en rouge et celle de la station aval en bleu. L'espace entre deux pics correspond à une durée de 24 heures.

Annexes 2. Etude cartographique de l'évolution de la surface forestière

Des données cartographiques anciennes ont été géoréférencées et utilisées afin de reconstituer la couverture forestière à différentes époques sur un logiciel de SIG (Carte de Cassini, carte d'état-major, photographie aérienne de 1938). Cette étude réalisée en collaboration avec l'OHM Pays de Bitche (Labex DRHIIM), fut menée sur l'ensemble du pays de Bitche et est bornée aux limites du département de la Moselle. Une partie du bassin versant du REH et l'ensemble de l'ASP étant sur le territoire du bas-Rhin (67), ils ne sont pas représentés sur la figure 37.

Sur cette figure, on remarque que les fonds de vallon sont déboisés dans l'ensemble des bassins versants étudiés pour la carte d'état-major. En 1938, le recouvrement des fonds de vallon est plus important. Des zones déboisées de petite superficie apparaissent dans les zones forestières. De telles zones sont également potentiellement présentes durant la première période mais peuvent être masquées par la précision plus faible. La zone ouverte entre le BIT et le WEI correspond à une partie non couverte par les photographies aériennes. Sur la carte représentant la période actuelle, l'ensemble des fonds de vallon sont couverts, avec seulement quelques parcelles ouvertes. Le bassin versant du BIT est celui qui montre le plus important déboisement par le passé.

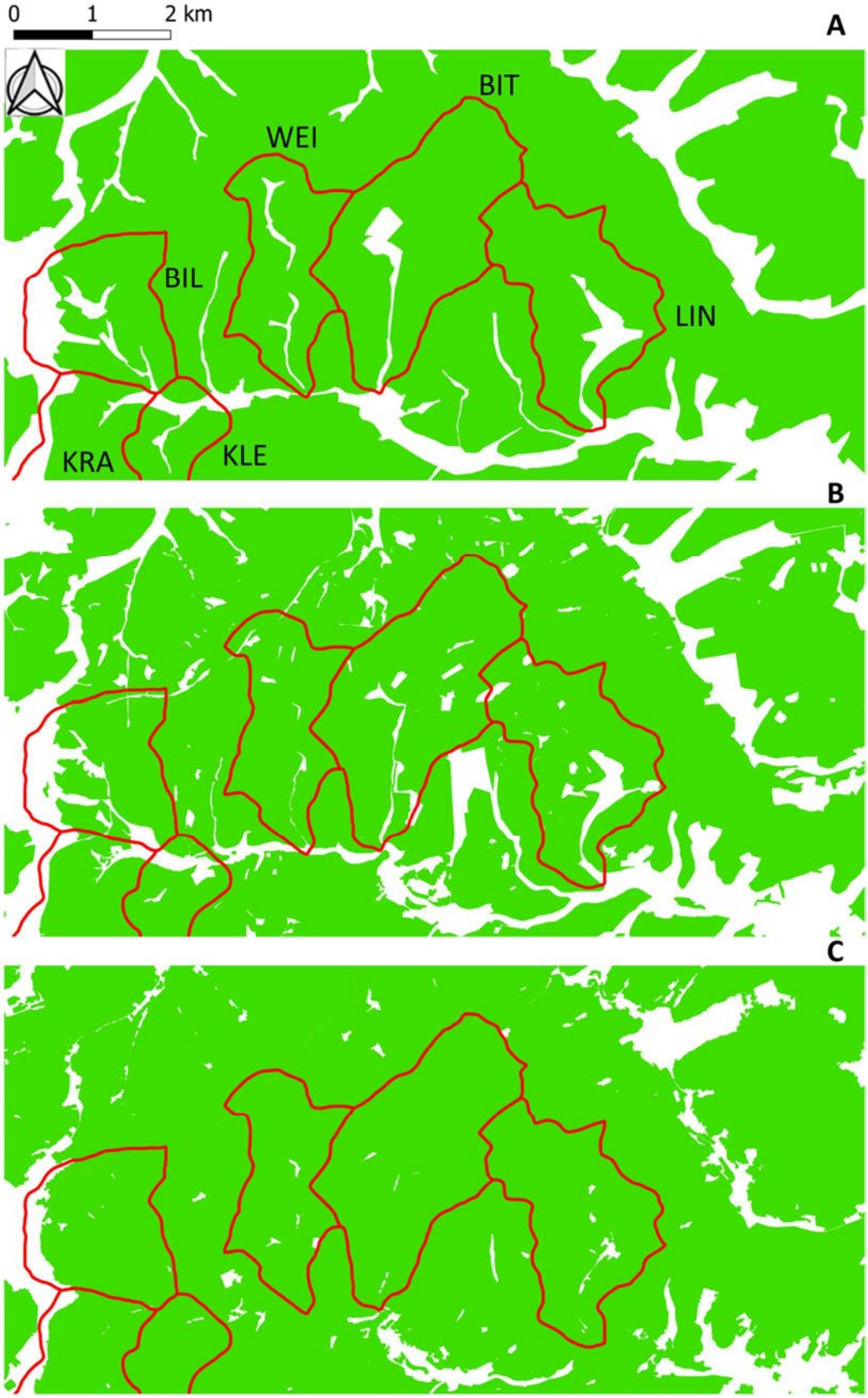


Figure 35. En vert, étendue forestière reconstituée à partir des cartes d'Etat-major (A), des photos de 1938 (B), et actuelles d'après la base de données *BDforetV2* (source : Office National des Forêts, C). Les limites de 6 des BV étudiés sont représentées en rouge

Annexes 3. Photographies des stations d'étude amont (droite) et aval (gauche) des huit ruisseaux étudiés (source : P. Wagner, D. Gocel-Chalté)

Krappenthalbach

Bildmuehle

Weissbach

Bitscherthalbach

Klein Shaer

Rehbach

Aspenthalbach

Lindelthalbach

Annexes 4. Photographies de sites de production de charbon. Les tirets blancs mettent en évidence la forme des sites. La dernière image montre une plateforme creusée par un sentier forestier laissant voire l'horizon de sol charbonneux (source : Philippe Wagner, David Gocel-Chalté)